รหัสโครงการ SUT10-1002-54-12-05

รายงานการวิจัย

การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

(Fixed-film bioscrubber capacity development)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจาก

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

รหัสโครงการ SUT10-1002-54-12-05

รายงานการวิจัย

การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

(Fixed-film bioscrubber capacity development)

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการ

ผศ.ดร. สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์

สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม

สำนักวิชาสาธารณสุขศาสตร์

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ พ.ศ. 2554

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

กิตติกรรมประกาศ

รายงานการวิจัยเรื่อง “การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์” นี้ ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ประจำปีงบประมาณ 2554 ซึ่งสำเร็จลุล่วงด้วยดี คณะผู้วิจัยขอขอบพระคุณมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีที่ได้ให้โอกาสและให้การสนับสนุนแก่คณะวิจัยทำให้งานวิจัยฉบับนี้เสร็จสมบูรณ์

ท้ายนี้ คณะผู้วิจัยขอขอบพระคุณทุกท่านที่ให้การสนับสนุนงานวิจัยนี้ และหวังเป็นอย่างยิ่งว่ารายงานการวิจัยฉบับนี้จะเป็นประโยชน์และเป็นแนวทางหนึ่งในการนำไปประยุกต์ใช้ให้เกิดประโยชน์แก่วงการวิจัยสำหรับภาคอุตสาหกรรมของประเทศไทยต่อไป

คณะผู้วิจัย

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทคัดย่อ

การศึกษาวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดกลิ่นในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ โดยใช้จุลินทรีย์รวมกลุ่มของ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ซึ่งมีความสามารถสูงในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ มาศึกษาพัฒนาโดยนำมาตรึงบนผิวของตัวกลางในระบบทำการศึกษาระยะแรก (Short term period) เพื่อหาสภาวะเหมาะสมของระบบ เดินระบบต่อเนื่อง 24 ชั่วโมง พบว่าที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min ระยะเวลากักเก็บ 50.91 วินาที และอัตราการไหลของของเหลว 10 ml/min ที่ความเข้มข้นก๊าซเข้าระบบโดยประมาณ 10 ppm ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซสูงสุด ซึ่งมากกว่าร้อยละ 99.99 โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์สูงสุดในชั่วโมงที่ 12 ของการเดินระบบ ขณะที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ถูกกำจัดได้อย่างรวดเร็วในระยะเวลาเพียง 6 ชั่วโมงของการเดินระบบ จึงทำการศึกษาสภาวะดังกล่าวในระยะยาว (Long term period) เพื่อหาประสิทธิภาพที่ดีที่สุดของระบบ โดยการเดินระบบต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 10 วัน พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ในช่วงประมาณร้อยละ 80-90 และประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ประมาณร้อยละ 40-50 ตลอดช่วงเวลาการศึกษา โดยระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดีที่สุดในช่วง 48 ชั่วโมงแรก ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซสูงสุดคิดเป็นร้อยละ 96.91 และพบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ออกจากระบบเท่ากับ 0.3 ppm เช่นเดียวกันกับการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระบบสามารถกำจัดก๊าซได้สูงสุดในช่วง 48 ชั่วโมงแรกเช่นเดียวกัน แต่มีประสิทธิภาพสูงสุดเพียงร้อยละ 52.17 พบก๊าซออกจากระบบเท่ากับ 5.5 ppm หลังจากนั้นระบบมีแนวโน้มในการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิดได้ลดลง นอกจากนี้ยังมีการศึกษาจำนวนเซลล์จุลินทรีย์รวมกลุ่มที่ยึดเกาะบนตัวกลาง ภายหลังจากการเดินระบบพบว่ามีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางประมาณ 10^5-10^6 CFU/ml ขณะเดียวกันมีจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบอยู่ในช่วง 10^6 CFU/ml ทั้งนี้จากการตรวจวิเคราะห์ปริมาณไซยาไนด์ แอมโมเนียไนโตรเจน ปริมาณไนเตรท และปริมาณซัลเฟตมีการเปลี่ยนแปลงไปตามประสิทธิภาพการกำจัดไฮโดรเจนไซยาไนด์ และไฮโดรเจนซัลไฟด์เช่นเดียวกันทุกการทดลอง

คำสำคัญ: กลิ่น ฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ไฮโดรเจนไซยาไนด์ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ ประสิทธิภาพการกำจัด

Abstract

This research aims to develop the capacity of the fixed-film bioscrubber system and to study the optimum operating conditions of the system for removal of hydrogen cyanide and hydrogen sulfide gas mixtures. The microbial consortium was composed of a mixed culture *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 for hydrogen cyanide removal and a mixed culture *Acinetobacter* sp. MU1_03 and *Alcaligenes faecalis* MU2_03 for hydrogen sulfide removal. This consortium was immobilized on packing materials and packed inside a glass column for system. The short term periods were set continuously 24 hours to test the optimum conditions. Under certain conditions; 250 ml/min of gas flow rate, 10 ml/min of liquid flow rate and 50.91 s of empty bed retention time, the system exhibited more than 99.99% of gas removal at 10 ppm within 12 hours for hydrogen cyanide removal and 6 hours for hydrogen sulfide removal. Then, these conditions were set for 10 days continuous long term period experiment to obtain the optimum efficiency. This fixed-film bioscrubber system showed 80-90% removal efficiency of hydrogen cyanide and 40-50% removal efficiency of hydrogen sulfide. It revealed high removal efficiency of hydrogen cyanide that was 96.91% with 0.3 ppm of cyanide gas outlet within 48 hours of study while sulfide gas was eliminated rapidly within 48 hours but showed only 52.17% with 5.5 ppm of sulfide gas outlet and then the removal efficiency was decreased thereafter. In addition, the cells of mixed culture immobilized on packing materials were in the trend of increasing about 10^5-10^6 CFU/ml. The by-products compounds in the form of residual cyanide, ammonia, nitrate, and sulfate were found depending on hydrogen cyanide and hydrogen sulfide degradation.

Keywords: Odor, Fixed-film bioscrubber, Hydrogen cyanide, Hydrogen sulfide, Removal efficiency

สารบัญ

	หน้า
กิตติกรรมประกาศ	ก
บทคัดย่อ	ข
Abstract	ค
สารบัญ	ง
สารบัญตาราง	ช
สารบัญภาพ	ซ
คำอธิบายสัญลักษณ์	ญ
บทที่ 1 บทนำ	**1**
1.1 ความสำคัญ และที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย	1
1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย	2
1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย	2
1.4 กรอบแนวความคิดของโครงการวิจัย (Conceptual Framework)	2
บทที่ 2 ทบทวนวรรณกรรม	**6**
2.1 ไฮโดรเจนซัลไฟด์	6
2.1.1 แหล่งกำเนิดไฮโดรเจนซัลไฟด์	7
2.1.2 สมบัติทางกายภาพ	7
2.1.3 ความเป็นพิษของไฮโดรเจนซัลไฟด์	8
2.2 ไฮโดรเจนไซยาไนด์	11
2.2.1 แหล่งกำเนิด	11
2.2.2 คุณลักษณะทางกายภาพและเคมี	12
2.2.3 ความคงตัวและการเกิดปฏิกิริยา	12
2.2.4 ความเป็นพิษ	13
2.3 การบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ โดยกระบวนการทางชีวภาพ	17
2.4 หลักการสำคัญในการบำบัดสารมลพิษด้วยจุลินทรีย์	18
2.4.1 ระบบกรองทางชีวภาพ (Biofilters)	20

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.4.2 ระบบโปรยกรองทางชีวภาพ (Biotrickling filters)	25
2.4.3 ระบบไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubbers)	27
2.5 กลไกการทำงานกระบวนการทางชีวภาพ	32
2.5.1 การดูดซับ (Adsorption)	32
2.5.2 การดูดซึม (Absorption)	33
2.5.3 การควบแน่น (Condensation)	34
2.5.4 การย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradation/Biotransformation)	34
2.6 ระบบตรึงผิวชีวภาพ (Cell-immobilized/Fixed-film system)	36
2.6.1 ฟิล์มชีวภาพ (Biofilm)	36
2.6.2 การเกาะและการหลุดของฟิล์มชีวะ	37
2.6.3 องค์ประกอบทางเคมีของฟิล์มชีวะ	38
2.6.4 กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์	38
2.6.5 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และออกซิเจน	40
2.7 ข้อดีและข้อเสียของการใช้จุลินทรีย์เพื่อกำจัดสารมลพิษ	41
2.7.1 ข้อดีของการใช้จุลินทรีย์เพื่อกำจัดสารมลพิษ	41
2.7.2 ข้อเสียของการใช้จุลินทรีย์เพื่อกำจัดสารมลพิษ	42
บทที่ 3 ระเบียบวิธีดำเนินงานวิจัย	**44**
3.1 เครื่องมือที่ใช้ในงานวิจัย (Instruments)	44
3.2 สารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย (Chemicals)	44
3.3 จุลินทรีย์ในการทดลอง	46
3.4 อาหารเลี้ยงเชื้อ	46
3.5 ชุดทดสอบพัฒนาความสามารถของเชื้อจุลินทรีย์ ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์	47
3.6 การทดลอง	49
3.7 การวิเคราะห์ผล	50

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

บทที่ 4 ผลการวิจัยและอภิปรายผล **51**

4.1 ผลการศึกษาการเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์ 51

4.2 ผลการศึกษาระยะแรก (Short term period) ของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber) 55

4.2.1 การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min 57

4.2.2 การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min 65

4.3 ผลการศึกษาระยะยาว (Long term period) ของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ 72

บทที่ 5 สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ **82**

5.1 การพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ 82

5.1.1 การศึกษาการเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม 82

5.1.2 การศึกษาระยะแรกของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ 82

5.2 การศึกษาระยะยาวของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ 84

5.3 ข้อเสนอแนะจากการศึกษาวิจัย 85

บรรณานุกรม 86

ภาคผนวก ก. วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ 95

ภาคผนวก ข. กราฟมาตรฐาน 102

ประวัติคณะผู้วิจัย 104

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 ระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์และผลกระทบที่เกิดขึ้นกับร่างกาย	9
2.2 ระดับความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์	15
2.3 การย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยจุลินทรีย์	17
2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบกรองทางชีวภาพ	24
2.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบโปรยกรองทางชีวภาพ	26
2.6 ข้อดีและข้อเสียของระบบไบโอสครับเบอร์	31
3.1 สภาวะและตัวแปรที่ใช้ในการวิจัยในการศึกษาระยะแรก (Short term period)	50
4.1 ลักษณะทั่วไปของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture bacteria)	52
4.2 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture bacteria) ในช่วงระยะเวลา 7 วัน	54
4.3 การทดลองระยะแรก (Short-term period) ของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์	56
4.4 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ในการกำจัดก๊าซที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 250 ml/min	58
4.5 สารผลิตภัณฑ์ในการกำจัดก๊าซที่เปลี่ยนรูปกลายเป็นไซยาไนด์และซัลเฟตในของเหลวที่ไหลเวียนในระบบที่เกิดขึ้นจากการบำบัด ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min	62
4.6 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ในการกำจัดก๊าซที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 500 ml/min	67
4.7 สารผลิตภัณฑ์ในการกำจัดก๊าซที่เปลี่ยนรูปกลายเป็นไซยาไนด์คงค้างและซัลเฟตในของเหลวที่ไหลเวียนในระบบที่เกิดขึ้นจากการบำบัด ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min	69
4.8 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์	73
4.9 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์	75
4.10 ปริมาณไซยาไนด์และซัลเฟตเหลืออยู่ในระบบ และสารผลิตภัณฑ์ (By-products) ที่เกิดขึ้นหลังจากการย่อยสลายตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบ	80
4.11 น้ำหนักของตัวกลางพลาสติก Polypropylene pall (PP) ring ที่เพิ่มขึ้นภายหลังจากการเดินระบบระยะยาว	81

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญภาพ

ภาพที่	หน้า
1.1 กรอบแนวคิดของการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนไซยาไนด์ภายในคอลัมน์ฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์	4
2.1 กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษโดยใช้จุลินทรีย์	19
2.2 ระบบบำบัดก๊าซทางชีวภาพ	20
2.3 แสดงความแตกต่างของชนิดวัสดุและความดันลดที่เกิดขึ้น	24
2.4 การดูดซับภายในระบบทางชีวภาพ	32
2.5 ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวภาพที่ชั้นความหนาต่างๆ	39
2.5 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีวะ	41
3.1 Polypropylene pall ring packing media ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1 นิ้ว	47
3.2 แผนผังทิศทางการไหลและส่วนประกอบของชุดทดสอบพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์	48
3.3 Fixed-film bioscrubber system	49
4.1 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 ที่เจริญในอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium ที่มีโพแตสเซียมไซยาไนด์	53
4.2 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์กลุ่ม *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03ที่เจริญในอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium ที่มีโซเดียมไธโอซัลเฟต	53
4.3 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture microbial growth curve) ในช่วงระยะเวลา 7 วัน	54
4.4 ประสิทธิภาพของระบบในการจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min เปรียบเทียบระหว่างความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm	59

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่ **หน้า**

4.5 ปริมาณไซยาไนด์คงค้าง (Residual cyanide) และปริมาณไนเตรทในระบบ ที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้าระบบ 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min 63

4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min สัมพันธ์กับปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้น 64

4.7 ประสิทธิภาพในการจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min เปรียบเทียบระหว่างความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm 66

4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min สัมพันธ์กับปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้น 68

4.9 ความสัมพันธ์ของแอมโมเนียและไนเตรทที่ความเข้มข้นก๊าซ 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min 70

4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN gas) ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ 74

4.11 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ 75

4.12 ปริมาณไซยาไนด์คงค้างในระบบและสารผลิตภัณฑ์ (By-products) ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายไซยาไนด์ 77

4.13ปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นตลอดช่วงระยะเวลา 10 วันของการเดินระบบ 78

4.14 ค่าออกซิเจนละลาย ค่าความเป็นกรด-ด่างและอุณหภูมิในระบบตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบ 79

ข.1 กราฟมาตรฐานไนเตรตความเข้มข้น 0.05-1.00 mg/l โดยวิธี Brucine Method 103

ข.2 กราฟมาตรฐานซัลเฟตความเข้มข้น 10-50 mg/l โดยวิธี Turbidimetric method 103

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

คำอธิบายสัญลักษณ์

CFU/ml	=	Colony forming unit per milliliter
CN^-	=	Cyanide
DO	=	Dissolved Oxygen
EBRT	=	Empty bed retention time
$g/m^3 \cdot hrs$	=	Gram per cubic meter per hour
HCN	=	Hydrogen cyanide
H_2S	=	Hydrogen sulfide
m^3/h	=	Cubic meter per hour
m^3/s	=	Cubic meter per second
m^3/min	=	Cubic meter per minute
mg/l	=	Milligram per liter
mg/m^3	=	Milligram per cubic meter
ml/min	=	Milliliter per minute
ppm	=	Part per million
NH_3-N	=	Ammonia Nitrogen
NO_3^--N	=	Nitrate Nitrogen
SO_4^{2-}	=	Sulfate

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 1
บทนำ

1.1 ความสำคัญ และที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย

กลิ่นเป็นเหตุรำคาญชนิดหนึ่งที่รบกวนสภาพความเป็นอยู่ของมนุษย์ เกิดผลเสียต่อสุขภาพร่างกายและหากมีความเข้มข้นสูงอาจทำให้เกิดอันตรายถึงแก่ชีวิตได้ กลไกการรับสัมผัสกลิ่นเกิดขึ้นเมื่อสารเคมีที่ระเหยได้ในอากาศสัมผัสกับระบบรับกลิ่นของร่างกายมนุษย์แล้วส่งต่อไปยังสมองเพื่อกระตุ้นให้รับรู้ถึงกลิ่นของสารที่เข้ามาในร่างกาย เมื่อร่างกายของมนุษย์เคยรับกลิ่นของสารชนิดใดแล้ว จะสามารถรับรู้กลิ่นของสารชนิดนั้นได้เร็วขึ้น แม้ได้รับสัมผัสกลิ่นนั้นที่ความเข้มข้นน้อยก็ตาม (Theodore, 1988) กลิ่นที่เกิดจากสารประกอบไซยาไนด์และซัลไฟด์ถือเป็นก๊าซมลพิษ (Gaseous pollutant) ที่สำคัญ เนื่องจากก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นก๊าซอนินทรีย์ ที่ไม่มีสี กลิ่นคล้ายอัลมอลด์ขม (Bitter almonds) ขณะที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซอนินทรีย์เช่นเดียวกัน ไม่มีสี กลิ่นคล้ายกลิ่นไข่เน่า (Rotten egg) ซึ่งก๊าซทั้งสองชนิดนี้สามารถเข้าสู่ร่างกายโดยผ่านทางการหายใจ ซึ่งจะไปยังปอด หัวใจ กระแสเลือด ไต และสมอง การสัมผัสรับก๊าซทั้งสองชนิดนี้อย่างเฉียบพลัน จะมีผลต่อระบบหายใจ ไม่สามารถทรงตัวได้ ปวดศีรษะ คลื่นไส้ ส่วนความเป็นพิษเรื้อรังต่อการรับสัมผัสก๊าซนี้ในระดับความเข้มข้นต่ำ คือ มีผลต่อระบบประสาท ระบบหายใจ หัวใจ และหลอดเลือด และมีผลต่อต่อมไทรอยด์ (EPA, 1974; Marquot, 2001; Standards Development Branch, 2005)

การบำบัดกลิ่นที่ใช้ในปัจจุบันมีหลายวิธี ได้แก่ วิธีทางเคมี เช่น การสครับด้วยเคมี (Chemical scrubbers) การใช้ความร้อนทำปฏิกิริยา (Thermal oxidation) การใช้ตัวเร่งปฏิกิริยา (Catalytic oxidation) เป็นต้น วิธีทางกายภาพ เช่น การควบแน่น (Condensation) การดูดซับ (Adsorption) เป็นต้น วิธีทางชีวภาพ เช่น การกรองชีวภาพ (Biofilter) การสครับด้วยชีวภาพ (Bioscrubber) เป็นต้น (Botz and Mudder 2002; Logsdon *et al.*, 1999; Groenestijn and Hesselink, 1993; Sirianuntapiboon, 2007) ซึ่งการบำบัดกลิ่นด้วยวิธีการทางชีวภาพนั้นได้รับการยอมรับและสนใจศึกษามากขึ้น เนื่องจากมีประสิทธิภาพสูง ค่าใช้จ่ายในการบำรุงรักษาต่ำ และที่สำคัญคือไม่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมจึงเป็นที่ยอมรับอย่างกว้างขวาง

วิธีการบำบัดกลิ่นที่ดีที่สุดวิธีหนึ่ง คือ การสครับด้วยชีวภาพ (Bioscrubber) เนื่องจากวิธีนี้จะควบคุมการทำงาน ควบคุมพีเอชสารอาหารได้ดี และสามารถบำบัดก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงถึง 300 พีพีเอ็ม และอัตราการไหลเข้าสู่ระบบได้สูงถึง 2×10^6 ลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง ซึ่งถ้าระบบสามารถรองรับอัตราการไหลของก๊าซได้สูงจะทำให้ลดพื้นที่และลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดได้อีกด้วย

ขณะเดียวกันข้อดีที่สุดของระบบบำบัดชนิดนี้คือสามารถบำบัดกลิ่นที่มีความเข้มข้นสูงและมีอัตราการไหลของก๊าซเพิ่มสูงอย่างรวดเร็ว สำหรับประสิทธิภาพการกำจัด (Removal efficiency) ของระบบนี้อยู่ระหว่าง 90-99% ซึ่งสูงกว่าระบบกรองชีวภาพ ดังนั้นในการศึกษาวิจัยจึงเลือกที่จะพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดกลิ่น ระบบนี้ประกอบด้วย ตัวคอลัมน์ (Gas/liquid exchange column) ที่มีตัวกลาง (Packing materials) เป็นพลาสติกชนิด Polypropylene pall rings ให้จุลินทรีย์เคลือบผิวของตัวกลาง และถังสำหรับใส่ของเหลวไหลเวียนในระบบ (Recirculation tank) (Potivichayanon, 2005; Potivichayanon *et al*., 2006)

การศึกษาวิจัยการกำจัดกลิ่นทั้งสองชนิดนี้ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์จะเป็นต้นแบบในการช่วยให้ภาคอุตสาหกรรมมีการจัดการและรักษาสิ่งแวดล้อมควบคู่กับการพัฒนาต่อไป อีกทั้งยังเป็นประโยชน์แก่อุตสาหกรรมในการลดมลพิษสิ่งแวดล้อมทำให้เกิดการพัฒนาอย่างยั่งยืน

1.2 วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1.2.1 เพื่อพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์ม ไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดก๊าซที่ทำให้เกิดกลิ่น

1.2.2 เพื่อศึกษาตัวแปรในสภาวะเหมาะสมที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพดีที่สุด

1.3 ขอบเขตของโครงการวิจัย

1.3.1 จุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาในการวิจัยนี้เป็นจุลินทรีย์รวมระหว่าง MU1_03 MU2_03 SUTS 1 และ SUTS 2 (Mixed culture) ที่มีความสามารถในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนไซยาไนด์ตามลำดับ

1.3.2 การพัฒนาความสามารถโดยการทดสอบประสิทธิภาพของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดกลิ่นโดยใช้ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นก๊าซที่ทำให้เกิดกลิ่น

1.4 กรอบแนวความคิดของโครงการวิจัย (Conceptual Framework)

มลพิษที่เกิดจากก๊าซ (Gaseous pollutants) อาจเกิดจากก๊าซพวกซัลเฟอร์ ได้แก่ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ และก๊าซพวกไซยาไนด์ ได้แก่ ไฮโดรเจนไซยาไนด์ ซึ่งเป็นสารประกอบอนินทรีย์ (Theodore, 1988) ซึ่งก๊าซเหล่านี้พบได้จากกระบวนการผลิตหรือแปรรูปมันสำปะหลัง การบำบัดกลิ่นที่เกิดจากก๊าซเหล่านี้สามารถบำบัดได้ด้วยกระบวนการทางชีวภาพโดยจุลินทรีย์ จุลินทรีย์ที่แยก

ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลังซึ่งมีกลิ่นของไฮโดรเจนไซยาไนด์ปนเปื้อนอยู่ในระบบบำบัด จะมีความสามารถในการกำจัดกลิ่นไฮโดรเจนไซยาไนด์ในสภาวะที่มีออกซิเจนซึ่งจะถูกเปลี่ยนรูปและกลายเป็นสารประกอบที่มีความเป็นพิษน้อยลงได้แก่ แอมโมเนีย และไบคาร์บอเนต และแอมโมเนียจะเปลี่ยนเป็นไนเตรทในที่สุด (Petrozzi and Dunn, 1994) ดังแสดงในปฏิกิริยาต่อไปนี้ (ปฏิกิริยาที่ 1 ถึง 3)

$$CN^- + 1/2O_2 + 2H_2O \xrightarrow{\text{aerobic microorganisms}} HCO_3^- + NH_3 \quad (1)$$

$$NH_3 + 3/2O_2 \longrightarrow NO_2^- + H^+ + H_2O \quad (2)$$

$$NO_2^- + 1/2O_2 \longrightarrow NO_3^- \quad (3)$$

ขณะที่จุลินทรีย์ที่คัดแยกได้จากระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของไฮโดรเจนซัลไฟด์จะมีความสามารถในการกำจัดกลิ่นที่เกิดจากไฮโดรเจนซัลไฟด์ในสภาวะที่มีออกซิเจนซึ่งจะถูกเปลี่ยนรูปและกลายเป็นสารประกอบซัลเฟต ดังแสดงในปฏิกิริยาต่อไปนี้ (ปฏิกิริยาที่ 4 ถึง 5)

$$H_2S + O_2 \xrightarrow{\text{sulfur oxidizing bacteria}} H_2O + S^0 \quad (4)$$

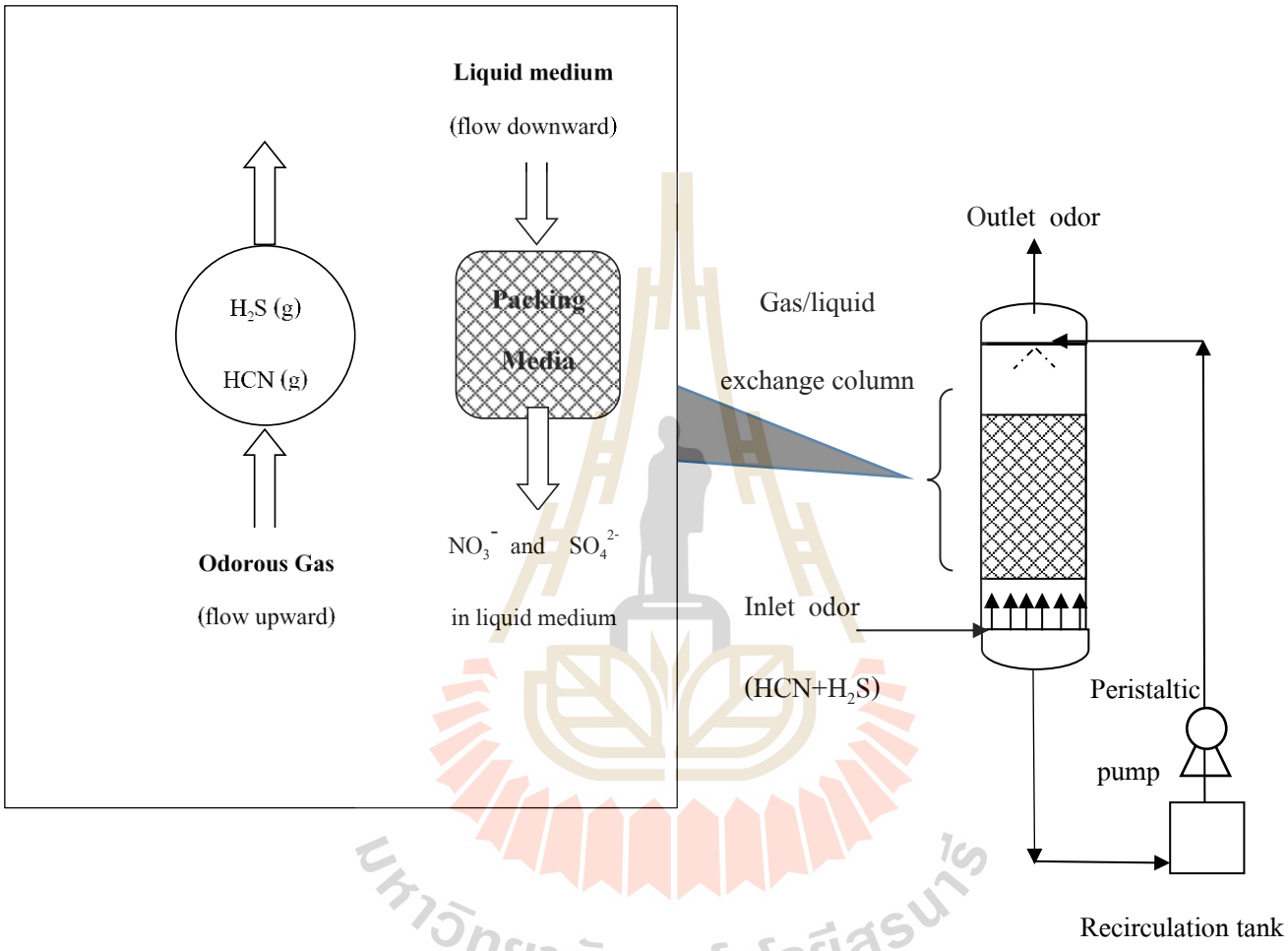
$$S^0 + O_2 \xrightarrow{\text{sulfur oxidizing bacteria}} SO_4^{2-} \quad (5)$$

หรืออาจเกิดปฏิกิริยาระหว่างไซยาไนด์และซัลไฟด์กลายเป็นไธโอไซยาเนท (Thiocyanate) ดังปฏิกิริยาที่ 6 ซึ่งอาจทำให้ลดความเป็นพิษของก๊าซทั้ง 2 ชนิดนี้ได้

$$CN^- + S \longrightarrow SCN^- \quad (6)$$

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ดังนั้นเพื่อนำจุลินทรีย์มาใช้ประโยชน์ในการกำจัดกลิ่นจึงมีกรอบแนวคิดของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ขึ้นดังภาพที่ 1.1



ภาพที่ 1.1 กรอบแนวคิดของการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนไซยาไนด์ภายในคอลัมน์ฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

เมื่อกลิ่นในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้าสู่ระบบ คอลัมน์ฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์จะทำหน้าที่กำจัดกลิ่นที่เกิดจากก๊าซดังกล่าวด้วยจุลินทรีย์ที่มีความสามารถเฉพาะแต่ละชนิดของก๊าซนั้น โดยจุลินทรีย์นี้ถูกเคลือบอยู่ที่ผิวของตัวกลาง ขณะเดียวกันของเหลวที่ไหลเวียนภายในระบบจะเป็นส่วนที่ทำให้จุลินทรีย์ได้รับความชื้นเพียงพอในการย่อยสลายก๊าซ นอกจากนั้นจุลินทรีย์บางส่วนที่หลุดออกจากตัวกลางจะไหลเวียนอยู่ภายในระบบตามการไหลเวียนของของเหลวทำให้เกิดการย่อยสลายและบำบัดกลิ่นที่เคลื่อนย้ายจากสถานะก๊าซไปสู่สถานะของของเหลวจึงช่วยให้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์มีประสิทธิภาพในการกำจัดกลิ่นในรูปของก๊าซทั้งสองชนิดนี้ได้ดีขึ้น

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 2

ทบทวนวรรณกรรม

ไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นสารประกอบที่มีความสำคัญซึ่งพบได้ในน้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลัง ทั้งนี้เนื่องจากสารประกอบไซยาไนด์ ปริมาณ 2.85 – 39.27 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม เป็นองค์ประกอบอยู่ในมันสำปะหลัง (กล้าณรงค์และคณะ, 2542; สำนักงานเศรษฐกิจการเกษตร, 2544) เมื่อมีการแปรรูปและใช้ประโยชน์จากมันสำปะหลัง จะทำให้เกิดกลิ่นที่มีสารประกอบไซยาไนด์จากกระบวนการผลิตขึ้น แม้ในการกำจัดกากหรือของเสียจากกระบวนการผลิตยังคงมีกลิ่นซึ่งส่วนใหญ่ประกอบด้วยไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Aronstein *et al.* 1994) ความเป็นพิษของสารประกอบไซยาไนด์ขึ้นอยู่กับปฏิกิริยาทางกายภาพ-เคมีในสิ่งแวดล้อม ไซยาไนด์ที่มีความเข้มข้นน้อยยังคงมีความเป็นพิษต่อมนุษย์ พืช และสัตว์ ซึ่งการก่อให้เกิดพิษเฉียบพลันต่อมนุษย์นั้นจะอยู่ในรูปของเหลว ก๊าซ หรือสารประกอบของไซยาไนด์ที่สามารถเข้าสู่ร่างกายโดยการหายใจ การกลืน การดูดซึมผ่านทางตา ผิวหนัง หรือเนื้อเยื่อที่มีน้ำเมือกอยู่ การหายใจเอาไซยาไนด์เข้มข้น 100-300 พีพีเอ็ม (as HCN) จะทำให้เสียชีวิตได้ภายใน 10-60 นาที และความเป็นพิษจะมากขึ้นเมื่อความเข้มข้นของไซยาไนด์มากขึ้น นอกจากนี้การกลืนกินอาหารที่มีไซยาไนด์ปนเปื้อนในรูปของไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 50-200 มิลลิกรัม หรือ 1-3 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัมของน้ำหนักตัว จะทำให้เสียชีวิตได้ (LD_{50}) นอกเหนือจากนั้นไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถพบได้ในโรงงานอุตสาหกรรมประเภทนี้เช่นกัน โดยเฉพาะพบได้ในน้ำเสียที่เกิดจากโรงงานแป้งมันสำประหลังหรือจากกระบวนการที่มีการผลิตแก๊สชีวภาพจากมันสำปะหลังที่เหลือทิ้งจากกระบวนการผลิต (EPA 1993) ไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่ทำให้เกิดอันตรายต่อดวงตา ระบบทางเดินหายใจและระบบประสาทที่ระดับความเข้มข้นเพียง 10 พีพีเอ็ม และหากหายใจเอาซัลไฟด์ที่มีความเข้มข้น 600 พีพีเอ็มในสภาพที่ไม่มีการระบายอากาศอาจทำให้เสียชีวิตเช่นกัน (Marquot, 2001)

2.1 ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide, H_2S)

ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่ไม่มีสี เป็นพิษ และ เป็นก๊าซไวไฟ มีกลิ่นคล้ายไข่เน่า (Rotten egg) มีน้ำหนักโมเลกุลเท่ากับ 34.08 มีแรงดึงภายในโมเลกุลน้อยจึงมีความสามารถในการละลายน้ำได้ดี ทำให้น้ำมีความเป็นกรดเกิดการกัดกร่อนในเส้นท่อและสามารถเคลื่อนที่ได้เมื่อสัมผัสกับความชื้นในดิน

เคลื่อนที่ลงสู่ธรรมชาติและสิ่งแวดล้อมได้ (Potivichayanon *et al*., 2006) มีสถานะเป็นก๊าซที่อุณหภูมิ และความดันห้อง สามารถถูกออกซิไดซ์ให้กลายเป็นก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ และกรดซัลฟูริก

2.1.1 แหล่งกำเนิดไฮโดรเจนซัลไฟด์

ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถเกิดขึ้นเองโดยธรรมชาติ และเกิดจากการดำเนินกิจกรรมของมนุษย์ ซึ่งไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นเองในธรรมชาติเกิดขึ้นจากก๊าซจากการระเบิดของภูเขาไฟ องค์ประกอบของซัลเฟอร์ในน้ำพุร้อน ใต้ทะเล และในหนองน้ำที่ลึกจนออกซิเจนแพร่ไปไม่ถึงทำให้เกิดการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน ไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นจากกิจกรรมของมนุษย์โดย จากกระบวนการอุตสาหกรรม (Lomans *et al*., 2002) เช่น กิจกรรมปิโตรเลียม อุตสาหกรรมกระดาษในกระบวนการฟอกสีกระดาษที่ต้องมีการใช้สารประกอบในกลุ่มซัลเฟอร์ในการฟอก กระบวนการผลิตยางพารา กระบวนการผลิตอาหาร เป็นต้น การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ในระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศ สำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีซัลเฟตสูงอาจก่อให้เกิดปัญหาหลายประการ เช่น ปัญหากลิ่นเหม็นไข่เน่า ปัญหาการสึกกร่อนของอุปกรณ์โลหะ หรือแม้กระทั่งจากกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ ปัญหาเป็นพิษต่อแบคทีเรียผลิตมีเทนและทำให้ปริมาณก๊าซมีเทนลดลง รวมทั้งมีผลต่อระบบเติมอากาศที่ตามหลัง เนื่องจากซัลไฟด์เป็นสารรีดิวซ์ที่ทำปฏิกิริยากับออกซิเจนได้ นอกจากนั้นเมื่อนำก๊าซชีวภาพที่มีไฮโดรเจนซัลไฟด์ไปใช้ประโยชน์จะมีปัญหาการกัดกร่อนของอุปกรณ์ต่างๆ ทำให้มีความจำเป็นต้องทำความสะอาดก๊าซชีวภาพก่อนนำไปใช้ประโยชน์ เมื่อก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์หลุดสู่ชั้นบรรยากาศ จะถูกออกซิไดซ์เป็นก๊าซซัลเฟอร์ไดออกไซด์ ภายใต้ออกซิเจนและความชื้นที่เหมาะสม เกิดเป็นละอองของกรดกำมะถันที่กระจายอยู่ในบรรยากาศที่เรียกว่า “Acid Mist” และเมื่ออากาศมีความชื้นสูงจะเกิดการควบแน่นทำให้อนุภาคเหล่านี้ตกลงมากับฝนเรียกว่า ฝนกรด ซึ่งในแต่ละกิจกรรมจะมีปริมาณการปลดปล่อยแตกต่างกันขึ้นอยู่กับขนาดของกิจกรรม และสารเคมีที่ใช้

2.1.2 สมบัติทางกายภาพ

ไฮโดรเจนซัลไฟด์จะประกอบด้วย ไฮโดรเจน (H) สองอะตอม และเชื่อมกับซัลไฟด์ (S) หนึ่งอะตอมด้วยพันธะเดี่ยว เป็นก๊าซที่มีองค์ประกอบหลักๆอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) เมทธิลเมอร์แคปเทน (CH_3SH) ไดเมทธิลซัลไฟด์ ($(CH_3)_2S$) และไดเมทธิลไดซัลไฟด์ ($(CH_3)_2S_2$) (Park *et al*., 2002) ซึ่งแต่ละชนิดเป็นองค์ประกอบที่มีความเป็นพิษ

ข้อมูลทางกายภาพ

สูตรโมเลกุล	:	H_2S
โครงสร้าง	:	H-S-H
น้ำหนักโมเลกุล	:	34.08 กรัม/โมล
สภาวะทางกายภาพ	:	ก๊าซ
สี	:	สถานะก๊าซไม่มีสี
การละลายน้ำ	:	ละลายได้ดีในน้ำ
ความดันไอ	:	1740 mm Hg ที่ 21 ºC
จุดหลอมเหลว	:	-82 ºC
จุดเดือด	:	-61 ºC
กลิ่น	:	ไข่เน่า (Rotten egg)

2.1.3 ความเป็นพิษของไฮโดรเจนซัลไฟด์

ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่มีอันตรายต่อมนุษย์ แต่ไม่สามารถซึมผ่านผิวหนังได้ การเกิดพิษต้องมาจากการสูดดมเข้าโดยตรง ในระดับความเข้มข้นที่ไม่สูงมากนักจะมีฤทธิ์ระคายเคืองต่อเยื่อบุทางเดินหายใจ และทางเดินอาหาร เมื่อความเข้มข้นสูงขึ้นเริ่มทำให้ประสาทรับกลิ่นไม่ทำงาน ผู้ป่วยจะเริ่มไม่ได้กลิ่นที่ความเข้มข้นระดับมากกว่า 200 ppm ไฮโดรเจนซัลไฟด์จะยับยั้งขบวนการหายใจ โดยใช้ออกซิเจนที่ระดับเซลล์จะปรากฏได้ชัดขึ้นที่ระดับความเข้มข้นสูงๆ ไฮโดรเจนซัลไฟด์มีคุณสมบัติคล้ายไซยาไนด์โดยจะไปจับกับไซโตโครม (Cytochrome) ในขบวนการถ่ายทอดอิเล็กตรอน ขบวนการหายใจโดยใช้ออกซิเจนจะถูกขัดขวาง เกิดภาวะ Lactic acidosis มากขึ้น พร้อมกับมีการกดการทำงานของระบบประสาทร่วมด้วย (Haidal, 1986) ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ระดับความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์และผลกระทบที่เกิดขึ้นกับร่างกาย

ความเข้มข้น (ppm)	ผลกระทบที่เกิดขึ้น
0.2	เริ่มได้กลิ่น
10	ได้กลิ่นที่รุนแรงมาก ระคายเคืองต่อระบบทางเดินหายใจ
50	อาการระคายเคืองตา และเยื่อบุทางเดินหายใจ
150	ประสาทรับกลิ่น ไม่ทำงาน
200	ไม่ได้กลิ่น ตาแดง เจ็บในคอ
250	อาจน้ำท่วมปอด หากสูดดมเป็นเวลานาน
500	ประมาณ 1/2-1 ชั่วโมง เกิดอาการปวดศีรษะ คลื่นไส้ หมดสติ หยุดหายใจ และเสียชีวิต
500-1000	เกิดอาการจากการขาดออกซิเจนในทุกระบบ หยุดหายใจ และเสียชีวิต

ที่มา : Haidal *et al*., (1986)

1) ผลกระทบต่อมนุษย์

ผลกระทบต่อระบบประสาท: ที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระดับ 750 – 1000 ppm เมื่อมีการสูดดมเข้าไปจะทำให้ร่างกายเกิดความเป็นพิษของก๊าซอย่างเฉียบพลัน เช่นทำให้เกิดอาการเวียนศีรษะ ปวดศีรษะ และการได้รับสัมผัสในปริมาณดังกล่าวมีผลกระทบต่อสมองเนื่องจากการขาดออกซิเจนของร่างการเนื่องจากไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความสามารถในการแย่งจับกับออกซิเจนของร่างกาย ทำให้ร่างกายขาดออกซิเจน และไม่สามารถไปเลี้ยงสมองได้ทัน

ผลกระทบต่อปอด : ไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่สามารถละลายน้ำได้ เมื่อหายใจเข้าสู่ปอดก๊าซจะสามารถละลายในของเหลวภายในปอด และดูดซึมเข้าสู่เนื้อเยื่อชั้นในของปอด มีผลทำให้เกิดการระคายเคืองของเนื้อเยื่อปอด และหากได้รับในระดับ 250 ppm จะทำให้เกิดอาการปอดบวม

ผลกระทบต่อดวงตา : ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซที่ทำให้เกิดการระคายเคือง ทำให้เกิดผลกระทบต่อดวงตาเมื่อได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยตรง เมื่อได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในปริมาณเล็กน้อยอาจสามารถทำให้เกิดผลกระทบต่อดวงตาและระบบอื่นๆ ได้เช่นกัน

ผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ : ระบบทางเดินหายใจเป็นระบบแรกๆ ที่เกิดผลกระทบเมื่อร่างกายได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ การได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระดับความเข้มข้นน้อยกว่า 700 mg/m^3 มีผลทำให้เกิดการทำลายของระบบทางเดินหายใจ และเมื่อได้รับในปริมาณความเข้มข้นสูงๆ ในระยะเวลาไม่นานจะทำให้หลอดเลือดปอดเกิดอาการบวม ปอดบวม เจ็บคอ ไอ และหายใจลำบาก

ผลกระทบต่อระบบหลอดเลือด : ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีความสามารถในการแย่งจับกับฮีโมโกลบินในเม็ดเลือดแทนออกซิเจนทำให้ร่างกายเกิดอาการเจ็บหน้าอก หัวใจเต้นช้า และอาจทำให้เกิดอาการ Cardiac irregularities หรือภาวะของความดันโลหิตสูงได้เช่นกัน

ผลกระทบต่อกระบวนการในการเผาผลาญของร่างกาย : เมื่อร่างกายได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยการได้รับทางระบบทางเดินอาหารจะทำให้เกิดการลดการสังเคราะห์ของโครงสร้างของกล้ามเนื้อ ลดการเคลื่อนที่ของกล้ามเนื้อและทำให้กล้ามเนื้อเกิดภาวะออกซิเจนภายในกล้ามเนื้อไม่เพียงพอ ทำให้เกิดอาการอ่อนเพลียขึ้น

2) ผลกระทบต่อพืช

เกิดการทำลายของใบพืช : การได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในปริมาณที่สูงจะทำให้เกิดการทำลายใบของพืช เช่น การแสดงรอยโรคของพืชที่มีลักษณะของจุดสีขาวที่ใบพืช ซึ่งความรุนแรงของรอยโรคจะมากขึ้นเมื่อพืชมีการเพิ่มอัตราการหายใจ ที่ระดับความเข้มข้น 100 – 500 ppm มีผลให้พืชที่ได้รับสัมผัสก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิดอาการแคระแกรนของลำต้นพืชได้

3) ผลกระทบต่อระบบนิเวศและสิ่งแวดล้อม

ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ในปริมาณที่สูงหากแพร่กระจายลงสู่แหล่งน้ำจะส่งผลกระทบต่อสัตว์น้ำ และสิ่งมีชีวิตในระบบนิเวศ ทำให้ความหลากหลายทางชีวภาพของระบบนิเวศลดลง ทำให้เกิดการกัดกร่อนในเส้นท่อหรือสิ่งก่อสร้างต่างๆ ซึ่งเมื่อไฮโดรเจนซัลไฟด์รวมตัวกับน้ำจะทำให้

เกิดเป็นกรดซัลฟูริก ซึ่งมีสถานะเป็นกรดทำให้มีความสามารถในการกัดกร่อนวัสดุต่างๆ ได้ เช่น ทำให้เกิดการกัดกร่อนในระบบเส้นท่อ สิ่งก่อสร้างเกิดสนิมของเหล็ก (Wiener *et al*., 2006) เป็นต้น

2.2 ไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Hydrogen cyanide, HCN)

ไฮโดรเจนไซยาไนด์ เป็นไซยาไนด์อิสระ (Free cyanide) ที่มีความสามารถในการระเหยได้ดีเมื่อสัมผัสกับอากาศและเป็นก๊าซพิษที่อันตรายร้ายแรง ไม่มีสี แต่มีกลิ่นฉุนคล้ายอัลมอนด์ (Almond) สามารถรับรู้ได้ตั้งแต่ 2-10 ppm (OSHA PEL = 10 ppm) การรับรู้กลิ่นของไฮโดรเจนไซยาไนด์นั้นขึ้นอยู่กับลักษณะเฉพาะทางพันธุกรรมของแต่ละบุคคล (ประมาณร้อยละ 20-40 ของประชากรทั่วไปไม่สามารถรับรู้กลิ่นไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้) (ATSDR, 2011) ไฮโดรเจนไซยาไนด์สามารถพบได้ในธรรมชาติ ในผลและเมล็ดของพืชหลายชนิด เช่น ลูกพีช (Peach) อัลมอนด์ (Almond) ข้าวฟ่าง ต้นไผ่ ฝ้ายและหัวมันสำปะหลัง (Cassava) เป็นต้น พืชต่างๆ เหล่านี้มีไซยาไนด์อยู่ในรูปไซยาโนไกลโคไซด์ ต่างๆ กัน เช่น ในมันสำปะหลังพบในรูปลินามาริน (Linamarin) [2-(ß-D-glucopyranosyloxy) isobutyronitrile] และโลตาสตราลิน (Lotaustralin) [methyl-linamarin, 2-(ß-D-glucopyranosyloxy) methylbutyronitrile] ร้อยละ 80-90 และที่เหลือพบในรูปของไซยาไนด์อิสระหรือไฮโดรเจนไซยาไนด์ ในขณะที่ในแอบเปิ้ลพบในรูปอะมัยดาลิน (Amygdalin) และพรูนาริน (Prunarin) เป็นต้น ในพืชจะมีเอนไซม์ที่สามารถย่อยสลายไซยาโนไกลโคไซด์ ต่างๆ เหล่านี้ให้เป็นไฮโดรเจนไซยาไนด์ซึ่งเป็นพิษต่อศัตรูผู้รุกรานได้ เช่น ในมันสำปะหลังจะมีเอนไซม์ลินามาริเนส (Linamarinase) พบในส่วนต่างๆ ของมันสามารถย่อยลินามารินไปเป็นไฮโดรเจนไซยาไนด์ซึ่งเป็นพิษ นอกจากนี้ยังเป็นสารสังเคราะห์ที่ใช้ในโรงงานทำสี เหมืองทอง การชุบทอง และการถ่ายภาพ ตลอดจนการใช้ในรูปสารประกอบเกลือไซยาไนด์ (Cyanide salt) ซึ่งละลายน้ำได้ดี

2.2.1 แหล่งกำเนิด

ไฮโดรเจนไซยาไนด์ถูกนำไปใช้ในกระบวนการสังเคราะห์มากมายในอุตสาหกรรมต่างๆ ประกอบด้วย การผลิตไนลอนจำพวกอะดิโพไนไตร (Adiponitrile) การผลิตเมธิลเมธาครีเลท (Methyl methacrylate) การผลิตโซเดียมไซยาไนด์ (Sodium cyanide) การผลิตไซยานูริคคลอไรด์ (Cyanuric chloride) การใช้เป็นสารที่รวมตัวกับโลหะแล้วเกิดเป็นสารประกอบเชิงซ้อน (Chelating agents) การใช้ในอุตสาหกรรมเกี่ยวกับด้านเภสัชกรรม และการผลิตสารเคมีอื่นๆ ซึ่งอุตสาหกรรมการผลิตที่ทำให้เกิด

ไฮโดรเจนไซยาไนด์และปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม ได้แก่ อุตสาหกรรมเกี่ยวกับการเคลือบผิวโลหะด้วยไฟฟ้า การทำเหมืองโลหะ การแยกโลหะออกจากแร่ และกระบวนการทำความสะอาดโลหะ นอกจากนี้ ไฮโดรเจนไซยาไนด์ยังพบเป็นสารประกอบในสารฆ่าแมลงและสารฆ่าเชื้อรา (ATSDR, 1993) รวมทั้งอุตสาหกรรมเครื่องหนังสามารถทำให้เกิดไฮโดรเจนไซยาไนด์และปล่อยสู่สิ่งแวดล้อมได้เช่นกัน (Tsuchiya and Sumi, 1977) นอกจากนี้แหล่งกำเนิดอีกอย่างหนึ่งของไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่พบได้ทั่วไป คือ ควันบุหรี่ ซึ่งจะอยู่ในช่วง 10-400 ไมโครกรัมต่อบุหรี่ (U.S. brands)

2.2.2 คุณลักษณะทางกายภาพและเคมี (HSDB, 1999)

ลักษณะ	เป็นก๊าซ ที่ไม่มีสี
สูตรโมเลกุล	HCN
มวลโมเลกุล	27.03
จุดเดือด	25.6 องศาเซลเซียส
จุดหลอมเหลว	-13.4 องศาเซลเซียส
ความดันไอ	630 torr ที่ 20 องศาเซลเซียส
ความสามารถในการละลาย	ผสมกับน้ำและแอลกอฮอล์ได้ และละลายในอีเทอร์ได้เล็กน้อย

2.2.3 ความคงตัวและการเกิดปฏิกิริยา

- ความคงตัวทางเคมี : ในสภาวะที่ไม่มีความชื้น ไฮโดรเจนไซยาไนด์จัดเป็นสารประกอบที่มีความเสถียรมาก แต่หากมีความชื้นจะเกิดการสลายตัวอย่างช้าๆ อยู่ในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ ซึ่งเป็นก๊าซพิษ และจะเกิดปฏิกิริยาโพลีเมอร์ไรเซชั่นที่รุนแรง เมื่อสัมผัสกับอุณหภูมิสูงกว่า 50 องศาเซลเซียส (122 องศาฟาเรนไฮต์)

- สารที่เข้ากันไม่ได้ : ไฮโดรเจนไซยาไนด์ไม่สามารถรวมตัวได้กับสารที่เป็นกรดเข้มข้น สารออกซิไดซ์ที่รุนแรง สารอัลคาไลน์ และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งหากสารเหล่านี้ทำปฏิกิริยากับไฮโดรเจนไซยาไนด์จะทำให้มีความเป็นพิษสูง และไวไฟ

- สภาวะที่ควรหลีกเลี่ยง : กรด เบส สารออกซิไดซ์อย่างแรง อัลดีไฮล์ และในสภาวะที่มีความร้อนซึ่งสภาวะดังกล่าวอาจทำให้ไฮโดรเจนไซยาไนด์เกิดระเบิดและเผาไหม้ได้ และในสภาวะที่มีความชื้นเนื่องจากทำให้เกิดไอระเหยของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่มีความเป็นพิษสูง

- สารเคมีอันตรายที่เกิดจากการสลายตัว : การเผาไหม้สารนี้อาจจะมีก๊าซพิษเกิดขึ้น เช่น ไฮโดรเจนไซยาไนด์

2.2.4 ความเป็นพิษ

ผลกระทบที่ได้รับจากการสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์จะส่งผลต่อระบบประสาทส่วนกลาง ต่อมไทรอยด์ และมีความผิดปกติทางด้านโลหิตวิทยาของผู้ปฏิบัติงาน โดยอวัยวะเป้าหมายที่เป็นอันตราย คือ ระบบประสาท ระบบต่อมไร้ท่อ และระบบหัวใจและหลอดเลือดหัวใจ ซึ่งสามารถแบ่งการได้รับเข้าสู่ร่างกายได้ ดังต่อไปนี้

1) ทางการหายใจ ก่อให้เกิดการระคายเคืองทางเดินหายใจ และเป็นโรคปอดบวมน้ำ ทำให้เกิดอาการเจ็บคอ หายใจติดขัด ปวดศีรษะ คลื่นไส้ และหมดสติได้ การหายใจเอาก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่มีความเข้มข้น 30 ppm เข้าไปสามารถทำให้เสียชีวิตได้ และความเข้มข้นที่ 2.5 ppm เป็นระยะเวลา 10 นาทีอาจทำให้เกิดอาการปวดศีรษะ คลื่นไส้ อาเจียนได้ (National Advisory Committee guidelines report, 2001)

2) ทางผิวหนัง ทำให้เป็นผื่นแดง แผลถลอก และอักเสบ สารนี้สามารถดูดซึมผ่านผิวหนังได้ อาจจะทำให้เสียชีวิตได้อย่างรวดเร็ว

3) กลืนหรือกินเข้าไป ทำให้เกิดอาการเวียนศีรษะ อ่อนเพลีย ปวดศีรษะ ความคิดสับสน ความดันเลือดต่ำ เป็นลม โคม่าและเสียชีวิตได้

4) สัมผัสถูกตา ทำให้เกิดอาการระคายเคือง การมองพร่ามัว ปวดและอาจจะทำลายตาอย่างถาวรได้

5) การก่อมะเร็ง และความผิดปกติอื่นๆ การสัมผัสสารนี้บ่อยครั้ง หรือเป็นเวลานานอาจจะทำให้มีเลือดคั่งในปอด เสียงแหบ น้ำหนักลด โดยอาจจะทำลายสมองและต่อมไทรอยด์ได้

1) ผลกระทบต่อมนุษย์

จากการศึกษาข้อมูลทางระบาดวิทยาเกี่ยวกับอาชีพที่ได้รับสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์นั้น

ส่วนใหญ่จะเกิดจากการสัมผัสสารเคมีที่มีองค์ประกอบของสารหลายชนิด การสัมผัสในกระบวนการสังเคราะห์และกระบวนการแยกโลหะออกจากแร่ และในหลายงานวิจัยยังรายงานว่าการได้รับสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์ในปริมาณที่น้อยแต่ระยะเวลานานนั้นสามารถทำให้เกิดผลกระทบต่อระบบประสาท ระบบทางเดินหายใจ ระบบหัวใจและหลอดเลือดหัวใจ รวมทั้งต่อมไทรอยด์ได้ (El Ghawabi *et al.,* 1975; Chandra *et al*., 1980; Blanc *et al*., 1985) แต่ในการศึกษายังมีข้อจำกัดคือข้อมูลการได้รับสัมผัสยังไม่เพียงพอ ไม่สามารถบ่งบอกผลกระทบในระยะยาวได้ว่าการหายใจเอาไซยาไนด์เข้าไปนั้นจะส่งผลกระทบต่อระบบประสาทส่วนกลางและต่อมไทรอยด์

ขณะเดียวกันมีนักวิจัย (El Ghawabi *et al.,* 1975) ได้ทำการศึกษาในผู้ปฏิบัติงานชาวอียิปต์ที่ทำงานเกี่ยวข้องกับอุตสาหกรรมการเคลือบผิวโลหะด้วยไฟฟ้าจำนวน 36 คน ในสถานประกอบการ 3 แห่ง ที่สัมผัสกับบ่อเคลือบโลหะที่มีส่วนผสมของ 3% Copper cyanide, 3% Sodium cyanide และ 1% Sodium carbonate ซึ่งเป็นบริเวณที่มีการหายใจเอาไซยาไนด์เข้าไปได้ในช่วงความเข้มข้น 4.2-12.4 ppm (4.6-13.7 mg/m^3) จากการศึกษาแบบช่วงเวลาใดเวลาหนึ่ง (Cross-sectional study) พบว่า ผู้ปฏิบัติงานที่ทำงานระหว่าง 5-10 ปี มักมีอาการปวดหัว อ่อนเพลีย การรับรสและกลิ่นเปลี่ยนไป ปวดช่องท้อง หลั่งน้ำลายออกมาผิดปกติ และมีอาการเกี่ยวกับระบบประสาท รวมทั้งมีการเพิ่มขึ้นของเม็ดเลือดแดงและเม็ดเลือดขาว และผู้ปฏิบัติงาน 20 คนมีต่อมไทรอยด์โตหรือมีขนาดใหญ่ขึ้น แม้ว่าจากการศึกษาพบว่าไม่มีความสัมพันธ์กันระหว่างระยะเวลาของการสัมผัสกับการขยายขนาดของต่อมไทรอยด์ แต่อย่างไรก็ตามการทดสอบการทำงานของต่อมไทรอยด์พบว่าในกลุ่มผู้ปฏิบัติงานนี้มีการทำงานของต่อมไทรอยด์ผิดปกติเมื่อเปรียบเทียบกับผู้ที่เป็นกลุ่มควบคุม นอกจากนี้มีการตรวจพบไทโอไซยาเนตที่ถูกขับออกทางปัสสาวะซึ่งสัมพันธ์กับความเข้มข้นของไซยาไนด์ที่หายใจเข้าสู่ร่างกาย สำหรับการศึกษานี้ได้ระบุว่าระดับ LOAEL เท่ากับ 6.4 ppm (7.1 mg/m^3) ที่สามารถส่งผลกระทบต่อระบบประสาทส่วนกลางและต่อมไทรอยด์

สำหรับการศึกษาแบบย้อนหลัง (Retrospective study) (Blanc *et al*., 1985) ของผู้ปฏิบัติงานที่ทำงานเกี่ยวกับการชุบเงินจำนวน 36 คน ที่ได้รับไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นเวลานาน จะพบอาการปวดหัว หน้ามืด คลื่นไส้ และรับรสขมเหมือนอัลมอลด์ บางอาการจะเป็นอยู่ประมาณ 7 เดือน หรือมากกว่านั้นหลังจากที่ได้รับสัมผัส ขณะเดียวกันไม่พบผู้ปฏิบัติงานที่เกิดความผิดปกติของต่อมไทรอยด์อย่างชัดเจน

แต่ผลทางคลินิกพบว่ามีการดูดซึมวิตามินบี 12 และโฟเลท (Folate) ลดลง และมีการเพิ่มขึ้นของฮอร์โมนที่ไปกระตุ้นต่อมไทรอยด์ และจากการศึกษาข้อมูลความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ทำให้ทางอเมริกาได้แนะนำระดับความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์ หรือเรียกอีกค่าหนึ่งว่า AEGL Values (Acute Exposure Guideline Level) ดังแสดงตามตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ระดับความเป็นพิษของไฮโดรเจนไซยาไนด์

การเกิดผลกระทบ	**ระยะเวลาในการรับสัมผัส**				
	10 นาที	**30 นาที**	**1 ชั่วโมง**	**4 ชั่วโมง**	**8 ชั่วโมง**
AEGL-1[1] (ไม่เกิดผลกระทบ)	2.5 ppm 2.8 mg/m^3	2.5 ppm 2.8 mg/m^3	2.0 ppm 2.2 mg/m^3	1.3 ppm 1.4 mg/m^3	1.0 ppm 1.1 mg/m^3
AEGL-2[2] (เริ่มเกิดผลกระทบ)	17 ppm 19 mg/m^3	10 ppm 11 mg/m^3	7.1 ppm 7.8 mg/m^3	3.5 ppm 3.9 mg/m^3	2.5 ppm 2.8 mg/m^3
AEGL-3[3] (เกิดผลกระทบ)	27 ppm 30 mg/m^3	21 ppm 23 mg/m^3	15 ppm 17 mg/m^3	8.6 ppm 9.7 mg/m^3	6.6 ppm 7.3 mg/m^3

ที่มา: National research council of the national academies (2001)

หมายเหตุ : ppm = 1.10 mg/m^3

AEGL-1 คือความเข้มข้นของสารในอากาศ ซึ่งคาดว่าประชาชนทั่วไปรวมทั้งผู้ที่ได้รับผลกระทบจะเกิดความไม่สบาย การระคายเคือง หรือผลกระทบที่ไม่แสดงอาการ อย่างไรก็ตามผลกระทบจะไม่ก่อให้เกิดการพิการ และเกิดเพียงชั่วคราว รวมทั้งกลับเป็นปกติได้หากหยุดการรับสัมผัส (ปวดศีรษะ อาเจียน วิงเวียนศีรษะ หายใจติดขัด)

AEGL–2 คือความเข้มข้นของสารในอากาศ ซึ่งคาดว่าประชาชนทั่วไปรวมทั้งผู้ที่ได้รับผลกระทบจะเกิดผลกระทบต่อสุขภาพที่ไม่สามารถกลับเป็นปกติได้หรือความรุนแรงเกิดเป็นระยะเวลานาน (ผลกระทบต่อระบบประสาทส่วนกลาง ผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ ระบบหลอดเลือดหัวใจ)

AEGL -3 คือความเข้มข้นของสารในอากาศ ซึ่งคาดว่าประชาชนทั่วไป รวมทั้งผู้ที่ได้รับผลกระทบจะเกิดความไม่สบาย การระคายเคือง หรือผลกระทบที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ หรือเสียชีวิตได้

นอกจากนี้มนุษย์เรายังสามารถรับไซยาไนด์เข้าร่างกายได้โดยการรับประทาน ได้แก่ มันสำปะหลังที่เป็นอาหารหลักของในหลายพื้นที่ ซึ่งมันสำปะหลังจะมี Cyanogenic glycosides พวก Linamarin จะเกิดไซยาไนด์เมื่อเกิดกระบวนการเมตาบอไลต์ภายในเซลล์ (Sharma, 1993; Kamalu, 1995) ถ้าบริโภคในปริมาณที่มากเกินไปจะส่งผลกระทบต่อระบบประสาท คือ เซลล์ประสาทเสื่อม กล้ามเนื้ออ่อนแรง และเกิดการเสื่อมของเยื่อหุ้มสมองและไขสันหลัง (Tylleskar *et al*., 1992; Tor-Agbidye *et al*., 1999) การพัฒนาของโรคที่เกิดขึ้นจะขึ้นอยู่กับปริมาณและระยะเวลาของการได้รับไซยาไนด์ และความสามารถในการกำจัดไซยาไนด์ออกจากร่างกาย สำหรับการเปลี่ยนไซยาไนด์เป็นไซยาเนตภายในเซลล์นั้นจะทำให้เกิดพิษต่อระบบประสาทได้ (Obidoa and Obasi, 1991; Kamalu, 1995; Tor-Agbidye *et al*., 1999) Tylleskar และคณะ (1992) ได้ระบุไว้ว่าการบริโภคแป้งมันสำปะหลังเกินกว่า 0.5 กิโลกรัมต่อคนสำหรับผู้ใหญ่ชาวแอฟริกัน เป็นไปได้ว่าจะได้รับไซยาไนด์ประมาณ 0.5-1 mmol (13-26 mg) ซึ่งมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของไทโอไซยาเนตที่ถูกขับออกมาทางปัสสาวะ

ผลกระทบทางร่างกายอื่นๆ ที่เกี่ยวกับการบริโภคมันสำปะหลัง คือ โรคเบาหวาน การขาดวิตามินบี 12 และการดูดซึมไอโอดีนได้น้อยลง (Sharma, 1993; Jansz and Uluwaduge, 1997) และในเด็กที่ขาดสารไอโอดีนหากมีการบริโภคมันสำปะหลังจะส่งผลทำให้อาการหรือภาวะขาดสารไอโอดีนมากขึ้น (Miller, 1974) สำหรับการตรวจพบไทโอไซยาเนตในร่างกายนั้นมาจากการย่อยสลายไซยาไนด์เป็นไทโอไซยาเนต ซึ่งไทโอไซยาเนตจะไปยับยั้งการทำงานของต่อมไทรอยด์ ทำให้ร่างกายขาดสารไอโอดีนส่งผลให้เกิดโรคคอพอก ซึ่งจากการศึกษาเปรียบเทียบของ 3 หมู่บ้านในเอธิโอเปียร์ พบว่าอัตราป่วยของคนที่เป็นโรคคอพอกจะเพิ่มขึ้นตามอัตราการบริโภคมันสำปะหลังที่เพิ่มขึ้น (Abuye *et al*., 1998)

2) ผลกระทบต่อสัตว์

จากข้อมูลการศึกษาการได้รับสัมผัสไฮโดรเจนไซยาไนด์โดยการหายใจ มีการศึกษาในสัตว์เพียง 2 ชนิด คือ กระต่าย และสุนัข สำหรับการได้รับไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้มข้น 0.5 ppm (0.55 mg/m^3) อย่างต่อเนื่องในกระต่ายเป็นเวลา 1 หรือ 4 สัปดาห์ไม่พบการเปลี่ยนแปลงรูปร่างของปอดและการเปลี่ยนแปลงของเส้นเลือดแดง (Hugod, 1979; Hugod, 1981) สำหรับสุนัขที่ได้รับไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้มข้น 45 ppm (50 mg/m^3) โดยการหายใจเป็นเวลา 30 นาที ภายใน 2 วัน พบว่าเกิดความเป็นพิษต่อระบบประสาท

ส่วนกลาง โดยมีอาการหายใจลำบากและอาเจียน นอกจากนี้ยังพบว่าเกิดแผลที่หลอดเลือดและเซลล์ของระบบประสาทส่วนกลางอีกด้วย

2.3 การบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

การบำบัดด้วยกระบวนการทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่มีค่าใช้จ่ายไม่สูง และไม่เป็นพิษต่อสิ่งแวดล้อม ซึ่งการบำบัดโดยวิธีนี้จะอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ในการบำบัดโดยการเปลี่ยนสารมลพิษให้กลายเป็นน้ำ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และมวลชีวภาพ (Biomass) หลักการคือ สารมลพิษที่เข้ามาในระบบจะถูกดักจับโดยจุลินทรีย์ และจุลินทรีย์จะใช้สารเหล่านี้เป็นอาหารเพื่อการเจริญเติบโตและเป็นพลังงานให้กับเซลล์ ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 1

$$\text{Odorous gas} + O_2 \xrightarrow{\text{microorganisms}} \text{new cells or biomass} + CO_2 + H_2O \qquad (1)$$

ขณะที่จุลินทรีย์กลุ่ม Sulfur oxidizing bacteria จะมีความสามารถในการกำจัดกลิ่นที่เกิดจากไฮโดรเจนซัลไฟด์ ดังแสดงในปฏิกิริยาต่อไปนี้ ดังปฏิกิริยาที่ 2-3 (Shareefdeen and Singh, 2005; Joseph *et al*., 2008)

$$H_2S + O_2 \xrightarrow{\text{Sulfur oxidizing bacteria}} H_2O + S^0 \qquad (2)$$

$$S^0 + O_2 \xrightarrow{\text{Sulfur oxidizing bacteria}} SO_4^{2-} \qquad (3)$$

ซึ่งเมื่อจุลินทรีย์ทำการย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์แล้วจะได้ผลิตภัณฑ์ในกลุ่มซัลเฟอร์ และสารประกอบบางชนิดดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 การย่อยสลายไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยจุลินทรีย์

จุลินทรีย์	ตัวให้อิเล็กตรอน	ตัวรับอิเล็กตรอน	แหล่งคาร์บอน	ผลิตภัณฑ์
Thiobacillyus sp.	S^0, H_2S, $S_2O_3^{2-}$	O_2	CO_2	SO_4^{2-}
Thiobacillyus denitrificans	S^0, H_2S, $S_2O_3^{2-}$	O_2, NO_3^-	CO_2	SO_4^{2-}, N_2
Thiobacillyus ferrooxidans	Fe^{2+}, S^0, H_2S	O_2	CO_2	Fe^{3+}, SO_4^{2-}

ที่มา ; Prescott *et al.*, 2003

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

การบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์นั้น อาจเกิดจากการที่ก๊าซทั้งสองชนิดเปลี่ยนสถานะจากก๊าซไปสู่สถานะของเหลวในรูปของไซยาไนด์อิสระ (Free cyanide: CN^-) และซัลเฟต (Sulfate: SO_4^{2-}) การถ่ายโอนก๊าซมลพิษจากสภาวะที่เป็นก๊าซไปสู่สภาวะที่เป็นของเหลวเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถดูดซึม เข้าไปในเซลล์และย่อยสลายสารมลพิษดังกล่าวเพื่อนำไปใช้เป็นสารอาหารได้ ซึ่งการย่อยสลายทางชีวภาพ เกิดขึ้นเมื่อมวลของจุลินทรีย์ (Biofilm) ที่เจริญเติบโตบนผิวของตัวกลางและทำการย่อยสลายสารมลพิษให้เป็นผลิตภัณฑ์ที่ไม่เป็นอันตรายโดยกระบวนการเมตาบอลิซึมของจุลินทรีย์ ดังเช่นปฏิกิริยาการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ในปฏิกิริยาที่ (2) และ (3) และก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์แสดงในปฏิกิริยาที่ (4) – (7) (Petrozzi and Dunn, 1994; Dzombak *et al*., 2006)

$$HCN + H_2O \xrightarrow{\text{Microorganisms}} CN^- + H_3O^+ \quad (4)$$

$$CN^- + 1/2O_2 + 2H_2O \xrightarrow{\text{Microorganisms}} HCO_3^- + NH_3 \quad (5)$$

$$NH_3 + 3/2O_2 \xrightarrow{\text{Microorganisms}} NO_2^- + H^+ + H_2O \quad (6)$$

$$NO_2^- + 1/2O_2 \xrightarrow{\text{Microorganisms}} NO_3^- \quad (7)$$

กระบวนการกำจัดก๊าซมลพิษทางชีวภาพเป็นกระบวนการบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงและเป็นกระบวนการที่ไม่ก่อให้เกิดของเสียอื่นจากการบำบัด ใช้พลังงานและมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการน้อยกว่ากระบวนการอื่นๆ จึงนับว่าเป็นกระบวนการกำจัดก๊าซมลพิษที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อมมากกว่าและมีศักยภาพเพียงพอต่อการนำมาประยุกต์ใช้จริง

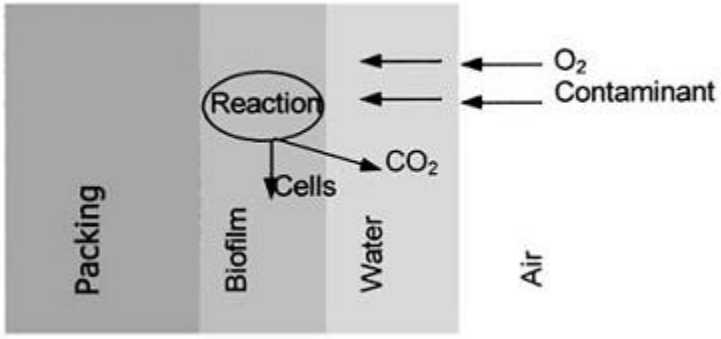
2.4 หลักการสำคัญในการบำบัดสารมลพิษด้วยจุลินทรีย์

การถ่ายโอนก๊าซมลพิษจากสภาวะที่เป็นก๊าซไปสู่สภาวะที่เป็นของเหลวเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถดูดซึม เข้าไปในเซลล์และย่อยสลายสารมลพิษดังกล่าวเพื่อนำไปใช้เป็นสารอาหารได้ซึ่งกระบวนการดังกล่าวสามารถจำแนกได้เป็น 3 ขั้นตอนหลัก (ภาพที่ 2.1) ได้แก่

1) การถ่ายโอนสภาวะของก๊าซมลพิษจากสภาวะที่เป็นก๊าซไปสู่สภาวะที่เป็นของเหลว

2) การดูดซึมหรือขนส่งสารมลพิษในรูปของเหลวเข้าสู่เซลล์จุลินทรีย์

3) การเปลี่ยนรูปทางชีวภาพ หรือการย่อยสลายสารมลพิษด้วยจุลินทรีย์

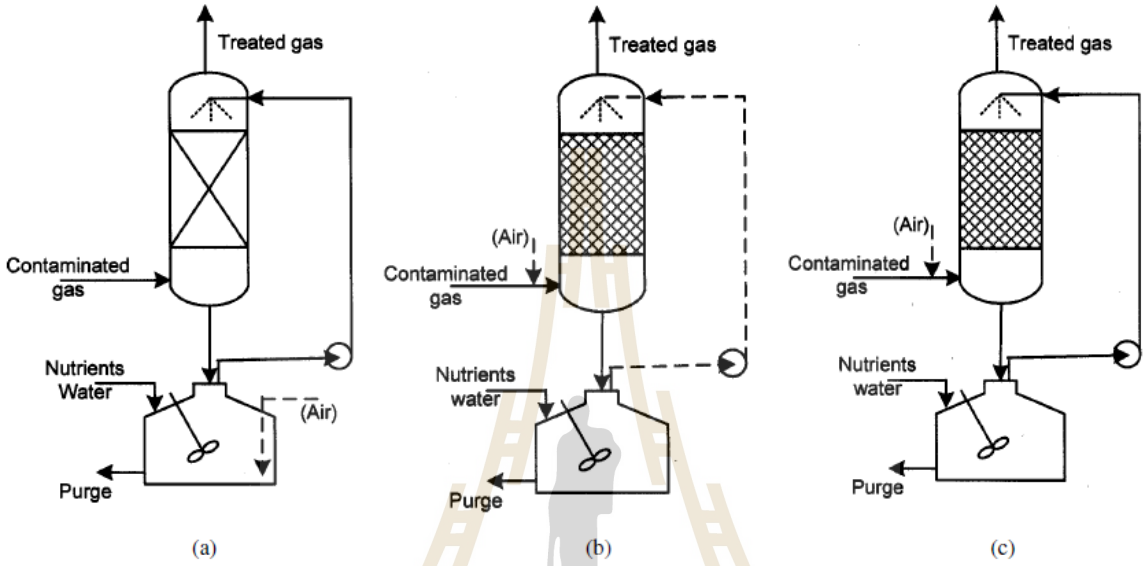


ภาพที่ 2.1 กระบวนการย่อยสลายสารมลพิษโดยใช้จุลินทรีย์ (Tan and Field, 2000)

ลักษณะของการกำจัดก๊าซมลพิษถูกจำแนกโดยรูปแบบทั่วไป เป็น 2 รูปแบบคือ การแพร่ก๊าซมลพิษผ่านจุลินทรีย์แขวนลอย ซึ่งการกำจัดก๊าซมลพิษในรูปแบบนี้ส่วนใหญ่จะดำเนินการร่วมกับการให้อากาศในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Activated sludge ในระบบนี้ก๊าซมลพิษจะถูกดูดซึมและใช้โดยจุลินทรีย์ในระบบบำบัดดังกล่าว สำหรับลักษณะของการกำจัดก๊าซมลพิษในรูปแบบที่สองได้แก่ การแพร่ก๊าซมลพิษผ่านชั้นบรรจุตัวกลาง (Packed bed) ในอดีตระบบนี้เป็นระบบที่ถูกออกแบบทางวิศวกรรมเพื่อใช้ในการกำจัดก๊าซที่มีกลิ่นที่ถูกปล่อยออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย ในระบบนี้ก๊าซที่มีกลิ่นจะถูกดูดซึมและใช้โดยจุลินทรีย์ในระบบที่บรรจุตัวกลาง

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

การบำบัดโดยกระบวนการทางชีวภาพ สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท ได้แก่ ระบบกรองทางชีวภาพ (Biofilters) ระบบโปรยกรองทางชีวภาพ (Biotrickling filters) และระบบไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubbers) ดังภาพที่ 2.2



ภาพที่ 2.2 ระบบบำบัดก๊าซทางชีวภาพ (a) bioscrubber, (b) biofilter, (c) biotrickling filter

2.4.1 ระบบกรองทางชีวภาพ (Biofilters)

เป็นกระบวนการในการบำบัดสารมลพิษโดยสารมลพิษจะสัมผัสกับความชื้นภายในถังปฏิกรณ์เคลื่อนที่ผ่านตัวกลาง และเกิดกระบวนการย่อยสลายในชั้นฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์ ซึ่งกระบวนการในการทำงานจะประกอบไปด้วยกระบวนการในการดูดซับ (Adsorption) และการย่อยสลายสารมลพิษ (Degradation) ระบบกรองทางชีวภาพสามารถบำบัดสารมลพิษที่มีความเข้มข้นต่ำๆ ได้ดี แต่ต้องมีการเปลี่ยนตัวกลางเป็นประจำและอัตราการสลายตัวของก๊าซสู่ของเหลวมีข้อจำกัด ระยะเวลากักเก็บก๊าซในระบบจะใช้เวลามากกว่าระบบอื่นและมีค่าความดันลดสูง มักใช้ร่วมกับระบบ wet scrubber ประสิทธิภาพการกำจัด (Removal efficiency) ของระบบนี้อยู่ระหว่าง 90-99% (Chung *et al.,* 2001; Ma *et al.*, 2005; Rattanapan *et al.*, 2010) ระบบกรองทางชีวภาพเป็นระบบบำบัดสารมลพิษที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย (Schlegelmilch, 2005) เช่น Amirhor และคณะ (1995) ศึกษาการใช้ระบบกรองทางชีวภาพในการบำบัด

ก๊าซแอมโมเนียและซัลเฟอร์ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียและซัลเฟอร์ได้สูงถึง 98% และ 80% ตามลำดับ ขณะที่ Chung และคณะ (2000) พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียและไฮโดรเจนซัลไฟด์มีประสิทธิภาพสูงถึง 95% และ 90% ตามลำดับ และยังพบว่าเมื่อความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์เพิ่มสูงขึ้น (< 200 ppm) จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียลดลง เนื่องจากเกิดการยับยั้งกระบวนการย่อยสลายของจุลินทรีย์ (Nitrifying bacteria) เช่นเดียวกันกับ Lee และคณะ (2005) นอกจากนี้ Rattanapan และคณะ (2010) พบว่าการใช้เชื้อจุลินทรีย์ *Alcaligines faecalis* T307 โดยใช้ Granular activated carbon เป็นตัวกลาง มีประสิทธิภาพในการกำจัด 95% ที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ 200-4000 ppm และเพิ่มสูงขึ้นเป็น 100% เมื่ออัตราการไหลของก๊าซมีค่าเท่ากับ 5.86 $g/m^3/h$ เป็นต้น

พารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับการออกแบบระบบกรองชีวภาพ

การควบคุมระบบกรองชีวภาพมีกระบวนการที่เกี่ยวข้องโดยเริ่มจากการเคลื่อนที่ของสารมลพิษสู่ส่วนที่เป็นของเหลว การดูดซับของสารมลพิษอากาศ (Adsorption) สู่ตัวกลาง และชั้นของฟิล์มชีวภาพ (Devinny *et al*., 1999) และในกระบวนการสุดท้ายเป็นกระบวนการย่อยสลายทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งพารามิเตอร์ที่สำคัญในระบบกรองชีวภาพประกอบไปด้วย

1) การเคลื่อนที่ของสารมลพิษ

เป็นการเคลื่อนที่ของสารมลพิษสู่ตัวกลางในส่วนที่เป็นของเหลว ซึ่งโดยปกติทั่วไปมักจะมีไม่จำกัด และจะถือว่าก๊าซ และของเหลวอยู่ในสภาวะสมดุล และในสภาวะสมดุลการแยกส่วนระหว่างก๊าซ และของเหลวซึ่งพิจารณาจากค่า Henry's coefficient หากมีค่ามากกว่า 0.01 จะทำให้สารมลพิษอยู่ในรูปของไอระเหย และหากมีค่าสูงมากๆจะทำให้สารมลพิษละลายน้ำได้น้อย (Shareefdeen and Singh, 2005)

2) ปริมาณจุลินทรีย์ (Microorganism)

ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบกรองชีวภาพเป็นส่วนที่ทำให้เกิดการย่อยสลายสารมลพิษ ฟิล์มชีวภาพเป็นส่วนที่มีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนพื้นผิวของตัวกลางในส่วนที่เป็นของแข็ง โดยจะเกิดการย่อยสลายสารมลพิษโดยใช้เอนไซม์ของจุลินทรีย์ และจะต้องไม่ทำให้เกิดสารมลพิษที่มีความเป็นพิษ ซึ่งความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพมีปัจจัยหลักๆคือ ชนิดของสารมลพิษ อัตราการไหลของสาร

มลพิษ ชนิดของตัวกลาง และการออกแบบระบบ โดยปกติความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพอาจมีความหนาได้ตั้งแต่น้อยกว่า 1 มิลลิเมตร ไปจนถึง 1 เซนติเมตร (Shareefdeen and Singh, 2005) ซึ่งการเจริญจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพจะขึ้นอยู่กับ สารตั้งต้น ปริมาณออกซิเจน และสารอาหารสำหรับจุลินทรีย์ (Mudliar *et al*., 2008)

3) ตัวกลาง (Packing media)

ตัวกลางนับเป็นหัวใจหลักของระบบกรองชีวภาพเนื่องจากเป็นส่วนรองรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งตัวกลางจะต้องมีคุณสมบัติดังต่อไปนี้คือ (1) มีพื้นที่ผิวสัมผัสสูงเพื่อช่วยในการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพ และช่วยเพิ่มพื้นที่ผิวในการการสัมผัสระหว่างสารมลพิษ และจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพ (2) มีความพรุนสูงเพื่อช่วยในการกระจายตัวของสารมลพิษได้ทั่วถึง และ(3) สามารถกักเก็บน้ำได้ดีเพื่อหลีกเลี่ยงการแห้งของตัวกลาง โดยตัวกลางที่นิยมใช้กันในระบบกรองชีวภาพได้แก่ ถ่านหิน ดิน ก้อนหิน และเปลือกไม้ เป็นต้น ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดสารมลพิษขึ้นอยู่กับการดูดซับสารมลพิษของตัวกลาง และความสูงของชั้นตัวกลางที่มีความเหมาะสมกับระบบควรมีความสูงไม่เกิน 1 เมตร หรือประมาณ 40-60% ของความสูงของถังปฏิกรณ์ (Edward, 2002*)* นอกจากนี้ระยะเวลาที่เหมาะสมของก๊าซที่จะกักเก็บอยู่ในระบบจะขึ้นอยู่กับตัวกลางที่ใช้และก๊าซที่ต้องการบำบัด จึงต้องมีการศึกษาองค์ประกอบและปริมาณของก๊าซมลพิษ ซึ่งระบบกรองทางชีวภาพที่ได้ขนาดจะทำให้ระยะเวลากักเก็บก๊าซที่อยู่ในระบบเหมาะสมกับอัตราการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยระยะเวลากักเก็บก๊าซในระบบนี้จะแตกต่างกันออกไป ซึ่งพบว่าระบบนี้สามารถบำบัดได้ที่ระยะเวลากักเก็บน้อยที่สุดที่ 30 วินาที (WEF/ASCE, 1995; Kennes and Thalasso, 1998)

4) ปริมาณออกซิเจน (Oxygen demand)

ปริมาณออกซิเจนมีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของระบบกรองชีวภาพ เนื่องจากมีผลต่อกลไกในการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพที่ต้องอาศัยออกซิเจนในการออกซิไดซ์สารมลพิษ หรือจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ใช้ออกซิเจนในการเจริญเติบโต หากในระบบมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอจะทำให้เกิดสภาวะไร้อากาศขึ้นทำให้การย่อยสลายสารมลพิษของจุลินทรีย์เกิดได้ไม่สมบูรณ์ (Shareefdeen *et a*l., 1997)

5) สารอาหาร (Nutrients)

แหล่งคาร์บอนที่สำคัญของจุลินทรีย์ในระบบได้จากสารมลพิษที่เข้าระบบ ไฮโดรเจน และออกซิเจนได้จากการเติมอากาศที่เข้าสู่ระบบ และในอาหารเหลวที่ป้อนเข้าระบบ นอกจากนี้จุลินทรีย์ยังต้องการธาตุอาหารที่จำเป็นต่อกระบวนการในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เช่น ไนโตรเจน โพแทสเซียม ฟอสฟอรัส วิตามิน และโลหะหนัก เป็นต้น

6) ความชื้น (Moisture content)

ความชื้นมีความสัมพันธ์กับกระบวนการต่างๆ และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ซึ่งระบบกรองชีวภาพหากมีความชื้นมากเกินไปจะทำให้ระบบเกิดสภาวะความดันลดขึ้นได้ ความชื้นของระบบกรองชีวภาพควรมีค่าเท่ากับ 35% และหากเป็นวัสดุที่หมักควรมีความชื้นอยู่ที่ 40% และความชื้นของระบบกรองชีวภาพสามารถสูงได้ถึง 80% ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดของตัวกลางแต่ละชนิด

7) อุณหภูมิ (Temperature)

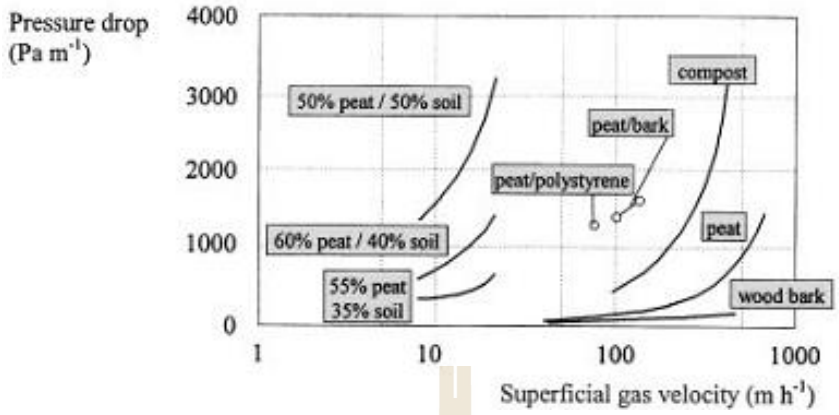
อุณหภูมิของระบบกรองชีวภาพขึ้นอยู่กับอุณหภูมิของสภาพบรรยากาศภายนอกของระบบ และชนิดของจุลินทรีย์แต่ละชนิด ช่วงอุณหภูมิที่มีความเหมาะสมอาจอยู่ในช่วง 20 – 40 องศาเซลเซียส

8) pH

จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ดีที่พีเอชเป็นกลาง แต่ในการบำบัดก๊าซบางชนิดอาจส่งผลทำให้เกิดกรดขึ้น ตัวอย่างเช่น ในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำให้เกิดกรดซัลฟิวริก ซึ่งทำให้ค่าพีเอชต่ำลง ดังนั้นจึงต้องมีการควบคุมค่าพีเอชโดยการเติมสารบางชนิดเพื่อปรับพีเอชให้เหมาะสม

9) ความดันลด (Pressure drop)

ความดันลดคือความต่างของความดันเข้าและออกระบบ ถ้าระบบมีความดันลดมากจะทำให้อัตราการไหลของอากาศที่เข้าระบบลดลง (Kennes, 2009) ซึ่งความดันลดจะขึ้นอยู่กับประเภทของตัวกลาง ความพรุน และปริมาณความชื้นดังแสดงในภาพที่ 2.3



ภาพที่ 2.3 แสดงความแตกต่างของชนิดวัสดุและความดันลดที่เกิดขึ้น(Hilary *et al*.,1995)

ข้อดีและข้อเสียของระบบกรองทางชีวภาพ

ระบบกรองทางชีวภาพมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบไม่สูงมากนัก สามารถใช้ในการบำบัดก๊าซมลพิษได้หลากหลาย สะดวกต่อการบำรุงรักษารวมทั้งการเริ่มเดินระบบ ซึ่งข้อดีและข้อเสียของระบบกรองทางชีวภาพสามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบกรองทางชีวภาพ

ข้อดี	ข้อเสีย
- ค่าใช้จ่ายในการควบคุมต่ำ - ความดันลดต่ำ - สามารถบำบัดสารมลพิษที่มีปริมาณสูงๆ และความเข้มข้นต่ำๆได้ดี - ไม่ทำให้เกิดของเสียอันตรายหลังจากการบำบัด - ใช้ได้ดีกับสารมลพิษอากาศที่ละลายน้ำได้น้อย	- เกณฑ์ในการออกแบบยังคงต้องมีการพัฒนา - เป็นระบบที่ใช้พื้นที่มาก - ต้องมีการเปลี่ยนตัวกลางเป็นประจำ - อัตราการสลายตัวของก๊าซสู่ของเหลวมีข้อจำกัด เพราะฉะนั้นระยะเวลากักเก็บก๊าซในระบบจะใช้เวลามากกว่าระบบอื่น - ต้องใช้ตัวกรองจำนวนมากเพื่อให้ปริมาตรชั้นตัวกรองมาก ทำให้เกิดระยะเวลากักเก็บก๊าซในระบบได้นาน

ที่มา: Burgess *et al*., 2001

2.4.2 ระบบโปรยกรองทางชีวภาพ (Biotrickling filters)

ระบบโปรยกรองทางชีวภาพจะมีจุลินทรีย์ติดอยู่กับตัวกลางที่มีลักษณะแข็ง เช่น เซรามิก หิน พลาสติก ซีไลท์ หรือวัสดุผสมอื่นๆ (Pedersen and Arvin, 1995; Shinabe *et al.*, 1995; Weber and Hartmans, 1996; Kennes and Thalasso, 1998) ระบบโปรยกรองนี้จะแตกต่างกับระบบกรองทางชีวภาพ คือจะมีส่วนของของเหลวไหลลงบนพื้นผิวของตัวกลางที่อยู่ภายในระบบอย่างต่อเนื่อง ซึ่งของเหลวนี้จะมีสารอาหารที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Deshusses and Cox, 2001) โดยทั่วไปก๊าซมลพิษจะถูกบำบัดในแผ่นฟิล์มชีวภาพ แต่มีบางส่วนที่อาจบำบัดได้โดยจุลินทรีย์ที่แขวนลอย ในของเหลวที่ไหลหมุนเวียนต่อเนื่องตลอดเวลา ซึ่งระบบโปรยกรองเป็นระบบที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซแอมโมเนีย เนื่องจากเป็นก๊าซที่มีความสามารถในการละลายน้ำได้สูง แต่มักเกิดปัญหาการอุดตันของจุลินทรีย์ที่ยึดติดกับตัวกลาง

พารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับการออกแบบระบบโปรยกรองทางชีวภาพ

1) ปริมาตรของชั้นตัวกลาง (Medium depth)

ปริมาตรของชั้นตัวกลางควรมีค่าประมาณ 40-90% ของปริมาตรรวมทั้งหมดของถังปฏิกิริยา (Deshusses and Cox, 2001) โดยทั่วไปตัวชั้นตัวกลางจะมีความสูง 1-4 เมตร นอกจากนี้ระยะเวลากักเก็บ (Empty bed retention time, EBRT) โดยทั่วไปของระบบนี้สามารถคำนวณได้จากปริมาตรของชั้นตัวกลางหารด้วยอัตราการไหลของก๊าซมลพิษ

2) ระยะเวลาที่ก๊าซอยู่ในระบบ (Gas residence time)

ระยะเวลาที่ก๊าซอยู่ในระบบจะน้อยกว่าครึ่งหนึ่งของระยะเวลากักเก็บ (EBRT) ซึ่งขึ้นอยู่กับความพรุนของตัวกลาง การหมุนเวียนของของเหลวภายในระบบ และปริมาณของจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะกับตัวกลาง โดยปกติจะอยู่ในช่วง 10-30 วินาที (Shareefdeen and Singh, 2005) เช่นเดียวกับการศึกษาของ Jiang *et al.*, (2009) พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักมากกว่า 4 วินาที ทำให้ความสามารถในการกำจัดก๊าซแอมโมเนียของระบบโปรยกรองสูงกว่า 98% และ 95% ของการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระยะเวลาเก็บกักมากกว่า 8 วินาที ที่ระดับความเข้มข้น 44 g NH_3 m^3 h^{-1} และ 36 g H_2S m^3 h^{-1} ตามลำดับ ขณะที่ Sorial

และคณะ (2001) พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 1 นาที ทำให้ความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียของระบบโปรยกรองมีประสิทธิภาพสูงกว่า 99%

3) ภาระบรรทุกสารมลพิษ (Organics loading)

ภาระบรรทุกสารมลพิษน้อยหรือที่ความเข้มข้นต่ำ ระบบโปรยกรองจะมีประสิทธิภาพการบำบัดได้ดี ดังนั้นความสามารถในการบำบัดจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับภาระบรรทุกสารมลพิษหากภาระบรรทุกสารมลพิษสูง มีความเข้มข้นของก๊าซและอัตราการไหลของก๊าซเพิ่มขึ้น เป็นผลทำให้ความสามารถในการบำบัดมลพิษน้อยลง รวมทั้งทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบนี้ลดลงด้วย (Deshusses and Cox, 2001)

ข้อดีและข้อเสียของระบบโปรยกรองทางชีวภาพ

ข้อดีของระบบนี้เช่นเดียวกับระบบกรองชีวภาพคือมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการหรือในกระบวนการบำบัดน้อย ระบบโปรยกรองนี้จะเหมาะกับการบำบัดก๊าซหรือกลิ่นพิษที่มีความเข้มข้นไม่มากได้ดี แต่ปัญหาส่วนใหญ่ของระบบโปรยกรองนี้คือการอุดตันของตัวกลางและระบบ ยังไวต่อความเข้มข้นที่เปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วของก๊าซมลพิษอีกด้วย ข้อดีและข้อเสียของระบบโปรยกรองทางชีวภาพสามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบโปรยกรองทางชีวภาพ

ข้อดี	ข้อเสีย
- ออกแบบง่าย - ค่าใช้จ่ายในการออกแบบต่ำ - สามารถบำบัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ระดับความเข้มข้นสูงถึง 500 ppm	- เกณฑ์ในการออกแบบยังคงต้องมีการพัฒนา - อาจเกิดการอุดตันของจุลินทรีย์ที่ยึดติดกับตัวกลาง - ต้องมีการเปลี่ยนตัวกรองเป็นประจำ - มีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของก๊าซมลพิษ

ที่มา: Deshusses and Cox, 2001; Burgess *et al*., 2001

2.4.3 ระบบไบโอสครับเบอร์ (Bioscrubbers)

ระบบไบโอสครับเบอร์ เป็นระบบที่จุลินทรีย์ยึดเกาะที่ตัวกลางจำพวกแก้ว เซรามิก โลหะหรือพลาสติก (Ockeloen *et al.*, 1996; Vincent, 2001; Potivichayanon *et al.,* 2006) หรือแขวนลอยอยู่ในของเหลว จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตแบบแขวนลอยจะกระจายตัวและลอยตัวอยู่ทั่วไปในของเหลวซึ่งมีสารอาหารไว้สำหรับจุลินทรีย์ ซึ่งการไหลเวียนของก๊าซและของเหลวจะไหลในทิศทางที่สวนทางกัน จากนั้นจะเกิดกระบวนการดูดซึมและการย่อยสลายทางชีวภาพ การดูดซึมอาจจะเกิดภายในคอลัมน์ที่มีตัวกลางอยู่ ภายในระบบการกระจายน้ำ หรือบริเวณฟองอากาศภายในระบบที่เป็นคอลัมน์ฟองก๊าซ (Bubble column) หลังจากเกิดการดูดซึม เฟสของของเหลวจะไหลต่อเนื่องไปยังถังเติมอากาศซึ่งจะเกิดการบำบัดและนำกลับมาหมุนเวียนต่อไปในคอลัมน์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดกลิ่น ดังนั้นกลิ่นหรือก๊าซที่สามารถละลายในน้ำได้จึงเหมาะสมสำหรับระบบนี้ (Shareefdeen and Singh, 2005; Schleelmilch *et a*l., 2005; Syed *et al*., 2006; Joseph *et al*., 2008) ซึ่งเป็นระบบที่สามารถควบคุมการทำงาน ควบคุมพีเอช สารอาหารได้ดี และสามารถบำบัดก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงและอัตราการไหลเข้าสู่ระบบได้สูง ซึ่งถ้าระบบสามารถรองรับอัตราการไหลของก๊าซได้สูงจะทำให้ลดพื้นที่และลดค่าใช้จ่ายในการบำบัด และคุณสมบัติที่สำคัญของระบบบำบัดชนิดนี้คือสามารถบำบัดกลิ่นที่มีความเข้มข้นสูงและมีอัตราการไหลของก๊าซเพิ่มสูงอย่างรวดเร็วสำหรับประสิทธิภาพการกำจัด (Removal efficiency) ของระบบนี้สูงกว่า 99% ซึ่งสูงกว่าระบบกรองชีวภาพ และมีค่าความดันลดน้อยกว่าระบบกรองทางชีวภาพอื่นๆ (Shareefdeen and Singh, 2008) ดังนั้นระบบไบโอสครับเบอร์จึงได้รับการศึกษาและพัฒนาอย่างแพร่หลาย เช่น Nisalo และคณะ (2009) ได้ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซแอมโมเนียด้วยระบบไบโอสครับเบอร์แบบเดี่ยว โดยกำหนดช่วงความเข้มข้นของก๊าซ 20-100 ppm พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่า 99% และพบว่า Packed bed มีความสามารถในการรองรับความเข้มข้นของแอมโมเนียได้สูงถึง 1650 ppm เป็นต้น

นอกจากนี้ในภาคอุตสาหกรรมยังนำระบบไบโอสครับเบอร์ไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดมลพิษอากาศอย่างกว้างขวาง เช่น นำไปใช้ในการบำบัดก๊าซจากระบบบำบัดน้ำเสีย การบำบัดสารมลพิษจำพวก SO_x, NO_x จากโรงไฟฟ้าซึ่งมีประสิทธิภาพ 80-98% หรือการนำไปประยุกต์ใช้ในการบำบัดอากาศที่มีสารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile organic compound ; VOCs) ปนเปื้อนอยู่ เช่นสารกลุ่ม BTEX (Benzene,

Toluene, Ethylbenzene และ Xylene) ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดประมาณ 95% หรือมีการออกแบบใช้ระบบไบโอสครับเบอร์ร่วมกับระบบบำบัดรูปแบบอื่นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพให้สูงขึ้น เช่น ระบบบำบัดแบบ Two-stage bioscrubber (ระบบไบโอสครับเบอร์แบบคู่), Anoxic bioscrubber ซึ่งเป็นการใช้ระบบไบโอสครับเบอร์ในการบำบัดสารมลพิษร่วมกับระบบ UASB (Upflow anaerobic sludge bed) หรือการใช้ระบบไบโอสครับเบอร์ร่วมกับระบบกรองชีวภาพ เป็นต้น ทั้งนี้เนื่องจากระบบไบโอสครับเบอร์เหมาะกับการบำบัดก๊าซที่มีคุณสมบัติในการละลายน้ำได้ดี การนำไปประยุกต์ใช้ต้องคำนึงถึงความสามารถในการละลายน้ำของสารมลพิษนั้นๆ และสารมลพิษต้องไม่มีโครงสร้างโมเลกุลที่ซับซ้อนจนจุลินทรีย์ในระบบไม่สามารถบำบัดได้ หรือเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ

พารามิเตอร์ที่สำคัญในการออกแบบระบบไบโอสครับเบอร์

ประสิทธิภาพในการบำบัดจะเพิ่มขึ้นได้หากมีการออกแบบจัดการระบบที่ดี ซึ่งพารามิเตอร์ที่สำคัญคือ ชนิดของเชื้อจุลินทรีย์ อัตราการหมุนเวียนของอาหาร ชนิดของตัวกลาง สารอาหาร ระยะเวลากักเก็บ และอัตราการไหลของก๊าซ

1) ชนิดของเชื้อจุลินทรีย์ (Type of microorganism)

ในธรรมชาติมีแบคทีเรียหลายชนิดที่สามารถย่อยสลายก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ทั้งในกลุ่มที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic Bacteria) และไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Bacteria) เช่น *Chlorobium limicola, Thiobacillus, Xanthomonas, Acinetobacter, Alcaligenes faecalis* (Cho *et al.,* 1992; Jensen and Webb, 1995; Chung *et al*., 1997; Potivichayanon *et al.,* 2006) และ *Achromobacter* เป็นต้น ในบางกรณีการย่อยสลายสารมลพิษต้องอาศัยการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์เป็นกลุ่ม (Microbial consortium) ประโยชน์ของการอยู่ร่วมกันและการทำงานร่วมกันของกลุ่มจุลินทรีย์ ได้แก่ การย่อยสลายแบบเป็นขั้นๆ (Stepwise degradation) หรือการเกิดปฏิกิริยาการย่อยสลายแบบเป็นลำดับ (Sequential degradation) การสร้างสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ชนิดหนึ่งซึ่งเป็นสารจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์อีกชนิดหนึ่ง (Synthesis of a necessary component) หรือการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์เพื่อให้มีอัตราการย่อยสลายสารมลพิษสูงสุด (Enhancement of overall rate of degradation by microbial web) (อลิสา, 2550)

2) การหมุนเวียนของของเหลว (Liquid recirculation)

การหมุนเวียนของของเหลวที่มีองค์ประกอบของสารอาหารที่เหมาะสมจำเป็นอย่างยิ่งกับการดักจับของสารมลพิษของจุลินทรีย์ เนื่องจากการหมุนเวียนสารอาหารมีผลอย่างมากกับจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนเนื่องจากการหมุนเวียนสารอาหารจะทำให้เกิดการสัมผัสหรือการแลกเปลี่ยนมวลระหว่างก๊าซและของเหลวในระบบ ถ้ามีการหมุนเวียนของของเหลวมากเกินไป จะทำให้จุลชีพได้รับออกซิเจนไม่เพียงพอและทำให้ความดันลด (Pressure drop) ภายในระบบเพิ่มสูงขึ้น (Wolstenholme and Schafer, 2013) ทำให้มีการย่อยสลายและบำบัดกลิ่นหรือก๊าซได้ไม่ดีนัก แต่ถ้าอัตราการหมุนเวียนอาหารน้อยเกินไป ตัวกลางจะเริ่มแห้ง เซลล์จุลินทรีย์จะหลุดออกและส่งผลให้การทำงานของระบบไบโอสครับเบอร์แบบฟิกซ์-ฟิล์มหรือฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ลดลง

3) ชนิดของตัวกลาง (Packing bed)

ตัวกลางเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญของระบบฟิล์มชีวภาพ ตัวกลางที่จะเป็นส่วนที่จุลินทรีย์สามารถเกิดการเกาะติดได้ มีค่าความหนาแน่นของเนื้อสาร (Bulk density) ต่ำ น้ำหนักเบา มีพื้นผิวสัมผัสสูงเนื่องจากจะช่วยให้สารมลพิษ และจุลินทรีย์สามารถสัมผัสกันได้อย่างทั่วถึง และต้องทนต่อการกัดกร่อนของสารเคมี ซึ่งปัจจุบันนิยมใช้ตัวกลางจำพวกพลาสติก เช่น polypropylene เนื่องจากมีความทนทาน และสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ มีผลต่อความดันลด (Pressure drop) ภายในระบบต่ำ (Cox *et al*., 2002; Gabriel *et al*., 2003)

4) สารอาหาร (Nutrients)

อาหารเลี้ยงเชื้อจะต้องประกอบด้วยสารอาหารและธาตุโลหะที่จำเป็นที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของจุลชีพ ทั้งนี้การเลือกสารอาหารจะขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และธาตุโลหะบางตัวที่ต้องการ ยกตัวอย่างเช่น การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบตะกอนเร่งนั้นน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้วสามารถนำมาใช้เป็นแหล่งน้ำที่มีสารอาหารเพียงพอต่อระบบไบโอสครับเบอร์นี้ได้

5) ระยะเวลากักเก็บ (Empty bed retention time ; EBRT)

ระยะเวลากักเก็บ คือระยะเวลาที่ก๊าซผ่านเข้าไปในคอลัมน์ของระบบไบโอสครับเบอร์ ซึ่งสามารถคำนวณได้จากปริมาตรส่วนด้วยอัตราการไหล ดังสมการที่ 8

$$EBRT = \frac{\square}{\square} \quad (8)$$

เมื่อ EBRT (Empty bed retention time) = s หรือ min

V (Volume of packed bed) = m^3

Q (Gas flow rate) = m^3/s หรือ m^3/min

ระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมกับเครื่องดักจับทางชีวภาพจะอยู่ระหว่าง 10-15 วินาที สำหรับระบบธรรมดา แต่ในบางระบบจะมีการออกแบบให้มีก๊าซเข้าระบบโดยมีค่า EBRT นานกว่า 30 วินาที (Chua *et al*., 2000)

6) อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate)

อัตราการไหลของก๊าซ คือ ปริมาตรของอากาศที่เคลื่อนที่ผ่านเข้าไปในคอลัมน์ของระบบไบโอสครับเบอร์ ซึ่งสามารถคำนวณได้จากสมการที่ 9-10

1) ความเข้มข้นของก๊าซ

$$\text{Final concentration } (C_F) = \frac{C_a q_a}{q_a + q_D} \quad (9)$$

2) อัตราการไหลของก๊าซ

$$q_a = \frac{C_F q_d}{(C_I - C_F)} \quad (10)$$

เมื่อ C_a = ความเข้มข้นเริ่มต้น (ppm)

q_A = อัตราการไหลของก๊าซ HCN หรือ H_2S (m^3/s)

q_D = อัตราการไหลของก๊าซ N_2 (m^3/s)

C_F = ความเข้มข้นสุดท้าย (ppm)

ซึ่งระบบไบโอสครับเบอร์สามารถรองรับอัตราการไหลของก๊าซได้สูงถึง 3000-4000 $m^3m^{-2}h^{-1}$

ข้อดีและข้อเสียของระบบไบโอสครับเบอร์

ระบบไบโอสครับเบอร์มีข้อดีในการออกแบบระบบที่สามารถควบคุมพีเอช สารอาหาร

และอัตราการไหลของก๊าซ สามารถบำบัดก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงๆ ได้ และเหมาะกับการบำบัดก๊าซที่มีคุณสมบัติในการละลายน้ำได้ดี นอกจากนี้ยังสามารถกำจัดหรือบำบัดกลิ่นหรือก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงและสามารถบำบัดกลิ่นหรือก๊าซที่มีความเข้มข้นเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วได้ (ตารางที่ 2.6)

ตารางที่ 2.6 ข้อดีและข้อเสียของระบบไบโอสครับเบอร์

ข้อดี	ข้อเสีย
- ต้องการพื้นที่ในการติดตั้งระบบน้อย - ควบคุมองค์ประกอบต่างๆ ของของเหลวได้ง่าย (ปริมาณสารอาหาร ค่าพีเอช) - สามารถบำบัดก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงและก๊าซที่มีอัตราการไหลเปลี่ยนแปลงรวดเร็วได้ - ควบคุมอัตราการไหลของก๊าซได้ง่าย - เกิดภาวะความดันลดต่ำ	- ควบคุมปริมาณฟอสฟอรัสและโพแทสเซียมในของเหลวได้ยาก - มีประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำกับสารมลพิษที่ละลายน้ำได้น้อย - ต้องมีการควบคุมจุลชีพที่เจริญเติบโตเพื่อลดกากของเสียที่อาจทำให้เกิดสลัดจ์บ้างบางส่วน - อาจทำให้เกิดของเสียในรูปของของเหลว

ที่มา: Famsystems, 2002; Burgess *et al*., 2001

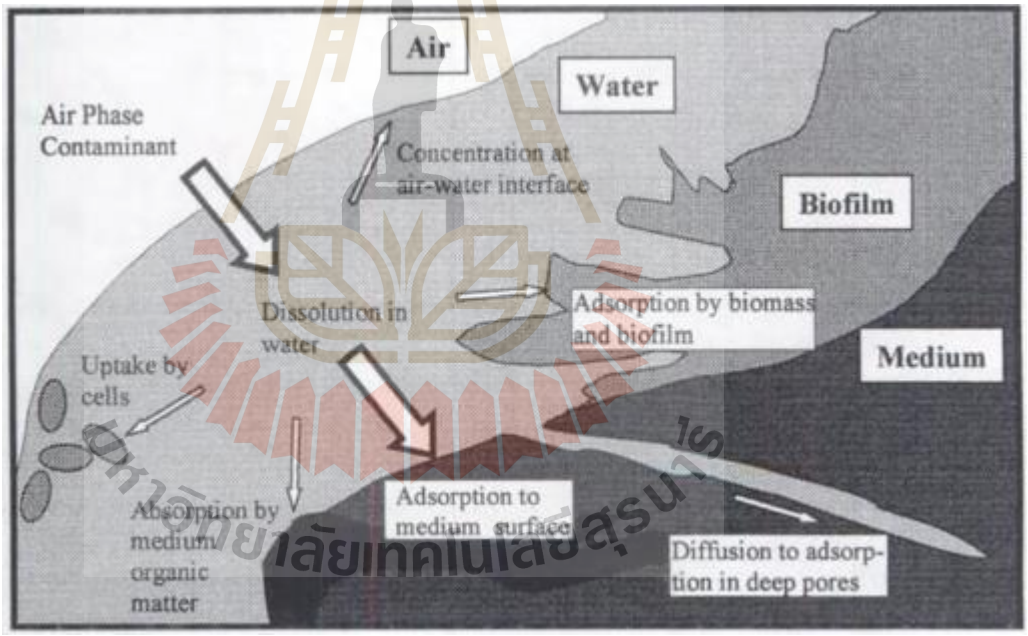
ดังนั้นในการศึกษาครั้งนี้จึงผู้ศึกษาจึงสนใจศึกษาประสิทธิภาพของระบบไบโอสครับเบอร์ร่วมกับการใช้จุลินทรีย์ฟิล์มตรึงแบบรวมกลุ่ม (Co-immobilized cell) ในการบำบัดก๊าซไฮโตรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ เนื่องจากก๊าซทั้งสองชนิดมีคุณสมบัติในการละลายน้ำได้ดี และระบบนี้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง (มากกว่า 99%) สามารถบำบัดก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงๆ ได้ สามารถรองรับอัตราการไหลของก๊าซสูงกว่าระบบกรองชีวภาพทั่วไป ซึ่งระบบที่มีอัตราการไหลก๊าซสูงจะช่วยลดพื้นที่ในการก่อสร้างระบบและยังลดค่าใช้จ่ายในการสร้างระบบได้ (Hansen and Rindel, 2000) สามารถกำจัดหรือบำบัดกลิ่นหรือก๊าซที่มีความเข้มข้นสูงและสามารถบำบัดกลิ่นหรือก๊าซที่มีความเข้มข้นเปลี่ยนแปลงอย่างรวดเร็วได้ นอกจากนี้การใช้จุลินทรีย์แบบรวมกลุ่ม (Mixed culture) ในการบำบัดมลพิษอากาศ มีประสิทธิภาพสูงกว่าการใช้จุลินทรีย์แบบเดี่ยว (Pure culture) (Potivichayanon *et al*., 2006) การใช้จุลินทรีย์แบบฟิล์มตรึงยังเป็นวิธีการในการป้องกันการสูญเสียจุลินทรีย์ ทำให้มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้นสามารถย่อยสลายสารมลพิษได้ดีขึ้น (Bohn, 1992; Delgado *et al*., 1999)

2.5 กลไกการทำงานกระบวนการทางชีวภาพ

หลักการสำคัญในการบำบัดทางชีวภาพคือ สารมลพิษจะถูกดูดซึมโดยน้ำ และจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่บริเวณฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) หรือจุลินทรีย์แขวนลอย (Suspended microorganisms) จะทำหน้าที่ย่อยสลายสารมลพิษและปล่อยผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายออกมา โดยกระบวนการทางชีวภาพมีดังนี้

2.5.1 การดูดซับ (Adsorption)

การดูดซับเป็นปัจจัยพื้นฐานในการกำจัดมลพิษ เกิดขึ้นจากการเคลื่อนที่ของสารมลพิษละลายลงสู่น้ำและเคลื่อนที่เข้าสู่ตัวกลางของระบบ (Shareefdeen and Singh, 2005) โดยโมเลกุลของสารมลพิษจะเกิดการสลายตัว (Dissolution) โดยง่ายในน้ำ หรือถูกดูดซับ (Adsorption) บนผิวหน้าของตัวกลางและเกิดการย่อยสลายโดยเซลล์ของจุลินทรีย์ ด้วยการใช้สารปนเปื้อนนั้นเป็นแหล่งอาหารเพื่อการเจริญ การดูดซับบนผิวหน้าและการดูดซึมของฟิล์มจุลินทรีย์ หรือการสะสมที่ผิวหน้าของน้ำ (ภาพที่ 2.4)



ภาพที่ 2.4 การดูดซับภายในระบบทางชีวภาพ (Devinny *et al*., 1999)

ทั้งนี้การดูดซับภายในระบบทางชีวภาพมีแบบจำลองที่ศึกษาอยู่ 2 ชนิด คือ

1) แบบจำลองการดูดซับบนตัวกลางตาม Freudlich model

แบบจำลอง Freudlich model มีสมมติฐานว่า การดูดซับบนผิวของตัวกลางนั้นไม่ถูกจำกัดปริมาณ และปริมาณในการดูดซับบนตัวกลางจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของมลพิษที่ละลายลงในน้ำ

2) แบบจำลองการดูดซับบนตัวกลางตาม Langmuir model

แบบจำลอง Langmuir model มีสมมติฐานว่าความเข้มข้นของมลพิษที่ถูกดูดซับจะสมดุลทางเคมีกับความเข้มข้นของมลพิษที่ละลายน้ำ และการดูดซับมีพื้นที่จำกัด โดยถ้าความเข้มข้นของมลพิษในน้ำ (C_e) มีค่าน้อย การดูดซับบนตัวกลาง (C_s) จะไม่เกิดขึ้น และเมื่อความเข้มข้นในน้ำมีค่ามากค่าการดูดซับก็จะมากไปตามไปด้วย

2.5.2 การดูดซึม (Absorption)

การดูดซึม คือ การถ่ายเทมวลโดยการแพร่หรือการพาโดยอาศัยความเข้มข้นที่แตกต่างกันของก๊าซในของเหลว ซึ่งเกิดในสภาวะเดียวกันหรือต่างสภาวะ จะเกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นเฉลี่ยในแต่ละสภาวะไม่ได้อยู่ในสภาวะสมดุล ปกติระบบจะพยายามปรับตัว ให้เข้าสู่สมดุลในที่สุด โดยทั่วไปปัจจัยการดูดซึมมีอยู่ 2 ส่วนคือ

1) ความสามารถในการละลาย (Solubility)

ความสามารถในการละลายนั้นใช้การวัดที่สภาวะสมดุล โดยวัดปริมาณก๊าซและของเหลวในภาชนะปิด และตั้งทิ้งไว้ระยะเวลาหนึ่ง จนปริมาตรของก๊าซที่ถูกดูดซึมเข้าไปในของเหลวเท่ากับปริมาณที่ละลายได้ ณ จุดนี้จะไม่มีการเปลี่ยนรูปของสารอีก และความเข้มข้นของก๊าซในส่วนที่เป็นก๊าซ และในส่วนของเหลวคงที่ คือ ระบบก๊าซ-ของเหลวเกิดสมดุล

กฎของเฮนรี่ (Henry' s law) สามารถใช้ทำนายความสามารถในการละลาย เมื่อความเข้มข้นของตัวทำละลายถูกทำให้เจือจางลงมาก (McCabe and Smith, 1967) ดังสมการ

$$C = K_h P \quad (11)$$

โดยที่ C = ความเข้มข้นของก๊าซที่ละลายน้ำ (โมล/ลิตร)

P = ความดันย่อยของก๊าซ (บรรยากาศ)

K_h = ค่าคงที่ของเฮนรี่ (โมล/ลิตร-บรรยากาศ)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

2) การถ่ายเทมวลก๊าซสู่ของเหลว

หลักการถ่ายเทมวลได้พัฒนาเป็นทฤษฎีฟิล์มสองชั้น (Two-film theory) กล่าวคือ เมื่อมีฟิล์มฟิล์มสองชั้น (Two-film theory) แต่ละข้างของผิวสัมผัส (ฟิล์มด้านก๊าซและฟิล์มด้านของเหลว) และอัตราการถ่ายเทมวลถูกควบคุมโดยอัตราการแพร่ผ่านฟิล์มของก๊าซและของเหลว รวมถึงความต้านทานของผิวสัมผัสสำหรับการถ่ายเทมวลน้อยมาก เมื่อเทียบกับความต้านทานของฟิล์ก๊าซและของเหลว การถ่ายเทมวลของก๊าซ-ของเหลว อธิบายอย่างง่ายที่ใช้กว้างขวางประกอบด้วย 3 ขั้นคือ

- การถ่ายเทมวลจากสถานะก๊าซไปยังผิวสัมผัสของก๊าซ-ของเหลว
- การถ่ายเทมวลข้ามผิวสัมผัสเข้าไปยังฟิล์มของเหลว
- การถ่ายเทจากฟิล์มของเหลวเข้าไปยังสถานะของเหลว

การดูดกลืนเป็นวิธีที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการกำจัดก๊าซ โดยเป็นการทำให้ก๊าซ เปลี่ยนรูปไปปรากฏอยู่ในของเหลว การดูดกลืนก๊าซด้วยของเหลวจะเกิดขึ้นเมื่อมีปริมาณสารในของเหลวน้อยกว่าปริมาณที่ทำให้เกิดสมดุลความเข้มข้นของก๊าซ ความแตกต่างระหว่างความเข้มข้นจริงกับความเข้มข้นสมดุลทำให้เกิดแรงขับเคลื่อนของการดูดกลืน อัตราการดูดกลืนขึ้นอยู่กับคุณสมบัติทางกายภาพของก๊าซและของเหลว เช่น การแพร่กระจาย ความเร็ว ความหนาแน่น เป็นต้น และ สภาวะของการดูดกลืน เช่น อุณหภูมิอัตราการไหลของก๊าซและของเหลว กล่าวคือ เมื่ออุณหภูมิต่ำลง พื้นผิวสัมผัสมากขึ้น สัดส่วนระหว่างปริมาณของเหลวต่อก๊าซสูงขึ้น ความเข้มข้นของกระแสก๊าซมากขึ้น การดูดกลืนจะเกิดได้ดีขึ้น ถ้าก๊าซที่ปนเปื้อนนั้นสามารถละลายในของเหลวได้ดี การบำบัดด้วยวิธีการดูดกลืนจะมีประสิทธิภาพสูง และสำหรับก๊าซปนเปื้อนที่ละลายไม่ดีในตัวทำละลาย บางครั้งอาจต้องมีการเพิ่มสารเคมีเข้าไปในระบบเพื่อเพิ่มความสามารถในการละลายของก๊าซที่ปนเปื้อนนั้น สารเคมีเหล่านั้นอาจช่วยให้ก๊าซปนเปื้อนละลายได้มากขึ้น หรือสารเหล่านั้นอาจ เกิดปฏิกิริยากับก๊าซปนเปื้อน ดังนั้นการเลือกคุณสมบัติของของเหลวที่ใช้ดูดกลืนควรพิจารณาถึง ประสิทธิภาพที่ต้องการและราคาของสารเคมี ซึ่ง โดยทั่วไปมักใช้น้ำ เนื่องจากก๊าซที่ปนเปื้อนสามารถ ละลายในน้ำได้อีกทั้งน้ำยังสามารถหาได้ง่ายและราคาถูก

2.5.3 การควบแน่น (Condensation)

เกิดขึ้นเมื่อก๊าซเคลื่อนที่ผ่านไปยังตัวกลางที่มีอุณหภูมิต่ำกว่า ทำให้เกิดการควบแน่นของสารมลพิษขึ้น

2.5.4 การย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradation/Biotransformation)

การย่อยสลายทางชีวภาพ เกิดขึ้นเมื่อมวลของจุลินทรีย์ (Biofilm) ที่เจริญเติบโตบนผิวของตัวกลางและทำการย่อยสลายสารมลพิษให้เป็นผลิตภัณฑ์ที่ไม่เป็นอันตรายโดยกระบวนการเมตาบอลิซึมของจุลินทรีย์ ฟิล์มจุลินทรีย์จะเป็นฟิล์มบางๆอยู่ระหว่างของแข็งและก๊าซ โดยทั่วไปฟิล์ม

ชีวภาพจะทำงานได้ดีเมื่อมีความหนาประมาณ 1-5 มิลลิเมตร (ณัฐพล, 2549) หลักการที่สำคัญของวิธีทางชีวภาพ ได้แก่

1) การถ่ายโอนสภาวะของก๊าซมลพิษจากสภาวะที่เป็นของเหลว
2) การดูดซึมหรือขนส่งสารพิษในรูปของเหลวเข้าสู่เซลล์จุลินทรีย์
3) การเปลี่ยนรูปทางชีวภาพหรือการย่อยสลายสารมลพิษโดยจุลินทรีย์

จลน์ศาสตร์ (Kinetic) คือ ค่าพารามิเตอร์ที่ใช้สำหรับการคำนวณอัตราการย่อยสารมลพิษทางชีวภาพและอัตราการเจริญของมวลชีวภาพ แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่ใช้ในการพิจารณาค่าทางจลนศาสตร์ คือ Michalis-Menten equation ดังสมการ

$$\frac{dC_L}{dt} = \frac{k_{\max}.C_L}{K_s + C_L} \tag{12}$$

เมื่อ C_L = ความเข้มข้นของมลพิษในน้ำ (โมล/ลิตร)

K_{max} = อัตราการย่อยสลายสูงสุด (โมล/ลิตร·วินาที)

K_s = Half-saturation constant (โมล/ลิตร)

เมื่อความเข้มข้นของสารมลพิษ (C_L) มากกว่าค่าคงที่การอิ่มตัว (K_s) มากๆ อัตราการย่อยสลายทางชีวภาพจะเท่ากับอัตราการย่อยสลายทางชีวภาพสูงสุด (K_{max}) ซึ่งเป็นปฏิกิริยาอันดับศูนย์ (Zero order) หมายถึงว่า อัตราการย่อยสลายไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารมลพิษ แต่เมื่อสารมลพิษมีความเข้มข้นต่ำ ปฏิกิริยาการย่อยสลายจะเป็นปฏิกิริยาอันดับหนึ่ง (First order)

การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์พิจารณาได้จากสมการ

$$\frac{dx}{dt} = \mu.x \tag{13}$$

เมื่อ x = ความเข้มข้นของมวลจุลินทรีย์ (มก./ล.)

μ = ค่าสัมประสิทธิ์ของการเติบโตจำเพาะ (วินาที$^{-1}$)

การคำนวณค่าคงที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ ใช้ความสัมพันธ์ของ Monod ดังสมการ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

$$\mu = \frac{\mu_{max} S}{K_s + S} \quad (14)$$

เมื่อ S = ความเข้มข้นของมลพิษในน้ำ

μ = ค่าคงที่อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด

2.6 ระบบตรึงผิวชีวภาพ (Cell-immobilized/Fixed-film system)

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเมื่อระบายทิ้งลงแหล่งน้ำธรรมชาตินั้นจะถูกย่อยสลายโดยกระบวนการทำความสะอาดตัวเองในธรรมชาติ (Self-purification process) จุลชีพที่สามารถทำลายสารอินทรีย์นี้อาจแบ่งได้เป็น 2 กลุ่ม คือ กลุ่มแรกเป็นจุลชีพประเภทที่แขวนลอยในน้ำ (Suspended microorganisms) (สันทัด, 2552) และกลุ่มที่สองเป็นจุลชีพประเภทที่ตรึงผิว (Fixed-film) เกาะบนผิวพื้นวัสดุในบริเวณแหล่งน้ำ สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายโดยพวกจุลชีพที่เกาะตามธรรมชาตินี้ หลักการนี้จึงได้นำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดมลพิษอากาศอย่างกว้างขวาง เช่น Lin and Wang (1991) ได้ทำการศึกษาการย่อยสลายเพนตะคลอโรฟีนอล โดยเปรียบเทียบระหว่างการใช้จุลินทรีย์แบบแขวนลอยและจุลินทรีย์แบบฟิล์มตรึง (Immobilized cell) ในการบำบัด พบว่าจุลินทรีย์แบบฟิล์มตรึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าจุลินทรีย์แบบแขวนลอย และพบว่าการใช้จุลินทรีย์ฟิล์มตรึงแบบรวมกลุ่ม (Co-immobilized cell) มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงถึง 90% ซึ่งจุลชีพตรึงผิวหรือ Fixed-film ที่ใช้ในระบบบำบัดนั้นจะทำให้เกิดฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) ลักษณะสมบัติของฟิล์มชีวภาพ ที่เกาะบนผิววัสดุต่างๆ นั้น ขึ้นกับองค์ประกอบหลายประการ เช่น ความเร็วของน้ำไหลผ่านผิวของวัสดุ ความเข้มข้นของสารอาหารที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ในน้ำ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ ค่าความเป็นกรดเป็นด่างของน้ำ อุณหภูมิในขณะนั้น ลักษณะผิววัสดุที่ฟิล์มชีวภาพเกาะ เป็นต้น

2.6.1 ฟิล์มชีวภาพ (Biofilm)

ฟิล์มชีวภาพ หมายถึงชั้นของจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตและเกาะอยู่บนพื้นผิวของของแข็งไม่ว่าจะเป็นไม้ เหล็ก พลาสติก ยาง หรือแม้กระทั่งเนื้อเยื่อของสิ่งมีชีวิตอื่นๆ (ณฐนนท์ ตราชู , 2551) ฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) เป็นกลไกที่สำคัญในการกำจัดมลพิษของระบบบำบัดแบบชีวภาพซึ่งเป็นมวลของจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตบนผิวของตัวกลาง และทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปสารมลพิษให้เป็นผลิตภัณฑ์ที่มี

ความเป็นพิษน้อยลง การเจริญเติบโตของฟิล์มชีวะบนผิวของตัวกลางเป็นผลมาจากกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีววิทยาดังนี้

1) การขนส่ง (Transportation) และการดูดซับ (Adsorption) ของโมเลกุลของสารอินทรีย์ไปยังผิวของตัวกลาง
2) การขนส่ง (Transportation) ของเซลล์จุลินทรีย์ไปยังผิวของตัวกลาง
3) การเกาะยึด (Attachment) ของจุลินทรีย์
4) การแปลงรูป (Transformation) ของจุลินทรีย์เป็นฟิล์มชีวะที่บริเวณผิวของตัวกลาง
5) การหลุด (Detachment) ของฟิล์มชีวะบางส่วนเนื่องมาจากแรงเฉือน (Fluid shear stress) ของน้ำ

ลักษณะสมบัติของฟิล์มชีวะที่เกาะบนผิววัสดุต่างๆ นั้นขึ้นอยู่กับองค์ประกอบหลายประการ เช่น ชนิดของสารอินทรีย์ต่างๆ ในน้ำ ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านผิวของวัสดุ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ ค่าพีเอชของน้ำ ลักษณะผิวของวัสดุที่ฟิล์มชีวะเกาะ เป็นต้น

2.6.2 การเกาะและการหลุดของฟิล์มชีวะ

จุลินทรีย์หรือแบคทีเรียสามารถเกาะได้ดีบนผิวของวัสดุที่มีความหยาบ การเกาะติดบนผิววัสดุส่วนใหญ่เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์หรือแบคทีเรียจะสร้างเส้นใยขนาดเล็กรอบตัวเซลล์ เส้นใยเหล่านี้จะเกาะจับกันแน่นกับเส้นใยของเซลล์อื่น ทำให้แบคทีเรียสามารถเกาะติดหนาเป็นฟิล์มบนผิวตัวกลางได้ เส้นใยเหล่านี้เรียกว่า Glycocolyx ซึ่งเป็นสารพวก Polysaccharide ดังนั้น ปริมาตรรวมของเซลล์เหล่านี้จึงน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับปริมาตรทั้งหมดของฟิล์มชีวะ เส้นใยนี้เป็นที่เก็บน้ำย่อยที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ให้เล็กลงและสามารถละลายน้ำได้ก่อนที่จะถูกซึมผ่านผนังเซลล์ของแบคทีเรีย

การหลุดของฟิล์มชีวะจะเป็นขบวนการเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องโดยขึ้นอยู่กับภาวะไฮโดรไดนามิกซ์ (Hydrodynamic condition) ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านแรงเฉือน (Shear force) จะมีส่วนช่วยให้เกิดการหลุดของฟิล์มชีวะ สำหรับการลอก (Sloughing) ของฟิล์มชีวะนั้นเกิดจากสภาพขาดแคลนสารอาหารหรือปริมาณของออกซิเจนที่ละลายในน้ำบริเวณชั้นผิวด้านในของฟิล์ม การลอกออกเนื่องจากฟิล์มมีความ

หนาจนทำให้เกิดสภาพขาดแคลนอาหารหรือขาดแคลนออกซิเจนนี้มักเกิดในสภาวะที่มีแรงเฉือนต่ำ นอกจากนี้ถ้าฟิล์มชีวภาพมีความหนามากในที่สุดจะถูกถ่วงดึงให้หลุดโดยน้ำหนักของฟิล์มชีวภาพเอง

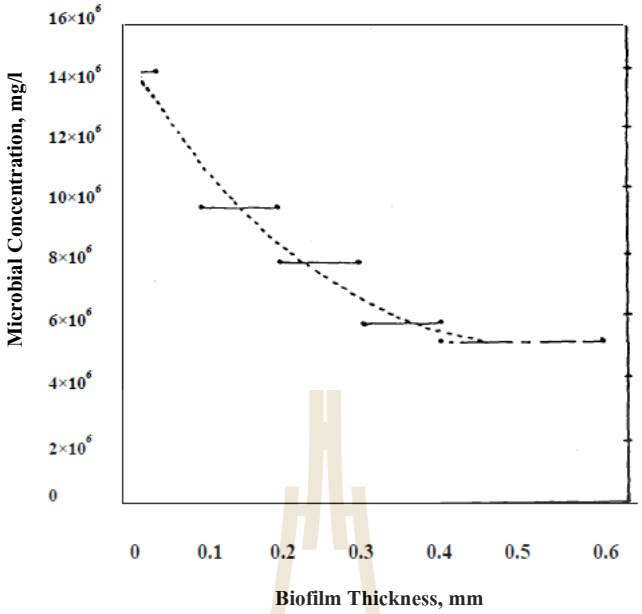
2.6.3 องค์ประกอบทางเคมีของฟิล์มชีวะ

ฟิล์มชีวภาพประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96 % โดยน้ำหนักและมีของแข็งระเหย (Volatile solids) ต่ำเพียง 1.9-3.2 % เท่านั้น นอกจากนี้ฟิล์มชีวภาพยังประกอบไปด้วยสารอนินทรีย์ในปริมาณเล็กน้อย ได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) และเหล็ก (Fe) เป็นต้น ซึ่งปริมาณสารอนินทรีย์เหล่านี้ในฟิล์มชีวภาพขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

2.6.4 กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์

เนื่องจากฟิล์มชีวภาพประกอบด้วยน้ำสูงถึง 87-96% และเซลล์จุลชีพในฟิล์มชีวภาพยังประกอบด้วยน้ำสูงถึง 90% ดังนั้นค่าความถ่วงจำเพาะ (Specific gravity) ของฟิล์มชีวภาพจึงใกล้เคียงกับค่าของน้ำ ความหนาแน่นของจุลชีพนี้ สามารถวัดเป็นจำนวนหรือน้ำหนักแห้งแต่ในทางวิศวกรรมศาสตร์มักนิยมวัดเป็นน้ำหนักแห้ง ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวภาพนี้ขึ้นกับสภาวะแวดล้อมต่างๆ เช่น ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่าน ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ อุณหภูมิ และชั้นความหนาของฟิล์มชีวภาพ ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวภาพจะสูงขึ้นเมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงขึ้น ซึ่งความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวภาพยังขึ้นกับถังปฏิกิริยาในระบบที่ใช้ ดังแสดงในภาพที่ 2.5 แสดงความหนาแน่นของจุลชีพในชั้นที่อยู่ใกล้ผิวตัวกลางที่เกาะจะมีค่ามากกว่าชั้นที่อยู่ถัดไป

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



ภาพที่ 2.5 ความหนาแน่นของจุลชีพในฟิล์มชีวภาพที่ชั้นความหนาต่างๆ (สันทัด, 2552)

กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ที่ไหลผ่านระบบกำจัดแบบ Fixed-film นั้น เป็นกระบวนการถ่ายเทมวลและปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดพร้อมกันซึ่งขั้นตอนกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวภาพมีดังนี้

1) สารอินทรีย์ และออกซิเจนจะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังส่วนที่อยู่ร่วมกัน (Interface) ระหว่างชั้นของเหลว และฟิล์มชีวภาพ

2) สารอินทรีย์ และออกซิเจนจะถ่ายเทผ่านบริเวณดังกล่าวไปยังชั้นของฟิล์มชีวภาพ

3) มีการใช้สารอินทรีย์ และออกซิเจนโดยพวกจุลินทรีย์ในชั้นของฟิล์มชีวภาพ

4) มีการถ่ายเทผลิตผลที่ได้ คือ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำจากชั้นฟิล์มชีวภาพ

5) ผลิตผลที่ได้นี้จะถูกถ่ายเทต่อไปยังชั้นของเหลว

อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์อาจขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจนหรือสารอินทรีย์กล่าวคือชั้นนอกจะเป็นชั้นที่เกิดปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียจำพวกใช้ออกซิเจน ส่วนในชั้นในถัดไปจะเป็นชั้นที่ไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจน ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารโดยใช้ออกซิเจนจะเกิดรวดเร็วกว่าแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นอัตราการย่อยสลาย

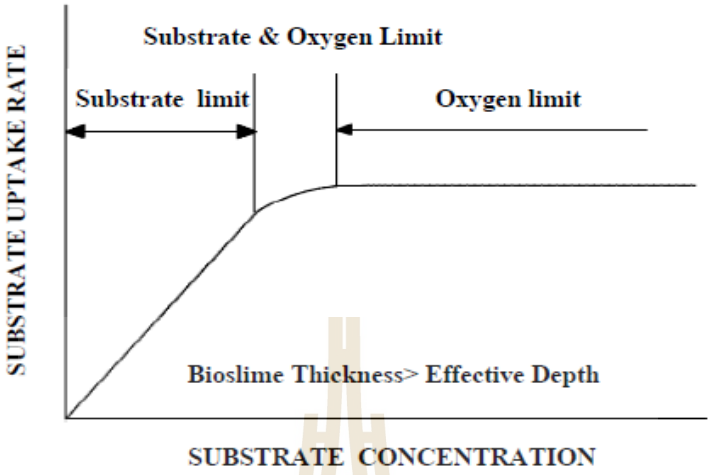
สารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดในชั้นที่มีออกซิเจนเป็นส่วนใหญ่ความหนาของชั้นนี้เรียกว่า ความหนาประสิทธิผล (Effective depth) ซึ่งขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ ความหนาแน่นจุลชีพ และอัตราการใช้สารอินทรีย์ (Substrate uptake rate)

2.6.5 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และออกซิเจน

ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรีย ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน ปฏิกิริยาชีวเคมีนี้ประกอบด้วยสารให้อิเล็กตรอน (Electron donor) ซึ่งได้แก่ สารอินทรีย์ต่างๆ กับสารรับอิเล็กตรอน (Electron acceptor) ซึ่งได้แก่ ออกซิเจนซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำ อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียนั้น อาจถูกควบคุมโดยสารให้อิเล็กตรอนหรือสารรับอิเล็กตรอน (ในที่นี้หมายถึง สารอินทรีย์ และออกซิเจนละลายน้ำ) ซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสีย อัตราการถ่ายเทมวลของสารทั้งสอง และค่าสัมประสิทธ์ย่อยสลาย (Stoichiometric coefficient)

สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และออกซิเจนจะเห็นว่าขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ (ภาพที่ 2.6) กล่าวคือที่ค่าความเข้มข้นหนึ่งของออกซิเจนละลายน้ำอัตราการใช้สารอินทรีย์อาจแบ่งได้ 3 ช่วง คือ ช่วงแรกอัตราการใช้สารอินทรีย์จะเพิ่มเป็นเส้นตรง เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์ จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นสารอินทรีย์ (Substrate limit) ช่วงที่สองเป็นช่วงอัตราการใช้สารอินทรีย์เพิ่มขึ้น เมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราการเพิ่มขึ้นลดลง ในช่วงนี้ อัตราการใช้สารอินทรีย์ถูกควบคุมโดยทั้งสารอินทรีย์ และออกซิเจน (Substrate and oxygen limit)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



ภาพที่ 2.6 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีวะ (สันทัด, 2552)

2.7 ข้อดีและข้อเสียของการใช้จุลินทรีย์เพื่อกำจัดสารมลพิษ

2.7.1 ข้อดีของการใช้จุลินทรีย์เพื่อกำจัดสารมลพิษ

1) เป็นกระบวนการกำจัดสารมลพิษเป้าหมายได้อย่างจำเพาะ เนื่องจากเป็นการเติมจุลินทรีย์ที่ได้ผ่านการคัดแยกมาอย่างจำเพาะต่อสารพิษเป้าหมาย และมีข้อมูลการศึกษาวิจัยต่างๆเกี่ยวกับจุลินทรีย์และวิถีการย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ก่อนการนำมาประยุกต์ใช้

2) เป็นการกำจัดสารมลพิษที่ใช้ระยะเวลาสั้นกว่า เมื่อเปรียบเทียบกับวิธีอื่นๆ เนื่องจากเป็นกระบวนการที่ควบคุมได้ ตั้งแต่ ชนิดและปริมาณของจุลินทรีย์ที่เติมไปในสิ่งแวดล้อมสภาวะต่างๆ ที่จำเป็น และเหมาะสมต่อการย่อยสลายสารมลพิษนั้นๆ การเติมจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษในปริมาณที่มากพอจะสามารถ เร่งกระบวนการย่อยสลายสารมลพิษในระยะเวลาที่ต้องการได้ ดังนั้นจึงสามารถเร่งการย่อยสลาย/การกำจัดสารมลพิษที่ปนเปื้อนและตกค้างในสิ่งแวดล้อมได้อย่างรวดเร็ว การบำบัดสิ่งแวดล้อมในระยะเวลาที่สั้นนี้ ส่งผลให้มีค่าใช้จ่ายในการดำเนินการและค่าใช้จ่ายในการตรวจติดตามกระบวนการที่น้อยกว่ากระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพอื่นๆ

3) ในกระบวนการกำจัดสารมลพิษด้วยการเติมจุลินทรีย์ หากมีการควบคุมสภาวะต่างๆ ในบริเวณที่มีการบำบัดอย่างรอบคอบ จะสามารถทำให้เกิดการย่อยสลายสารมลพิษได้อย่างสมบูรณ์ และลดความเป็นพิษของสารที่ปนเปื้อนในสิ่งแวดล้อมให้หมดไปได้อย่างสมบูรณ์

4) กระบวนการกำจัดสารมลพิษด้วยการเติมจุลินทรีย์ มีความยืดหยุ่นต่อระบบการนำไปใช้ เนื่องจากจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารมลพิษเหล่านี้ อาจมีได้มากกว่าหนึ่งชนิด ซึ่งแต่ละชนิดมีความสามารถในการเจริญในสภาวะแวดล้อมที่ต่างกัน ดังนั้นสำหรับกระบวนการนี้จึงสามารถเลือกจุลินทรีย์หรือกลุ่มของจุลินทรีย์ที่มีความสามารถให้เหมาะสมกับสิ่งแวดล้อมที่ต้องการนำไปประยุกต์ใช้

2.7.2 ข้อเสียของการใช้จุลินทรีย์เพื่อกำจัดสารมลพิษ

1) ถึงแม้ว่าการประยุกต์ใช้กระบวนการเติมจุลินทรีย์ลงในสิ่งแวดล้อมเป็นการบำบัดที่ใช้ระยะเวลาสั้นกว่ากระบวนการอื่นๆ อย่างไรก็ตาม ขั้นตอนต่างๆ ก่อนที่จะสามารถนำจุลินทรีย์มาประยุกต์ใช้ได้จริงนั้น ต้องอาศัยการศึกษาวิจัยต่างๆอย่างเข้มข้น ซึ่งต้องใช้ระยะเวลานานและกำลังคน เช่น ต้องมีการคัดแยกจุลินทรีย์ที่มีลักษณะสมบัติที่เหมาะสม ต้องมีการศึกษาข้อมูลอย่างละเอียดถึงความสามารถของจุลินทรีย์นั้นๆ ในการย่อยสลายสารมลพิษเป้าหมาย การศึกษาเหล่านี้นอกจากจะเกี่ยวข้องกับชนิดของจุลินทรีย์และปัจจัยที่เหมาะสมต่อการเจริญของจุลินทรีย์นั้นๆ แล้ว ยังรวมถึงปัจจัยต่างๆที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารมลพิษ ได้แก่ จลนพลศาสตร์ของการย่อยสลาย (Degradation kinetics) วิถีการย่อยสลาย (Degradation pathway) ชนิดของสารตัวกลางที่เกิดขึ้น (Degradation intermediates) และความเป็นพิษ (Toxicity) ของสารเหล่านั้น เมื่อเปรียบเทียบกับสารมลพิษตั้งต้น ระบบเอนไซม์และยีนที่เกี่ยวข้องกับวิถีการย่อยสลาย ตัวยับยั้งหรือสารประกอบต่างๆ ที่อาจมีผลยับยั้งหรือแข่งขันกับปฏิกิริยาการย่อยสารมลพิษเป้าหมาย เป็นต้น

2) จุลินทรีย์ที่มีการเติมลงในสิ่งแวดล้อมเหล่านี้ ถึงแม้ว่าจะได้รับการศึกษาอย่างดีแล้วว่ามีความสามารถในการย่อยสลายสารพิษนั้นๆ อย่างมีประสิทธิภาพ แต่การศึกษาเหล่านั้นส่วนใหญ่เป็นการศึกษาในอาหารเหลวภายใต้สภาวะควบคุมในห้องปฏิบัติการ ดังนั้นการประยุกต์ใช้จุลินทรีย์เหล่านี้ภายใต้สภาวะซับซ้อนที่ควบคุมได้ยากในสิ่งแวดล้อมจริง จึงไม่อาจคาดเดาได้ว่าประสิทธิภาพของจุลินทรีย์เหล่านี้ ในการย่อยสลายสารมลพิษจะสูงดังเดิมหรือไม่ ดังนั้น เพื่อแก้ไขข้อด้อยนี้ จึงต้องมี

การศึกษาความสามารถในการย่อยสลายสารของจุลินทรีย์เหล่านี้เป็นลำดับขั้นตอน โดยเริ่มจากการศึกษาในอาหารเหลว ตามมาด้วยการศึกษาการย่อยสลายสารของจุลินทรีย์เหล่านี้ ในดินหรือในน้ำ (ทั้งระดับเล็ก และขยายส่วนเป็นขั้นๆไป รวมทั้งศึกษาปัจจัยที่มีความสำคัญต่อการย่อยสลายสารของจุลินทรีย์เหล่านี้ในสภาวะสิ่งแวดล้อมจริง

3) ความไม่เสถียรของการเจริญของจุลินทรีย์ที่เติมลงไปในสิ่งแวดล้อม ดังที่ได้กล่าวข้างต้นถึงปัจจัยต่างๆ ที่มีผลต่อการเจริญของจุลินทรีย์ในสิ่งแวดล้อมจริง ปัญหาที่พบของการประยุกต์ใช้ ได้แก่ การลดลงของปริมาณของจุลินทรีย์ที่เติมลงไป โดยพบว่าเมื่อเติมจุลินทรีย์ที่มีความสามารถเหล่านี้ลงในดินหรือน้ำ ปริมาณของจุลินทรีย์เหล่านี้จะมีจำนวนลดลงอย่างรวดเร็วเนื่องจากสภาวะแวดล้อมอาจไม่เหมาะสม เช่น อาจมีสารอินทรีย์บางชนิดในสิ่งแวดล้อมที่เป็นตัวยับยั้งการเจริญ (Growth inhibitor) ของจุลินทรีย์ หรือจุลินทรีย์ไม่สามารถเจริญร่วมกับจุลินทรีย์ในธรรมชาติได้ หรือไม่สามารถเจริญแข่งขันได้จนกระทั่งจำนวนลดลงและหมดไปในที่สุด ดังนั้น เพื่อเป็นการรักษาปริมาณจุลินทรีย์เหล่านี้ในสิ่งแวดล้อมนั้นๆ จึงต้องมีการปรับสภาวะบางอย่างให้เหมาะสมกับการเจริญของจุลินทรีย์เหล่านี้ เช่น การเติมสารอาหารจำเพาะบางอย่างหรือการปรับสภาวะของระบบนิเวศให้เหมาะสม เป็นต้น

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 3

ระเบียบวิธีดำเนินงานวิจัย

3.1 เครื่องมือที่ใช้ในงานวิจัย (Instruments)

1.) เครื่องอังน้ำ (Water bath) ยี่ห้อ Daihan รุ่น WEB-6

2.) ตู้ควบคุมอุณหภูมิ (Incubator) ยี่ห้อ Memmert รุ่น IN 260

3.) ตู้ดูดความชื้นอัตโนมัติ (Auto dry) ยี่ห้อ Product of Eureka รุ่น DX-126

4.) ตู้ปลอดเชื้อ (Larminar flow) ยี่ห้อ ScanLaf รุ่น Mars 1500

5.) เครื่องชั่งละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Mettler toledo รุ่น AG 285

6.) เครื่องชั่งละเอียด 2 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Mettler toledo รุ่น ML3002

7.) เครื่องกวนสารละลาย ยี่ห้อ Heidolph รุ่น MR Hei-Standard

8.) เตาอบแห้ง (Hot air oven) ยี่ห้อ Binder รุ่น FED

9.) เครื่องกลั่นไนโตรเจน (Distilling unit) ยี่ห้อ FOSS รุ่น Kjeltech 8420

10.) เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer) ยี่ห้อ Thermo Spectronic รุ่น Heaios

11.) หม้อนึ่งฆ่าเชื้อ (Autoclave) ยี่ห้อ TKA รุ่น Steroclave 24 และ ยี่ห้อ Hiclave รุ่น HV-50

12.) เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter) ยี่ห้อ ยี่ห้อ Jenway รุ่น 3510

13.) เครื่องควบคุมอัตราการไหลของของเหลว (Peristaltic pump) ยี่ห้อ Watson Marlow รุ่น SCIQ 323

14.) เครื่องวัดออกซิเจนละลาย (DO meter) ยี่ห้อ HACH Sension Portable Case รุ่น sension 6

15.) เครื่องวัดแก๊สไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Gas detector) ยี่ห้อ GasBadge Pro รุ่น GasBadge Pro-HCN

16.) เครื่องวัดแก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Gas detector) ยี่ห้อ Ventis รุ่น MX4

3.2 สารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย (Chemicals)

ชื่อสารเคมี	สูตรโมเลกุล
โพแตสเซียมไซยาไนด์ (Potassium cyanide)	KCN
กรดแอซิติก (Acetic acid)	CH_3COOH
โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium hydroxide)	NaOH
โซเดียมเตตราบอเรต (Sodium tetraborate)	$Na_2B_4O_7$
กรดซัลฟิวริก (Sulfuric acid)	H_2SO_4
กรดบอริก (Boric acid)	H_3BO_3
เมทิลเรด (Methyl red)	$C_{15}H_{15}N_3O_2$

ชื่อสารเคมี	สูตรโมเลกุล
เมทิลีนบลู (Methylene blue)	$C_{16}H_{18}N_3SCl$
เอทิลแอลกอฮอล์ (Ethyl alcohol)	C_2H_6O
ฟีนอล์ฟทาลีน (Phenolphthalein)	$C_{20}H_{14}O_4$
โพแตสเซียมไนเตรท (Potassium nitrate)	KNO_3
บรูซีนซัลเฟต (Brucine sulfate)	$C_{46}H_{54}N_4O_{12}S$
กรดซัลฟานิลิก (Sulphanilic acid)	$NH_2C_6H_4SO_3H$
ซิลเวอร์ไนเตรท (Silver nitrate)	$AgNO_3$
โซเดียมคลอไรด์ (Sodium chloride)	NaCl
แมกนีเซียมคลอไรด์ (Magnesium chloride)	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$
โซเดียมอะซิเตรท (Sodium acetate)	$CH_3COONa \cdot 3H_2O$
โซเดียมซัลเฟต (Sodium sulfate)	Na_2SO_4
แบเรียมคลอไรด์ (Barium chloride)	$BaCl_2$
โซเดียมคาร์บอเนต (Sodium carbonate)	Na_2CO_3
โซเดียมไธโอซัลเฟต (Sodium thiosulphate Pentahydate)	$Na_2S_2O_3 \cdot 5H_2O$
แคลเซียมคลอไรด์ (Calcium chloride)	$CaCl_2$
โคบอลไนเตรท (Cobalt nitrate)	$Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$
ไดโพแตสเซียมไฮโดรเจนฟอสเฟต (Di-potassium hydrogen phosphate)	K_2HPO_4
เฟอริคคลอไรด์ (Ferric chloride)	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$
เฟอรัสซัลเฟต (Ferrous sulfate)	$FeSO_4 \cdot 7H_2O$
กลูโคส (D-glucose)	$C_6H_{12}O_6$
โมลิบดินัมไตรออกไซด์ (Molybdenum trioxide)	MoO_3
โพแตสเซียมไดไฮโดรเจนฟอสเฟต (Potassium dihydrogen phosphate)	KH_2PO_4
ซิงค์ซัลเฟต (Zinc sulfate)	$ZnSO_4$
โพแทสเซียมโครเมท (Potassium chromate)	K_2CrO_4
แอมโมเนียมคลอไรด์ (Ammonium chloride)	NH_4Cl
อะซีโตน (Acetone)	C_3H_6O

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.3 จุลินทรีย์ในการทดลอง

จุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองนี้นำมาจากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังที่มีไซยาไนด์ปนเปื้อน ซึ่งได้ทำการศึกษาวิจัยแล้วว่าสามารถเจริญเติบโตได้ในอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีไซยาไนด์เป็นส่วนประกอบและมีความสามารถสูงในการย่อยสลายไซยาไนด์ ได้แก่ SUTS 1 SUTS 2 และโดยเฉพาะเมื่อนำจุลินทรีย์ทั้ง 2 ชนิดมารวมกัน (Mixed culture) พบว่าทำให้มีความสามารถในการย่อยสลายไซยาไนด์เพิ่มขึ้น (สิราภรณ์, 2550; 2553) ดังนั้นในการทดลองนี้จะใช้จุลินทรีย์แบบรวม (Mixed culture) เป็นจุลินทรีย์ในการพัฒนาต่อไป เชื้อจุลินทรีย์จะถูกเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีสารอาหารสูง (Enrichment medium) เพื่อกระตุ้นการเจริญเติบโตของเชื้อ ประกอบด้วย $NaHPO_4$ 4 กรัม, Na_2SO_4 2.13 กรัม, K_2HPO_4 3.10 กรัม, $MgCl_2.6H_2O$ 200 มิลลิกรัม, $FeCl_3.6H_2O$ 2 มิลลิกรัม และ $CaCl_2$ 1 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร ปรับพีเอช (pH) เท่ากับ 7.2 โดยทำการเพาะเลี้ยงเชื้อในขวดทดลอง (Flask) ขนาด 500 มิลลิลิตร ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ต่ออาหารเลี้ยงเชื้อเท่ากับ 10:100 เลี้ยงที่อุณหภูมิห้อง เขย่าด้วยเครื่องเขย่าที่ 150 รอบต่อนาที

ส่วนจุลินทรีย์ MU1_03 และ MU2_03 ได้ถูกพัฒนาความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งเมื่อรวมกัน (Mixed culture) ทำให้ประสิทธิภาพสูงขึ้น (Potivichayanon, 2005; Potivichayanon *et al.*, 2006) โดยจะนำเชื้อทั้งสองนี้มาเลี้ยงในอาหารเหลวสำหรับเชื้อ Thiosulfate medium เพื่อกระตุ้นการเจริญเติบโตของเชื้อ ประกอบด้วย KH_2PO_4 2 กรัม K_2HPO_4 2 กรัม NH_4Cl 0.4 กรัม $MgCl_2{\cdot}6H_2O$ 0.2 กรัม $FeSO_4{\cdot}7H_2O$ 0.01 กรัม $Na_2S_2O_3{\cdot}5H_2O$ 8.0 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร ปรับพีเอช เท่ากับ 7.2 (Hirai *et al.*, 2001) โดยทำการเพาะเลี้ยงเชื้อในขวดทดลอง (Flask) ขนาด 500 มิลลิลิตร ปริมาณเชื้อจุลินทรีย์ต่ออาหารเลี้ยงเชื้อเท่ากับ 10:100 เลี้ยงที่อุณหภูมิห้อง เขย่าด้วยเครื่องเขย่าที่ 150 รอบต่อนาที

3.4 อาหารเลี้ยงเชื้อ

การทดลองจะใช้อาหารเลี้ยงเชื้อ (Buffer medium) ซึ่งในน้ำกลั่น 1 ลิตร ประกอบด้วย KH_2PO_4 2.7 กรัม K_2HPO_4 3.5 กรัม และ 10 มิลลิลิตรของสารละลายเกลือ (ประกอบด้วย $FeSO_4{\cdot}7H_2O$ 300 มิลลิกรัม $MgCl_2{\cdot}6H_2O$ 180 มิลลิกรัม $Co(NO_3)_2{\cdot}6H_2O$ 130 มิลลิกรัม $CaCl_2$ 40 มิลลิกรัม $ZnSO_4$ 40 มิลลิกรัม และ MoO_3 20 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร) โดยปรับพีเอชเท่ากับ 7.2 เมื่อจุลินทรีย์ถูกกระตุ้นการเจริญเติบโตแล้วจะนำมาเลี้ยงในอาหารเลี้ยงเชื้อ (Buffer medium) นี้ ด้วยอัตราส่วนจุลินทรีย์ต่ออาหารเลี้ยงเชื้อเป็น 10:100 ปริมาตรต่อปริมาตร โดยใส่ไซยาไนด์ในรูปของโพแตสเซียม

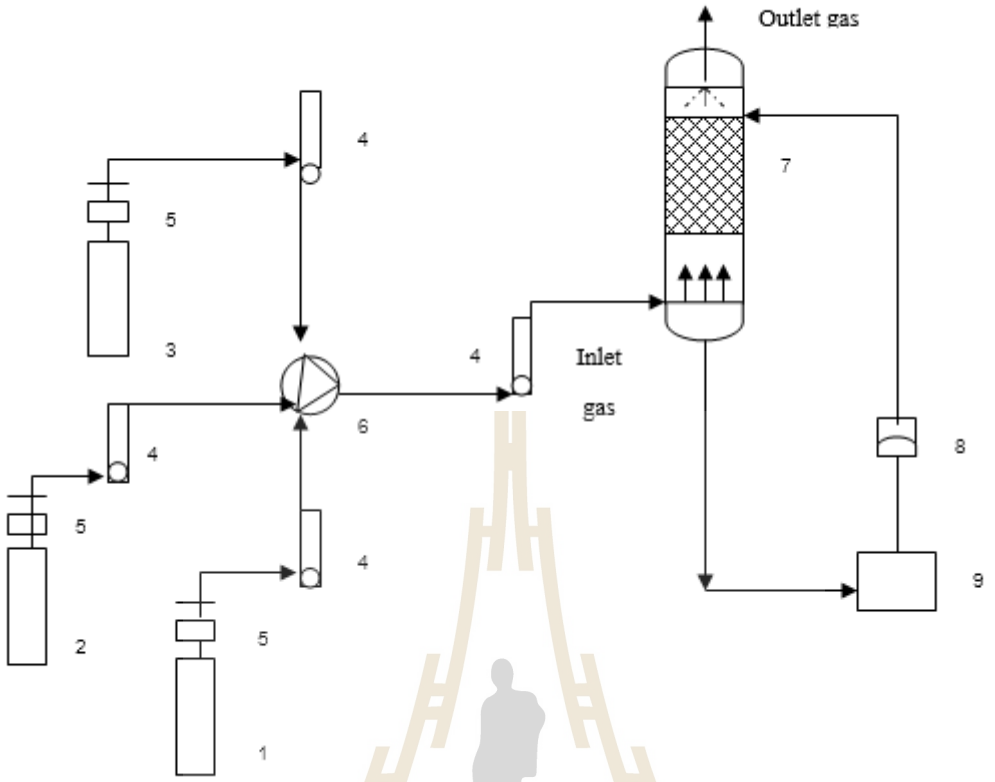
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ไซยาไนด์ที่ความเข้มข้น 25 มิลลิกรัมต่อลิตร และใส่โซเดียมไธโอซัลเฟตที่ความเข้มข้น 8 กรัมต่อลิตร เพื่อนำไปศึกษาการย่อยสลายก๊าซทั้งสองชนิดนี้ด้วยจุลินทรีย์ในระบบสครับเบอร์ต่อไป

3.5 ชุดทดสอบพัฒนาความสามารถของเชื้อจุลินทรีย์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

คอลัมน์ของระบบทำจากแก้วซึ่งมีเส้นผ่านศูนย์กลางเท่ากับ 3 เซนติเมตร และความสูงเท่ากับ 50 เซนติเมตร โดยมีตัวกลางที่ให้จุลินทรีย์แบบรวม (Mixed culture) ยึดเกาะอยู่ภายใน ตัวกลางทำจากวัสดุโพลีโพรไพลีนขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1 นิ้ว (ภาพที่ 3.1) และมีถังสำหรับใส่ของเหลวให้ไหลเวียน (Recirculation tank) ตลอดเวลาขณะเดินระบบ (ภาพที่ 3.2 และ 3.3)โดยจะแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ระยะ ดังนี้ การศึกษาระยะแรก (Short term period) ซึ่งจะทำการเดินระบบต่อเนื่อง 24 ชั่วโมง โดยเก็บตัวอย่างที่เวลา 6, 12, และ 24 ชั่วโมง เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมที่สุดของระบบ ดังตารางที่ 2 และทำการศึกษาระยะยาว (Long term period) โดยนำสภาวะที่เหมาะสมที่สุดมาเพื่อศึกษาประสิทธิภาพที่ดีที่สุดของระบบในระยะยาว

ภาพที่ 3.1 Polypropylene pall ring packing media ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1 นิ้ว



ภาพที่ 3.2 แผนผังทิศทางการไหลและส่วนประกอบของชุดทดสอบพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (1. HCN gas; 2. H_2S gas; 3. Dilution gas; 4. Flow meter; 5. Regulator; 6. 3-way connector tank; 7. Fixed-film bioscrubber column; 8. Peristaltic pump; 9. Recirculation tank)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ภาพที่ 3.3 Fixed-film bioscrubber system

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.6 การทดลอง

ทำการทดลองโดยใช้สภาวะและตัวแปรในการทดลองเพื่อให้ได้ผลตามวัตถุประสงค์ โดยศึกษาเป็น 2 ระยะได้แก่ การศึกษาระยะแรก (Short term period) ทำการศึกษาตัวแปรดังตารางที่ 2 เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมสำหรับเชื้อจุลินทรีย์และระบบ และการศึกษาระยะยาว (Long term period) ทำการศึกษาตัวแปรต่อเนื่องโดยนำตัวแปรสภาวะที่เหมาะสมจากการศึกษาระยะแรกมาทำการศึกษาระยะยาว เพื่อศึกษาประสิทธิภาพที่ดีที่สุดของเชื้อจุลินทรีย์และระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

ตารางที่ 3.1 สภาวะและตัวแปรที่ใช้ในการวิจัยในการศึกษาระยะแรก (Short term period)

ตัวแปรที่ใช้ศึกษา	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
จุลินทรีย์	จุลินทรีย์ SUTS1+SUTS2+MU1_03+MU2_03 (Mixed culture)
Gas concentration (ppm)	10-30
Gas flow rate (ml/min)	250 และ 500
Liquid flow rate (ml/min)	10
Height of packing materials (m)	0.30
Empty bed retention time (EBRT), (s)	25 และ 50

3.7 การวิเคราะห์ผล

วิเคราะห์กลิ่นของไฮโดรเจนซัลไฟด์และไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่ออกจากระบบด้วยเครื่องวิเคราะห์ก๊าซ (Gas detector) และวิเคราะห์แอมโมเนีย (NH_3-N) ไนเตรท (NO_3^--N) ไซยาไนด์ที่เหลืออยู่ (Residual cyanide) และซัลเฟต (SO_4^{2-}) ในของเหลวที่ไหลเวียนในระบบ จะถูกวิเคราะห์ด้วยวิธีมาตรฐานการวิเคราะห์น้ำเสีย (APHA, AWWA, WPCF, 1995) และทำการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ด้วยวิธีเทคนิคการนับโคโลนี (Colony count technique) (ภาคผนวก ก. และภาคผนวก ข.)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 4
ผลการวิจัยและอภิปรายผล

มลพิษในรูปของก๊าซ (Gas) นั้นถือได้ว่ามีความเป็นพิษสูงกว่าสารมลพิษที่อยู่ในรูปของเหลว (Liquids) เนื่องจากสามารถกระจายตัว (Distribution) ได้อย่างรวดเร็วในบรรยากาศ ทำให้มีความเสี่ยงสูงต่อการได้รับสัมผัสทั้งในมนุษย์และสิ่งมีชีวิตต่างๆ มลพิษที่เกิดจากก๊าซ (Gaseous pollutants) อาจเกิดจากก๊าซพวกซัลเฟอร์ ได้แก่ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide: H_2S) และก๊าซพวกไซยาไนด์ ได้แก่ ไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Hydrogen cyanide: HCN) เป็นสารประกอบอนินทรีย์ (Theodore, 1988) ก๊าซเหล่านี้พบได้จากกระบวนการผลิตหรือแปรรูปมันสำปะหลัง ซึ่งมีความเป็นพิษสูง เนื่องจากก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นก๊าซที่ไม่มีสี กลิ่นคล้ายอัลมอลด์ขม (Bitter almonds) ขณะที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นก๊าซ ไม่มีสี กลิ่นคล้ายกลิ่นไข่เน่า (Rotten egg) ซึ่งก๊าซทั้งสองชนิดนี้สามารถเข้าสู่ร่างกายโดยผ่านทางการหายใจ ส่งผลเสียต่อสุขภาพร่างกายและหากมีความเข้มข้นสูงอาจทำให้เกิดอันตรายถึงแก่ชีวิตได้ จึงจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องมีการกำจัดหรือบำบัดมลพิษทางก๊าซนี้ ซึ่งกระบวนการกำจัดกลิ่นทางชีวภาพด้วยจุลินทรีย์ที่มีความสามารถ เป็นกระบวนการที่มีประสิทธิภาพสูงและมีการศึกษาอย่างกว้างขวางเนื่องจากเป็นกระบวนการที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม และมีค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานต่ำ (Estrada *et al*., 2012; Ralebitso-Senior *et al*., 2012) อย่างไรก็ตามการศึกษาการกำจัดกลิ่นในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber) ยังมีการศึกษาน้อยในประเทศไทย ดังนั้นการศึกษาวิจัยนี้อาจจะเป็นต้นแบบในการช่วยให้ภาคอุตสาหกรรมมีการจัดการและรักษาสิ่งแวดล้อมควบคู่กับการพัฒนาต่อไป อีกทั้งยังเป็นประโยชน์แก่อุตสาหกรรมในการลดมลพิษสิ่งแวดล้อมได้อีกทางหนึ่งด้วย

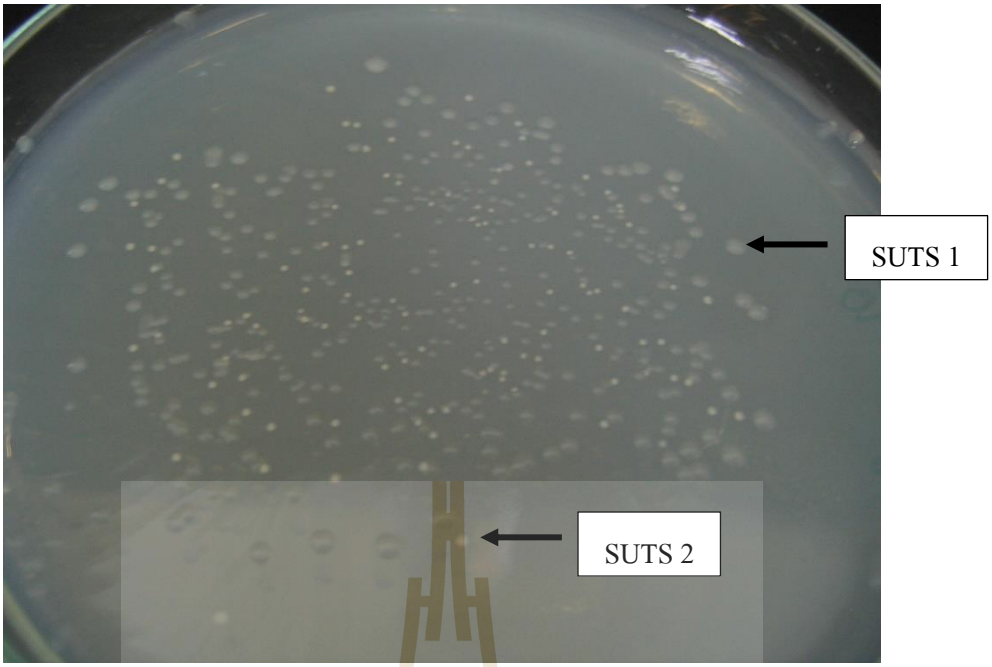
4.1 ผลการศึกษาการเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์

จุลินทรีย์ที่ใช้ในการศึกษาการกำจัดกลิ่นจากไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture) จำนวน 4 ชนิด คือ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 (ภาพที่ 4.1) ที่คัดแยกได้จากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังที่มีไซยาไนด์ปนเปื้อน (สิราภรณ์, 2550) และอีก 2 ชนิด เป็นจุลินทรีย์ที่ถูกพัฒนาความสามารถในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเมื่อรวมกัน (Mixed culture) จะทำให้ประสิทธิภาพสูงขึ้น คือ *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 (ภาพที่ 4.2) (Potivichayanon, 2005; Potivichayanon *et al*., 2006) ลักษณะทั่วไปของจุลินทรีย์รวมกลุ่มที่ใช้ในการศึกษาวิจัย ดังแสดงในตารางที่ 4.1

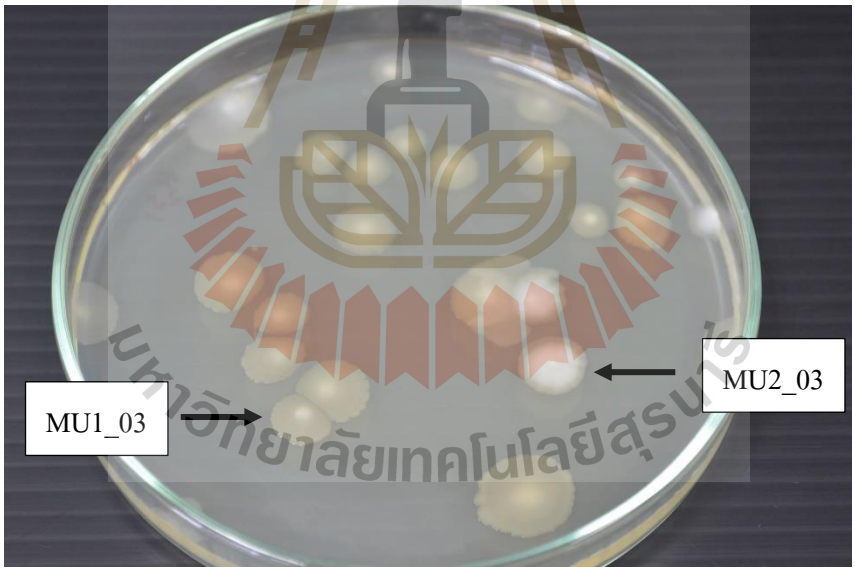
ตารางที่ 4.1 ลักษณะทั่วไปของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture bacteria) (สิราภรณ์, 2550; Potivichayanon, 2005; Potivichayanon *et al*., 2006)

ชนิดของจุลินทรีย์	ขนาดของโคโลนี (mm)	ลักษณะภายนอกของโคโลนี	ชนิดของแกรม	รูปร่าง
Agrobacterium tumefaciens SUTS 1	5-7.5	ใหญ่ กลมนูน ผิวหน้าเรียบ ใส สีน้ำตาลอ่อน	ลบ	รูปแท่ง
Pseudomonas monteilii SUTS 2	1-2	เล็ก กลมนูน ผิวหน้าเรียบ สีขาวขุ่น	ลบ	รูปแท่ง
Acinetobacter sp. MU1_03	1-1.5	กลมนูน ผิวหน้าเรียบ สีขาวขุ่น	ลบ	รูปแท่ง
Alcaligenes faecalis MU2_03	1-1.5	กลม ขอบหยักเล็กน้อย สีขาวขุ่นตรงกลางโคโลนี	ลบ	รูปแท่งกลมสั้น

จุลินทรีย์แต่ละชนิดมีระยะเวลาการเจริญเติบโตหรือ Generation time ที่แตกต่างกัน (สิราภรณ์, 2550) ในการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์รวมกลุ่มนี้ใช้อาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium agar โดยเติมสารประกอบไซยาไนด์ (Cyanide compounds) ในรูปของโพแตสเซียมไซยาไนด์ (Potassium cyanide: KCN) และโซเดียมไธโอซัลเฟต (Sodium thiosulfate: $Na_2S_2O_3$) ซึ่งเป็นอาหารเลี้ยงที่เฉพาะเจาะจงสำหรับจุลินทรีย์รวมกลุ่ม และพิจารณาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ด้วยวิธีการนับโคโลนี (Colony count technique) โดยการทำเทคนิค Spread plate (Spreading plate technique) ซึ่งเป็นการนับจำนวนเซลล์ที่มีชีวิต (Viable cell plate count) โดยอาศัยหลักการว่าจุลินทรีย์ที่มีชีวิตเมื่อได้รับสารอาหารจะสามารถเจริญเติบโตและแบ่งเซลล์เพิ่มจำนวน ดำเนินการศึกษาเป็นระยะเวลา 7 วัน ผลการศึกษาการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิด พบว่าจุลินทรีย์รวมกลุ่มสามารถเจริญเติบโตและแบ่งเซลล์เพิ่มจำนวนได้สูงสุด (Exponential phase) ในวันที่ 4 ของการศึกษา โดยมีจำนวนโคโลนีเท่ากับ 2.22×10^8 CFU/ml จากจำนวนเซลล์เริ่มต้นเท่ากับ 4.00×10^6 CFU/ml และหลังจากนั้นเซลล์ของจุลินทรีย์มีแนวโน้มลดลงจนถึงวันที่ 7 ของการศึกษาเท่ากับ 1.50×10^7 CFU/ml (ตารางที่ 4.2 และภาพที่ 4.3)



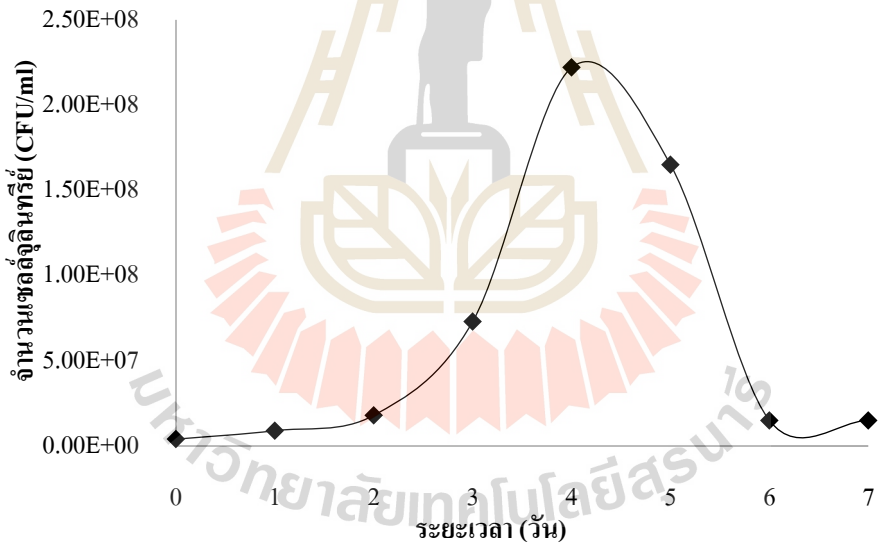
ภาพที่ 4.1 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 และ *Pseudomonas monteilii* SUTS 2 ที่เจริญในอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium ที่มีโพแตสเซียมไซยาไนด์



ภาพที่ 4.2 ลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์กลุ่ม *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03ที่เจริญในอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium ที่มีโซเดียมไธโอซัลเฟต

ตารางที่ 4.2 การเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture bacteria)ในช่วงระยะเวลา 7 วัน

ระยะเวลา (วัน)	จำนวนเซลล์ (Colony forming unit/ml)
0	4.00×10^{6}
1	9.00×10^{6}
2	1.80×10^{7}
3	7.30×10^{7}
4	2.22×10^{8}
5	1.65×10^{7}
6	1.50×10^{7}
7	1.50×10^{7}



ภาพที่ 4.3 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture microbial growth curve) ในช่วงระยะเวลา 7 วัน

งานวิจัยก่อนหน้านี้มีการศึกษาการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S gas)โดยใช้จุลินทรีย์หลากหลายชนิด เช่น *Thiobacillus* sp. ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่มที่มีการศึกษาอย่างกว้างขวางสำหรับบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Chung *et al.*, 1996; Kim *et al.*, 2002; Kleerebezem and Mendez, 2002), *Bordetella* sp. (Grace *et al.*, 2010), *Pseudomonas putida* (Chung *et al.*, 2001), *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 (Potivichayanon, 2005; Potivichayanon *et al.*, 2006)

เป็นต้น และการศึกษาจุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการย่อยสลายสารประกอบไซยาไนด์ (Free cyanide: CN^-) มีการศึกษาอย่างกว้างขวางเช่นเดียวกัน โดยใช้จุลินทรีย์หลากหลายชนิด เช่น *Pseudomanas* sp., *Agrobacterium* sp., *Trichoderma* sp., *Fusarium* sp. และ *Klebsiella oxytoca* เป็นต้น (สิราภรณ์, 2550; Chapatwala *et al*., 1998; Kao *et al*., 2003; Ezzi and Lynch, 2005) ซึ่งจุลินทรีย์แต่ละชนิดมีความสามารถในการย่อยสลายและ/หรือกำจัดสารมลพิษได้แตกต่างกัน จึงจำเป็นอย่างยิ่งที่ต้องคัดเลือกจุลินทรีย์ที่เฉพาะเจาะจงที่มีความสามารถในการกำจัดสารมลพิษเป้าหมาย เพื่อให้เกิดการบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงขึ้น (Lin *et al*., 2015) ซึ่งข้อดีของการใช้จุลินทรีย์รวมกลุ่ม (Mixed culture) พบว่าสามารถให้ประสิทธิภาพในการกำจัดที่สูงและมีความยั่งยืนในการฟื้นฟูทางชีวภาพ (Bioremediation) มากกว่าการใช้จุลินทรีย์ชนิดเดียว (Pure culture) (Basile *et al*., 2008; Mekuto *et al*., 2013) เนื่องจากในธรรมชาติมีจุลินทรีย์ที่หลากหลายชนิดหรือเรียกว่า microbial consortium นั่นเอง

จากผลการศึกษาการเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์ทั้ง 4 ชนิดที่ใช้ในการศึกษานี้ คือ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 มีแนวโน้มที่สามารถเจริญเติบโตได้ในสภาวะที่มีสารประกอบไซยาไนด์และซัลเฟตในรูปของโพแตสเซียมไซยาไนด์และโซเดียมไธโอซัลเฟตได้ดี โดยใช้สำหรับเป็นแหล่งของสารอาหารและ/หรือแหล่งพลังงานภายในเซลล์จุลินทรีย์ ดังแสดงในภาพที่ 4.2 ดังนั้นข้อมูลการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบรวมกลุ่มนี้จะถูกนำไปใช้เป็นข้อมูลในการศึกษาการพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber) ต่อไป ซึ่งเป็นงานวิจัยแรกที่ได้รวมเอาจุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิด สำหรับศึกษาการกำจัดก๊าซมลพิษในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Hydrogen cyanide gas: HCN gas) และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide gas: H_2S)

4.2 ผลการศึกษาระยะแรก (Short term period) ของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber)

จากผลการเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์รวมกลุ่มที่ได้ศึกษาพบว่าจุลินทรีย์รวมกลุ่มสามารถปรับตัว เจริญเติบโตและแบ่งเซลล์ใหม่ได้เมื่อมีองค์ประกอบของไซยาไนด์และไธโอซัลเฟตปนเปื้อนอยู่ ดังนั้นจึงทำการพัฒนาการศึกษาต่อไปคือการประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดโดยพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์ดังกล่าวในการกำจัดกลิ่นไฮโดรเจนไซยาไนด์ (Hydrogen cyanide gas: HCN gas) และไฮโดรเจนซัลไฟด์ (Hydrogen sulfide gas: H_2S gas) ด้วยการทดสอบระบบฟิกซ์ฟิล์มไบโอสครับเบอร์เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสม คือ อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) และความเข้มข้นของก๊าซ (Gas concentration) ที่เข้าสู่ระบบ โดยก่อนดำเนินการศึกษาระยะแรก (Short term period) ได้ทำการตรึงเซลล์ (Immobilized cell) จุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิด บนตัวกลางพลาสติก Polypropylene

pall (PP) ring เป็นระยะเวลา 30 วัน หลังจากนั้นจึงนำตัวกลางที่ตรึงเซลล์แล้วบรรจุในคอลัมน์ของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์เพื่อทดสอบในขั้นแรกต่อไป โดยตัวแปรที่ใช้สำหรับการศึกษานี้ คือ อัตราการไหลของก๊าซดำเนินการทดลองที่ 250 ml/min และ 500 ml/min ตามลำดับ โดยการหาอัตราการไหลของก๊าซที่เหมาะสม ทดลองกับความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 10 ppm และ 20 ppm ตามลำดับ และกำหนดให้มีอัตราการไหลของของเหลว (Liquid flow rate) คือ อาหารเลี้ยงเชื้อ (Buffer medium) หมุนเวียนเข้าสู่ระบบที่ 10 ml/min เนื่องจากในระบบนี้ได้พัฒนามาจากการศึกษาก่อนหน้านี้และพบว่าที่อัตราการไหลของของเหลวดังกล่าวเหมาะสมกับการทำงานของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์นี้ (สิราภรณ์, 2555) ซึ่งการหมุนเวียนของของเหลวที่มีองค์ประกอบของสารอาหารที่เหมาะสมจำเป็นอย่างยิ่งกับการดักจับของสารมลพิษของจุลินทรีย์ เนื่องจากหมุนเวียนสารอาหารมีผลอย่างมากกับจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ทำให้เกิดการสัมผัสหรือการแลกเปลี่ยนมวลระหว่างก๊าซและของเหลวในระบบตามลักษณะของการกำจัดก๊าซด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Potivichayanon *et al*., 2006) ดำเนินการศึกษาเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง เก็บตัวอย่างวิเคราะห์ที่ 0, 6, 12 และ 24 ชั่วโมง (ตารางที่ 4.3)

ตารางที่ 4.3 การทดลองระยะแรก (Short-term period) ของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์

Estimated inlet gas concentration (ppm)	Gas flow rate (ml/min)	Liquid flow rate (ml/min)	Empty bed retention time (EBRT) (s)	HCN gas loading rate (g/m^3•hrs)	H_2S gas loading rate (g/m^3•hrs)
10	250	10	50.91	0.78	0.99
20	250	10	50.91	1.56	1.97
30	250	10	50.91	2.34	2.96
10	500	10	25.46	1.56	1.97
20	500	10	25.46	3.13	3.94

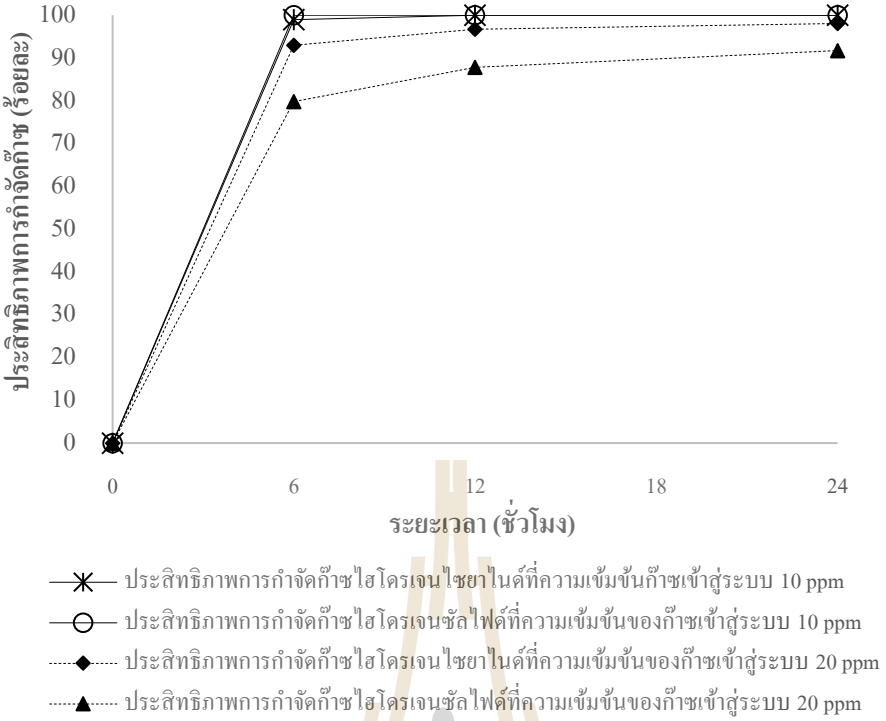
4.2.1 การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber) ที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 250 ml/min

ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์เป็นระบบที่ทำงานร่วมกันสองส่วนคือการดูดซับ (Absorption) สารมลพิษบนตัวกลาง (Packing materials) ซึ่งจะเกิดกระบวนการย่อยสลายในชั้นฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์ และในส่วนของของเหลวที่ไหลเวียนในระบบ ที่มีจุลินทรีย์แขวนลอย (Suspended microbe) (Delhomenie and Heitz, 2005) การทำงานทั้งสองส่วนนี้ทำให้ระบบบำบัดด้วยฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ มีความสามารถสูงในการกำจัดก๊าซมลพิษ จากการทดลองความสามารถของจุลินทรีย์รวมกลุ่มด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 250 ml/min ซึ่งเมื่อกำหนดให้มีความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้าสู่ระบบโดยการออกแบบ (Estimated inlet gas concentration) ที่ 10 ppm อัตราภาระก๊าซ (Gas loading rate) เข้าระบบเท่ากับ 0.78 g HCN/m^3•hrs และ 0.99 g H_2S/m^3•hrs ที่ระยะเวลากักเก็บ (EBRT) 50.91 วินาที จากผลการทดลองไม่พบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เหลืออยู่ในระบบที่เวลา 12 ชั่วโมง ขณะที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถถูกกำจัดได้อย่างรวดเร็วโดยใช้ระยะเวลาเพียง 6 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดคิดเป็นร้อยละมากกว่า 99.99 โดยระบบมีความสามารถในการกำจัดก๊าซที่ 24 ชั่วโมง (Gas elimination capacity) อยู่ที่ 0.78 g HCN/m^3•hrs. และ 1.04 g H_2S/m^3•hrs. ตามลำดับ ขณะที่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบประมาณ 20 ppm อัตราภาระก๊าซมีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 1.56 g HCN/m^3•hrs. และ 1.97 g H_2S/m^3•hrs. ประสิทธิภาพการกำจัดที่ 24 ชั่วโมง คิดเป็นร้อยละ 98.37 และ 91.30 ซึ่งมีก๊าซออกจากระบบเท่ากับ 0.35 ppm และ 1.80 ppm ตามลำดับ ระบบมีความสามารถในการกำจัดก๊าซ อยู่ที่ 1.65 g HCN/m^3•hrs. และ 1.86 g H_2S/m^3•hrs. อย่างไรก็ตามเมื่อลองทดสอบโดยการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 30 ppm เดินระบบภายในเวลา 12 ชั่วโมง พบว่าระบบยังคงสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดีพบประสิทธิภาพในการกำจัดมากกว่าร้อยละ 90 ขณะที่ระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้แต่ประสิทธิภาพลดลงเหลือเพียงร้อยละ 65 ในชั่วโมงที่ 6 (ตารางที่ 4.4) ดังนั้นจากผลการทดลองสามารถสังเกตได้ว่าความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่อัตราการไหลของก๊าซเข้าระบบ 250 ml/min จะเริ่มลดลงเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบ อย่างไรก็ตามจากการทดลองยังพบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้สูงกว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เมื่อความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 20 ppm และ 30 ppm ซึ่งแตกต่างจากที่ 10 ppm ที่ระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้รวดเร็วกว่าการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (ภาพที่ 4.4) อาจเนื่องมาจากขีดความสามารถของจุลินทรีย์ ที่มีอย่างจำกัดในการผลิตเอนไซม์สำหรับใช้ในการกำจัดหรือย่อยสลายสารมลพิษ โดยเฉพาะก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เมื่อเพิ่มความความเข้มข้นสูงขึ้น

ตารางที่ 4.4 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ในการกำจัดก๊าซที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 250 ml/min

Estimated inlet gas conc. (ppm)	ระยะเวลา (ชั่วโมง)	Hydrogen cyanide (HCN)					Hydrogen sulfide (H_2S)				
		Inlet gas conc. (ppm)	Gas loading rate ($g/m^3 \cdot hrs$)	Outlet gas conc. (ppm)	Gas elimination capacity ($g/m^3 \bullet hrs$)	Removal efficiency (ร้อยละ)	Inlet gas conc. (ppm)	Gas loading rate ($g/m^3 \cdot hr$)	Outlet gas conc. (ppm)	Gas elimination capacity ($g/m^3 \bullet hrs$)	Removal efficiency (ร้อยละ)
10	0	10.50	0.82	10.50	0.00	0.00	10.10	1.00	10.10	0.00	0.00
	6	9.90	0.77	0.10	0.76	98.99	10.40	1.02	0.00	1.02	>99.99
	12	9.90	0.77	0.00	0.77	>99.99	10.60	1.04	0.00	1.04	>99.99
	24	10.00	0.78	0.00	0.78	>99.99	10.90	1.07	0.00	1.04	>99.99
20	0	21.80	1.70	21.80	0.00	0.00	20.10	1.98	20.10	0.00	0.00
	6	21.80	1.70	1.30	1.60	94.04	20.10	1.98	4.40	1.55	78.11
	12	21.50	1.68	0.60	1.63	97.21	20.60	2.03	2.65	1.77	87.14
	24	21.50	1.68	0.35	1.65	98.37	20.70	2.04	1.80	1.86	91.30
30	0	30.00	2.34	30.00	0.00	0.00	30.00	2.96	23.35	0.00	0.00
	6	30.00	2.34	2.80	2.13	90.67	30.00	2.96	10.30	1.68	65.64
	12	30.00	2.34	1.05	2.26	96.50	30.00	2.96	5.30	2.43	82.33

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี



ภาพที่ 4.4 ประสิทธิภาพของระบบในการจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min เปรียบเทียบระหว่างความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm

ความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าสู่ระบบมีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัด จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เพียงชนิดเดียวด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ มีประสิทธิภาพสูงถึงมากกว่า 99.99% ที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบ 10 ppm แต่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเป็น 20 ppm ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลงเหลือคิดเป็นร้อยละ 97 ที่ระยะเวลา 24 ชั่วโมง (สิราภรณ์, 2553) นอกจากนี้ Oyarzun และคณะ (2003) ยังพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าสู่ระบบ จะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซของระบบกรองชีวภาพ (Biofilter) ลดลงเช่นกัน จากประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ 90 ลดลงเหลือเพียงร้อยละ 60 เช่นเดียวกับการศึกษาของ Johnes และคณะ (2004) รายงานว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์จะลดลงจากร้อยละ 90 เป็นร้อยละ 68 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบจาก 20 ppm เป็น 100 ppm ขณะที่ Chung และคณะ (2001) พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์จะมากกว่าร้อยละ 95 เมื่อความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบต่ำกว่า 30 ppm และประสิทธิภาพการกำจัดของระบบจะลดลงอยู่ในช่วงร้อยละ 80 เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 100 ppm อย่างไรก็ตามการใช้จุลินทรีย์แบบรวมกลุ่ม (Mixed culture) ในการบำบัดก๊าซมลพิษ มีประสิทธิภาพสูงกว่าการใช้จุลินทรีย์แบบเดี่ยว (Pure culture) (Potivichayanon *et al*., 2006) นอกจากนี้การใช้จุลินทรีย์แบบฟิล์มตรึงผิวยังเป็นวิธีการใน

การป้องกันการสูญเสียจุลินทรีย์ ทำให้มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้นสามารถย่อยสลายสารมลพิษได้ดีขึ้น (Bohn, 1992; Delgado *et al*., 1999) และถึงแม้ว่าระบบจะสามารถกำจัดก๊าซมลพิษได้ลดลง เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซ แต่จุลินทรีย์ก็ยังสามารถกำจัดและลดความเป็นพิษของก๊าซทั้งสองชนิดได้ดี ดังจะเห็นได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิด

นอกจากนี้ก๊าซมลพิษจะถูกเปลี่ยนรูปให้อยู่ในสถานะของของเหลวในระหว่างการบำบัด ซึ่งจุลินทรีย์ในระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ โดยการเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของสารที่ละลายน้ำ ซึ่งก๊าซทั้งสองชนิดนี้เป็นก๊าซที่มีคุณสมบัติที่สามารถละลายน้ำได้ สำหรับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ความสามารถในการละลายน้ำ (Solubility in water) อยู่ที่ 4.12 g/l (Lin *et al*., 2015) ไฮโดรเจนซัลไฟด์จะมีความสามารถในการกำจัดกลิ่นในสภาวะที่มีออกซิเจนโดยจะถูกเปลี่ยนรูปและกลายเป็นสารประกอบซัลเฟต (Sulfate: SO_4^{2-}) ดังแสดงในปฏิกิริยาที่ 4-6 (Yang, 1992; Kim *et al*., 2002) ส่วนการกำจัดไฮโดรเจนไซยาไนด์ในสภาวะที่มีออกซิเจน จะถูกเปลี่ยนรูปและกลายเป็นสารประกอบที่มีความเป็นพิษน้อยลง (Less toxic by-products) ได้แก่ แอมโมเนีย (Ammonia: NH_3) และไบคาร์บอเนต (Bicarbonate: HCO_3^-) ซึ่งแอมโมเนียจะเปลี่ยนเป็นไนเตรท (Nitrate: NO_3^-) ในที่สุด (Petrozzi and Dunn, 1994; Dzombak *et al*., 2006) (ปฏิกิริยาที่ 1-3) ซึ่งกระบวนการถ่ายโอนก๊าซมลพิษจากสภาวะดังกล่าวไปสู่สภาวะที่เป็นของเหลวเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถดูดซึมเข้าไปในเซลล์และย่อยสลายสารมลพิษเพื่อนำไปใช้เป็นสารอาหาร กระบวนการดูดซึมและการย่อยสลายทางชีวภาพอาจจะเกิดภายในคอลัมน์ที่มีตัวกลางอยู่ภายในระบบการกระจายน้ำและของเหลวที่ไหลเวียนภายในระบบซึ่งมีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ ดังนั้นกลิ่นหรือก๊าซที่สามารถละลายในน้ำได้จึงเหมาะสมสำหรับระบบไบโอสครับเบอร์ (Shareefdeen and Singh, 2005; Potivichayanon *et al*., 2006; Joseph *et al*., 2008)

$$H_2S + O_2 \xrightarrow{\text{Sulfur oxidizing bacteria}} H_2O + S^0 \quad (1)$$

$$S^0 + O_2 \longrightarrow SO_4^{2-} \quad (2)$$

หรือ

$$H_2S + 2O_2 \longrightarrow SO_4^{2-} + 2H^+ \quad (3)$$

$$CN^- + 1/2O_2 + 2H_2O \xrightarrow{\text{Aerobic microorganisms}} HCO_3^- + NH_3 \quad (4)$$

$$NH_3 + 3/2O_2 \longrightarrow NO_2^- + H^+ + H_2O \quad (5)$$

$$NO_2^- + 1/2O_2 \longrightarrow NO_3^- \quad (6)$$

ในการทดลองยังพบว่ามีไซยาไนด์คงค้าง (Residual cyanide) ในระบบ จากการเปลี่ยนรูปจากสถานะก๊าซของไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN) เป็นไซยาไนด์ไอออน (CN^- ion) ที่ละลายอยู่ในน้ำ สำหรับการทดลองที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบ 10 ppm พบว่ามีไซยาไนด์คงค้างอยู่ในระบบ

ตั้งแต่ชั่วโมงที่ 6 จนถึงชั่วโมงที่ 24 ของการศึกษา โดยไซยาไนด์ในระบบมีแนวโน้มลดลงในชั่วโมงที่ 12 ปริมาณไซยาไนด์คงค้างเท่ากับ 2.22 mg/l และในชั่วโมงที่ 24 พบว่ามีไซยาไนด์คงค้างเพิ่มขึ้นเป็น 6.67 mg/l อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์รวมกลุ่มสามารถย่อยสลายและนำสารประกอบไซยาไนด์ที่คงค้างอยู่ไปใช้เพื่อเป็นแหล่งของคาร์บอนและ/หรือไนโตรเจนต่อไปได้ (Dzombak et al., 2006; Luque-Almagro *et al*., 2016) จะเห็นได้จากจำนวนเซลล์จุลินทรีย์รวมกลุ่มที่อยู่ในระบบในชั่วโมงที่ 24 พบว่ามีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในระบบเท่ากับ 1.80×10^{7} CFU/ml จากจำนวนของเซลล์จุลินทรีย์รวมกลุ่มเริ่มต้นเท่ากับ 4.20×10^{7} CFU/ml ซึ่งลดลงเล็กน้อยจากจำนวนเริ่มต้น และเมื่อพิจารณาตามปฏิกิริยาการย่อยสลายไซยาไนด์โดยจุลินทรีย์ ไซยาไนด์คงค้างในระบบสามารถถูกย่อยสลายและเปลี่ยนรูปกลายเป็นไนเตรท ซึ่งเป็นสารผลิตภัณฑ์ (By-product) ตัวสุดท้ายและมีความเป็นพิษลดลง (ตามปฏิกิริยาที่ 6) ซึ่งมีไนเตรทเกิดขึ้นสูงสุดในชั่วโมงที่ 24 เท่ากับ 0.0095 mg/l จากไนเตรทเริ่มต้น 0.0057 mg/l (ความเข้มข้นของไนเตรทที่พบเริ่มต้นในระบบนั้นเกิดจากอาหารเลี้ยงเชื้อ Buffer medium ที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ) ขณะที่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 20 ppm พบว่ามีไซยาไนด์คงค้างในชั่วโมงที่ 24 เท่ากับ 4.44 mg/l ซึ่งไซยาไนด์คงค้างมีแนวโน้มลดลงจากชั่วโมงที่ 6 และ 12 ตามลำดับ โดยพบมีจุลินทรีย์แขวนลอยอิสระในระบบลดลงกว่าที่ความเข้มข้น 10 ppm โดยพบ 7.40×10^{6} CFU/ml อาจเป็นเพราะความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าสู่ระบบ ขณะที่ค่าไนเตรทมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากชั่วโมงแรกจนถึงชั่วโมงที่ 12 ของการศึกษา ซึ่งมีไนเตรทเกิดขึ้นสูงสุดเท่ากับ 0.0180 mg/l (ตารางที่ 4.5) ความเข้มข้นของไนเตรทที่เพิ่มขึ้นนั้นจะแปรผันตามความเข้มข้นของก๊าซที่เพิ่มขึ้นและประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (ภาพที่ 4.5) และเมื่อทำการทดสอบโดยเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบสูงถึง 30 ppm พบว่ามีไซยาไนด์คงค้างในระบบมากที่สุดถึง 14.44 mg/l ในชั่วโมงที่ 6 ของการศึกษา ปริมาณไนเตรทมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเช่นเดียวกันและเกิดขึ้นสูงสุดในชั่วโมงที่ 6 เท่ากับ 0.0287mg/l อย่างไรก็ตามจากการทดลองนี้ไม่พบว่ามีแอมโมเนียเกิดขึ้นในระบบ อาจเนื่องมาจากระบบมีปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอสำหรับการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่นอย่างรวดเร็วในการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไปเป็นไนเตรท (Chapatwala *et al*., 1998; Sirianuntapiboon and Chuamkaew, 2007) เช่นเดียวกับการศึกษาของ Kuyucak and Akcil (2013) รายงานว่าภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน แอมโมเนียที่เกิดขึ้นจะถูกออกซิไดซ์เป็นไนเตรทจากการย่อยสลายไซยาไนด์โดยจุลินทรีย์ หรือแอมโมเนียอาจจะถูกนำไปใช้อย่างรวดเร็วเพื่อเป็นแหล่งพลังงานและแหล่งไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์ (Hung and Pavlostathis, 1999; Sorokin *et al*., 2001) ซึ่งจากรายงานก่อนหน้านี้พบว่า *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 สามารถย่อยสลายไซยาไนด์และผลิตภัณฑ์สุดท้ายทำให้เกิดแอมโมเนียและไนเตรท โดยความเข้มข้นไนเตรทส่วนใหญ่จะเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของแอมโมเนียลดลงหรือไม่พบแอมโมเนีย (Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010)

ตารางที่ 4.5 สารผลิตภัณฑ์ในการกำจัดก๊าซที่เปลี่ยนรูปกลายเป็นไซยาไนด์และซัลเฟตในของเหลวที่ไหลเวียนในระบบที่เกิดขึ้นจากการบำบัด ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min

Estimated inlet gas concentration (ppm)	**ระยะเวลา (ชม.)**	**Residual CN^- (mg/l)***	**Sulfate (SO_4^{2-}) (mg/l)***	**Ammonia (NH_3) (mg/l)***	**Nitrate (NO_3^-) (mg/l)***	**pH**
10	0	N.D.	3.13±0.13	N.D.	0.0057±0.001	5.18±0.02
	6	6.67	7.95±0.06	N.D.	N.D.	6.93±0.01
	12	2.22	13.40±0.27	N.D.	0.0075±0.0004	6.88±0.03
	24	6.67	13.63±0.11	N.D.	0.0095±0.001	6.85±0.01
20	0	N.D.	3.13±0.13	N.D.	0.0057±0.001	5.18±0.02
	6	8.89	11.31±0.28	N.D.	0.0164±0.0003	6.86±0.01
	12	6.67±1.28	11.57±0.42	N.D.	0.0180±0.002	6.88±0.03
	24	4.44	12.13±0.16	N.D.	0.0136±0.001	6.86±0.01
30	0	N.D.	3.13±0.13	N.D.	0.0057±0.001	5.18±0.02
	6	14.44±1.57	11.75±0.21	N.D.	0.0287±0.002	6.93±0.02
	12	6.67	12.15±0.28	N.D.	0.0280±0.0001	6.91±0.01

หมายเหตุ : N.D. หมายถึง Not Detected ตรวจไม่พบในการศึกษาครั้งนี้

*ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่แสดงในตารางเป็นผลเฉลี่ย (Average) ที่ได้จากการทดลอง

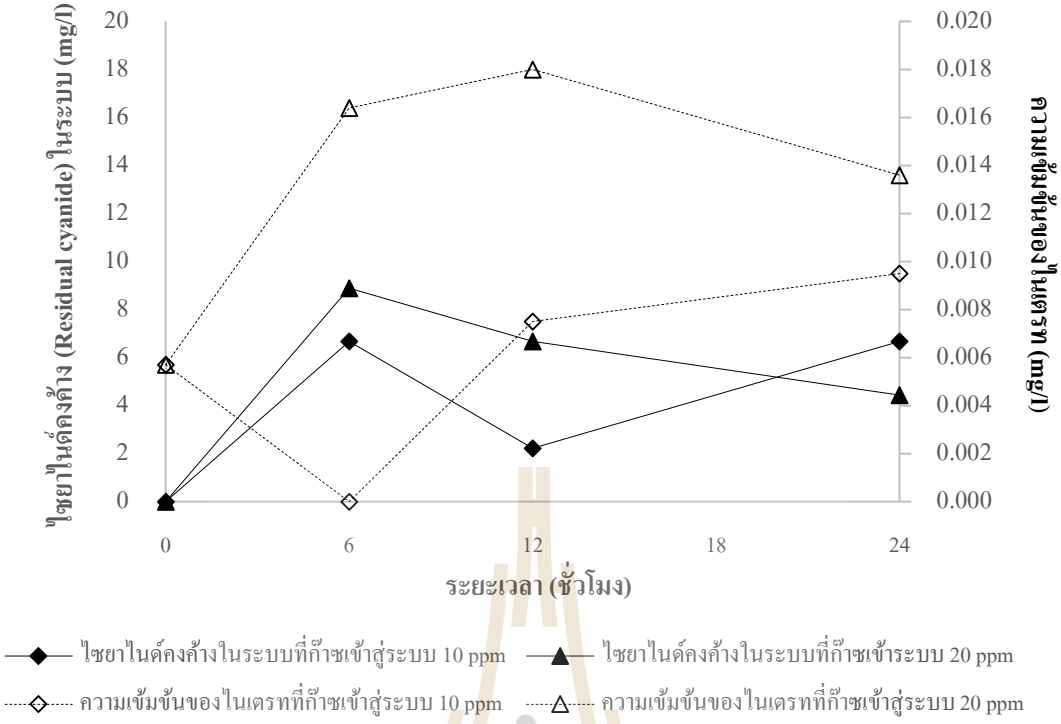
* Detection limits สำหรับการวิเคราะห์ทางเคมี

1.) การวิเคราะห์ไซยาไนด์เหลืออยู่ (Residue cyanide) ด้วยวิธีไตเตรท (Titrimetric method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีไซยาไนด์ตั้งแต่ 1 มก./ล. (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

2.) การวิเคราะห์ซัลเฟต (Sulfate) ด้วยวิธีด้วยวิธีวัดความขุ่น (Turbidimetric method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีซัลเฟตตั้งแต่ 1 มก.-SO_4^{2-} /ล. (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

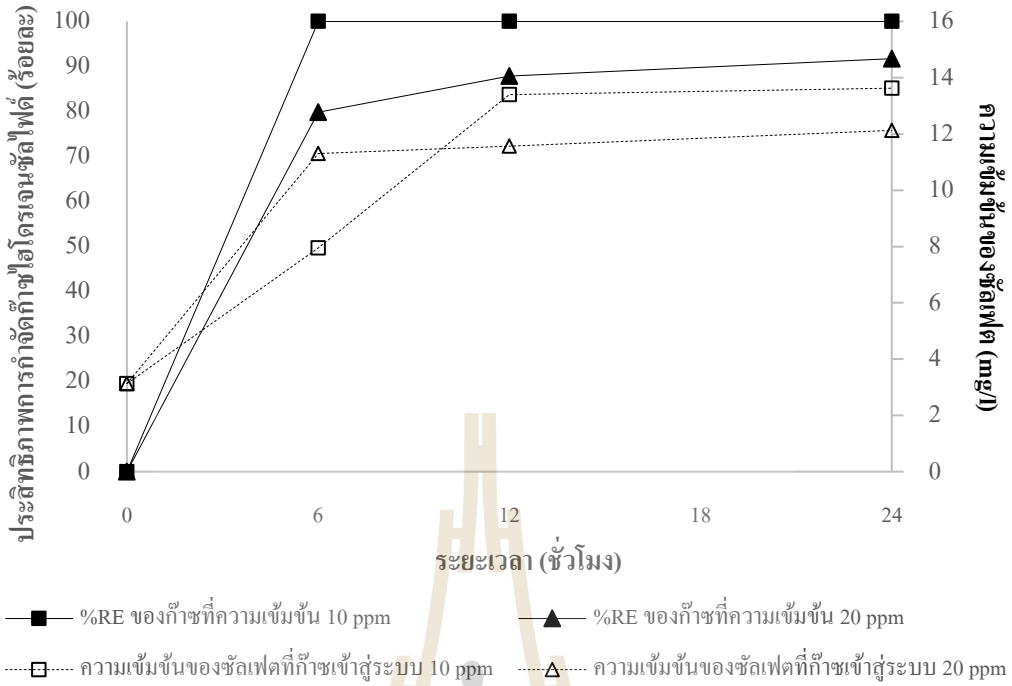
3.) การวิเคราะห์แอมโมเนียไนโตรเจนด้วยวิธีการกลั่น (Distillation) และการไตเตรท (Titrimetric method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีแอมโมเนียไนโตรเจนตั้งแต่ 5 มก./ล. (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

4.) การวิเคราะห์ไนเตรทไนโตรเจนด้วยวิธีบรูซีน (Brucine Method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีไนเตรทอยู่ในช่วง 0.1-2 มก. NO_3^-/ล. (APHA, AWWA, WPCF, 1995)



ภาพที่ 4.5 ปริมาณไซยาไนด์คงค้าง (Residual cyanide) และปริมาณไนเตรทในระบบที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้าระบบ 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min

ขณะเดียวกันการศึกษานี้ยังพบว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ถูกเปลี่ยนรูปและกลายเป็นซัลเฟต (SO_4^{2-}) ซึ่งจากการทดลองที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm พบว่ามีซัลเฟตเกิดขึ้นเท่ากับ 13.63 mg/l และ 12.13 mg/l ตามลำดับ ที่ 24 ชั่วโมงของการศึกษา (ตารางที่ 4.5) เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 30 ppm ปริมาณซัลเฟตมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเช่นเดียวกัน ซึ่งมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันสำหรับทั้งสามความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าสู่ระบบ คือซัลเฟตจะเพิ่มขึ้นและสูงสุดในชั่วโมงที่ 24 ปริมาณซัลเฟตที่เพิ่มขึ้นนั้นจากแปรผันตามประสิทธิภาพของระบบที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ถูกออกซิไดซ์ไปเช่นเดียวกับไนเตรท (ภาพที่ 4.6) ซึ่งซัลเฟตที่เกิดขึ้นนั้นสามารถถูกนำไปใช้เป็นแหล่งซัลเฟอร์ของจุลินทรีย์ต่อไปได้ (Chung *et al*., 2001) โดยจุลินทรีย์เช่น *Pseudomonas* sp. มีระบบเอนไซม์ที่สามารถย่อยสลายสารประกอบซัลเฟอร์ (Lin *et al*., 2015) ทำให้ปริมาณซัลเฟอร์ในระบบลดลง



ภาพที่ 4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min สัมพันธ์กับปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้น

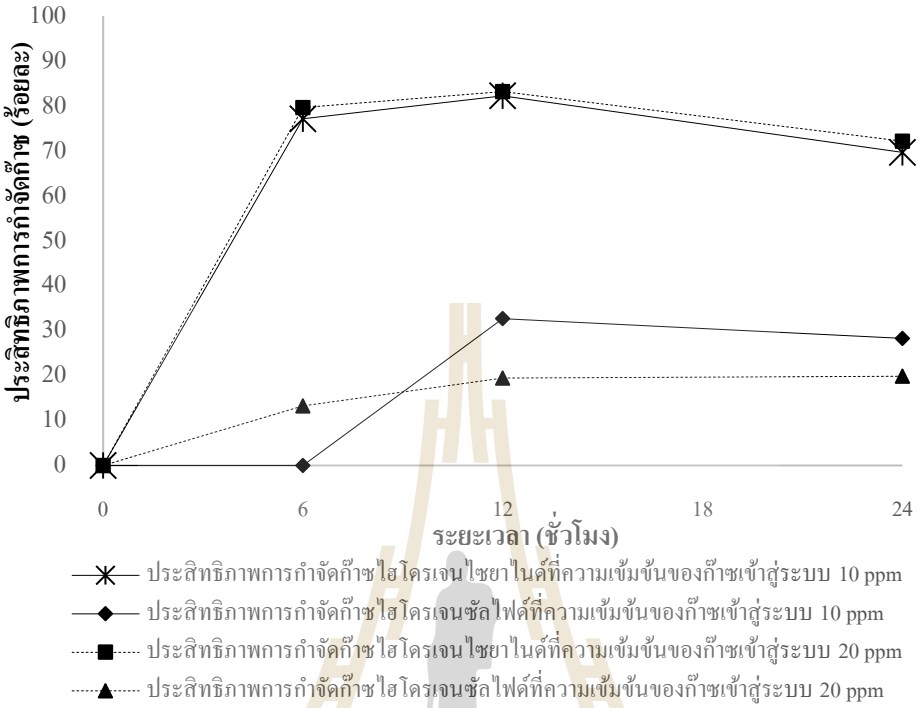
อย่างไรก็ตามการกำจัดกลิ่นนั้น ปัจจัยที่จำเป็นต้องควบคุมอีกอย่างหนึ่งคือ ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้สามารถเจริญเติบโตได้ดีที่ความเป็นกรด-ด่างอยู่ในช่วงที่เป็นกลาง จากการวิเคราะห์พบว่าค่าความเป็นกรด-ด่างในระบบโดยเฉลี่ยที่ 24 ชั่วโมงอยู่ที่ 6.42 อยู่ในช่วงที่เป็นกลาง ซึ่งหากระดับความเป็นกรด-ด่างในระบบลดลงจากการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์อาจส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยทั่วไปในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ควรอยู่ในช่วง 6-8 จากการศึกษาที่ผ่านมาของระบบนี้ (Potivichayanon *et al*., 2006) พบว่า การกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เพียงชนิดเดียวด้วยระบบดังกล่าวทำให้ระดับของค่าความเป็นกรด-ด่างมีแนวโน้มลดลงแต่ไม่ต่ำกว่า 6.4 ซึ่งเหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ผลดังกล่าวเกิดจากการออกซิไดซ์ของไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นซัลเฟต หากมีการสะสมของซัลเฟต (SO_4^{2-}) ในระบบมากขึ้นอาจทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างในระบบลดลงจากเริ่มต้น 7.5 เป็น 4.5 ได้ (Morgan-Sagastume *et al*., 2003) ซึ่งจะส่งผลทำให้เกิดกรดขึ้น เช่น การบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ จะทำให้เกิดกรดซัลฟิวริก (H_2SO_4) ค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำลง ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงเช่นกัน

ดังนั้นสำหรับผลการศึกษาสำหรับการทดลองการพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber) ที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 250 ml/min ที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm พบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้มากกว่าร้อยละ 99.99 ขณะที่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเพิ่มขึ้นเป็น 20 ppm พบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ลดลง และเมื่อเพิ่มเป็น 30 ppm ระบบมีประสิทธิภาพโดยรวมน้อยกว่าร้อยละ 90 โดยเฉพาะอย่างยิ่งในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ ดังนั้นในการศึกษาถัดไปจึงเลือกเปรียบเทียบการศึกษาที่ 10 และ 20 ppm และถึงแม้ว่าจะยังคงมีไซยาไนด์คงค้าง (Residual cyanide) ในระบบแต่ก็อยู่ในรูปที่มีความเป็นพิษน้อยกว่าก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ซึ่งมีความเป็นพิษสูง (Dzombak *et al*., 2006) ไซยาไนด์ไอออนจะสามารถถูกย่อยสลายต่อไปโดยจุลินทรีย์รวมกลุ่ม และอยู่ในรูปที่มีความเป็นพิษลดลงอีก (Less toxic) เช่น แอมโมเนีย และไนเตรท โดยใช้เป็นแหล่งของคาร์บอนและ/หรือไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่ต่อไป (Chakraborty and Veeramani, 2006; Jeong and Chung, 2006; Sirianuntapiboon and Chuamkaew, 2007; Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010)

4.2.2 การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber) ที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 500 ml/min

จากการศึกษาที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 250 ml/min พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์มากกว่าร้อยละ 90 สำหรับที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm ดังนั้นสำหรับการทดลองนี้จึงเลือกความเข้มข้นดังกล่าวและเพิ่มอัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 500 ml/min ส่งผลให้ระยะเวลากักเก็บของก๊าซในระบบมีค่าเท่ากับ 25.46 วินาที เมื่อความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ 10 ppm อัตราภาระก๊าซ (Gas loading rate) เท่ากับ 1.56 g HCN/m^3•hrs และ 1.97 g H_2S/m^3•hrs พบว่ามีก๊าซ HCN และ H_2S ที่ออกจากระบบเท่ากับ 3.05 ppm และ 5.95 ppm ที่ 24 ชั่วโมงของการศึกษา ประสิทธิภาพของระบบคิดเป็นร้อยละ 69.65 และ 28.31 ตามลำดับ ซึ่งความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบที่ 24 ชั่วโมง (Gas elimination capacity) อยู่ที่ 1.09 g HCN/m^3•hrs. และ 0.46 g H_2S/m^3•hrs. ขณะที่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบเป็น 20 ppm อัตราภาระก๊าซ เท่ากับ 3.13 g HCN/m^3•hrs และ 3.94 g H_2S/m^3•hrs ระบบสามารถกำจัดก๊าซคิดเป็นร้อยละ 72.16 และ 19.85 ที่ 24 ชั่วโมงของการศึกษา ซึ่งมีก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 6.00 ppm และ 16.55 ppm ตามลำดับ โดยความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ อยู่ที่ 2.43 g HCN/m^3•hrs. และ 0.81 g H_2S/m^3•hrs. จะเห็นได้ว่าอัตราการไหลของก๊าซที่เข้าสู่ระบบที่เพิ่มขึ้นนี้ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซทั้งสองชนิดลดลงและความสามารถในการกำจัดก๊าซลดลงเมื่อเพิ่มอัตราภาระก๊าซเข้าสู่ระบบอีกด้วย (ภาพที่ 4.7 และตารางที่ 4.6) อย่างไรก็ตามจากการศึกษาสามารถสังเกตได้

ว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดีกว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ตลอดทุกๆ 6 ชั่วโมงของการศึกษาเช่นเดียวกับที่อัตราการไหลของก๊าซเข้าระบบ 250 ml/min



ภาพที่ 4.7 ประสิทธิภาพในการจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min เปรียบเทียบระหว่างความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm

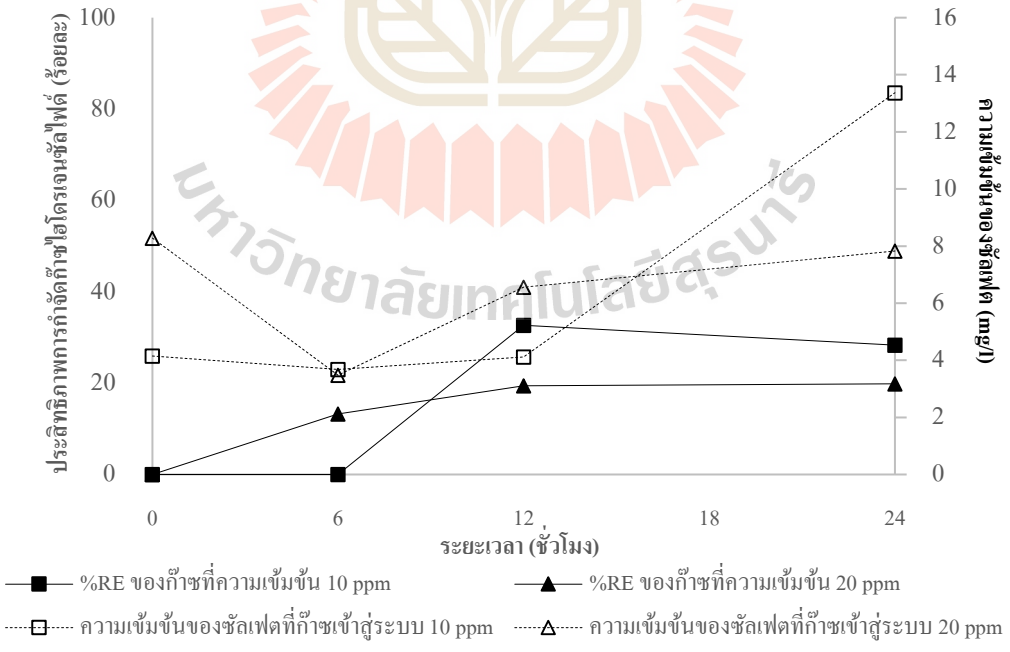
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ 4.6 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ในการกำจัดก๊าซที่อัตราการไหลของก๊าซ (Gas flow rate) 500 ml/min

Estimated inlet gas conc. (ppm)	ระยะเวลา (ชั่วโมง)	Hydrogen cyanide (HCN)					Hydrogen sulfide (H_2S)				
		Inlet gas conc. (ppm)	Gas loading rate ($g/m^3 \cdot hrs$)	Outlet gas conc. (ppm)	Gas elimination capacity ($g/m^3 \bullet hrs$)	Removal efficiency (%)	Inlet gas conc. (ppm)	Gas loading rate ($g/m^3 \cdot hrs$)	Outlet gas conc. (ppm)	Gas elimination capacity ($g/m^3 \bullet hrs$)	Removal efficiency (%)
10	0	9.85	1.54	9.85	0.00	0.00	9.95	1.96	9.95	0.00	0.00
	6	9.85	1.54	2.25	1.19	77.16	9.95	1.96	10.50	0.00	0.00
	12	9.85	1.54	1.75	1.27	82.23	9.95	1.96	6.70	0.64	32.66
	24	10.05	1.57	3.05	1.09	69.65	8.3	1.64	5.95	0.46	28.31
20	0	22.3	3.49	22.30	0.00	0.00	20.05	3.95	20.05	0.00	0.00
	6	22.3	3.49	4.55	2.77	79.60	20.05	3.95	17.40	0.52	13.22
	12	22.3	3.49	3.75	2.90	83.18	20.05	3.95	16.15	0.77	19.45
	24	21.55	3.37	6.00	2.43	72.16	20.65	4.07	16.55	0.81	19.85

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ดังที่ได้กล่าวมาว่าก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่หายไปจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นไซยาไนด์ไอออน (CN^- ion) และซัลเฟต (SO_4^{2-}) ซึ่งสามารถถูกย่อยสลายต่อไปได้โดยจุลินทรีย์รวมกลุ่มในระบบทั้งที่ยึดเกาะอยู่กับตัวกลาง และที่แขวนลอยอิสระในน้ำ เมื่อวิเคราะห์ไซยาไนด์คงค้าง (Residual cyanide) และซัลเฟตในระบบที่ 24 ชั่วโมง สำหรับความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 10 ppm พบว่า มีไซยาไนด์คงค้าง เท่ากับ 6.67 mg/l และพบซัลเฟตเกิดขึ้นในระบบเท่ากับ 13.37 mg/l เมื่อความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบเป็น 20 ppm พบว่ามีไซยาไนด์คงค้างและซัลเฟตที่ 24 ชั่วโมงเท่ากับ 11.11 mg/l และ 7.83 mg/l ตามลำดับ (ตารางที่ 4.7) จากผลการทดลองสำหรับไซยาไนด์คงค้างในระบบสามารถสังเกตได้ว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลเป็น 500 ml/min ทำให้มีไซยาไนด์คงค้างในระบบเพิ่มขึ้นทุกๆ 6 ชั่วโมงของการศึกษาสำหรับทั้งความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบ 10 และ 20 ppm อาจเนื่องมาจากอัตราการไหลของก๊าซและอัตราภาระก๊าซที่เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้น ขณะที่ซัลเฟตมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและเกิดขึ้นสูงสุดในชั่วโมงที่ 24 โดยปริมาณของซัลเฟตที่เกิดขึ้นจะแปรผันตามก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ถูกออกซิไดซ์ไปเนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชันเปลี่ยนไฮโดรเจนซัลไฟด์เป็นซัลเฟต (Potivichayanon *et al*., 2006) ซึ่งซัลเฟตจะมีความเข้มข้นสูงขึ้นเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เพิ่มขึ้นโดยเฉพาะที่การกำจัดก๊าซที่ความเข้มข้น 10 ppm นั้นระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซัลไฟด์สูงกว่าที่ความเข้มข้น 20 ppm (ภาพที่ 4.8)



ภาพที่ 4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ความเข้มข้น 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min สัมพันธ์กับปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้น

ตารางที่ 4.7 สารผลิตภัณฑ์ในการกำจัดก๊าซที่เปลี่ยนรูปกลายเป็นไซยาไนด์คงค้างและซัลเฟตในของเหลวที่ไหลเวียนในระบบที่เกิดขึ้นจากการบำบัด ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min

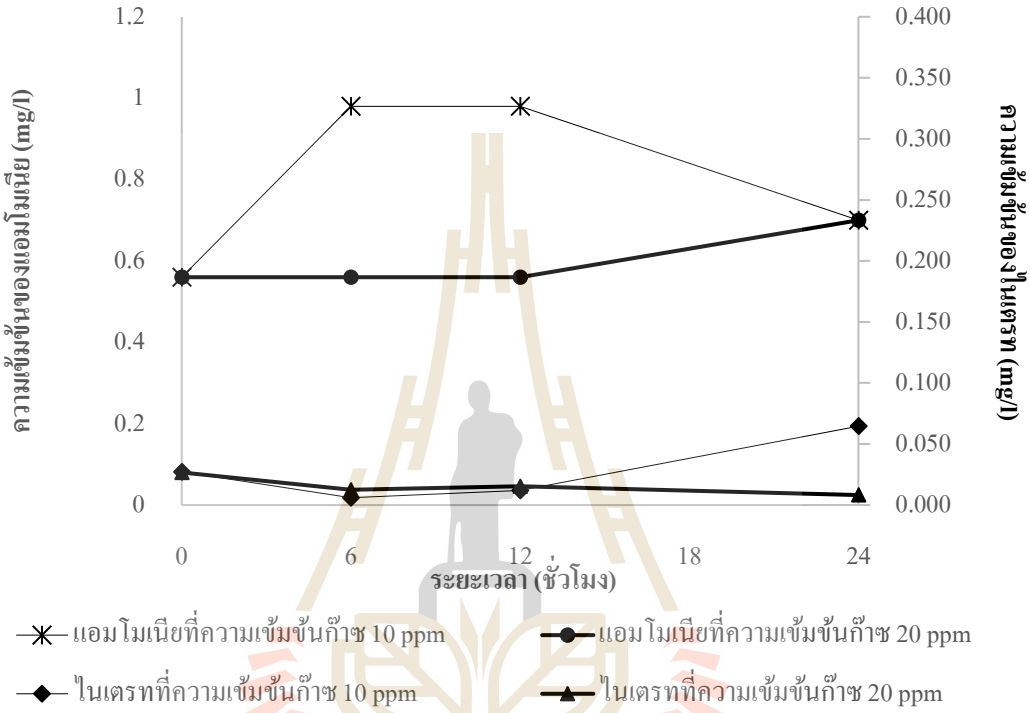
Estimated Inlet gas concentration (ppm)	ระยะเวลา (ชั่วโมง)	Residual CN^- (mg/l)*	Sulfate (SO_4^{2-}) (mg/l)*	Ammonia (NH_3) (mg/l)*	Nitrate (NO_3^-) (mg/l)*	pH
10	0	N.D.	3.13±0.13	0.56	0.0057±0.001	6.96
	6	N.D.	3.68±0.05	0.98	0.0060±0.0003	6.94±0.01
	12	3.33±1.57	4.12±0.13	0.98	0.0105±0.001	6.94
	24	6.67	13.37±0.33	0.70	0.0869±0.0027	6.94±0.02
20	0	N.D.	3.13±0.13	0.56	0.0057±0.001	6.96
	6	6.67	3.48±0.45	0.56	0.0110±0.0002	6.92±0.02
	12	8.89±3.14	6.56±0.18	0.56	0.0137±0.0008	6.80
	24	11.11±3.14	7.83±0.23	0.70	0.0072±0.001	6.92

หมายเหตุ : N.D. หมายถึง Not Detected ตรวจไม่พบในการศึกษาครั้งนี้

*ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่แสดงในตารางเป็นผลเฉลี่ย (Average) ที่ได้จากการทดลอง

นอกจากนั้นอัตราการไหลที่เพิ่มขึ้นนี้ส่งผลให้มีค่าแอมโมเนียสูงสุดในชั่วโมงที่ 6-12 เท่ากับ 0.98 mg/l สำหรับที่ 10 ppm และหลังจากนั้นแอมโมเนียมีแนวโน้มลดลงเท่ากับ 0.70 mg/l ที่ 24 ชั่วโมงของการศึกษา เช่นเดียวกับความเข้มข้นที่ 20 ppm พบว่ามีแอมโมเนียเกิดขึ้นเช่นกันโดยเกิดขึ้นสูงสุดในชั่วโมงที่ 24 ของการศึกษาเท่ากับ 0.70 mg/l และค่าดังกล่าวยังสัมพันธ์กับปริมาณไนเตรทในระบบด้วย ซึ่งมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อค่าแอมโมเนียลดลง ดังเช่นที่ความเข้มข้น 10 ppm ในชั่วโมงที่ 12 และชั่วโมงที่ 24 พบ ค่าไนเตรทเพิ่มขึ้นจาก 0.0105 เป็น 0.0869 mg/l ขณะที่ค่าแอมโมเนียลดลง (ตารางที่ 4.7 และภาพที่ 4.9) ซึ่งปริมาณไนเตรทที่มีการเปลี่ยนแปลงนี้ยังแปรผันตามประสิทธิภาพการกำจัดไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่เพิ่มขึ้นด้วย ตามปฏิกิริยาการย่อยสลายไซยาไนด์โดยจุลินทรีย์ที่กล่าวมาแล้วข้างต้น จะพบว่าเมื่อไซยาไนด์ถูกย่อยสลายจะถูกนำไปใช้เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนและ/หรือแหล่งไนโตรเจนสำหรับจุลินทรีย์ หรืออาจจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นแอมโมเนียและไนเตรทต่อไป สำหรับการทดลองที่อัตราการไหลของก๊าซเข้าระบบที่ 500 ml/min พบว่ามีแอมโมเนียเกิดขึ้นแตกต่างจากการทดลองที่อัตราการไหลของก๊าซเข้าระบบที่ 250 ml/min ที่ไม่พบแอมโมเนีย อาจเนื่องมาจากอัตราการไหลก๊าซที่เพิ่มมากขึ้นทำให้ระยะเวลากักเก็บและระยะเวลาการสัมผัสสารของระบบลดลงส่งผลต่อกระบวนการย่อยสลายไซยาไนด์ของจุลินทรีย์ การออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรทจึงเกิดขึ้นช้าลง ทำให้ยังพบสาร

ผลิตภัณฑ์ในรูปของแอมโมเนียอยู่ และยังส่งผลต่อการนำสารประกอบไนโตรเจนไปใช้ในการสร้างเซลล์ จะเห็นได้ว่าภายหลังจากการทดลองที่ 24 ชั่วโมงของการศึกษา พบเซลล์จุลินทรีย์อิสระที่แขวนลอยในระบบ 2.50×10^{5} CFU/ml สำหรับก๊าซเข้าระบบที่ 10 ppm ขณะที่ก๊าซเข้าระบบที่ 20 ppm พบว่ามีจุลินทรีย์แขวนลอยในระบบน้อยกว่า 10^{3} CFU/ml จากจำนวนเซลล์จุลินทรีย์รวมกลุ่มเริ่มต้น 2.20×10^{7} CFU/ml ซึ่งพบจำนวนจุลินทรีย์ลดลงกว่าที่อัตราการไหล 250 ml/min



ภาพที่ 4.9 ความสัมพันธ์ของแอมโมเนียและไนเตรทที่ความเข้มข้นก๊าซ 10 ppm และ 20 ppm ที่อัตราการไหลของก๊าซ 500 ml/min

อีกทั้งการเพิ่มอัตราการไหลของก๊าซทำให้ระบบมีระยะเวลากักเก็บลดลงจาก 50 วินาที เป็น 25 วินาที ซึ่งระยะเวลากักเก็บนั้นมีผลต่อกระบวนการบำบัดของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซลดลงด้วย ระบบที่มีระยะเวลากักเก็บที่นานกว่าและอัตราการไหลของก๊าซที่เหมาะสมจะทำให้จุลินทรีย์มีระยะเวลาเพียงพอต่อการสัมผัสสารมลพิษทำให้ได้สารผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษน้อยลง (Less toxic) ด้วย ดังนั้นจากการศึกษานี้พบว่าเมื่อเพิ่มอัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 500 ml/min ทำให้ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบลดลง สำหรับทั้งที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm เมื่อเปรียบเทียบกับที่อัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบ 250 ml/min ซึ่งสามารถกำจัดก๊าซได้สูงมากกว่าร้อยละ 90 ประสิทธิภาพในการกำจัดของระบบจะลดลงเมื่อเพิ่มอัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบ (Sublette *et al.*, 1994; Chung *et al.*, 1996) สอดคล้องกับ

การศึกษาของ Oyarzun และคณะ (2003) พบว่า *Thiobacillus thioparus* มีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เมื่อลดอัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบ เช่นเดียวกับการศึกษาของ Hartikainen และคณะ (2001) รายงานว่าประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะเพิ่มขึ้นเมื่อลดอัตราการไหลของก๊าซที่ผ่านระบบไบโอสครับเบอร์เช่นกัน นอกจากนี้ระยะเวลากักเก็บของก๊าซในระบบ (Empty bed retention time: EBRT) มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด ซึ่งที่อัตราการไหล 250 ml/min มีระยะเวลากักเก็บที่นานกว่าคือประมาณ 50 วินาที ทำให้ก๊าซมีโอกาสสัมผัสกับของเหลวและเกิดกระบวนการ scrub ขึ้นภายในกระบวนการบำบัด และแพร่ผ่านชั้นบรรจุตัวกลาง (Packed bed) ได้อย่างทั่วถึง ทำให้จุลินทรีย์รวมกลุ่มที่ยึดเกาะที่ตัวกลางสามารถย่อยสลายสารมลพิษได้ดีกว่าที่ระยะเวลากักเก็บที่น้อย คือที่ระยะเวลากักเก็บที่เพียง 25 วินาที (ที่อัตราการไหล 500 ml/min) การศึกษาก่อนหน้านี้พบว่าการทำงานร่วมกันของแบคทีเรีย *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์สูงขึ้นร้อยละ 98 ที่ระยะเวลากักเก็บ 31.77 วินาที (Potivichayanon *et al*., 2006) เช่นเดียวกับการศึกษาของ Chung และคณะ (1996) พบว่าการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์มีประสิทธิภาพมากกว่าร้อยละ 98 เมื่อระยะเวลากักเก็บก๊าซของระบบอยู่ในช่วง 28-140 วินาที แต่เมื่อลดระยะเวลากักเก็บเป็น 14 วินาที ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซลดลงเหลือเพียงร้อยละ 18 เท่านั้น

เมื่อพิจารณาในภาพรวมของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์โดยใช้จุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิดในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ทั้งอัตราการไหลของก๊าซที่เข้าสู่ระบบ และความเข้มข้นของก๊าซที่เข้าสู่ระบบ พบว่าที่อัตราการไหลของก๊าซที่ 250 ml/min ระยะเวลากักเก็บ (EBRT) ที่ 50.91 วินาที อัตราการไหลของของเหลวในระบบที่ 10 ml/min และความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm ทำให้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์สามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้สูงถึงร้อยละมากกว่า 99.99 ซึ่งระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้อย่างรวดเร็วโดยใช้ระยะเวลาเพียง 6 ชั่วโมง ส่วนก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ถูกกำจัดได้หมดในช่วงระยะเวลา 12 ชั่วโมง โดยสามารถเปลี่ยนความเป็นพิษจากในรูปของก๊าซไปสู่สถานะของเหลวในรูปของไซยาไนด์ไอออน (Cyanide ion: CN^-) และซัลเฟต ซึ่งมีความเป็นพิษน้อยกว่าในรูปของก๊าซ รวมทั้งการเกิดสารผลิตภัณฑ์ (By-products) ซึ่งอยู่ในรูปที่มีความเป็นพิษลดลง คือ แอมโมเนียและไนเตรท จากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ ซึ่งการคงอยู่ของเซลล์จุลินทรีย์แบบรวมกลุ่มทั้งที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางและแขวนลอยอิสระในระบบนั้นแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์รวมกลุ่ม สามารถเจริญเติบโตและใช้สารประกอบไซยาไนด์และสารผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นเป็นแหล่งสารอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพ

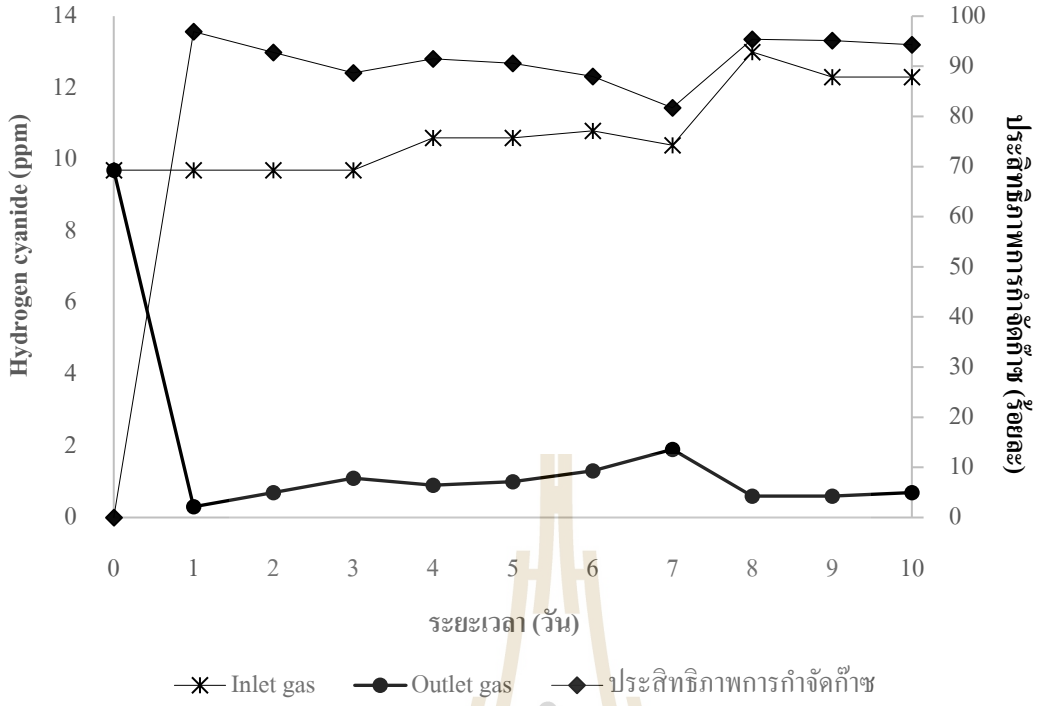
4.3 ผลการศึกษาระยะยาว (Long term period) ของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ (Fixed-film bioscrubber)

จากผลการศึกษาระยะแรกที่ดำเนินการศึกษาในช่วงระยะเวลา 24 ชั่วโมงซึ่งพบว่าที่อัตราการไหลของก๊าซที่ 250 ml/min ระยะเวลากักเก็บ (EBRT) ที่ 50.91 วินาที อัตราการไหลของของเหลวในระบบที่ 10 ml/min และความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบ (Estimated inlet gas concentration) ที่ 10 ppm ทำให้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์สามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้สูงถึงร้อยละมากกว่า 99.99 นำมาสู่การศึกษาการบำบัดก๊าซมลพิษระยะยาวเพื่อหาความสามารถสูงสุดของระบบ จากที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้นว่าระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์เป็นระบบที่ทำงานร่วมกันสองส่วนคือการดูดซับ (Absorption) สารมลพิษบนตัวกลาง (Packing materials) ซึ่งจะเกิดกระบวนการย่อยสลายในชั้นฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์โดยก๊าซมลพิษจะมีการแพร่ผ่านชั้นบรรจุตัวกลางที่มีจุลินทรีย์ถูกตรึงเซลล์อยู่ (Fixed-film cells) ขณะเดียวกันจะมีการแพร่ก๊าซมลพิษผ่านจุลินทรีย์แขวนลอย (Suspended cells) ที่อยู่ในส่วนของของเหลวที่ไหลเวียนในระบบ (Delhomenie and Heitz, 2005) การทำงานทั้งสองส่วนนี้ทำให้ระบบบำบัดด้วยฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์มีความสามารถสูงในการกำจัดก๊าซมลพิษ (สิราภรณ์, 2553) โดยตลอดช่วงระยะเวลาการศึกษาสำหรับการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ พบว่าความสามารถของระบบในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีประสิทธิภาพอยู่ในช่วงประมาณร้อยละ 80 ถึง 90 ซึ่งระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดีในช่วง 48 ชั่วโมงแรก ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซสูงสุดเกิดขึ้นในช่วง 24 ชั่วโมงแรกประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซคิดเป็นร้อยละ 96.91 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (Gas elimination capacity) อยู่ที่ 0.73 g HCN/m^3 hrs. พบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ไหลออกจากระบบเท่ากับ 0.3 ppm อย่างไรก็ตามจากผลการศึกษาสังเกตได้ว่าประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เริ่มมีแนวโน้มลดลงหลังจาก 48 ชั่วโมงของการเดินระบบ โดยในวันที่ 3 ระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้คิดเป็นร้อยละ 88.66 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (Gas elimination capacity) อยู่ที่ 0.67 g HCN/m^3 hrs. มีก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 1.1 ppm และความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบจะเกิดขึ้นต่ำสุดในวันที่ 7 ของการเดินระบบ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซคิดเป็นร้อยละ 81.73 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (Gas elimination capacity) อยู่ที่ 0.66 g HCN/m^3 hrs. พบก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 1.9 ppm (ตารางที่ 4.8 และ ภาพที่ 4.10)

ตารางที่ 4.8 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์

ระยะเวลา (วัน)	Hydrogen cyanide (HCN)				
	Inlet gas concentration (ppm)	**Gas loading rate (g/m^3 hrs.)**	**Outlet gas concentration (ppm)**	**Gas elimination capacity (g/m^3•hrs)**	**Removal efficiency (%)**
0	9.7	0.00	9.7	0.00	0.00
1	9.7	0.76	0.3	0.73	96.91
2	9.7	0.76	0.7	0.70	92.78
3	9.7	0.76	1.1	0.67	88.66
4	10.6	0.83	0.9	0.76	91.51
5	10.6	0.83	1.0	0.75	90.57
6	10.8	0.84	1.3	0.74	87.96
7	10.4	0.81	1.9	0.66	81.73
8	13.0	1.02	0.6	0.97	95.38
9	12.3	0.96	0.6	0.91	95.12
10	12.3	0.96	0.7	0.91	94.31

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

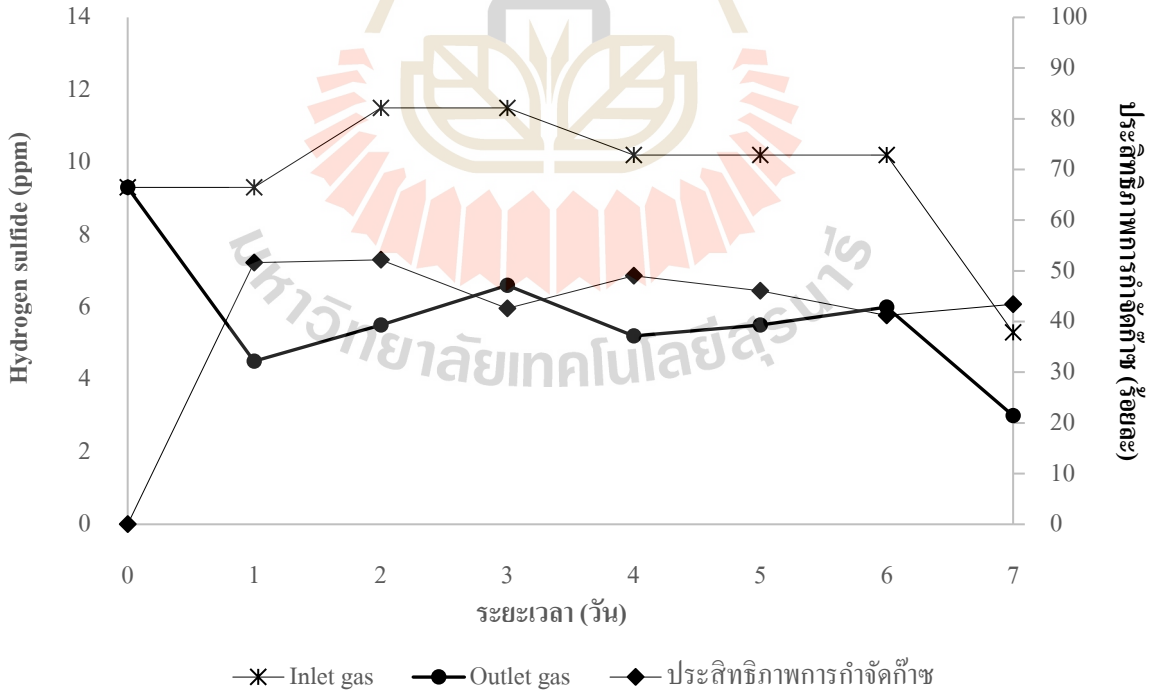


ภาพที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ (HCN gas) ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

เมื่อพิจารณาความสามารถของระบบในส่วนของการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซตลอดช่วงระยะเวลาการศึกษายังคงต่ำกว่าการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ในช่วงประมาณร้อยละ 40 ถึง 50 โดยระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้สูงสุดในช่วง 48 ชั่วโมงแรกเช่นเดียวกับการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซในชั่วโมงที่ 48 คิดเป็นร้อยละ 52.17 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบ (Gas elimination capacity) อยู่ที่ 0.59 g H_2S/m^3 hrs. มีก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 5.5 ppm ซึ่งหลังจาก 48 ชั่วโมงพบว่าระบบมีแนวโน้มสามารถกำจัดก๊าซได้ลดลง เมื่อพิจารณาจากวันที่ 6 ของการเดินระบบพบว่าสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้ร้อยละ 41.18 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบอยู่ที่ 0.41 g H_2S/m^3 hrs. พบก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 6.0 ppm จากผลการทดลองสังเกตได้ว่าเมื่อระยะการกำจัดก๊าซเพิ่มขึ้นระบบมีแนวโน้มในการกำจัดได้ลดลง ดังนั้นจึงพิจารณาลดความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้าสู่ระบบที่ความเข้มข้น 5.3 ppm ในวันที่ 7 ของการเดินระบบ พบว่าระบบสามารถกำจัดได้ร้อยละ 43.40 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบเพียง 0.23 g H_2S/m^3 hrs. เท่านั้น (ตารางที่ 4.9 และ ภาพที่ 4.11)

ตารางที่ 4.9 ความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์

ระยะเวลา (วัน)	Hydrogen sulfide (H_2S)				
	Inlet gas concentration (ppm)	**Gas loading rate (g/m^3 hrs.)**	**Outlet gas concentration (ppm)**	**Gas elimination capacity (g/m^3•hrs)**	**Removal efficiency (%)**
0	9.7	0.00	9.3	0.00	0.00
1	9.3	0.66	4.5	0.47	51.61
2	11.5	0.81	5.5	0.59	52.17
3	11.5	0.81	6.6	0.48	42.61
4	10.2	0.72	5.2	0.49	49.02
5	10.2	0.72	5.5	0.46	46.08
6	10.2	0.72	6.0	0.41	41.18
7	5.3	0.37	3.0	0.23	43.40

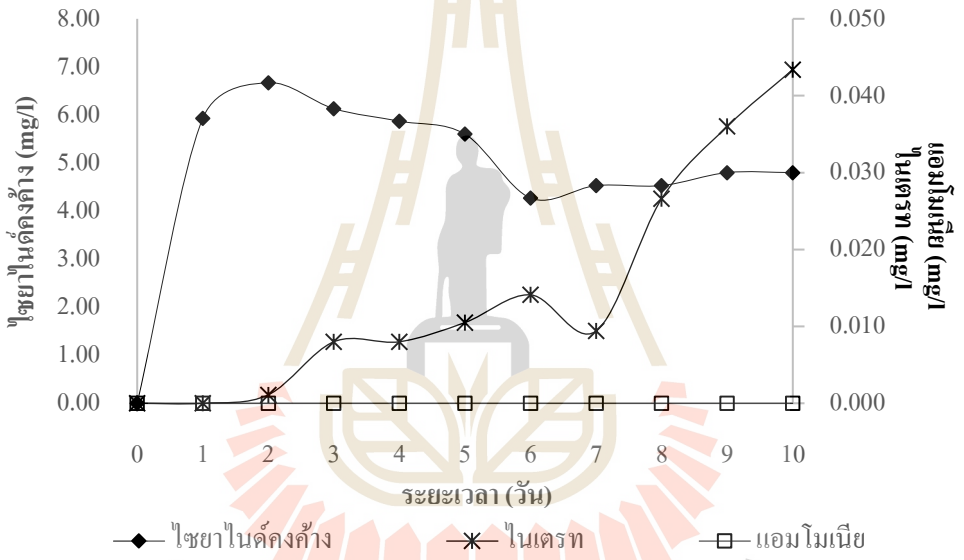


ภาพที่ 4.11 ประสิทธิภาพการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

ดังนั้นจึงดำเนินการทดลองการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เพียงอย่างเดียวในวันที่ 8 ของการเดินระบบ เนื่องจากตลอดช่วงระยะเวลาการศึกษา ระบบยังคงสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดีโดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซอยู่ในช่วงร้อยละ 80 ถึง 90 ผลการศึกษาพบว่าเมื่อมีเพียงก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ที่เข้าระบบ ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นอยู่ในช่วงประมาณร้อยละ 95 ตั้งแต่วันที่ 8 ถึง 9 ของการเดินระบบ ซึ่งในวันที่ 8 มีก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้าสู่ระบบ 13 ppm ระบบสามารถกำจัดก๊าซได้ถึงประมาณร้อยละ 95 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบอยู่ที่ 0.97 g HCN/m^3 hrs. มีก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 0.6 ppm และในวันที่ 10 ของการเดินระบบพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไฮโดรเจนไซยาไนด์อยู่ที่ร้อยละ 94.31 ความสามารถในการกำจัดก๊าซของระบบอยู่ที่ 0.91 g HCN/m^3 hrs. มีก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 0.7 ppm (ตารางที่ 4.9) จากผลการศึกษานี้พบว่าเมื่อไม่มีก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้าสู่ระบบในช่วงวันที่ 8 ถึง 10 ระบบมีแนวโน้มที่สามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้สูงขึ้น อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์รวมกลุ่มในระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์สามารถกำจัดก๊าซมลพิษทั้งสองชนิดได้ ซึ่งพบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้สูงกว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ประมาณเกือบ 2 เท่า ในตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบ

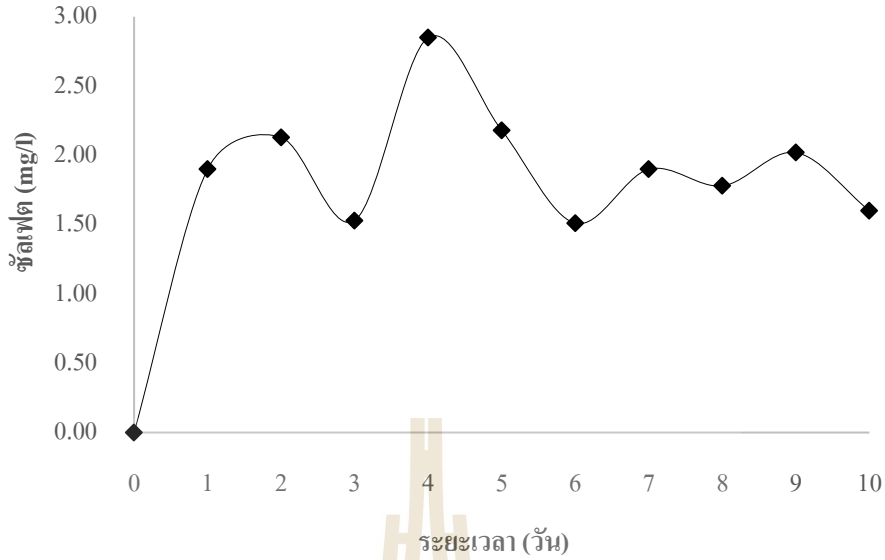
ขณะทำการศึกษาพบไซยาไนด์คงค้างในระบบจากการเปลี่ยนรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์สู่สถานะของเหลวในรูปของไซยาไนด์อิสระตั้งแต่วันแรกจนถึงวันที่ 5 ของการเดินระบบอยู่ในช่วงประมาณ 5.60 mg/l ถึง 6.67 mg/l และหลังจากวันที่ 5 พบว่าไซยาไนด์คงค้างในระบบมีแนวโน้มลดลงจนกระทั่งถึงวันที่ 10 มีไซยาไนด์คงค้างในระบบอยู่ในช่วงประมาณ 4.27 mg/l ถึง 4.80 mg/l (ตารางที่ 4.10) การลดลงของปริมาณไซยาไนด์คงค้างในระบบนั้นเกิดจากทั้งการบำบัดไฮโดรเจนไซยาไนด์ของจุลินทรีย์ที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางและจุลินทรีย์แขวนลอยอิสระในระบบ ซึ่งพบว่ามีจุลินทรีย์รวมกลุ่มแขวนลอยในระบบตลอดช่วงระยะเวลา 10 วันอยู่ในช่วงประมาณ 10^6 CFU/ml ขณะที่ตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบไม่พบแอมโมเนียเกิดขึ้น แต่พบสารผลิตภัณฑ์ในรูปของไนเตรท ซึ่งเกิดขึ้นตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบตั้งแต่ชั่วโมงที่ 48 จากเริ่มต้นที่ไม่พบไนเตรท (ภาพที่ 4.12) และปริมาณไนเตรทมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น โดยความเข้มข้นของไนเตรทที่เกิดขึ้นตั้งแต่วันที่ 2 ถึงวันที่ 7 ของการเดินระบบ มีไนเตรทเกิดขึ้นอยู่ในช่วงประมาณ 0.0011 mg/l ถึง 0.0141 mg/l และหลังจากวันที่ 7 ที่มีการทดสอบโดยมีก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เพียงอย่างเดียวพบว่ามีไนเตรทเพิ่มสูงขึ้นอย่างรวดเร็วจนถึงวันที่ 10 อยู่ในช่วงประมาณ 0.0266 mg/l ถึง 0.0434 mg/l อาจเนื่องมาจากระบบมีอัตราการไหลของก๊าซที่เหมาะสมและมีปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอสำหรับการเกิดปฏิกิริยาอย่างรวดเร็วในการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียไปเป็นไนเตรท (Chapatwala *et al*., 1998; Sirianuntapiboon and Chuamkaew, 2007) หรือแอมโมเนียถูกนำไปใช้อย่างรวดเร็วเพื่อเป็นแหล่ง

พลังงานและแหล่งไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์ (Hung and Pavlostathis, 1999; Sorokin *et al*., 2001; Kao *et al.*, 2004; Dzombak *et al.*, 2006) ซึ่ง *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 สามารถย่อยสลายไซยาไนด์และผลิตภัณฑ์สุดท้ายทำให้เกิดแอมโมเนียและไนเตรท โดยความเข้มข้นไนเตรทจะเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของแอมโมเนียลดลงหรือไม่พบแอมโมเนีย (Potivichayanon and Kitleartpornpairoat, 2010) ซึ่งการใช้ประโยชน์ของแอมโมเนียเพื่อเป็นแหล่งของไนโตรเจนอย่างรวดเร็วโดยจุลินทรีย์ในระบบ สามารถช่วยลดความเสี่ยงจากการเกิดการสะสมของแอมโมเนียในระบบได้ ซึ่งหากมีการสะสมของแอมโมเนียในระบบในปริมาณสูงจะทำให้ระบบสามารถทำงานลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดลงด้วยเนื่องจากแอมโมเนียสามารถยับยั้งการทำงานของเอนไซม์สำหรับการย่อยสลายไซยาไนด์ (Kao *et al*., 2004)



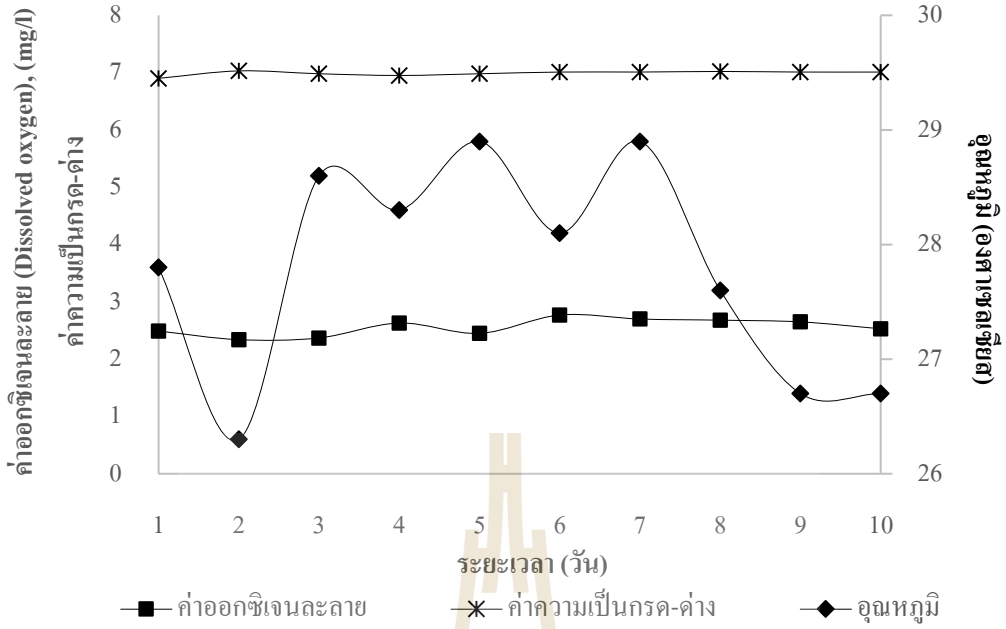
ภาพที่ 4.12 ปริมาณไซยาไนด์คงค้างในระบบและสารผลิตภัณฑ์ (By-products) ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายไซยาไนด์

สำหรับปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นจากการเปลี่ยนรูปจากสถานะก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์สู่สถานะของเหลว พบว่ามีซัลเฟตเกิดขึ้นตั้งแต่ 24 ชั่วโมงแรกเท่ากับ 1.90 mg/l โดยปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นตลอดช่วงระยะเวลา 10 วันมีค่าอยู่ในช่วงประมาณ 1.51 mg/l ถึง 2.85 mg/l (ภาพที่ 4.13) โดยปริมาณของซัลเฟตที่เกิดขึ้นจะแปรผันตามก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ถูกออกซิไดซ์ไป อย่างไรก็ตามปริมาณซัลเฟตที่ลดลงในบางช่วงของการเดินระบบนั้นอาจเกิดจากการที่จุลินทรีย์รวมกลุ่มในระบบสามารถใช้ซัลเฟตสำหรับเป็นแหล่งของกำมะถัน (Sulphur: S) สำหรับการเจริญเติบโต (Dzombak *et al*., 2006) ได้เช่นกัน



ภาพที่ 4.13 ปริมาณซัลเฟตที่เกิดขึ้นตลอดช่วงระยะเวลา 10 วันของการเดินระบบ

อย่างไรก็ตามความสามารถในการกำจัดและการย่อยสลายสารมลพิษยังขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่นอีก เช่น ปริมาณออกซิเจน (Dissolved oxygen: DO) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ปริมาณสารอาหาร (Nutrient) และอุณหภูมิ (Temperature) เป็นต้น ซึ่งจะช่วยส่งเสริมให้ประสิทธิภาพในการทำงานของระบบบำบัดสูงขึ้น โดยปริมาณออกซิเจนมีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของระบบ เนื่องจากมีผลต่อกลไกในการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพที่ต้องอาศัยออกซิเจนในการออกซิไดซ์สารมลพิษ หรือจุลินทรีย์ในกลุ่มที่ใช้ออกซิเจนในการเจริญเติบโต หากในระบบมีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอจะทำให้เกิดสภาวะไร้อากาศขึ้นทำให้การย่อยสลายสารมลพิษของจุลินทรีย์เกิดได้ไม่สมบูรณ์ (Shareefdeen *et al*., 1997) สำหรับการทดลองนี้พบว่ามีค่าออกซิเจนละลายในระบบโดยเฉลี่ยตลอดช่วงระยะเวลา 10 วันเท่ากับ 2.56 mg/l ซึ่งจุลินทรีย์ที่ต้องการออกซิเจนโดยทั่วไปมีความต้องการออกซิเจนอยู่ในช่วง 2.0-4.0 mg/l (Kaewkannetra *et al*., 2009; Kim *et al*., 2011; Sahariah and Chakraborty, 2013) สำหรับค่าความเป็นกรด-ด่างและอุณหภูมิตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบโดยเฉลี่ยประมาณ 6.99 และ 27.8 องศาเซลเซียส ตามลำดับ (ภาพที่ 4.14) การบำบัดสารมลพิษทางชีวภาพนั้น จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ดีที่ค่าความเป็นกรด-ด่างเป็นกลางอยู่ในช่วง 6 ถึง 7 แต่ในการบำบัดก๊าซบางชนิดอาจส่งผลทำให้เกิดกรดขึ้น ตัวอย่างเช่น ในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะทำให้เกิดกรดซัลฟิวริก ซึ่งทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างต่ำลง ดังนั้นจึงต้องมีการควบคุมค่าความเป็นกรด-ด่างให้เหมาะสม



ภาพที่ 4.14 ค่าออกซิเจนละลาย ค่าความเป็นกรด-ด่างและอุณหภูมิในระบบตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบ

ขณะที่ความเข้มข้นของออกซิเจนในระบบที่ลดลงอาจส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้เช่นกัน (Toth *et al*., 2015) ซึ่งทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดอยู่ในช่วงร้อยละ 45 ถึง 50 เช่นเดียวกับการศึกษาของ Potivichayanon และคณะ (2006) ที่พบว่าการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์เมื่อมีปริมาณออกซิเจนเพียงพอต่อการเกิด Bio-oxidative reaction ขณะเดียวกันออกซิเจนยังมีอิทธิพลต่อการเกิดปฏิกิริยา Sulfide oxidation ด้วย (Toth *et al*., 2015) ดังนั้นความเข้มข้นของออกซิเจนในระบบจึงถือเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่ต้องมีการควบคุมให้เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ภายในระบบ นอกจากนี้ Annachhatre and Suktrakoolvait (2001) พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายในระบบมากกว่า 0.1 mg/l สารผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของซัลเฟต (SO_4^{2-}) ขณะที่เมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้อยกว่า 0.1 mg/l สารผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของซัลเฟอร์ (S) สอดคล้องกับการศึกษานี้ที่พบว่าระบบมีค่าออกซิเจนละลายที่มากกว่า 0.1 mg/l ทำให้พบสารผลิตภัณฑ์ในรูปของซัลเฟตเป็นส่วนใหญ่ตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบเช่นกัน

ตารางที่ 4.10 ปริมาณไซยาไนด์และซัลเฟตเหลืออยู่ในระบบ และสารผลิตภัณฑ์ (By-products) ที่เกิดขึ้นหลังจากการย่อยสลายตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบ

ระยะเวลา (วัน)	ไซยาไนด์คงค้าง (mg/l)*	ซัลเฟต (mg/l)*	แอมโมเนีย (mg/l)*	ไนเตรท (mg/l)*	DO (mg/l)	pH (mg/l)	Temperature (C^o)	จุลินทรีย์แขวนลอยในระบบ (CFU/ml)
0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.A.	N.A.	N.A.	N.D.
1	5.93±1.28	1.90±0.40	N.D.	N.D.	2.49	6.90	27.8	1.76×10^6
2	6.67±0.46	2.13±0.20	N.D.	0.0011±0.0001	2.34	7.03	26.3	2.70×10^6
3	6.13±0.46	1.53±0.22	N.D.	0.0080±0.0025	2.37	6.98	28.6	2.80×10^6
4	5.87±0.46	2.85±0.20	N.D.	0.0080±0.0009	2.63	6.95	28.3	3.60×10^6
5	5.60	2.18±0.22	N.D.	0.0105	2.45	6.98	28.9	2.26×10^6
6	4.27±0.46	1.51±0.07	N.D.	0.0141±0.0002	2.77	7.01	28.1	1.79×10^6
7	4.53±0.46	1.90±0.09	N.D.	0.0094±0.0001	2.70	7.01	28.9	1.70×10^6
8	4.53±0.46	1.78±0.09	N.D.	0.0266±0.0001	2.68	7.02	27.6	1.84×10^6
9	4.80	2.02±0.09	N.D.	0.0360±0.0003	2.65	7.01	26.7	1.49×10^6
10	4.80	1.60±0.11	N.D.	0.0434±0.0026	2.53	7.01	26.7	4.05×10^6

หมายเหตุ: N.D. หมายถึง Not Detected (ตรวจไม่พบในการศึกษาครั้งนี้)

N.A. หมายถึง Not Analyzed (ไม่ได้ดำเนินการตรวจวัด)

*ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่แสดงในตารางเป็นผลเฉลี่ย (Average) ที่ได้จากการทดลอง

* Detection limits สำหรับการวิเคราะห์ทางเคมี

1.) การวิเคราะห์ไซยาไนด์เหลืออยู่ (Residue cyanide) ด้วยวิธีไตเตรท (Titrimetric method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีไซยาไนด์ตั้งแต่ 1 มก./ล. (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

2.) การวิเคราะห์ซัลเฟต (Sulfate) ด้วยวิธีด้วยวิธีวัดความขุ่น (Turbidimetric method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีซัลเฟตตั้งแต่ 1 มก.-SO_4^{2-} /ล. (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

3.) การวิเคราะห์แอมโมเนียด้วยวิธีการกลั่น (Distillation) และการไตเตรท (Titrimetric method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีแอมโมเนียตั้งแต่ 5 มก./ล. (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

4.) การวิเคราะห์ไนเตรทด้วยวิธีบรูซีน (Brucine Method) สำหรับตัวอย่างน้ำที่มีไนเตรทอยู่ในช่วง 0.1-2 มก. NO_3^-/ล. (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

นอกจากนี้ยังมีการศึกษาต่อหลังจากสิ้นสุดการเดินระบบในวันที่ 10 โดยทำการตรวจสอบจำนวนเซลล์จุลินทรีย์รวมกลุ่มที่ยึดเกาะบนตัวกลาง PP ring ball ด้วยการทำ Spreading plate technique หลังจากการ Sonicate เพื่อแยกจุลินทรีย์ให้หลุดออกจากตัวกลาง โดยสุ่มตัวอย่างของตัวกลางที่อยู่ตำแหน่งบนสุดของคอลัมน์ ตำแหน่งตัวกลางพลาสติกตรงกลางคอลัมน์ และตำแหน่งตัวกลางพลาสติกตรงล่างสุดของคอลัมน์ ภายหลังจากการเดินระบบพบว่ามีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางเท่ากับ 1.56×10^{6} CFU/ml, 1.95×10^{6} CFU/ml และ 5.00×10^{5} CFU/ml ตามลำดับ รวมทั้งจากการสุ่มตัวกลางในคอลัมน์โดยการชั่งน้ำหนักแห้งของตัวกลางภายหลังจากการเดินระบบเพื่อดูแนวโน้มการมีอยู่ของเซลล์จุลินทรีย์พบว่าหลังจากการเดินระบบยังคงมีจุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่บนตัวกลาง (ตารางที่ 4.11) ซึ่งการคงอยู่ของเซลล์จุลินทรีย์แบบรวมกลุ่มทั้งที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางและแขวนลอยอิสระในระบบนั้นแสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์รวมกลุ่ม สามารถเจริญเติบโตและบำบัดสารมลพิษได้ทั้งในรูปของก๊าซและของเหลว

ตารางที่ 4.11 น้ำหนักของตัวกลางพลาสติก Polypropylene pall (PP) ring ที่เพิ่มขึ้นภายหลังจากการเดินระบบระยะยาว

น้ำหนักตัวกลาง PP ring ก่อนเริ่มเดินระบบ* (กรัม)	**น้ำหนักตัวกลาง PP ring หลังเดินระบบ* (กรัม)**	**น้ำหนักตัวกลาง PP ring ที่เพิ่มขึ้น* (กรัม)**
1.4590±0.0001	1.4595	0.0005
2.0618±0.0001	2.0635±0.0001	0.0017
2.0588±0.0001	2.0603	0.0015
2.0368±0.0001	2.0376±0.0001	0.0008

หมายเหตุ: *ค่าที่แสดงในตารางเป็นผลเฉลี่ย (Average) ที่ได้จากการทดลอง (Mean±SD)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทที่ 5

สรุปผลการวิจัยและข้อเสนอแนะ

5.1 การพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์ในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

5.1.1 การศึกษาการเจริญเติบโต (Growth curve) ของจุลินทรีย์รวมกลุ่ม

จุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิด คือ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 สามารถเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะที่มีสารประกอบไซยาไนด์และซัลเฟตในรูปของโพแตสเซียมไซยาไนด์และโซเดียมไธโอซัลเฟต โดยจุลินทรีย์สามารถใช้สารประกอบดังกล่าวเป็นแหล่งของสารอาหารและ/หรือแหล่งพลังงานภายในเซลล์ ผลการศึกษาการเจริญเติบโตในช่วงระยะเวลา 7 วัน พบว่าจุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิด สามารถเจริญเติบโตและแบ่งเซลล์เพิ่มจำนวนได้สูงสุดในวันที่ 4 ของการศึกษา จำนวนโคโลนีหรือจำนวนเซลล์เท่ากับ 2.22×10^{8} CFU/ml จากจำนวนเซลล์เริ่มต้นเท่ากับ 4.00×10^{6} CFU/ml ดังนั้นจุลินทรีย์รวมกลุ่มของ SUTS 1 SUTS 2 MU1_03 และ MU2_03 มีแนวโน้มที่ดีสำหรับการนำไปกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้

5.1.2 การศึกษาระยะแรกของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

การประยุกต์ใช้กับระบบบำบัดโดยพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์รวมกลุ่มในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยการทดสอบระบบฟิกซ์ฟิล์มไบโอสครับเบอร์เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสม โดยศึกษาอัตราการไหลของก๊าซ (Inlet gas flow rate) ที่ 250 ml/min และ 500 ml/min คิดเป็นระยะเวลากักเก็บ 50.91 และ 25.46 วินาที ศึกษาความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบ (Inlet gas concentration) ที่ความเข้มข้น 10 ppm และ 20 ppm และอัตราการไหลของของเหลว 10 ml/min ดำเนินการศึกษาต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง โดยเก็บตัวอย่างที่เวลา 0, 6, 12 และ 24 ชั่วโมง ผลการศึกษาพบว่าที่อัตราการไหลของก๊าซ 250 ml/min ระยะเวลากักเก็บ 50.91 วินาที ที่ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ เข้าสู่ระบบที่ 10 ppm ผลการทดลองไม่พบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เหลืออยู่ในระบบที่เวลา 12 ชั่วโมง ขณะที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถถูกกำจัดได้อย่างรวดเร็วโดยใช้ระยะเวลาเพียง 6 ชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัด (Removal efficiency) คิดเป็นร้อยละมากกว่า 99.99 ขณะที่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 20 ppm ประสิทธิภาพการกำจัดที่ 24 ชั่วโมง คิดเป็นร้อยละ 98.37 และ 91.30 พบก๊าซออกจากระบบเท่ากับ 0.35 ppm และ 1.80 ppm ตามลำดับ โดยระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้สูงกว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เมื่อความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 20 ppm อย่างไรก็ตาม

ได้ทำการทดสอบระบบโดยเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 30 ppm ผลการศึกษาพบว่าระบบยังคงสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้ดีคิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดมากกว่าร้อยละ 90 ขณะที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้แต่มีค่าลดลงเหลือร้อยละ 65 ในชั่วโมงที่ 6 ของการศึกษา อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ที่ร้อยละ 96.50 และ 82.33 เมื่อสิ้นสุดการทดสอบ ซึ่งแตกต่างจากที่ 10 ppm ที่ระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้รวดเร็วกว่า นอกจากนี้ผลการทดลองยังพบว่ามีไซยาไนด์คงค้าง (Residual cyanide) ในของเหลวที่ไหลเวียนในระบบจากการเปลี่ยนรูปจากสถานะก๊าซของไฮโดรเจนไซยาไนด์เป็นไซยาไนด์ไอออนที่ละลายอยู่ในน้ำ โดยที่ 10 ppm และ 20 ppm ที่ 24 ชั่วโมง มีค่าเท่ากับ 6.67 mg/l และ 4.44 mg/l ตามลำดับ อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์รวมกลุ่มสามารถย่อยสลายและเปลี่ยนรูปเป็นสารผลิตภัณฑ์อื่นที่มีความเป็นพิษลดลง และนำสารประกอบไซยาไนด์และสารผลิตภัณฑ์นี้ไปใช้เป็นแหล่งของคาร์บอนและ/หรือไนโตรเจนต่อไปได้ ซึ่งไซยาไนด์คงค้างในระบบสามารถถูกย่อยสลายและเปลี่ยนรูปกลายเป็นไนเตรท (NO_3^--N) ได้ในช่วงระยะ 24 ชั่วโมง และจากการทดลองไม่พบว่ามีแอมโมเนีย (NH_3-N) เกิดขึ้นในระบบ ขณะที่ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์จะสามารถถูกเปลี่ยนรูปและกลายเป็นซัลเฟต (SO_4^{2-}) ซึ่งมีแนวโน้มเป็นไปในทิศทางเดียวกันคือซัลเฟตจะเพิ่มขึ้นและสูงสุดในชั่วโมงที่ 24 ซัลเฟตที่เพิ่มขึ้นนั้นจากแปรผันตามประสิทธิภาพของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่ถูกออกซิไดซ์ไปเช่นเดียวกับไนเตรท ขณะที่เมื่อเพิ่มอัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบเป็น 500 ml/min พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดก๊าซทั้งสองชนิดลดลงเนื่องจากระบบมีระยะเวลาในการบำบัดลดลงกล่าวคือมีระยะเวลากักเก็บเพียง 25 วินาที โดยที่ความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบ 10 ppm ที่ 24 ชั่วโมงของการศึกษา พบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ไหลออกจากระบบเท่ากับ 3.05 ppm และ 5.95 ppm ประสิทธิภาพของระบบคิดเป็นร้อยละ 69.65 และ 28.31 ตามลำดับ ขณะที่เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบเป็น 20 ppm ระบบสามารถกำจัดก๊าซคิดเป็นประสิทธิภาพร้อยละ 72.16 และ 19.85 พบก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 6.00 ppm และ 16.55 ppm ตามลำดับ ซึ่งพบว่ามีไซยาไนด์คงค้างในระบบที่ 24 ชั่วโมง สำหรับความเข้มข้นของก๊าซเข้าระบบที่ 10 ppm และ 20 ppm เท่ากับ 6.67 mg/l และ 11.11 mg/l ตามลำดับ และจากการย่อยสลายไซยาไนด์คงค้างในระบบโดยจุลินทรีย์ทำให้พบสารผลิตภัณฑ์ทั้งในรูปของแอมโมเนียและไนเตรท ขณะที่ซัลเฟตมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นและเกิดขึ้นสูงสุดในชั่วโมงที่ 24 ดังนั้นจากผลการทดลองนี้พบว่าสภาวะที่เหมาะสมสำหรับระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์โดยใช้จุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิดในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ ได้แก่อัตราการไหลของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 250 ml/min ระยะเวลากักเก็บที่ 50.91 วินาที และความเข้มข้นของก๊าซเข้าสู่ระบบที่ 10 ppm ทำให้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์สามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้อย่างสมบูรณ์

5.2 การศึกษาระยะยาวของการพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

จากการศึกษาทดสอบสภาวะที่เหมาะสมของระบบในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าร้อยละ 99.99 โดยไม่พบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ออกจากระบบ จึงทำการศึกษาระยะยาวต่อเนื่องเพื่อหาประสิทธิภาพที่ดีที่สุดของระบบนี้ ดำเนินการศึกษาเป็นระยะเวลา 10 วัน พบว่า ความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์เข้าสู่ระบบอยู่ในช่วง 9.7 ppm ถึง 13.0 ppm ส่วนความเข้มข้นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เข้าสู่ระบบอยู่ในช่วง 9.3 ppm ถึง 11.5 ppm จากการศึกษาพบว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้สูงสุดในช่วง 24 ชั่วโมงแรกของการเดินระบบ ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซคิดเป็นร้อยละ 96.91 พบก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ไหลออกจากระบบเท่ากับ 0.3 ppm อย่างไรก็ตามประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ตลอดช่วงระยะเวลาของการเดินระบบอยู่ในช่วงประมาณร้อยละ 80 ถึง 90 เมื่อพิจารณาความสามารถของระบบในส่วนของการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซตลอดช่วงระยะเวลาการศึกษาอยู่ในช่วงประมาณร้อยละ 40 ถึง 50 โดยระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ได้สูงสุดในช่วง 48 ชั่วโมงแรก ประสิทธิภาพในการกำจัดก๊าซในชั่วโมงที่ 48 คิดเป็นร้อยละ 52.17 มีก๊าซไหลออกจากระบบเท่ากับ 5.5 ppm จากผลการทดลองสังเกตได้ว่าระบบสามารถกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ได้สูงกว่าก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ประมาณเกือบสองเท่าตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบ และจากการเปลี่ยนรูปจากสถานะก๊าซสู่สถานะของเหลวทำให้พบไซยาไนด์คงค้างในระบบตั้งแต่วันแรกจนถึงวันที่ 5 ของการเดินระบบอยู่ในช่วงประมาณ 5.60 mg/l ถึง 6.67 mg/l และหลังจากวันที่ 5 พบว่าไซยาไนด์คงค้างในระบบมีแนวโน้มลดลงอยู่ในช่วงประมาณ 4.27 mg/l ถึง 4.80 mg/l และเกิดสารผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษลดลงในรูปไนเตรท ซึ่งเกิดขึ้นตลอดช่วงระยะเวลาการเดินระบบตั้งแต่ชั่วโมงที่ 48 และมีแนวโน้มเพิ่มขึ้น ขณะที่ตลอดระยะเวลาของการเดินระบบไม่พบสารผลิตภัณฑ์ในรูปของแอมโมเนียเช่นเดียวกับการศึกษาระยะแรก สำหรับซัลเฟตพบว่าเกิดขึ้นตั้งแต่ 24 ชั่วโมงแรก อย่างไรก็ตามความสามารถในการกำจัดและการย่อยสลายสารมลพิษยังขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่นอีก คือ ปริมาณออกซิเจนและค่าความเป็นกรด-ด่าง ซึ่งจะช่วยส่งเสริมให้ระบบมีประสิทธิภาพในการทำงานเพิ่มขึ้น โดยปริมาณออกซิเจนมีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของระบบเนื่องจากมีผลต่อกลไกในการเจริญเติบโตของชั้นฟิล์มชีวภาพที่ต้องอาศัยออกซิเจนในการออกซิไดซ์สารมลพิษ สำหรับการทดลองนี้พบว่ามีค่าออกซิเจนละลายและค่าความเป็นกรด-ด่างในระบบโดยเฉลี่ยตลอดช่วงระยะเวลา 10 วันเท่ากับ 2.56 mg/l และ 6.99 ตามลำดับ โดยภายหลังจากการเดินระบบพบว่ามีจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางในตำแหน่งบนสุด กลางและล่างสุดของคอลัมน์เท่ากับ 1.56×10^{6} CFU/ml 1.95×10^{6} CFU/ml และ 5.00×10^{5} CFU/ml ตามลำดับ ขณะที่จำนวนเซลล์จุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ในระบบมีค่าอยู่ในช่วง 10^{6} CFU/ml ตลอดการศึกษา การคงอยู่ของ

เซลล์จุลินทรีย์แบบรวมกลุ่มในระบบทั้งที่ยึดเกาะอยู่บนตัวกลางและแขวนลอยอิสระในระบบนั้น แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์รวมกลุ่มสามารถเจริญเติบโตและบำบัดสารมลพิษได้ทั้งในรูปของก๊าซและของเหลว

ดังนั้นจากผลการศึกษาวิจัยการบำบัดก๊าซมลพิษด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ โดยจุลินทรีย์รวมกลุ่มทั้ง 4 ชนิด คือ *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1, *Pseudomonas monteilii* SUTS 2, *Acinetobacter* sp. MU1_03 และ *Alcaligenes faecalis* MU2_03 พบว่าให้ประสิทธิภาพสูงในการกำจัดก๊าซโดยเฉพาะก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์ โดยการเปลี่ยนรูปจากสถานะก๊าซที่มีความเป็นพิษสูงสู่สถานะของเหลวและให้สารผลิตภัณฑ์ที่มีความเป็นพิษลดลง ซึ่งอาจสามารถประยุกต์ใช้ได้จริงในการบำบัดก๊าซมลพิษจากโรงงานอุตสาหกรรมโดยเฉพาะอย่างยิ่งในการบำบัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเป็นการปนเปื้อนของก๊าซมากกว่าหนึ่งชนิดได้

5.3 ข้อเสนอแนะจากการศึกษาวิจัย

จากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าการกำจัดก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์และไฮโดรเจนซัลไฟด์ด้วยระบบฟิกซ์- ฟิล์มไบโอสครับเบอร์มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดอย่างไรก็ตามควรมีการศึกษาเพิ่มเติมในประเด็นต่อไปนี้

- ควรมีการศึกษาการทำงานของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ด้วยการแยกคอลัมน์ตามประเภทของกลุ่มจุลินทรีย์เพื่อศึกษาการทำงานของจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มในการกำจัดก๊าซมลพิษซึ่งอาจทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดเพิ่มขึ้น

- ควรมีการประยุกต์พัฒนาและทดสอบระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์ในการบำบัดก๊าซมลพิษจากโรงงานอุตสาหกรรมโดยตรง

- ควรมีการศึกษาพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์รวมกลุ่มในการบำบัดก๊าซมลพิษชนิดอื่นร่วมด้วย เช่น ก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์ มีเทน สารอินทรีย์ระเหยง่ายหรือสาร VOCs เป็นต้น เนื่องจากระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์มีประสิทธิภาพสูงสำหรับการบำบัดก๊าซมลพิษ และในโรงงานอุตสาหกรรมยังคงมีก๊าซมลพิษอีกหลากหลายชนิด

- ควรมีการศึกษาพัฒนาโดยการเพิ่มระบบบำบัดชนิดอื่น เช่น ระบบเอสบีอาร์ ระบบเอเอส เป็นต้น สำหรับการบำบัดไซยาไนด์คงค้างจากการเปลี่ยนรูปของก๊าซมลพิษสู่สถานะของเหลว เพื่อส่งเสริมให้ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้นและสามารถปล่อยน้ำทิ้งจากระบบบำบัดสู่สิ่งแวดล้อมได้โดยไม่มีภาวะมลพิษจากการบำบัด

บรรณานุกรม

กรมควบคุมมลพิษ (2013). ฐานความรู้การกำจัดกลิ่น. [Online available]. http://www.pcd.go.th/info_serv/Datasmell/l3ammonia.htm

ณัฐพล รัตนมุขย์ (2549). การกำจัดแก๊สไฮโดรเจนซัลไฟด์โดยเครื่องกรองชีวภาพ. คณะวิศวกรรมศาสตร์. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพมหานคร

สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์ (2552). ระบบบำบัดน้ำเสีย การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุม และการแก้ปัญหา. สำนักพิมพ์ท้อป. กรุงเทพมหานคร.

สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์. (2550). การย่อยสลายไซยาไนด์ด้วยจุลินทรีย์. รายงานการวิจัย รหัสโครงการ SUT6-617-50-12-90. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.

สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์. (2553). การพัฒนาความสามารถของเชื้อจุลินทรีย์ในการกำจัดกลิ่นในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์โดยใช้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์. รายงานการวิจัย รหัสโครงการ SUT6-617-53-12-04. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.

เสาวลักษณ์ ภู่นภาอำพร (2551). ประสิทธิภาพการกำจัดแก๊สแอมโมเนียโดยเครื่องกรองชีวภาพ. คณะวิศวกรรมศาสตร์. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพมหานคร

Accortt J, Krause R and Rynk R. (2001). Air handling holds the key to odor management. BioCycle, 54-59.

Alcantara S, Velasco A, Munoz A, Cid J, Revah S and Razo-Flores E. (2004). Hydrogen sulfide oxidation by a microbial consortium in a recirculation reactor system: sulfur formation under oxygen limitation and removal of phenols. Environ Sci Technol., 38: 918-923.

Amirhor P, Kuter GA and Andrade MD. (1995). Biofilters and biosolids. Water Environ Technol. 3: 44-48.

Annachhatre AP. and Suktrakoolvait S. (2001). Biological sulfide oxidation in a fluidized bed reactor. Environ Technol, 22(6):661–672.

Basile LJ, Willson RC, Sewell BT and Benedik MJ. (2008). Genome mining of cyanide-degrading nitrilases from filamentous fungi. Appl Microbiol Biotechnol. 80: 427-435.

Burgess JE, Parsons SA and Stuetz RM. (2001). Development in odour control and waste gas treatment biotechnology: a review. Biotechnol Adv. 19: 35–63.

Busca G and Pistarino C. (2003). Abatement of ammonia and amines from waste gases: a summary. J Loss Prevent Process Ind. 16: 157-163.

Chakraborty S and Veeramani H. (2006). Effect of HRT and recycle ratio on removal of cyanide, phenol, thiocyanate and ammonia in an anaerobic-anoxic-aerobic continuous system. Process Biochem. 41: 96-105.

Chapatwala KD, Babu GRV, Vijiya OK, Kumar KP and Wolfram JH. (1998). Biodegradation of cyanide, cyanate and thiocyanates to ammonia and carbon dioxide by immobilized cells of *Pseudomonas putida*. Industrial Microbiology & Biotechnology. 20(1): 28-33.

Chen KY and Morris JC. (1972). Kinetics of oxidation of aqueous sulfide by oxygen. Environ Sci Technol. 6(6):529-537.

Chung YC, Huang C and Tseng CP. (1996a). Biodegradation of hydrogen sulfide by a laboratory-scale immobilized *Pseudomonas putida* CH11 biofilter. Biotechnology Progress 12: 773-778.

Chung YC, Huang C and Tseng CP. (1996b). Operation optimization of *Thiobacillus thioparus* CH11 biofilter for hydrogen sulfide removal. Biotechnol. 52(1):31-38.

Chung YC, Huang C and Tseng CP. (2001). Biotreatment of hydrogen sulfide and ammonia containing waste gases by fluidized bed bioreactor. Air and Waste Manage Assoc. 51:163-172.

Chung YC, Huang C and Tseng CP. (1997). Biotreatment of ammonia from air by an immobilized *Arthrobacter oxydans* CH8 biofilter. Biotechnol Prog. 13:794-798.

Chung YC, Huang C, Tseng CP and Pan JR. (2000). Biotreatment of H_2S and NH_3 containing waste gases by co-immobilized cells biofilter. Chemosphere. 41

Chung YC, Huang C, Liu CH and Bai H. (2001). Biotreatment of hydrogen sulfide and ammonia containing waste gases by fluidized bed reactor. J. Air Waste manage Assoc 51:163-172.

Delhomenie MC and Heitz M. (2005). Biofiltration of air: a review. Crit Rev Biotechnol. 25:53–72.

Des Husses M and Johnson C. (2000). Development and validation of a simple protocol to rapidly determine the performance of biofilter for VOC treatment. Environ Sci Techno 34:461-467.

Devinny SJ, Switzenbaum MS, Webster S. (1999). Biofiltration for air pollution control. New York. Lewis Publishers.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Droste RL. (1997). Theory and practice of water and wastewater treatment. New York: John Wiley and Sons.

Dzombak DA, Ghosh RS and Wong-Chong GM. (2006). Cyanide in water and soil: Chemistry, Risk and Management. United States: CRC Press, pp. 93-121.

Eikum AS, Storhang R. (1986). Odour Prevention and Control of Organic Sludge and Livestock Farming. Elsevier Applied Science Publishers, London, pp. 12-18.

Ergas SJ, Cardenas-Gonzalez B. (2004). Biofiltration: past, present and future directions. Bio Cycle. 35–39.

Estrada JM, Kraakman NJR, Lebrero R and Munoz R. (2012). A sensitivity analysis of process design parameters, commodity prices and robustness on the economics of odour abatement technologies. Biotechnol Adv. 30: 1354-1363.

Ezzi I. and Lynch M. (2005). Biodegradation of cyanide by *Trichoderma* spp. and *Fusarium* spp. Enzyme and microbial Technol. 36:849-854.

Grace M, Nisola Cho E, Orata JD, Redillas MCFR, Farnazo DMC, Tuuguu E and Chung WJ. (2009). NH_3 gas absorption and bio-oxidation in a single bioscrubber system. Process Biochem.44: 161-167.

Nisola GM, Tuuguu E, Farnazo DM, Han M, Kim Y, Cho E and Chung WJ. (2010). Hydrogen sulfide degradation characteristics of *Bordetella* sp. Sulf-8 in a biotrickling filter. Bioprocess Biosyst. Eng. 33:1131-1138.

Jensen AB and Webb C. (1995). Treatment of H_2S-containing gases: a review of microbiological alternatives. Enzyme Microb. Technol; 17:2-10.

Jeong YS and Chung JS. (2006). Biodegradation of thiocyanate in biofilm reactor using fluidized-carriers. Process Biochem. 41: 701-707.

Jiang X, Yan R and Tay HJ. (2009). Simultaneous autotrophic biodegradation of H_2S and NH_3 in a biotrickling filter. Chemosphere 75: 1350-1355.

Johnes KD, Martinez A, Maroo K and Deshpande S. (2004). Kinetic evaluation of H_2S and NH_3 biofiltration for two media used for wastewater lift station emission. J. Air & Waste Manage Assoc. 54:24-35.

Joseph S, Marc A and Todd S. (2008). Biofiltration for air pollution control. Lewis publishers, U.S.A.

Joyce J and Sorensen H. (1999). Bioscrubber design: How to improve odor-control flexibility and Operational effectiveness. Water Environ and Technol. February: 37-42.

Hansen NG, Rindel K. (2000). Bioscrubbing: an effective and economic solution to odour control at wastewater treatment plants. Water Sci Technol. 41:155–64.

Hartikanen T, Ruuskanen J. and Martikainen PJ. (2001). Carbon disulfide and hydrogen sulfide removal with a peat biofilter. Air and Waste Manage Assoc. 51:387-392.

Hung CH and Pavlostathis SG. (1999). Kinetics and modelling of autotrophic thiocyanate biodegradation. Biotechnol Bioeng. 62: 1-11.

Kao CM, Liu JK, Lou HR, Lin CS and Chen SC. (2003). Biotransformation of cyanide to methane and ammonia by *Klebsiella oxytoca*. Chemosphere. 50:1055-1061.

Kantachote D, Charernjiratrakul W, Noparatnaraporn N and Oda K. (2008). Selection of sulfur oxidizing bacterium for sulfide removal in sulfate rich wastewater to enhance biogas production. Electron J.Biotechnol.11(2).

Kennes C and Thalasso F. (1998). Waste gas biotreatment technology. Che Technol Biotechnol. 72: 303–19.

Kim H, Kim JY, Chung SJ and Xie Q. (2002). Long-term operation of a biofilter for simultaneous removal of H_2S and NH_3. Air and Waste Manage Assoc. 52:1389-1398.

Kleerebezem R and Mendez R. (2002). Autotrophic denitrification for combined hydrogen sulfide removal from biogas and post-denitrification. Water Sci. Tech. 45(10):349-356.

Koe LCC and Yang F. (2000). A bioscrubber for hydrogen sulphide removal. Water Sci Technol. 41: 141–5.

Krupa SV. (2003). Effect of atmospheric ammonia (NH_3) on terrestrial vegetation: a review. Environ Pollut 124(2): 179-221.

Kuyucak N and Akcil A. (2013). Cyanide and removal options from effluents in gold mining and metallurgical processes. Min. Eng. 50-51: 13-29.

Lee EY, Cho KS and Ryu HW. (2005). Simultaneous removal of H_2S and NH_3 in biofilter inoculated with *Acidithiobacillus thiooxidans* TAS. J. Biosci. Bioeng. 99: 611–615.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Li XZ, Wu JS and Sun DL. (1998). Hydrogen sulfide and volatile fatty acid removal from foul air in a fibrous bed bioreactor. Water Sci. Tech. 38(3):323-329.

Lin L, Jingying Z, Jian L and Junxin L. (2015). Biological technologies for the removal of Sulfur containing compounds from waste streams: bioreactors and microbial characteristics. Microbiol Biotechnol. 31:1501-1515.

Luque-Almagro VM, Moreno-Vivian C and Roldan MD. (2016). Biodegradation of cyanide wastes from mining and jewelry industries. Current Opinion in Biotechnology. 38: 9-13.

Ma YL, Yang BL and Zhao JL. (2006). Removal of H_2S by *Thiobacillus denitrificans* immobilized on different matrices. Bioresour. Technol 97: 2014-2046.

Mackie RI, Stroot PG and Varel VH. (1998). Biochemical identification and biological origin of key odor components in livestock waste. J Anim Sci. 76: 1331–42.

McNevin D and Barford J. (2000). Biofiltration as an odor abatement technology. Biochem Eng. 5: 231–42.

Mekuto L, Jackson VA, Karabo S and Ntwampe O. (2013). Biodegradation of free cyanide using *Bacillus* sp. Consortium dominated by *Bacillus safensis*, lichenformis and tequilensis Strains: a bioprocess supported solely with Whey. Bioremed Biodeg.

Morgan-Sagastume MJ, Noyola A, Revah S and Ergas JS. (2003). Changes in physical properties of a compost biofilter treating hydrogen sulfide. Air and Waste Manage Assoc. 53:1011-1021.

Nishimura S and Yoda M. (1997). Removal of hydrogen sulfide from an anaerobic biogas using a bioscrubber. Water Sci Technol. 36: 349–56.

OSHA (1995). The appropriate method for assessing ammonia peak exposure level [Online availiable]: http://www.osha.gov

Ockeloen HF, Overcamp TJ and Grady CPL. (1996). Engineering model for fixed film bioscrubbers. J Environ Eng. 122: 191–7.

Oyarzún P, Arancibia F, Canales C and Aroca GE. (2003). Biofiltration of high concentration of hydrogen sulfide using *Thiobacillus thioparus*. Process Biochem. 39(2):165-170.

Pedersen AR and Arvin E. (1995). Removal of toluene in waste gases using a biological trickling filter. Biodegrad. 6: 109-118.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Petrozzi S and Dunn IJ. (1994). Biological cyanide degradation in aerobic fluidized bed reactors: treatment of almond seed wastewater. Bioproc Eng 11: 29-38.

Pinnette JR, Giggey MD, Marcy GJ and O'Brien MA. (1994). Performance of biofilters at two agitated bin composting facilities. In: Proceedings of the 87th annual meeting of the Air and Waste Manage Assoc.

Potivichayanon S. (2005). Removal of hydrogen sulfide by fixed-film bioscrubber. Ph.D. Thesis. Faculty of Science, Mahidol University, Bangkok, Thailand, 230 pp., ISBN 974-04-5955-2.

Potivichayanon S, Pokethitiyook P and Kruatrachue., (2006). Hydrogen sulfide removal by a novel fixed film bioscrubber system. Process. Biochem 41(3): 708-715.

Potivichayanon S and Kitleartpornpairoat R. (2010). Biodegradation of cyanide by a novel cyanide-degrading bacterium. Proceedings of ICEESD 2010 International Conference on Energy, Environment, Sustainable Development in World Academy of Science, Engineering and Technology. Paris, France. 66: 606-609.

Ralebitso-Senior TK, Senior E, Di Felice R and Jarvis K. (2012). Waste gas biofiltration: advances and limitations of current approaches in microbiology. Environ Sci Technol 46:8542–8573.

Rattanapan C, Kantachote D, Yan R and Boonsawang P. (2010). Hydrogen sulfide Removal using granular activated carbon biofiltration inoculated with *Alcaligenes faecalis* T307 isolated from concentrated latex wastewater. Inter Biodeterio & biodegrade 64: 383-387.

Ranau R, Kleeberg KK, Schlegelmilch M, Streese J, Stegmann R and Steinhart H. (2005). Analytical determination of the suitability of different processes for the treatment of odorous waste gas. J Waste Manage. 25: 908-916.

Ryer-Power JE. (1991). Health effects of ammonia. Plant/Operations Progress 10, 228-232.

Schlegelmilch M, Herold T, Streese J, Hensel A and Stegmann R. (2005). The potential to reduce emissions of airborne microorganisms by means of biological waste gas treatment systems. J Waste Manage. 25: 955–64.

Shareefdeen Z and Singh A. (2008). Biotechnology for odor and air pollution control. Biorem Technol Inc, Canada.

Shinabe K, Oketani S, Ochi T and Matsumura M. (1995). Characteristics of hydrogen sulphide removal by *Thiobacillus thiooxidans* KSI isolated from a carrier-packed biological deodourization system. J Ferment Bioeng. 80: 592-8.

Schlegelmilch M, Herold T, Streese J, Hensel A and Stegmann R. (2005). The potential to reduce emissions of airborne microorganisms by means of biological waste gas treatment systems. Waste Manage. 25: 955–64.

Sirianuntapiboon S and Chuamkaew C. (2007). Packed cage rotating biological contactor system for treatment of cyanide wastewater. Bioresource Technol. 98: 266-272.

Sorokin DY, Tourova TP, Lysenko AM and Kuenen JG. (2001). Microbial thiocyanate utilization under highly alkaline conditions. Appl. Environ Microbiol. 67: 528-538.

Son HJ and Lee JH. (2005). H_2S removal with an immobilized cell hybrid reactor. Process Biochem. 40:2197–203.

Smet E and van Langenhove H. (1998). Abatement of volatile organic sulfur compounds in odorous emissions from the bioindustry. Biodegradation. 9:273-84.

Stepano AL and Korpela TK. (1997). Microbial basis for the biotechnological removal of nitrogen from flue gases. Biotechnolo. Appl. Biochem. 25:97-104.

Sublette KL, Hesketh RP and Hasan S. (1994). Microbial oxidation of hydrogen sulfide in a pilot-scale bubble column. Biotechnol. Prog. 10:611-614.

Theodore L and Buonicore AJ. (1988). Air pollution control equipment: gases. CRC Press. Boca Raton. NW. 2:1-4.

Toth G, Nemestothy N, Belafi-Bako K, Vozik D and Bakonyi P. (2015). Degradation of hydrogen sulfide by immobilized *Thiobacillus thioparus* in continuous biotrickling reactor fed with synthetic gas mixture. Biodeter and Biodegrad, 105: 185-191.

Vincent AJ. (2001). Sources of odours in wastewater treatment. In: Stuetz R, Frechen F-B, editors. Odours in wastewater treatment: measurement, modelling and control. London, UK: IWA. p.69-92.

Vincent A and Hobson J. (1998). Odour control. CIWEM monographs on best practice no. 2. London, UK: Chartered Institution of Water and Environmental Management. pp. 31.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

WEF/ASCE. (1995). Odor control in wastewater treatment plants. Water Environment Federation (WEF) manual of practice no. 22, American Society of Civil Engineers (ASCE) manuals and reports on engineering practice no. 82. USA: WEF/ASCE. pp. 203-16.

Weber FJ and Hartmans S. (1996). Prevention of clogging in a biological trickle-bed reactor removing toluene from contaminated air. Biotechnol Bioeng. 50: 91-7.

Wolstenholme P and Schafer P. (2013). Odor control bioscrubber a 20 years history of successful application.

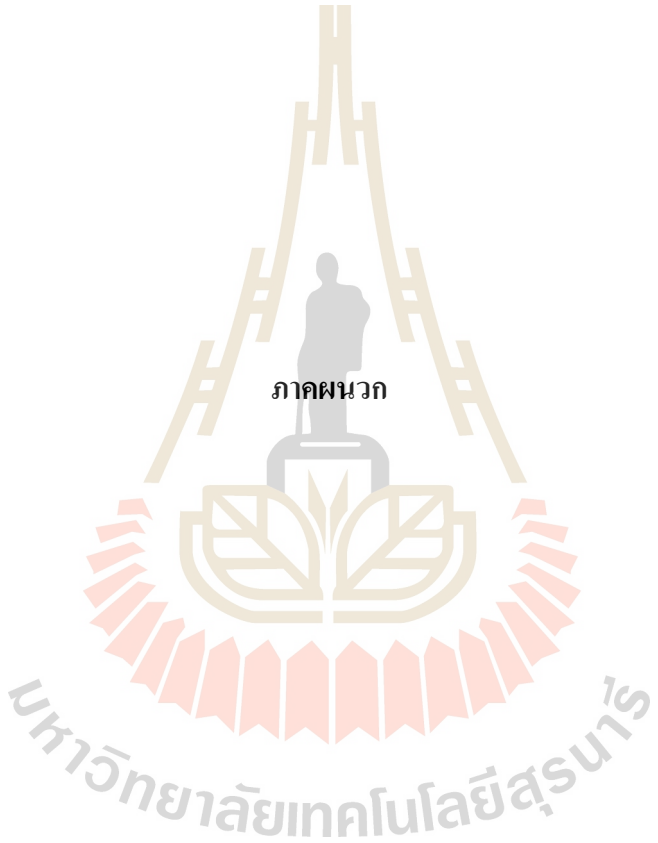
Yang Y and Allen ER. (1994). Biofiltration control of hydrogen sulfide. 1 design and operational parameters. Journal of the Air & Waste Management Association. 44: 863-868.

Yang Y. (1992). Biofiltration for Control of Hydrogen Sulfide. Ph.D Thesis, University of Florida, Gainesville, FL, p.199.

Zehnder AJB and Zinder SH. (1980). The Sulfur Cycle. In: Hutzinger, O. (Ed.), The Handbook of Environmental Chemistry, Pt. A. Springer-Verlag, Heidelberg, 1:105-145.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ภาคผนวก



ภาคผนวก ก.

วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

1. การวิเคราะห์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนด้วยวิธีการกลั่นและการไตเตรท (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

สารเคมี

1. สารละลายบอเรตบัฟเฟอร์ (Borate buffer solution) : นำโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 โมลาร์ จำนวน 88 มิลลิลิตร เติมลงในสารละลายโซเดียมเตตราบอเรต ($Na_2B_4O_7$) 500 มิลลิลิตร เจือจางด้วยน้ำกลั่นที่ปราศจากแอมโมเนียจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร (สารละลายโซเดียมเตตราบอเรตเตรียมได้โดยนำ $Na_2B_4O_7$ 5.0 กรัม หรือ $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$ 9.5 กรัม เจือจางด้วยน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร)

2. สารละลายที่ใช้ปรับพีเอช

2.1 โซเดียมไฮดรอกไซด์ 1 โมล/ลิตร

2.2 กรดซัลฟิวริก 0.5 โมล/ลิตร

3. สายละลายกรดบอริก (Boric acid solution, H_3BO_3) : ละลายกรดบอริก 20 กรัม ในน้ำกลั่นแล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร

4. มิกซ์อินดิเคเตอร์ : ละลายเมทิลเรดอินดิเคเตอร์ (Methy red indicator) 200 มิลลิกรัม ในเอทิลแอลกอฮอล์ (ร้อยละ 95) 100 มิลลิลิตร ละลายเมทิลีนบูล 100 มิลลิกรัม ในเอทิลแอลกอฮอล์ (ร้อยละ 95) 50 มิลลิลิตร แล้วผสมสารละลายทั้ง 2 ชนิดเข้าด้วยกัน สารละลายนี้ควรเตรียมทุกๆเดือน

<u>ข้อสังเกต</u> : สารละลายอินดิเคติงบอริกแอซิดจะมีสีม่วงถ้าไม่มีแอมโมเนียละลายอยู่ ถ้ามีแอมโมเนียละลายอยู่จะได้สีเขียว แสดงว่าสารละลายนี้ใช้ไม่ได้ ให้เตรียมใหม่ และควรเตรียมทุกๆเดือน

5. สารละลายมาตรฐานกรดซัลฟิวริก 0.01 โมล/ลิตร

6. โซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 โมล/ลิตร : ละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 240 กรัมในน้ำกลั่นเพียงเล็กน้อย แล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. สำหรับตัวอย่างน้ำที่เป็นกรดหรือด่าง ต้องปรับพีเอชให้เป็นกลางก่อนด้วยโซเดียม ไฮดรอกไซด์ 1 โมล/ลิตร หรือกรดซัลฟิวริก 0.5 โมล/ลิตร

2. ตวงตัวอย่างน้ำที่ได้ปรับพีเอชเป็นกลางแล้ว 100 มิลลิลิตร ลงในขวดเจลดาห์ล และใส่เม็ดแก้วลงไป 3-4 เม็ด

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3. เติมสารละลายบอเรตบัฟเฟอร์ 25 มิลลิลิตร ลงในตัวอย่างที่ต้องการวิเคราะห์ แล้วปรับ พีเอชให้ได้ 9.5 โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ 6 โมลาร์

4. นำไปกลั่น โดยต่อกับคอนเนคติงบัลบ์ ซึ่งจะต่อกับเครื่องควบแน่นอีกทีหนึ่ง โดยให้ปลายของเซฟตีบัลบ์จุ่มอยู่ใต้สารละลายจับแอมโมเนีย

5. เก็บส่วนที่กลั่นออกมาให้ได้ประมาณ 200 มิลลิลิตร ไว้ในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตร ที่มีสารละลายกรดบอริกอยู่ 50 มิลลิลิตร นำส่วนที่กลั่นได้นี้ไปหาปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนด้วยวิธีการไทเทรต

6. ทำแบลงค์โดยใส่สารเคมีทุกอย่างเหมือนกับตัวอย่างน้ำ แล้วนำไปกลั่น

7. ไทเทรตสารละลายที่กลั่นได้ด้วยสารละลายมาตรฐานกรดซัลฟิวริก 0.01 โมล/ลิตร เมื่อถึงจุดยุติจะได้สีม่วงอ่อน

การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร แอมโมเนีย-ไนโตรเจน} = \frac{(A-B)\times 1000\times M\times 28}{\text{ตัวอย่างน้ำที่ใช้ในการกลั่น (มิลลิลิตร)}}$$

A = มิลลิลิตรของกรดซัลฟิวริกมาตรฐานที่ใช้ไทเทรตกับตัวอย่างน้ำ

B = มิลลิลิตรของกรดซัลฟิวริกมาตรฐานที่ใช้ไทเทรตกับแบลงค์

M = โมล/ลิตร ของกรดซัลฟิวริกมาตรฐานที่ใช้

2. การวิเคราะห์ไนเตรท-ไนโตรเจนด้วยวิธีบรูซีน (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

สารเคมี

1. สารละลายสต๊อกไนเตรท : ละลายแอนไฮดรัสโพแตสเซียมไนเตรท (KNO_3) 721.8 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น แล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1 มิลลิลิตร จะมีไนเตรท-ไนโตรเจน 0.1 มิลลิกรัม

2. สารละลายมาตรฐานไนเตรท-ไนโตรเจน : นำสต๊อกไนเตรท 10 มิลลิลิตร มาเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร สารละลายนี้ 1 มิลลิลิตร จะมีไนเตรท-ไนโตรเจนอยู่ 1 ไมโครกรัม

3. สารละลายโซเดียมอาร์เซไนต์ : ละลายโซเดียมอาร์เซไนต์ ($NaAsO_2$) 5 กรัม ในน้ำกลั่น แล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร

<u>ข้อควรระวัง</u> อย่าดูดกลืนสารนี้เข้าปาก เพราะเป็นพิษ

4. สารละลายบรูซีน-กรดซัลฟานิลิก : ละลายบรูซีนซัลเฟต 1 กรัม และกรดซัลฟานิลิก 0.1 กรัม ในน้ำร้อนประมาณ 70 มิลลิลิตร แล้วใส่กรดเกลือเข้มข้น 3 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น เติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร สารละลายนี้จะคงตัวอยู่ได้นานหลายเดือน ถ้ามีสีชมพูเกิดขึ้นก็จะไม่กระทบกระเทือนต่อปฏิกิริยา

ข้อควรระวัง อย่าดูดกลืนสารนี้เข้าปาก เพราะเป็นพิษ

5. สารละลายกรดซัลฟิวริก : ค่อยๆ เทกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 500 มิลลิลิตร ลงในน้ำกลั่น 125 มิลลิลิตร ทีละน้อยแล้วทำให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง ปิดจุกให้แน่นเพื่อกันความชื้นจากอากาศภายนอก

6. สารละลายโซเดียมคลอไรด์ : ละลายโซเดียมคลอไรด์ 300 กรัมในน้ำกลั่น แล้วปรับปริมาตรเป็น 1000 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. การเตรียมตัวอย่างก่อนทำการทดลอง

ถ้าตัวอย่างน้ำมีคลอรีนอยู่ให้กำจัดออกก่อน โดยการเติมโซเดียมอาร์เซไนต์ 1 หยด (0.05 มิลลิลิตร) ต่อคลอรีน 0.1 มิลลิกรัม แล้วใส่เพิ่มไปอีก 1 หยด ต่อตัวอย่างน้ำ 50 มิลลิลิตร

2. การทำให้เกิดสี

2.1 ใช้ปิเปตดูดตัวอย่างน้ำ 5 มิลลิลิตร ใส่ในหลอดแก้ว และนำสารละลายมาตรฐานไนเทรตที่ความเข้มข้นต่างๆ กัน ใส่ลงในหลอดหลายๆ หลอด เพื่อนำไปเตรียมกราฟมาตรฐาน แล้วทำให้เย็นโดยแช่ในอ่างน้ำแข็ง

2.2 เติมสารละลายโซเดียมคลอไรด์ 1 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน (ห้ามใช้เครื่องกวนเพราะจะทำให้ค่าที่ได้ผิดไป)

2.3 เติมสารละลายกรดซัลฟิวริก 5 มิลลิลิตร ผสมให้เข้ากัน ตั้งทิ้งไว้ให้เย็นในอ่างน้ำแข็ง ถ้ามีความขุ่นหรือสีเกิดขึ้นในตอนนี้ให้นำไปอ่านค่าทรานสมิตแตนท์ จะเป็นค่าแบลงค์ของตัวอย่าง (Sample blank) และค่าแบลงค์ของสารละลาย (Reagent blank) แล้วนำไปวางในอ่างน้ำแข็งอีกครั้ง

2.4 เติมสารละลายบรูซีน-กรดซัลฟานิลิก 0.25 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน

2.5 นำไปวางในเครื่องอังไอน้ำที่อุณหภูมิ 95 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 20 นาทีแล้วให้นำมาแช่ในอ่างน้ำแข็งที่เย็นจนมีอุณหภูมิเท่ากับอุณหภูมิห้อง

2.6 นำมาวัดค่าทรานสมิตแตนท์ ของสารละลายมาตรฐานไนเตรทที่ความเข้มข้นต่างๆ และตัวอย่างน้ำ โดยนำค่าที่อ่านได้มาหักค่าที่ได้จากแบลงค์ของสารละลายกับแบลงค์ของตัวอย่างเสียก่อน แล้วจึงอ่านความเข้มข้นของไนเตรท-ไนโตรเจนจากกราฟมาตรฐานของสารละลายไนเตรท

3. การเตรียมกราฟมาตรฐาน

เตรียมสารละลายมาตรฐานไนเตรทในช่วง 0-10.0 มิลลิกรัม/ลิตร แล้วเติมสารเคมีดังข้อ 2 เพื่อให้เกิดสี แล้วนำไปวัดค่าทรานสมิตแตนท์ของสีจากเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์

การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ของไนเตรท-ไนโตรเจน} = \frac{\text{ไมโครกรัม ไนเตรท-ไนโตรเจน}}{\text{ตัวอย่างน้ำ (มิลลิลิตร)}}$$

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท} = \text{มิลลิกรัม/ลิตร ไนเตรท-ไนโตรเจน} \times 4.43$$

3. การวิเคราะห์ไซยาไนด์ด้วยวิธีไตเตรท (APHA, AWWA, WPCF, 1995)

สารเคมี

1. สารละลายอินดิเคเตอร์ : ละลาย p-dimethylaminobenzalrhodanine 20 มิลลิกรัม ในอะซีโตน 100 มิลลิลิตร

2. สารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรท : ละลายซิลเวอร์ไนเตรท ($AgNO_3$) 3.27 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร สารละลายนี้ต้องเทียบมาตรฐานกับสารละลายโซเดียมคลอไรด์โดยวิธี argentometric โดยใช้โพแตสเซียมโครเมต (K_2CrO_4) เป็นอินดิเคเตอร์ สารละลายนี้ 1.00 มิลลิลิตร = 1.00 มิลลิกรัม CN^-

3. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ : ละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1.6 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. เตรียมตัวอย่างน้ำมา 5 มิลลิลิตร เจือจางด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ให้เป็น 50 มิลลิลิตร และเติมสารละลายอินดิเคเตอร์ 0.5 มิลลิลิตร จะได้สีเหลือง เขย่าให้เข้ากัน

2. ไทเทรตตัวอย่างน้ำด้วยสารละลายซิลเวอร์ไนเตรท เมื่อถึงจุดยุติจะได้สีชมพูอมส้ม

3. ทำแบลงค์โดยใช้สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 50 มิลลิลิตร และใส่สารเคมีทุกอย่างเหมือนกับตัวอย่างน้ำ แล้วนำไปไทเทรต

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ของไซยาไนด์} = \frac{(A-B) \times 1000}{\text{ปริมาตรตัวอย่างน้ำ (มล.)}} \times \frac{250}{\text{ปริมาตรตัวอย่างที่ใช้ทั้งหมด (มล.)}}$$

A = ปริมาตรของสารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรทที่ไทเทรตกับตัวอย่าง

B = ปริมาตรของสารละลายมาตรฐานซิลเวอร์ไนเตรทที่ไทเทรตกับแบลงค์

4. การวิเคราะห์ซัลเฟตด้วยวิธี Turbidimetric method (APHA, AWWA, WPCF, 2005)

สารเคมี

1. สารละลายบัฟเฟอร์ A : ละลาย $MgCl_2.6H_2O$ 30 กรัม , $CH_3COONa.3H_2O$ 5 กรัม , KNO_3 1 กรัม

และ CH_3COOH (99%) 20 มิลลิลิตร ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร เจือจางจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร

2. สารละลายบัฟเฟอร์ B (ต้องการเมื่อตัวอย่างมีซัลเฟตในความเข้มข้นน้อยกว่า 10 mgSO_4^{2-}) : ละลาย $MgCl_2.6H_2O$ 30 กรัม $CH_3COONa.3H_2O$ 5 กรัม KNO_3 1 กรัม Na_2SO_4 0.111 กรัม และ CH_3COOH (99%) 20 มิลลิลิตร ในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร เจือจางจนได้ปริมาตร 1000 มิลลิลิตร

3. แบเรียมคลอไรด์ : $BaCl_2$ ที่เป็นผลึกขนาด 20-30 mesh

4. สารละลายมาตรฐานซัลเฟต : เตรียมสารละลายมาตรฐานซัลเฟตใน 4.1 หรือ 4.2

4.1 เจือจาง 10.4 มิลลิลิตร สารละลายมาตรฐาน H_2SO_4 0.02 N ให้เป็น 100 มิลลิลิตรด้วยน้ำกลั่น

4.2 ละลาย anhydrous Na_2SO_4 0.1479 กรัม ในน้ำกลั่น เจือจางจนได้ 1000 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. Formation of $BaSO_4$ Turbidity :

นำตัวอย่างมา 100 มิลลิลิตร หรือปริมาตรที่เหมาะสมแล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ 100 มิลลิลิตร ลงในขวดรูปกรวยขนาด 250 มิลลิลตร เติมสารละลายบัฟเฟอร์ 20 มิลลิลิตร ผสมและคนโดยใช้เครื่องในขณะที่คน ค่อยๆ เติม $BaCl_2$ crystal 1 ช้อน และเริ่มจับเวลาทันที คนประมาณ 60 ±2 วินาที ด้วยความเร็วคงที่ เมื่อถึงเวลาให้หยุดคนทันที

2. Measurement of $BaSO_4$ Turbidity :

หลังจากที่เวลาคนสิ้นสุดลง เทสารละลายลงใน absorption cell ของสเปคโตรโฟโตมิเตอร์ วัดค่าความขุ่นที่ 5 ±5 วินาที ที่ความยาวคลื่น 420 นาโนเมตร

3. Preparation of calibration curve :

เตรียมสารละลายซัลเฟตที่มีความเข้มข้น 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40 มิลลิกรัมต่อลิตร (ถ้ามากกว่า 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ความแน่นอนของวิธีนี้จะลดลง) โดยการปิเปต 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35 และ 40 มิลลิลิตรของสารละลายซัลเฟตที่เตรียมไว้ใส่ในขวดรูปกรวยแล้วเติมน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร และทำทุกอย่างเหมือนตัวอย่าง และตรวจสอบความน่าเชื่อถือได้ของ Standard curve โดยทำ Standard ทุกๆ 4 ตัวอย่าง

4. Correction of sample color and turbidity :

โดยทำแบลงค์เหมือนตัวอย่างแต่ไม่ต้องเติม $BaCl_2$

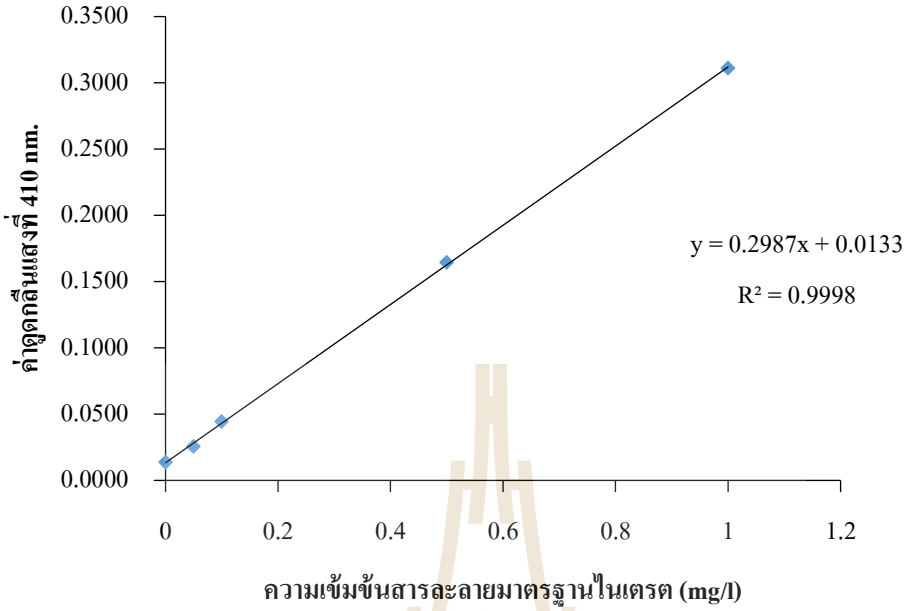
การคำนวณ

$$\text{มิลลิกรัม/ลิตร ซัลเฟต} = \frac{mgSO_4^{2-} \times 1000}{\text{ปริมาตรตัวอย่างน้ำ (มล.)}}$$

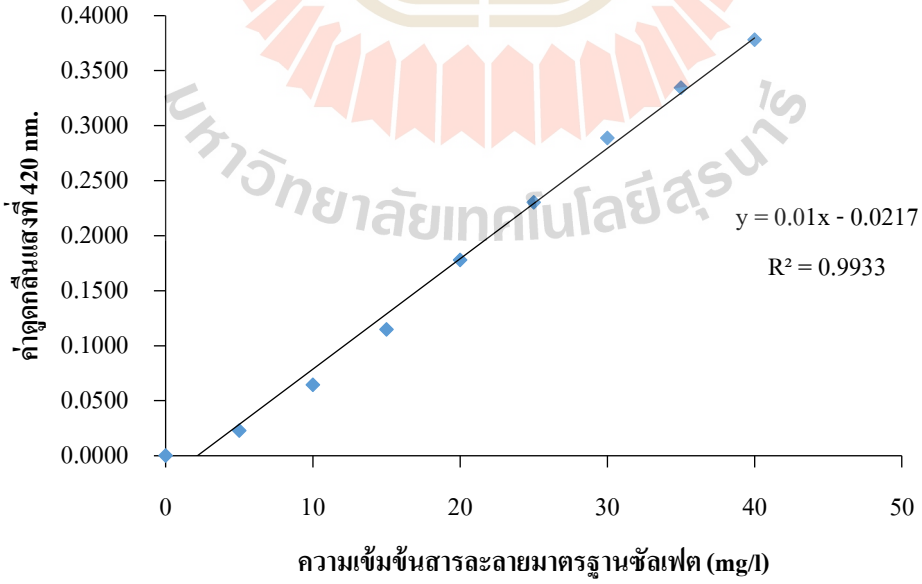
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ภาคผนวก ข.

กราฟมาตรฐาน



ภาพที่ ข.1 กราฟมาตรฐานไนเตรตความเข้มข้น 0.05-1.00 mg/l โดยวิธี Brucine Method



ภาพที่ ข.2 กราฟมาตรฐานซัลเฟตความเข้มข้น 10-50 mg/l โดยวิธี Turbidimetric method

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ประวัติคณะผู้วิจัย

ประวัติหัวหน้าโครงการวิจัย

หัวหน้าโครงการ

1. **ชื่อ (ภาษาไทย)** นางสาว สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์

   (ภาษาอังกฤษ) Miss Siraporn Potivichayanon

2. **ตำแหน่งปัจจุบัน** ผู้ช่วยศาสตราจารย์

3. **ที่อยู่หน่วยงาน**

   สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์

   111 ถนนมหาวิทยาลัย ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

   โทรศัพท์ 0-4422-3936 โทรสาร 0-4422-3920 E-mail: siraporn@sut.ac.th, possi12@yahoo.com

4. **ประวัติการศึกษา**

   พ.ศ. 2558 Certificate of International Program in Integrated Water Management training course, in the framework of the International program in Environmental Science, Saxion University of Applied Sciences, Deventer, the Netherlands. Supported by Netherlands Fellowship Programmes (NFP)

   พ.ศ. 2551 Certificate of International Training Program in Ecological Alternatives in Sanitation, Stockholm Environment Institute, Sweden

   พ.ศ. 2548 Ph.D. (Biology) International Program, Faculty of Science, Mahidol University

   พ.ศ. 2541 วท.บ. (สาธารณสุขศาสตร์) สาขาวิชาวิทยาศาสตร์อนามัยสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยมหิดล

5. **สาขาวิชาการที่มีความชำนาญพิเศษ**

   Odor treatment, Biodegradation and Bioremediation, Ecological sanitation

6. **ประสบการณ์ที่เกี่ยวข้องกับการบริหารงานวิจัยทั้งภายในและ ภายนอกประเทศ :**

   6.1 หัวหน้าโครงการวิจัย:

   เรื่องที่ 1 Removal of hydrogen sulfide by fixed-film bioscrubber

   เรื่องที่ 2 การย่อยสลายไซยาไนด์ด้วยจุลินทรีย์

   เรื่องที่ 3 Water management and sanitation in a community

   เรื่องที่ 4 การประเมินความเสี่ยงของการนำน้ำเสียจากชุมชนขนาดเล็กที่ผ่านบำบัดแล้วมาใช้ในการเพาะปลูก ได้รับการสนับสนุนจากสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ประจำปีงบประมาณ 2551 (งบเร่งด่วน)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

เรื่องที่ 5 การพัฒนาความสามารถของเชื้อจุลินทรีย์ในการกำจัดกลิ่นในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์โดยใช้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

เรื่องที่ 6 การผลิตเอทานอลจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์โดยเชื้อจุลินทรีย์

เรื่องที่ 7 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และชีวภาพในบริเวณพื้นที่ปกปักพันธุกรรมพืช อพ.สธ. เขื่อนน้ำพุง จังหวัดสกลนคร

เรื่องที่ 8 การพัฒนาความสามารถของระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

เรื่องที่ 9 การพัฒนาระบบการผลิตเอทานอลจากก๊าซผสมโดยจุลินทรีย์ SUTSP1

เรื่องที่ 9 การกำจัดไซยาไนด์จากน้ำเสียอุตสาหกรรมโดยจุลินทรีย์รวมกลุ่มร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิกซ์-ฟิล์มเอสบีอาร์

เรื่องที่ 10 การพัฒนาการผลิตเอทานอลด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอรีแอคเตอร์แบบต่อเนื่อง

เรื่องที่ 11 Health risk assessment of tap water quality: a case study in the international housing, Deventer, The Netherlands

6.2 งานวิจัยที่ทำเสร็จแล้ว :

เรื่องที่ 1 Removal of hydrogen sulfide by fixed-film bioscrubber. (ผู้วิจัยหลัก)

แหล่งทุน Asian Development Bank (ADB)

เรื่องที่ 2 Optimization of bioscrubber system for hydrogen sulfide removal. (ผู้ช่วยวิจัย)

แหล่งทุน Asian Development Bank (ADB)

เรื่องที่ 3 การประเมินห้องปฏิบัติการวิเคราะห์ทดสอบตามแนวทางปฏิบัติที่ดีที่สุดของห้องปฏิบัติการ: กรณีการชะแคดเมียมและตะกั่วจากภาชนะเซรามิค ห้องปฏิบัติการศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี: ภายใต้โครงการการพัฒนากรอบนโยบายการเพิ่มศักยภาพห้องปฏิบัติการวิเคราะห์เพื่อการเสริมสร้างความเข้มแข็งของอุตสาหกรรมของประเทศไทยในการรับรองผลกระทบจากการประกาศใช้ระเบียบว่าด้วยสารเคมี (REACH) ของสหภาพยุโรป (ผู้ร่วมวิจัย)

แหล่งทุน สำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.)

เรื่องที่ 4 Water management and sanitation in a community (ผู้วิจัยหลัก)

แหล่งทุน ภายใต้ความร่วมมือ การแนะนำและปรึกษาของ Swedish International Development Cooperation Agency (Sida) ในโปรแกรม International Training Programme (ITP) in Ecological Alternatives in Sanitation โดย Stockholm Environment Institute (SEI)

เรื่องที่ 5 การประเมินความเสี่ยงของการนำน้ำเสียจากชุมชนขนาดเล็กที่ผ่านบำบัดแล้วมาใช้ในการเพาะปลูก

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2551 (งบเร่งด่วน)

เรื่องที่ 6 การย่อยสลายไซยาไนด์ด้วยจุลินทรีย์

แหล่งทุน เงินอุดหนุนการวิจัยเพื่อสนับสนุนการสร้างและพัฒนานักวิจัยรุ่นใหม่ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ 2550

เรื่องที่ 7 การพัฒนาความสามารถของเชื้อจุลินทรีย์ในการกำจัดกลิ่นในรูปของก๊าซไฮโดรเจนไซยาไนด์โดยใช้ระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอสครับเบอร์

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2553

เรื่องที่ 8 การผลิตเอทานอลจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์โดยเชื้อจุลินทรีย์

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2553

เรื่องที่ 9 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และชีวภาพในบริเวณพื้นที่ปกปักพันธุกรรมพืช อพ.สธ. เขื่อนน้ำพุง จังหวัดสกลนคร

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2555

เรื่องที่ 10 Health risk assessment of tap water quality: a case study in the international housing, Deventer, The Netherlands

แหล่งทุน Netherlands Fellowship Programmes (NFP) 2014-2015

เรื่องที่ 11 การพัฒนาความสามารถของจุลินทรีย์รวมกลุ่มในการย่อยสลายไธโอไซยาเนตและโลหะไซยาไนด์

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2555

6.3 งานวิจัยที่กำลังทำ :

เรื่องที่ 1 การกำจัดไซยาไนด์จากน้ำเสียอุตสาหกรรมโดยจุลินทรีย์รวมกลุ่มร่วมกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิกซ์-ฟิล์มเอสบีอาร์

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2556

สถานภาพ เสร็จสิ้นร้อยละ 50

เรื่องที่ 2 การพัฒนาระบบการผลิตเอทานอลจากก๊าซผสมโดยจุลินทรีย์ SUTSP1

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 255**6**

สถานภาพ เสร็จสิ้นร้อยละ 50

เรื่องที่ 3 การพัฒนาการผลิตเอทานอลด้วยระบบฟิกซ์-ฟิล์มไบโอรีแอคเตอร์แบบต่อเนื่อง

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2557

สถานภาพ เสร็จสิ้นร้อยละ 30

งานตีพิมพ์เผยแพร่และประชุมวิชาการ

- Potivichayanon S, Pokethitiyook P, Kruatrachue M. 2006. Hydrogen sulfide removal by a novel fixed-film bioscrubber system. Process Biochem 41: 708-715.
- Potivichayanon S and Chuersuwan N.2009. Greywater management and reuse for plant irrigation: A case study of Ban Laloommoa Village in Thailand. Proceedings of the 11th International Conference on Environmental Science and Technology. Chania, Crete, Greece. P.745-752.
- Potivichayanon S and Kitleartpornpairoat R. 2010. Biodegradation of cyanide by a novel cyanide-degrading bacterium. World Academy of Science, Engineering and Technology 66: 1376-1379.
- Potivichayanon S, Sungmon T, Chaikongmao W, Kamvanin S. 2011. Enhancement of biogas production from bakery waste by *Pseudomonas aeruginosa*. World Academy of Science, Engineering and Technology 80: 529-532.
- Potivichayanon S and Phaisanthia K. 2013. Ethanol production from carbon-rich gases by a new mixed culture of bacteria. Proceeding of International Conference on Engineering and Applied Science. Tokyo, Japan. P.1304-1309.
- Phaisanthia K, Potivichayanon S, Chuersuwan N, Meevasana K. 2013. Removal of heavy metals from electroplating wastewater by cassava peel waste. (Best Paper Award). Proceeding of International Conference on Environmental Protection and Renewable Energy. Pataya, Thailand. P.125-130.
- Potivichayanon S and Kitleartpornpairoat R. 2014. Degradation of cyanide to ammonia and nitrate by mixed culture of *Agrobacterium tumefaciens* SUTS 1 and *Pseudomonas monteilii* SUTS 2. Proceeding of the European Conference on Sustainability, Energy & the Environment. Brighton, United Kingdom. P. 251-264.
- Supromin N, Potivichayanon S, Toensakes R. 2015. Degradation of metal cyanide from real electroplating wastewater by mixed culture of SUTS 1 and SUTS 2. (Best Paper Award). 3rd International conference on biological, chemical & environmental sciences (BCES-2015). Kuala lumper, Malaysia. 3: 75-80.
- Bunsort M, Potivichayanon S, Pentamwa P. 2015. Hydrogen cyanide and hydrogen sulfide gases removal by dual fixed-film bioscrubbers system. KKU Science Journal 43(4): 775-787.

- Potivichayanon S, Supromin N, Toensakes R. 2017. Degradation of a mixed microbial culture for thiocyanate and metal cyanide degradation. 3Biotech 7:1-11.

บทความวิชาการ

- สิราภรณ์ โพธิวิชยานนท์ 2553. รู้หรือไม่ น้ำเสียจากครัวเรือนที่ผ่านการบำบัดแล้วนำมาใช้ในการเพาะปลูกพืชได้ดี วารสารอนามัยสิ่งแวดล้อม ปีที่ 12 ฉบับที่ 3 เมษายน-มิถุนายน 2553 หน้า 67-71.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ประวัติผู้ร่วมโครงการวิจัย

1. ชื่อ (ภาษาไทย) นายนเรศ เชื้อสุวรรณ

(ภาษาอังกฤษ) Mr.Nares Chuersuwan

2. ตำแหน่ง รองศาสตราจารย์

3. ที่อยู่หน่วยงาน

สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
111 ถนนมหาวิทยาลัย ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000
โทรศัพท์ 044-223-927 โทรสาร 044-223-920 อีเมล์ nares@sut.ac.th

4. ประวัติการศึกษา

2544 Ph.D. (Environmental Sciences), Rutgers University, New Jersey, USA.

2539 M.S. (Environmental Sciences), Rutgers University, New Jersey, USA.

2532 B.Sc. (Sanitary Science), Mahidol University

5. สาขาวิชาการที่มีความชำนาญพิเศษ (แตกต่างจากวุฒิการศึกษา) ระบุสาขาวิชาการ

มลพิษของบรรยากาศและสิ่งแวดล้อม

6. ประสบการณ์ที่เกี่ยวข้องกับการบริหารงานวิจัยทั้งภายในและภายนอกประเทศ

6.1 หัวหน้าโครงการวิจัย:

เรื่องที่ 1 การศึกษาหาสัดส่วนของแหล่งกำเนิดฝุ่นขนาด 10 และ 2.5 ไมครอนในพื้นที่กรุงเทพมหานคร

เรื่องที่ 2 พัฒนาฐานความรู้ทางวิชาการด้านคุณภาพอากาศระยะที่ 1

เรื่องที่ 3 การประเมินห้องปฏิบัติการวิเคราะห์ทดสอบตามแนวทางปฏิบัติที่ดีที่สุดของห้องปฏิบัติการ: กรณีการชะแคดเมียมและตะกั่วจากภาชนะเซรามิค ห้องปฏิบัติการศูนย์เครื่องมือวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

เรื่องที่ 4 Risk assessment of using treated excreta for a small household cultivation: a case from Thailand.

เรื่องที่ 5 พัฒนาฐานความรู้ทางวิชาการด้านคุณภาพอากาศระยะที่ 1

เรื่องที่ 6 การเสริมสร้างและพัฒนากระบวนการมีส่วนร่วมของชุมชนท้องถิ่นในการ

บริหารจัดการทรัพยากรน้ำและป่าต้นน้ำ : กรณีศึกษาพื้นที่ลุ่มน้ำมูล

6.2 งานวิจัยที่ทำเสร็จแล้ว:

เรื่องที่ 1 Chuersuwan, N., Nimrat, S., Lekphet, S. Kerdkumrai, T. (2008). Levels and major sources of PM-2.5 and PM-10 in Bangkok Metropolitan Region. *Environmental International* (In press).

เรื่องที่ 2 Chuersuwan, N., Nimrat, S., Lekphet, S. Kerdkumrai, T. (2005). Levels and major sources of PM-2.5 and PM-10 in Bangkok Metropolitan Region. Proceeding from the Third International Symposium on Air Quality Management in Urban, Regional, and Global Scales, Turkey, 26-30 September, 2005. (สำเร็จ)

เรื่องที่ 3 Lekphet, S., Panichayapichet, P., Suwanchoojit, A, Simachaya, W., and Chuersuwan, N. (2004). "Decision support model for integrated water resource management: A case study from the Ta-Chin River, Thailand". Proceedings from the 2nd Asia Pacific Association of Hydrology and Water Conference, Singapore, July 5-8, 2004. (สำเร็จ)

เรื่องที่ 4 Chuersuwan, N. (2003). Spatial distributions of ambient PM-10 and PM-2.5 in Bangkok. 2nd National Environmental Conference, Environmental Engineering Association of Thailand, Khon Khen, January 22-24, 2003. (สำเร็จ)

เรื่องที่ 5 Nimrat, S., Thongnoppakun, S., Chuersuwan, N., and Vuthiphandchai, V. (2003). Toxicity and biodegradation of amido black and malachite green by acclimated activated sludge under aerobic and aerobic denitrifying conditions Proceedings Asian Waterqual 2003, IWA-Asia Pacific Regional Conference, Bangkok, October 19-23, 2003. (สำเร็จ)

เรื่องที่ 6 Chuersuwan, N., Turpin, B. J., and Pietarinen, C. (2000). Evaluation of time-resolved $PM_{2.5}$ data in urban/suburban areas of New Jersey. *J. Air and Waste Management Association* 50: 1780-1789. (สำเร็จ)

เรื่องที่ 7 Chuersuwan, N., and Makekhayai, S. (1999). Evaluation of mercury concentrations from an incinerator, *Burapha University J.* 30: 121-131. (สำเร็จ)

ประวัติผู้ร่วมโครงการวิจัย

1. ชื่อ (ภาษาไทย) **นาย ประพัฒน์ เป็นตามวา**

(ภาษาอังกฤษ) **Mr. PRAPAT PENTAMWA**

2. ตำแหน่งปัจจุบัน ผู้ช่วยศาสตราจารย์

3. หน่วยงานและสถานที่อยู่ที่ติดต่อได้

สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี 111 ถนนมหาวิทยาลัย ต. สุรนารี อ.เมือง จ.นครราชสีมา 30000

หมายเลขโทรศัพท์ 044-223941 โทรสาร 044-223920

E-mail: prapat@sut.ac.th

4. ประวัติการศึกษา

ปริญญาตรี วทบ. (สาธารณสุขศาสตร์) สาขาวิชา **วิทยาศาสตร์สุขาภิบาล** (เกียรตินิยมอันดับสอง) สถาบัน **มหาวิทยาลัยขอนแก่น** ปีที่สำเร็จ **2539**

ปริญญาโท MSc. สาขาวิชา **Environmental Technology and Management** สถาบัน **Asian Institute of Technology** ปีที่สำเร็จ **2544**

ปริญญาเอก PhD. สาขาวิชา **Environmental Engineering and Management** สถาบัน **Asian Institute of Technology** ปีที่สำเร็จ **2551**

5. สาขาวิชาการที่มีความชำนาญพิเศษ อนามัยสิ่งแวดล้อม มลพิษทางอากาศ การประเมินความเสี่ยงต่อสุขภาพ สุขาภิบาลอาหาร

6. ประสบการณ์ที่เกี่ยวข้องกับการบริหารงานวิจัยทั้งภายในและภายนอกประเทศ

6.1 งานวิจัยที่ทำเสร็จแล้ว:

1) โครงการวิจัยเรื่อง Potential exposure to airborne pesticides in homes: a case study in Bangkok Metropolitan Region. (หัวหน้าโครงการวิจัย)
2) โครงการวิจัยเรื่อง Air Quality in Southern Thailand during the 2005 haze episode (หัวหน้าโครงการ)
3) โครงการวิจัยเรื่อง Levels and phase distribution of airborne polychlorinated biphenyls (PCBs) in the Bangkok Metropolitan Region (หัวหน้าโครงการ)
4) โครงการวิจัยเรื่อง Effect of PM (10) pollution in Bangkok on children with and without asthma. (ผู้ร่วมวิจัย)
5) งานวิจัยเรื่อง การสร้างเสริมสุขภาพที่ดีด้วยอาหารและการออกกำลังกาย แหล่งทุน สอส. ระยะที่ 2 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (ผู้ร่วมโครงการ)

6) งานวิจัยเรื่อง Health Life Style ด้านการอนุรักษ์สิ่งแวดล้อมของนักศึกษาด้านวิทยาศาสตร์สุขภาพชั้นปีที่ 1 แหล่งทุน ทุน สอส. ระยะที่ 2) ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (ผู้ร่วมโครงการ)
7) งานวิจัยเรื่อง การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพของการบริโภคน้ำประปาชุมชน แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ พ.ศ. 2555 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (หัวหน้าโครงการ)
8) งานวิจัยเรื่อง การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ในบริเวณพื้นที่ปกปักพันธุกรรมพืช อพ.สธ. เขื่อนน้ำพุง จังหวัดสกลนคร แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ พ.ศ. 2555 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (ผู้ร่วมโครงการ)

การประชุมวิชาการ

1) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. (2006). ***Air Quality in Southern Thailand during the 2005 haze episode.*** In the Proceedings of the Better Air Quality (BAQ) 2006 Workshop 13-15 December 2006 Yogyakarta, Indonesia (oral presentation). 6.2.3 โครงการวิจัยเรื่อง Levels and phase distribution of airborne polychlorinated biphenyls (PCBs) in the Bangkok Metropolitan Region (หัวหน้าโครงการ)
2) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. (2007). ***Levels of persistent organic pollutants (POPs) in homes in Bangkok metropolitan region, Thailand.*** In the Proceedings of 12th International Pacific Basin Consortium for Environment and Health Sciences (PBC) Conference October 26-29, 2007 in Beijing, China (oral presentation).
3) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. (2007). ***Indoor Persistent Organic Pollutants in Homes in Bangkok Metropolitan Region, Thailand,*** In the Proceedings of the International Conference on Air Quality Management in Southeast Asia., 21-23 November 2007, Ho Chi Minh city, Vietnam (oral presentation).
4) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. (2007). ***Indoor Persistent Organic Pollutants in Homes in Bangkok Metropolitan Region, Thailand,*** In the Annual Review Workshop on Asian Regional Research Programme on Environmental Technology Phase II (ARRPET II), November 12-14, 2007, AIT, Thailand (poster presentation).
5) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. (2007). ***Indoor Persistent Organic Pollutants in Homes in Bangkok Metropolitan Region, Thailand,*** In the Proceedings of the International Conference on Air Quality Management in Southeast Asia., 21-23 November 2007, Ho Chi Minh city, Vietnam (poster presentation).

6) Pentamwa, P**.** and Kim Oanh, N.T. (2008). ***Particulate Matter and Associated Heptachlor in the indoor and outdoor air in Bangkok Homes and Vicinity, Thailand*****,*** In the Proceedings of the Better Air Quality (BAQ) 2008 Workshop 12-14 November 2008 Bangkok, Thailand (poster presentation).

7) Pentamwa, P**.** and Kim Oanh, N.T. (2008). ***Potential Exposure to Airborne Pesticides in Homes: A Case Study in Bangkok Metropolitan Region, Thailand*****,** in the ERTC and AIT In-house Seminar on Exchange of Knowledge and Experience with emphasis on research and environmental technology development, 8 December 2008 at the Environmental Research and Training Center (ERTC), Thailand (oral presentation)

8) **Pentamwa, P.** and Kim Oanh, N**.T. (**2009**). *Dissipation of household pyrethroid pesticides in topical homes:*** In the 13th international conference of the Pacific Basin Consortium for Environmental and Health, 19th-24th November 2009, Perth, Australia **(**oral presentation**).**

9) Pentamwa, P**. (2009).** ***Concentrations of Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the Ambient air of the Bangkok Metropolitan Region (BMR) , Thailand*** In the Proceedings of the 8th Thailand National Environmental Conference, 25-27 March 2009, Nakornratchasima, Thailand (oral presentation).

6.2.4 โครงการวิจัยเรื่อง Effect of PM (10) pollution in Bangkok on children with and without asthma. (ผู้ร่วมวิจัย)

10) **Pentamwa, P**. and Kim Oanh, N.T. (2010). *Implication of climate change on human exposure to household pesticides:* In the international conference workshop of Livelihood and health impact of the climate change Community adaptation strategies, 24th-25th August 2010, Khon Kaen, Thailand (oral presentation).

6.2.2 โครงการวิจัยเรื่อง Air Quality in Southern Thailand during the 2005 haze episode (หัวหน้าโครงการ)

ผลงานตีพิมพ์

1) Preutthipan, A., Udomsubpayakul, U., Chaisupamongkollarp, T**.,** Pentamwa, P**. (2004).** ***Effect of PM (10) pollution in Bangkok on children with and without asthma.*** Pediatric pulmonology, vol. 37(3), 187-192.

2) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. (2008). **Levels of Pesticides and PCBs in Selected Homes in Bangkok Metropolitan Region, Thailand.** *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1140, Environmental Challenges in the Pacific Basin, 91-112.

3) Pentamwa, P. and Kim Oanh, N.T. **(2008). Air Quality in Southern Thailand during Haze Episode in relation to Air Mass Trajectory,** *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, 30(4), 539-546.

6.2 งานวิจัยที่กำลังทำ:

1) งานวิจัยเรื่อง การศึกษาทางเลือกและความเป็นไปได้ในการจัดตั้งสำนักวิชาสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี แหล่งทุน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี พ.ศ. 2559 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (หัวหน้าโครงการ)
2) งานวิจัยเรื่อง การประเมินความเสี่ยงทางสุขภาพของผู้ใช้น้ำประปาในเขตเมืองภาคตะวันออกเฉียงเหนือ แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ พ.ศ. 2558 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (ผู้ร่วมโครงการวิจัย)
3) งานวิจัยเรื่อง การประเมินความเสี่ยงจากโลหะหนักในเห็ดบริโภคแหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ พ.ศ. 2556 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (หัวหน้าโครงการ)
4) งานวิจัยเรื่อง การประเมินความเสี่ยงด้านสิ่งแวดล้อมของสารตะกั่วในศูนย์พัฒนาเด็กเล็ก แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ พ.ศ. 2555 ระยะเวลาที่ใช้ 2 ปี (หัวหน้าโครงการ)
5) งานวิจัยเรื่อง การวิเคราะห์องค์ประกอบทางเคมีของฝุ่นขนาด 10 และ 2.5 ไมครอนในบรรยากาศเขตเทศบาลนครราชสีมา แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการการวิจัยแห่งชาติ พ.ศ. 2554 ระยะเวลาที่ใช้ 1 ปี (หัวหน้าโครงการ)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ประวัติผู้ช่วยโครงการวิจัย

1. ชื่อ (ภาษาไทย) นางสาวรัตนา เทินสะเกษ

(ภาษาอังกฤษ) Miss Rattana Toensakes

2. หมายเลขบัตรประจำตัวประชาชน 1 3001 00101 xx x

3. ตำแหน่งปัจจุบัน ผู้ช่วยวิจัย

4. หน่วยงานที่อยู่ที่ติดต่อได้พร้อมโทรศัพท์ โทรสาร และ E-mail

สาขาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

111 ถนนมหาวิทยาลัย ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

โทรศัพท์ 0-4422-3963 E-mail : rattana.t58@gmail.com

5. ประวัติการศึกษา

พ.ศ. 2556-ปัจจุบัน กำลังศึกษา วท.ม. (มลพิษสิ่งแวดล้อมและความปลอดภัย) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

พ.ศ. 2553 วท.บ. (อนามัยสิ่งแวดล้อม) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

6. ประสบการณ์ที่เกี่ยวข้องกับการบริหารงานวิจัยทั้งภายในและภายนอกประเทศ : ระบุสถานภาพในการทำการวิจัยว่าเป็นผู้อำนวยการแผนงานวิจัย หัวหน้าโครงการวิจัย หรือผู้ร่วมวิจัยในแต่ละข้อเสนอโครงการวิจัย เป็นต้น

6.1 งานวิจัยที่ทำสำเร็จแล้ว :

เรื่องที่ 1 การศึกษาคุณภาพน้ำทางกายภาพ เคมี และชีวภาพในบริเวณพื้นที่ปกปักพันธุกรรมพืช อพ.สธ. เขื่อนน้ำพุง จังหวัดสกลนคร (ผู้ช่วยวิจัย)

แหล่งทุน สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ประจำปีงบประมาณ 2555

งานตีพิมพ์เผยแพร่

- Moungnak N, Chimmai J, Toensakes R, Katramee A, Manatsakan S, Sukton B, Wongklom T, Chuersuwan N. 2014. Estimating daily exposure factors among Thai s' students : A case in an university in Northeastern Thailand. International conference on public health among the greater Mekhong sub-regional countries. Khon kean, Thailand. 6 : 197.
- Supromin N, Potivichayanon S, Toensakes R. 2015. Degradation of metal cyanide from real electroplating wastewater by mixed culture of SUTS 1 and SUTS 2. 3rd International conference on biological, chemical & environmental sciences (BCES-2015). Kuala lumper, Malaysia. 3: 75-80.
- Toensakes R, Potivichayanon S, Supromin N. 2015. Screening and identification of biodegradable plastic polyhydroxyalkanoate-producing strains by rapid viable-colonies straining

method. The 41th congress on science and technology of Thailand (STT41). Nakhon Ratchasima, Thailand.

- Katramee A, Toensakes R, Potivichayanon S. 2015. Biodegradation of oil and grease from synthetic wastewater by local isolation lipid degrading microorganism. The 41th congress on science and technology of Thailand (STT41). Nakhon Ratchasima, Thailand.

ประวัติผู้ช่วยโครงการวิจัย

1. ชื่อ (ภาษาไทย) นางสาวนุชจลี สุพรหมอินทร์

(ภาษาอังกฤษ) Miss Nootjalee Supromin

2. หมายเลขบัตรประจำตัวประชาชน 1 4205 00060 xx x

3. ตำแหน่งปัจจุบัน ผู้ช่วยวิจัย

4. หน่วยงานที่อยู่ที่ติดต่อได้พร้อมโทรศัพท์ โทรสาร และ E-mail

สาขาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

111 ถนนมหาวิทยาลัย ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

โทรศัพท์ 0-4422-3963 E-mail: Nootjalee_nat@hotmail.com

5. ประวัติการศึกษา

พ.ศ. 2555-ปัจจุบัน กำลังศึกษา วท.ม. (มลพิษสิ่งแวดล้อมและความปลอดภัย) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

พ.ศ. 2555 วท.บ. (อนามัยสิ่งแวดล้อม) มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

งานตีพิมพ์เผยแพร่

- Supromin N., Potivichayanon S, Toensakes R. 2015. Degradation of metal cyanide from real electroplating wastewater by mixed culture of SUTS 1 and SUTS 2. 3rd International conference on biological, chemical & environmental sciences (BCES-2015). Kuala lumper, Malaysia. 3: 75-80.
- Toensakes R, Potivichayanon S, Supromin N. 2015. Screening and identification of biodegradable plastic polyhydroxyalkanoate-producing strains by rapid viable-colonies straining method. The 41th congress on science and technology of Thailand (STT41). Nakhon Ratchasima, Thailand.

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี