

บทนำ

1.1 บทนำต้นเรื่อง

ในหลายปีที่ผ่านมา ความสนใจการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์แบบ fixed film biological process มีมากขึ้นอย่างเห็นได้ชัดเจน โดยเฉพาะการเดินระบบแบบไร้อากาศ (anaerobic) ระบบเทคโนโลยีฟิล์มชีวะ (Biofilm technology) เป็นระบบที่มีการใช้ตัวกลาง (Media) เช่น พอลิเมอร์ พลาสติก และยาง เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ (Microorganism) เพื่อกำจัดสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตบนพื้นที่ผิวตัวกลาง และในขณะเดียวกันเกิดการแทนที่ของจุลินทรีย์บนตัวกลางตลอดเวลา ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ หลาย ๆ ชนิดเช่น ระบบบ่อโปรยกรอง ระบบบ่อกรองไร้อากาศและระบบการกรองแบบจานหมุน มีปรากฏการณ์ปฏิกิริยาคล้ายกับฟิล์มชีวภาพ -ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating biological contractor, RBC) ประกอบด้วยแผ่นที่มีรูปทรงกลม ที่เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ แผ่นกลมนี้จะหมุนรับออกซิเจนในอากาศจากภายนอกถึง และถ่ายเทผ่านเข้าไปสู่มิวเมือกจุลินทรีย์ และนำออกซิเจนลงสู่น้ำเสีย ส่วนระบบโปรยกรอง (Trickling filter) มีตัวกลางบรรจุอยู่ในถังเพื่อให้ จุลินทรีย์เกาะอยู่ตามผิวของตัวกลาง ในระบบนี้มีขั้นตอนการเติมอากาศให้กับน้ำเสีย ก่อนที่จะไหลผ่านผิวตัวกลางที่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่ ระบบนี้มีข้อดีตรงที่เกิดตะกอนสลัดจ์น้อยกว่าบางระบบเช่นระบบตะกอนเร่ง และเป็นระบบที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก เช่น สารอะมีน ลิกนิน โพลีไวนิลแอลกอฮอล์ และสารประกอบคลอรีนเตทออร์แกนิค

การศึกษาการทำงานของระบบบ่อกรองไร้อากาศ ในกลไกของการถ่ายโอนมวลยังมีน้อยมากทั้งที่เป็นเรื่องสำคัญในการพัฒนาการทำงานของระบบนี้ ซึ่งต้องอาศัยความเข้าใจในตัวเองแปรที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาของระบบฟิล์มชีวภาพ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) ซึ่งโดยทั่วไปเป็นลักษณะถังปฏิกรณ์บรรจุชั้นตัวกลางที่เป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ที่มีการป้อนน้ำเสียผ่านชั้นตัวกลางกรองเหล่านี้ โดยถ้าเป็นลักษณะของถังสูง ก็ป้อนจากล่างแล้วออกทางด้านบน เนื่องจากระบบนี้เป็นระบบที่ทำงานง่าย ใช้อุปกรณ์เครื่องมือและใช้พลังงานไม่มาก เหมาะสำหรับประเทศที่อยู่ในเขตร้อน ถ้าเป็นระบบปิดก็มีผลพลอยได้เป็นก๊าซมีเทนซึ่งสามารถใช้เป็นพลังงานทดแทนได้ จากข้อดีที่กล่าวมาข้างต้น การศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศหรือแบบไม่ใช้ออกซิเจนนี้จึงเป็นที่น่าสนใจที่สามารถนำไปเผยแพร่ใช้งานได้

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 ทฤษฎีและหลักการ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในการลดสารอินทรีย์ในน้ำที่เป็นสาเหตุการเกิดน้ำเสียเป็นการบำบัดทางชีวภาพ (Biological treatment process) ที่ใช้วิธีการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยจุลินทรีย์ ซึ่งมีได้ 2 วิธี คือ

1. กระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic process) เป็นระบบที่ใช้จุลินทรีย์ชนิดที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการบำบัดแบบนี้มีหลายรูปแบบแตกต่างกันไป ตัวอย่างกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน เช่นระบบจุลินทรีย์แขวนลอย ระบบเอเอส (AS) ระบบบ่อเติมอากาศกลางแจ้ง เป็นต้น

2. กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) ระบบนี้เป็นระบบการย่อยสลายที่ใช้จุลินทรีย์ชนิดที่ไม่ต้องใช้ เนื่องจากสามารถประหยัดพลังงานเพราะไม่ต้องมีการเติมอากาศ จึงเริ่มนิยมกันแพร่หลายกันมากขึ้นเรื่อยๆ นอกจากนี้ยังมีผลพลอยได้ที่เกิดขึ้นกับระบบนี้ กล่าวคือ เกิดก๊าซมีเทน ซึ่งเป็นพลังงานเชื้อเพลิงทดแทน กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีหลายแบบได้แก่ ถังไร้อากาศแบบชั้นสลัดจ์ (Anaerobic sludge blanket reactor) ระบบบ่อหมักไร้อากาศ ระบบบ่อกรองไร้อากาศ ระบบเอเอสแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic activated sludge) เป็นต้น

กระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) นับเป็นวิธีที่ประหยัดที่สุด เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic process) (เกรียงศักดิ์, 2543) ดังแสดงในตารางที่ 1.1

ตารางที่ 1.1 ข้อดี-เสีย ของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process)

ข้อดี	ข้อเสีย
1. สามารถรับภาระสารอินทรีย์ได้ จึงใช้ได้กับน้ำเข้าระบบที่มี BOD สูง	1. คุณภาพน้ำทิ้งสุดท้ายที่ได้ส่วนใหญ่ไม่ได้ตามมาตรฐาน น้ำทิ้งน้ำเสีย จึงต้องมีการบำบัดด้วยระบบอื่นต่ออีกจึงจะได้น้ำทิ้งที่มีคุณภาพดี
2. ปริมาณสลัดจ์ที่จะต้องนำไปบำบัดน้อย (ตะกอนน้อย)	2. การควบคุม ระบบให้เหมาะสมค่อนข้างยุ่งยาก
3. ระบบนี้ไม่ต้องการสารอาหารมาก	3. ประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ ต้องใช้เวลาการบำบัดนาน
4. ใช้พลังงานน้อยและ เกิดก๊าซมีเทนซึ่งสามารถนำไปใช้ พลังงานเชื้อเพลิงได้	4. เกิดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งทำให้เกิดปัญหาเรื่องกลิ่น

1.2.1.1 ทฤษฎีกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน เป็นการบำบัดที่ใช้จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิตในการย่อยสลายของสารอินทรีย์ โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์มีมากมายหลายชนิดด้วยกัน ซึ่งแต่ละชนิดจะทำหน้าที่แตกต่างกัน การทำงานของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนที่เรียกว่าแอนแอโรบิก (Anaerobic bacteria) ซึ่งโดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์ชนิดนี้สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ เช่นคาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน และอื่นๆ โดยผลสุดท้ายจะได้กรดและก๊าซมีเทนเกิดขึ้น ซึ่งกลไกการบำบัดแบบนี้จะแบ่งออกเป็นสามขั้นตอนหลักๆ ได้แก่

1. Hydrolysis เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และไม่ละลายในน้ำ เช่น โปรตีน ไขมัน คาร์โบไฮเดรต ให้มีขนาดของโมเลกุลเล็กลง ทำให้สามารถละลายน้ำได้ ซึ่งผลที่ได้ของการย่อยในขั้นตอนนี้ ที่เกิดจากสารอาหารแต่ละชนิดจะให้ผลแตกต่างกันคือ

คาร์โบไฮเดรต	Hydrolysis >	น้ำตาล
โปรตีน	Hydrolysis >	กรดอะมิโน
ไขมัน	Hydrolysis >	กรดไขมัน

จุลินทรีย์ที่ใช้ในปฏิกริยานี้มีชื่อว่า Hydrolytic bacteria

นอกจากนี้แล้วปฏิกริยาอาจเกิดจากจุลินทรีย์ประเภท Fermentative bacteria ก็ได้ ซึ่งจะทำให้เกิดสารประกอบพวก แอลกอฮอล์ กรดอินทรีย์ ไฮโดรเจน และ คาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น

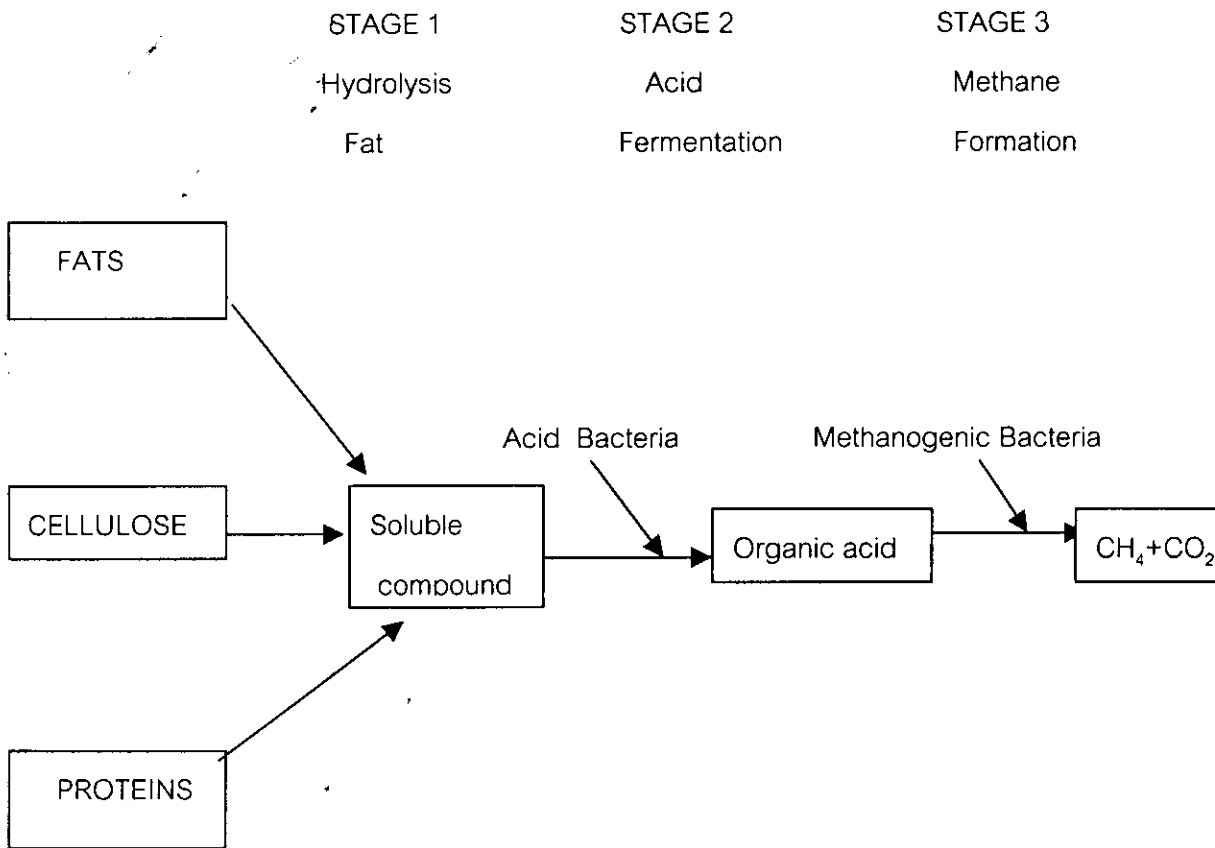
2. Acid Fermentation ในขั้นตอนนี้จะประกอบด้วย จุลินทรีย์มากมายหลายชนิดด้วยกันแต่ที่สำคัญ ๆ ก็มีอยู่คือ Acid bacteria และ Acetogenesis bacteria โดย Acid bacteria จะย่อยสลายสารอาหารที่ได้จากขั้นตอน Hydrolysis ทำให้เกิด acetic acid ซึ่งเป็นกรดอินทรีย์ที่ระเหยง่ายชนิดหนึ่ง (Volatile fatty acid)

จุลินทรีย์ที่ใช้ในกระบวนการ hydrolysis และกระบวนการ Acid Fermentation จัดเป็นพวกเดียวกันเรียกว่า Non-methanogenic bacteria ซึ่งเจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 4.0-6.5 ที่อุณหภูมิประมาณ 32-35°C และส่วนใหญ่เป็นพวก Facultative anaerobic bacteria คือสามารถดำรงชีวิตได้ ทั้งในสภาวะไร้ออกซิเจนและมีออกซิเจน ทำให้มีคุณสมบัติทนต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อม นอกจากนี้แล้วมีอัตราการเจริญเติบโตสูงอีกด้วย

3. Methane fermentation สำหรับขั้นตอนนี้จะเป็นการย่อยสลายกรดอินทรีย์ที่ได้จากกระบวนการ Acid fermentation ให้เปลี่ยนเป็นก๊าซ CH_4 และ CO_2 ซึ่งเป็นก๊าซหลักโดยจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogenic bacteria ซึ่งเจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 6.8-7.2 ที่อุณหภูมิประมาณ 32-

32°C ดำรงชีวิตอยู่ได้ในสภาวะไร้ออกซิเจนเท่านั้น ทำให้มีความทนทานได้น้อยกว่าพวกแรกมาก

ภาพประกอบ 1.1: แสดงขั้นตอนการย่อยสลายอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน



ตารางที่ 1.2 : ความแตกต่างระหว่าง Non-Methanogenic bacteria กับ Methanogenic bacteria

Non - Methanogenic bacteria	Methanogenic bacteria
1.ดำรงชีวิตได้ทั้งสภาวะมีออกซิเจนและไร้ออกซิเจน	1.ดำรงชีวิตได้ในสภาวะไร้ออกซิเจนเท่านั้น
2.ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อม	2.ไม่ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อม
3.ใช้สารอนินทรีย์เป็นอาหาร เช่น H_2, CO_2	3.ใช้สารอินทรีย์เป็นอาหาร
4.ต้องการ pH ช่วง 4.0-6.5	4. ต้องการ pH ช่วง 6.8-7.2

ความสัมพันธ์ระหว่าง Non-methanogenic bacteria และ Methanogenic bacteria

Non-methanogenic bacteria ช่วยปรับสภาวะแวดล้อมให้เหมาะต่อ methanogenic bacteria โดยเฉพาะพวก Acid bacteria ช่วยลดปริมาณออกซิเจนในระบบเพราะขณะที่มีการผลิตกรดอินทรีย์ จุลินทรีย์จะดึงออกซิเจนที่มีในระบบออกไปใช้ด้วยทำให้สภาวะในระบบหมักเป็นสภาวะที่ไร้อากาศมากขึ้น

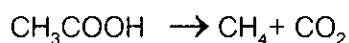
ในทำนองเดียวกัน Methanogenic bacteria จะทำหน้าที่เป็นตัวดึงไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นในการผลิตมีเทนทำให้ปริมาณไฮโดรเจนในระบบต่ำลง เพราะถ้ามีไฮโดรเจนมากเกินไปจะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของ Acid forming bacteria และยิ่งอาจทำให้จุลินทรีย์ตายด้วย

ปฏิกิริยาการเกิดมีเทน เกิดขึ้นในกระบวนการ Methane formation สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ปฏิกิริยา คือ

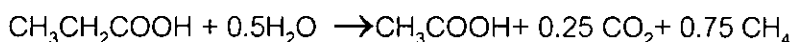
1. Decarboxylation ของกรดอินทรีย์โดยการเกิดจากกรดอินทรีย์ชนิดระเหยง่าย 2 ชนิด

คือ

1.1 จาก CH_3COOH

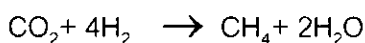


1.2 จาก $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$



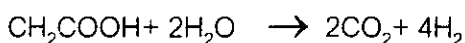
ซึ่งจากการทดลองที่แล้วๆ พบว่าประมาณ 70% ของมีเทนได้จากกรดอะซิติก ส่วนที่เหลือเกิดจากปฏิกิริยาระหว่าง CO_2 และ H_2

2. ปฏิกิริยาการเกิดมีเทนจาก CO_2 และ H_2

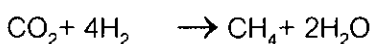


ซึ่งสามารถแบ่งได้ 2 ขั้นตอนคือ

ขั้นตอนแรกเป็นการผลิต CO_2 และ H_2 จากกรดอินทรีย์

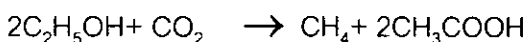


ขั้นตอนสอง CO_2 จะถูก reduce ไปเป็นมีเทน

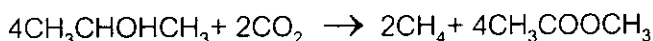


3. ปฏิกิริยาจากสารประกอบอินทรีย์เชิงเดี่ยว ซึ่งมีด้วยกันหลายปฏิกิริยา

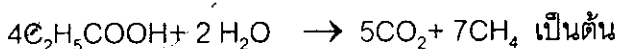
3.1 จาก Primary alcohol



3.2 จาก Secondary alcohol



3.3 จาก Fatty acid

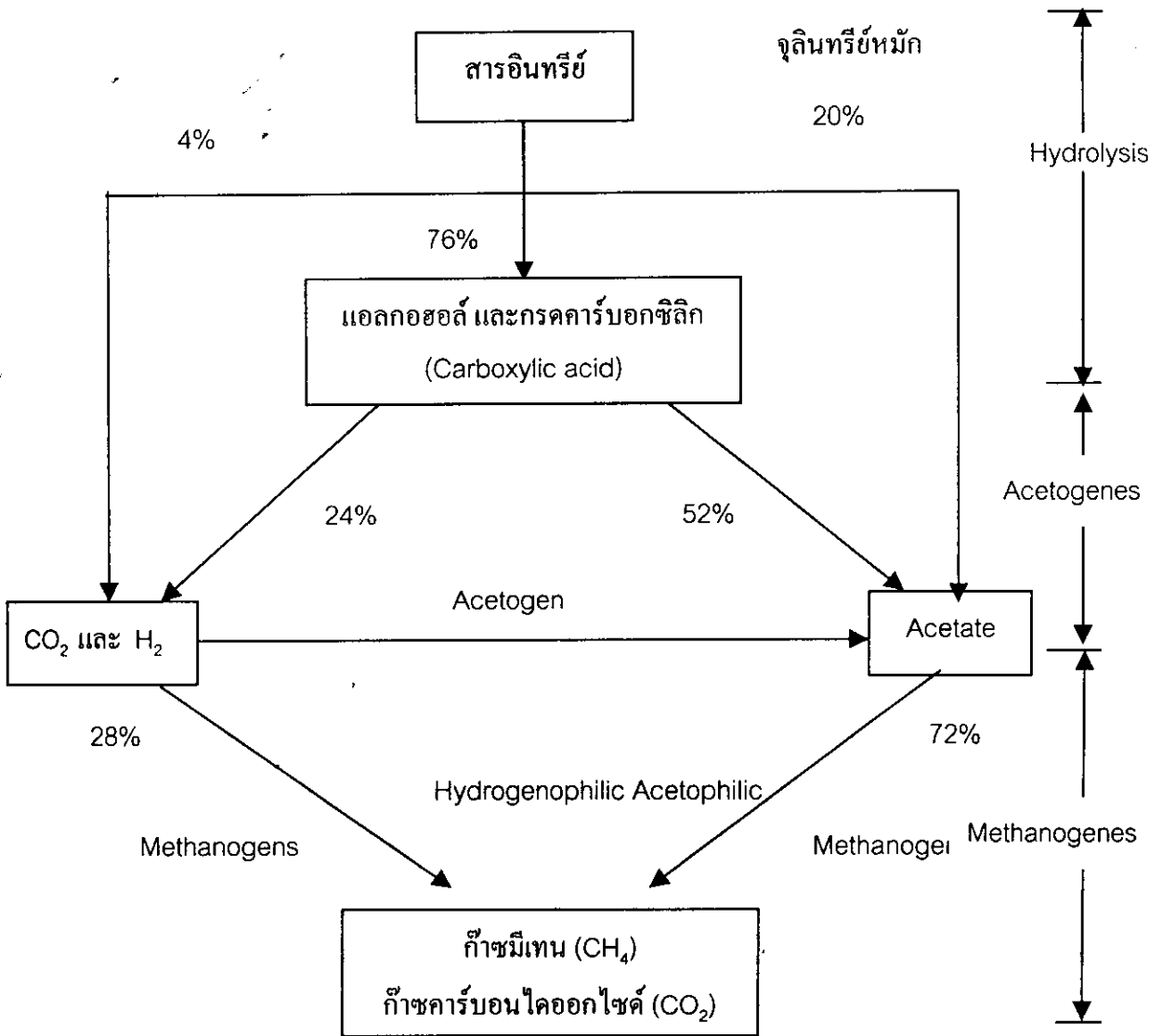


ตารางที่ 1.3 ขั้นตอนการเกิดผลผลิตจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน
(เกรียงศักดิ์, 2543)

ขั้นตอน	ชื่อแบคทีเรีย	สารอาหารที่ใช้	ผลผลิตสุดท้าย
1. เกิดกรด	แบคทีเรียสร้างกรด (Acid-forming bacteria)	คาร์โบไฮเดรต (Carbohydrates) กรดอะมิโน (Amino acids)	Butyric acid Propionic acid
2. เกิดก๊าซมีเทน	Acetoclastic bacteria	Acetic acid	ก๊าซมีเทน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์
	แบคทีเรียมีเทน (Methane bacteria)	ไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์	ก๊าซมีเทน

ตารางที่ 1.4 สมการปฏิกิริยาเคมีที่เกิดขึ้นของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน
(เกรียงศักดิ์, 2543)

แบคทีเรีย	สมการปฏิกิริยา
Acid forming bacteria	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH (Acetic)} + 2\text{CO}_2 + 4\text{H}_4$
	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 \rightarrow \text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH (Butyric)} + 2\text{CO}_2 + 2\text{H}_2$
	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{H}_2 \rightarrow 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH (Propionic)} + 2\text{H}_2\text{O}$
Acetogenic bacteria	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH (Propionic)} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{CO}_2 + 3\text{H}_2$
	$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{COOH (Butyric)} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$
Acetoclastic bacteria	$\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2$
Hydrogen-Utilizing	$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$
Methane bacteria	



ภาพประกอบ 1.2: แสดงขั้นตอนการย่อยสลายอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน และสารที่เกิดขึ้น

1.2.2 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

สภาพแวดล้อมมีผลอย่างมากในการย่อยสลายของสารอินทรีย์ในการผลิตก๊าซชีวภาพ ซึ่ง

สภาพแวดล้อมที่มีผลสำคัญได้แก่

1. อุณหภูมิ มีอิทธิพลต่อการย่อยสลายของสารอินทรีย์มาก สามารถแบ่งช่วงอุณหภูมิที่มี

1.1 ช่วงอุณหภูมิต่ำ (Psychrophilic range) เป็นช่วงอุณหภูมิระหว่าง 5-20 °C ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม (optimum) จะอยู่ในช่วง 5-15°C

1.2 ช่วงอุณหภูมิปานกลาง (Mesophilic range) เป็นช่วงอุณหภูมิระหว่าง 20-42 °C ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 25-40°C

1.3 ช่วงอุณหภูมิสูง (Thermophilic range) เป็นช่วงอุณหภูมิระหว่าง 45-65°C ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม (optimum) จะอยู่ในช่วง 55-60°C ช่วงอุณหภูมิปานกลางและช่วงอุณหภูมิสูงจะมีอิทธิพลมากที่สุดต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ ยิ่งอุณหภูมิสูงมากขึ้น อัตราการย่อยจะสูงขึ้น ทำให้สามารถรับปริมาณสารอินทรีย์ได้สูงขึ้นและ ทำให้ระยะเวลาการบำบัดลดลง อย่างไรก็ตามสภาพอากาศในพื้นที่ส่วนใหญ่ของประเทศไทยมีอุณหภูมิโดยเฉลี่ยประมาณ 30°C ซึ่งอยู่ในช่วงอุณหภูมิปานกลางและอุณหภูมิไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก โดยทั่วไปจึงนิยมหมักในช่วงอุณหภูมิปานกลางโดยไม่มีการควบคุมอุณหภูมิในการหมัก ซึ่งเป็นการเหมาะสมทางเศรษฐศาสตร์อีกด้วย

2. ความเป็นกรดและด่าง (pH) ช่วง pH ที่เหมาะสมต่อการหมักจะอยู่ที่สภาวะที่เป็นกลางที่ระดับ 5.5-7.5 ถ้า pH สูงหรือต่ำเกินไปจะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย โดยเฉพาะแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ถ้า pH ต่ำลงจนถึง 5.3 จะเป็นอันตรายต่อการดำรงชีพของแบคทีเรียกลุ่มนี้ สภาพการลดต่ำลงของ pH พบว่าเกิดจากการป้อนปริมาณของสารอินทรีย์เข้าสู่ถังหมักมากเกินไป ทำให้แบคทีเรียที่สร้างมีเทนใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เกิดขึ้นไม่ทัน จนเกิดการสะสมของกรดในขั้นตอนการผลิตกรดไวมัก ยังผลให้ pH ลดต่ำลงอย่างรวดเร็วที่ pH ระหว่าง 4.5-5.0 แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจะหยุดการเจริญเติบโต ซึ่งส่งผลทำให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่ได้ลดลงอย่างรวดเร็ว จนกระทั่งไม่เกิดอีกในที่สุดถังหมักจะมีกลิ่นเหม็นเปรี้ยวแทน

3. อัลคาไลน์นิตี (Alkalinity) คือความสามารถของน้ำในการรับอนุภาคโปรตอน อัลคาไลน์นิตีวัดได้อยู่ในรูปไบคาร์บอเนต คาร์บอเนตและไฮดรอกไซด์ และมีหน่วยเป็นมิลลิกรัม/ลิตร ของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) ค่าอัลคาร์ไลน์นิตีจะแสดงถึงความสามารถในการรักษาระดับความเป็นกรดและด่าง ถ้าอัลคาไลน์นิตีสูง แสดงว่าระบบสามารถรักษาค่าของ pH ให้คงตัวอยู่ได้ดีกว่าแต่ถ้าอัลคาไลน์นิตีต่ำ จำเป็นต้องเพิ่มความระมัดระวังในการควบคุมการทำงานของระบบหมักเพราะมีแนวโน้มที่จะเป็นกรดได้ง่าย ดังนั้นค่าอัลคาไลน์นิตีในระบบหมักจึงแสดงถึงเสถียรภาพของระบบหมัก ค่าอัลคาไลน์นิตีที่พบมีความเหมาะสมต่อการหมักก๊าซชีวภาพมีค่าประมาณ

1,000-5,000 มิลลิกรัม/ลิตร ค่าเสถียรภาพของระบบหมักอาจดูได้จากสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่ออัลคาไลน์นิตี ถ้าสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่ออัลคาไลน์นิตีมีค่ามากกว่า 0.3 แล้วเสถียรภาพของระบบจะไม่ดี และระบบจะล้มเหลวหรือเสียเสถียรภาพสมดุลได้ง่าย

4. กรดอินทรีย์ระเหยง่ายในกระบวนการย่อยสลายอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจนมักจะพบกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเกิดขึ้นเป็นผลิตภัณฑ์ชั้นกลาง ถ้ากรดอินทรีย์ระเหยง่ายสะสมมากเกินไปจะทำให้อัลคาไลน์นิตีมีแนวโน้มลดลง ส่งผลให้ pH ลดลงได้ง่ายขึ้น ซึ่งเป็นอันตรายต่อการทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน และอาจนำไปสู่การเสียสภาพสมดุลในที่สุด เราจึงจำเป็นต้องวัดค่า pH หาปริมาณของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายกับอัลคาไลน์นิตีเสมอ ถ้าพบว่าอัตราส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่ออัลคาไลน์นิตีมากกว่า 0.3 และ pH ต่ำกว่า 6.5 จำเป็นต้องแก้ไขโดย

4.1 ปรับ pH ให้มีค่าสูงขึ้น โดยการเติมสารละลายต่างของพวกแคลเซียมไฮดรอกไซด์ (CaOH_2) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) หรือโซเดียมไบคาร์บอเนตลงในระบบหมัก

4.2 ลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์ ที่เข้าสู่ระบบหมักให้น้อยลงหรือหยุดเติม จะทำให้แบคทีเรียที่สร้างมีเทนใช้สารละลายกรดอินทรีย์ระเหยที่มีอยู่มากให้มีปริมาณลดลง pH ของระบบจะสูงขึ้น แต่วิธีการนี้ใช้เวลาค่อนข้างนานเมื่อเทียบกับวิธีแรก

5. อาหารเสริมสร้าง (Nutrient) นอกจากสารอินทรีย์ในระบบหมักที่ใช้เป็นอาหารโดยตรงของแบคทีเรียแล้ว แบคทีเรียยังต้องการแร่ธาตุบางชนิดในการสร้างเซลล์ใหม่ด้วยเช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส อัตราส่วนที่เหมาะสมยังไม่มีที่สรุปไว้แน่ชัด แต่ประมาณได้คือ $\text{COD:N:P} = 100-200:5-6:1$ แม้ว่าจะเป็นปริมาณค่อนข้างต่ำ แต่ถ้าขาดแร่ธาตุเหล่านี้แบคทีเรียจะทำการย่อยสลายได้ไม่เต็มที่ ถ้าเป็นน้ำเสียจากโรงงานอาหารกระป๋องจะมีแร่ธาตุเหล่านี้เพียงพออยู่แล้ว ส่วนแร่ธาตุอื่นๆ ที่จำเป็นคือ แคลเซียม แมกนีเซียม โคบอลท์และเหล็ก ซึ่งปริมาณที่ต้องการจะน้อยมาก ในกรณีทั่วๆ ไปมักเพียงพออยู่แล้ว

6. COD คือค่าความต้องการออกซิเจนของน้ำเสียที่หาได้โดยวิธีทางเคมี ค่า COD นี้จึงแสดงถึงปริมาณของสารอินทรีย์ทั้งหมดในน้ำเสีย ทั้งที่จุลินทรีย์ย่อยสลายได้และย่อยสลายไม่ได้ ค่า COD นี้จึงมีค่าสูงกว่าค่า BOD เสมอ นอกจากนี้ค่า COD ยังสามารถวัดผลได้เร็วคือประมาณ 3 ชั่วโมงจึงมีความนิยมสูงกว่า BOD ซึ่งวัดผลได้ในเวลา 5 วัน ดังนั้นถ้าเป็นการวัดค่า COD จะทำให้เราแก้ไขข้อบกพร่องได้ทันเวลา

7. ปริมาณของแข็งในระบบหมัก คือสิ่งเจือปนที่อยู่ในสารที่นำมาทำการหมัก ซึ่งไม่รวมน้ำและสารที่ระเหยได้ ของแข็งจะมีทั้งสารอินทรีย์ และสารอนินทรีย์ปนอยู่ ค่าของแข็งนี้ใช้แสดงถึงคุณภาพของน้ำเสียและการเปลี่ยนแปลงของปริมาณของแข็งในระบบหมัก หรือแสดงว่าระบบ

มีความสามารถในการย่อยสลายของแข็งได้มากหรือน้อยเพียงใด มักจะวัดออกมาในรูปของแข็งทั้งหมด (total solid, TS) และของแข็งที่ระเหยได้ทั้งหมด (total volatile solid, TVS)

8. สารพิษ (Toxic substance) สารบางถ้ามีในระบบหมักมากเกินไปจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียซึ่งระดับความเป็นพิษจะขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของสารพิษเหล่านั้น ส่วนมากแล้วธาตุหนักหรือธาตุที่มีค่าวาเลนซ์ (valency) สูงๆ มักจะเป็นพิษมากกว่าค่าที่ต่ำ

การเตรียมสารอาหารที่จำเป็นสำหรับจุลินทรีย์

สำหรับการย่อยสารอาหารพวกสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจน จะมี 90 % ของการย่อยสลายเพื่อให้ได้ CH_4 และ CO_2 ส่วน 10% จะใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งสารอาหารที่เกี่ยวข้องมีดังนี้

1. สารคาร์บอน (C) เป็นแหล่งให้พลังงานและแหล่งคาร์บอนสำหรับเซลล์
2. สารไนโตรเจน (N) และฟอสฟอรัส (P) เพื่อใช้ในการสังเคราะห์ Protein ภายในเซลล์

และสร้างกรดนิวคลีอิก

3. สารอินทรีย์และเกลือแร่ จะมีผลเล็กน้อยเท่านั้น

พบว่าถ้ามี N_2 หรือ P น้อยเกินไป จะมีผลต่อการเจริญเติบโตของเซลล์และยังมีผลทำให้การเกิดก๊าซไม่สมบูรณ์อีกด้วย แต่ถ้าหากมี N_2 หรือ P มากเกินไป จะทำให้เป็นพิษต่อระบบได้เช่นกัน โดยอัตราส่วนที่เหมาะสมของการผลิตก๊าซชีวภาพของ C:N:P = 100:5:1 หรือ 100:2.5:0.5 จะเห็นได้ว่าชนิดของสารอาหารจะมีผลต่อการเกิด gas คือ Glucose จะมี CH_4 เกิดขึ้น 50% Linokic acid มี CH_4 เกิดขึ้น 60% และ Leucine มี CH_4 เกิดขึ้น 70% และถ้าอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนและไนโตรเจนเป็น 20 จะได้ว่าความต้องการของ P ในระบบหมักเพียงพอแล้ว นอกจากนี้ยังมีเกลือแร่ชนิดอื่นๆ อีกเช่น Ca, Mg, Co, Fe เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องมีหลายกลุ่มด้วยกัน ดังนั้นการเตรียมสารอาหารต้องระวังเป็นอย่างยิ่ง

ตาราง 1.5 แหล่งของสารอาหารชนิดต่างๆ

ธาตุ	แหล่งที่มา
คาร์บอน	CO_2 น้ำตาล โปรตีน ไขมัน
ไนโตรเจน	โปรตีน NH_3 ไนเตรท
ซัลเฟอร์	โปรตีน ซัลเฟต
ฟอสฟอรัส	ฟอสฟอรัส

โดยทั่วไปแล้วในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบกรองไร้อากาศ ระบบมีลักษณะเป็นแบบ Plug flow ไม่มีการป้อนของไหล(Recycle) ในระหว่างกระบวนการหมักอาจเกิดเฟองก๊าซขึ้น ทำให้มีการเคลื่อนที่คล้ายการทวน การที่บางจุดในถังปฏิกรณ์มีลักษณะเป็น Plug flow อาจทำให้เกิดปัญหาการสะสมของสารพิษ หรือทำให้ความเป็นกรด-ด่างลดลงได้ ซึ่งปัญหานี้สามารถแก้ไขโดยการใส่ระบบการป้อนของไหลย้อนกลับได้ ในถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์ จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนผิวตัวกลาง และแขวนลอยอยู่ระหว่างตัวกลางกรอง มีส่วนสำคัญในการย่อยสลาย จากการศึกษาพบว่า จุลินทรีย์แขวนลอยที่อยู่ในถังปฏิกรณ์แบบ Fixed bed ส่วนใหญ่อยู่ระหว่างช่องว่างของวัสดุตัวกลาง ส่วนจุลินทรีย์ที่อยู่บนผิววัสดุตัวกลางประมาณร้อยละ 25-50 ของจุลินทรีย์ที่อยู่ทั้งหมดในถัง การใช้วัสดุตัวกลางที่มีความพรุนสูงจะช่วยส่งเสริมทำให้เกิดฟิล์มชีวะ และการเพิ่มกิจกรรมของฟิล์มชีวะ การป้อนของของไหล การเกิดก๊าซ และ ความเฉือนของของไหล (Hydraulic shear) มีผลต่อฟิล์มชีวะ

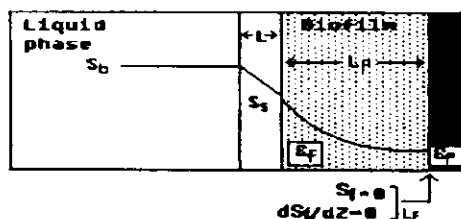
1.2.3 ผลของความหนาฟิล์มชีวะที่มีต่อการกำจัดสารอินทรีย์

ความหนาของฟิล์มชีวะเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในการบอกถึงความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์ (Robert et al., 1973) Kornegay and Andrews (1968) ศึกษาผลของความหนาฟิล์มชีวะที่มีผลต่ออัตราการกำจัดสารอินทรีย์ พบว่าความหนาฟิล์มชีวะถูกจำกัดที่อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีค่าสูงสุดและมีค่าคงที่ เนื่องจากอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ที่มีค่าสูงสุดจะเกิดการหลุดลอกของฟิล์มชีวะ และการเกิดของฟิล์มชีวะที่บนผิวของตัวกลางมีค่าใกล้เคียงกัน ความหนาฟิล์มชีวะที่ถูกจำกัดนี้เรียกว่า Active layer ซึ่งฟิล์มชีวะนี้หากมีมากจะทำให้การกำจัดสารอินทรีย์สูง ต่อมา Rittman and McCarty (1982) ศึกษาผลของความเฉือน (Shear stress) ที่มีผลต่ออัตราการสูญเสียฟิล์มชีวะเมื่อผ่าน Fluidized bed พบว่า ถ้าความเร็วน้ำเสียสูง จะทำให้อัตราการสูญเสียฟิล์มชีวะสูง ฟิล์มชีวะมีการหลุดลอกมากขึ้น มีผลทำให้ฟิล์มชีวะมีความหนาน้อย ส่งผลให้การกำจัดสารอินทรีย์ต่ำลง

ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียแบบกรองไร้อากาศ จะต้องคำนึงถึงความหนาของฟิล์มชีวะ เนื่องจากหากฟิล์มชีวะมีความหนามาก ทำให้ระบบเกิดการอุดตัน (Clogging) ได้ ในทางตรงกันข้าม ในระบบที่มีสารอินทรีย์น้อยไม่เพียงพอความต้องการของจุลินทรีย์ ทำให้ฟิล์มชีวะมีความหนาน้อย และระบบที่มีจุลินทรีย์น้อย ส่งผลต่อการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำ ดังนั้นระบบที่ดีจะต้องมีความหนาของฟิล์มชีวะที่เหมาะสม และเพียงพอสำหรับการกำจัดสารอินทรีย์ที่ต้องการ

1.2.4 ทฤษฎีแบบจำลองฟิล์มชีวะ (Biofilm model)

แบบจำลองฟิล์มชีวะที่ถูกรำเสนอโดย Williamson และ McCarty (1976) ได้มีการรวมความสัมพันธ์ของการขนถ่ายมวลในชั้นของเหลว (Liquid-layer mass transport) การแพร่ผ่านของโมเลกุลของฟิล์มชีวะ (Biofilm molecular diffusion) และจลนศาสตร์ของโมนอด (Monod kinetics) เข้าไว้ด้วยกัน ดังภาพประกอบ 1.3



ภาพประกอบ 1.3 รูปแบบจำลองการเกิดฟิล์มชีวะ

$$d^2S/dZ^2 = kX_fS_f/[D_f(K_s+S_f)] \quad \text{----- (1.1)}$$

$$\text{BC:1,} \quad -D_f dS/dZ = D_w/L(S_b-S_s) = J \quad \text{at } Z = 0 \quad \text{----- (1.2)}$$

$$\text{BC:2,} \quad dS_f/dZ = 0 \quad \text{at } Z = L_f \quad \text{----- (1.3)}$$

การแก้สมการดิฟเฟอเรนเชียลในสมการที่ (1.1) สามารถใช้เทคนิคเชิงตัวเลข (Numerical techniques) เพื่อวัดความหนาฟิล์มชีวะ ดังนั้น Rittmann และ McCarty (1978) และ Suidan (1986) ได้กำหนดขอบเขตใหม่ สำหรับสร้างแบบจำลองฟิล์มชีวะใหม่ ดังนี้

$$\text{BC:3,} \quad S_f = 0 \quad \text{at } Z = L_f \quad \text{----- (1.4)}$$

เมื่อ S_f = อัตราการจำกัดความเข้มข้นสารอาหารที่ฟิล์มชีวะ (The Rate-limiting substrate concentration at that poin in the biofilm)

Z = ระยะทาง (Distance normal to biofilm surface)

X_f = ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ (Microbial density)

- k = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงสุดต่อน้ำหนักจุลินทรีย์
(Maximum specific substrate utilization rate)
- K_s = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง เมื่ออัตราการย่อยสลายเป็นครึ่งหนึ่งของ
อัตราการย่อยสลายสูงสุด (Monod half-velocity coefficient)
- D_f = สัมประสิทธิ์การแพร่ของโมเลกุลในฟิล์มชีวะ (Molecular diffusivity in
biofilm)
- D_w = สัมประสิทธิ์การแพร่ของโมเลกุลในน้ำ (Molecular diffusivity in water)
- L = ชั้นการแพร่ผ่าน (Diffusion layer)

การคำนวณหาความหนาของชั้นฟิล์มชีวะที่สภาวะคงตัว ในถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์ (Fixed-biofilm reactor) มีสมมุติฐาน กล่าวคือ การเกิดของชีวมวล (Biomass growth) จะเท่ากับ การตายของชีวมวล (Biomass decay) ดังนั้น Rittmann และ McCarty (1980a) ได้นำเสนอสมการที่ใช้คำนวณหาความหนาฟิล์มชีวะที่สภาวะคงตัว (Steady-state biofilm thickness) ดังแสดงในสมการที่ (1.5)

$$L_f = JY_f / b_s X_f \quad \text{-----}(1.5)$$

- เมื่อ L_f = ความหนาฟิล์มชีวะ (Biofilm thickness)
- J = ฟลักซ์สารอาหารของจุลินทรีย์ (Substrate flux)
- Y_f = สัมประสิทธิ์การผลิตได้ของชีวมวล (Yield of biomass)
- b_s = อัตราการผุพังของชีวมวล (Biomass decay and sloughing rate)
- X_f = ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ (Microbial density)

จากสมการที่ (1.1)-สมการที่ (1.4) Suidan (1986) จึงได้ปรับเปลี่ยนสมการให้เป็นสมการไร้หน่วยเพื่อใช้ในการหาค่า J ดังนี้

$$J^{*2}/2 = S_o^* - J^*L^* - \ln(1 + S_o^* - J^*L^*) \quad \text{-----}(1.6)$$

$$S_o^* = S_o/K_s \quad \text{-----}(1.7)$$

$$J^* = J/K_s k X_f D_f \quad \text{-----}(1.8)$$

$$L^* = L/(D_f K_s)/(k X_f)(D_w/D_f) \quad \text{-----}(1.9)$$

สำหรับค่าของ D_r และ D_w นั้น พบว่า D_r/D_w ซึ่งถูกค้นพบโดย Williamson และ McCarty (1976) และค่า $D_w = 1.37 \text{ cm}^2/\text{day}$ ที่ 35°C ซึ่งถูกพบโดย Suidan (1986)

การประเมินค่า L นั้น Yoshida (1985) ได้นำเสนอสมการเพื่อหาค่าของชั้นฟิล์มการแพร่ผ่าน (diffusion layer, L) ซึ่งใช้กับ raschig ring และ plastic wild ball ดังนี้ (Hines et al., 1985)

$$L = 1.1D_w(\varphi u_o)^{-1} Sc^{2/3} Re^{0.51} \quad (Re < 50) \quad \text{----- (1.10)}$$

เมื่อ L = ความหนาชั้นที่หยุดนิ่ง (Stagnant layer thickness)

D_w = สัมประสิทธิ์การแพร่ของโมเลกุลในน้ำ (Molecular diffusivity in water)

φ = สัมประสิทธิ์รูปร่างของตัวกลางกรอง (Shape factor for packing media)

u_o = ความเร็วของของเหลว (Superficial velocity of bulk liquid)

Sc = ชมิด นัมเบอร์ (Schmidt number)

Re = เรโนลด์ นัมเบอร์ (Reynolds number)

จากสมการที่ (1.6) จะเห็นได้ว่า J^* สอดคล้องกับ S_b^* ดังนั้นในการคำนวณหาค่า J จะต้อง คำนวณแบบย้อนกลับ การหาค่าอัตราสูงสุดในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สอดคล้องกับน้ำหนักจุลินทรีย์ (Maximum specific substrate utilization rate, k) และความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำถึงเมื่ออัตราการย่อยสลายเป็นครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (Monod half-velocity coefficient, K_s) ซึ่งสามารถคำนวณได้จากสภาวะคงตัวของระบบโดยใช้สมการที่นำเสนอโดย Halwachs (1978)

$$(t/U) = (K_s/(kX_b))((1/U)\ln(1/(1-U))-1) + ((S_{\infty} + K_s)/(kX_b)) \quad \text{----- (1.11)}$$

$$U = (S_{\infty} - S_b)/S_{\infty} \quad \text{----- (1.12)}$$

เมื่อ k = อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงสุดต่อน้ำหนักจุลินทรีย์
(Maximum specific substrate utilization rate)

K_s = ความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำถึง เมื่ออัตราการย่อยสลายเป็นครึ่งหนึ่งของอัตราการย่อยสลายสูงสุด (Monod half-velocity coefficient)

U = อัตราการสลายการย่อยสลายสารอาหาร (Substrate degradation)

การคำนวณค่า Y และ b_s ได้ใช้ทฤษฎีของ Herbert *et al.* (1956) ซึ่งถูกประยุกต์โดย Van Uden (1967)

$$\left(\frac{\partial AX_z dz}{\partial t}\right) = Y (k_s/K_s + S_z) AX_z dz - b AX_z dz \quad \text{-----(1.13)}$$

เมื่อ A = พื้นที่ผิวฟิล์มชีวะ (Cross-sectional area of bio film section)

S_z = อัตราการจำกัดความเข้มข้นสารอาหารที่ฟิล์มชีวะ (The Rate-limiting substrate concentration at that poin in the biofilm)

X_z = ความหนาแน่นฟิล์มชีวะ (Microbial density in biofilm)

Y = สัมประสิทธิ์ผลิตได้ของชีวมวล (True yield of bacterial mass)

dz = ความหนาฟิล์มชีวะ (Thickness of the biofilm section)

แทนค่า J, Y_p , b_s , X_z ที่ได้จากสมการที่ (1.6)-สมการที่ (1.13) ในสมการที่ (1.5) จะได้ความหนาของฟิล์มชีวะที่สภาวะคงตัว

1.2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Plummer (1969) ศึกษาบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมทำอาหารสำเร็จรูป ซึ่งมีความเข้มข้น COD 546-5000 มก./ล ในถังกรองไร้อากาศ ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 35-86 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 1.6-10.2 กิโลกรัม.ซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน

Young and McCarty (1969) ได้ทำการทดลองการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ความเข้มข้น COD 1500-6000 มก./ล ในถังกรองไร้อากาศขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต ภายในบรรจุกรวด ขนาด 1-1.5 นิ้ว ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพการลดค่า COD ร้อยละ 36.7-93.4 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 0.42-3.39 กิโลกรัม.ซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน และพบว่า ถังกรองไร้อากาศเหมาะสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยต่ำ

Lovan and Force (1971) ทำการศึกษาถังกรองไร้อากาศ ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 6 ฟุต บรรจุตัวกลางเป็นหินบด ขนาด1-1.5 นิ้ว ใช้บำบัดน้ำเสียจากโรงงานเบียร์ที่มี

ความเข้มข้นของ COD 6000-24000 มก./ล ปรากฏว่า มีประสิทธิภาพในการบำบัดค่า COD ร้อยละ 90 ที่ อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.8-1.60 กิโลกรัม.ซีไอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน

Raman and Chakladar (1972) ทำการศึกษาดังกรองใ้อากาศรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้ายาว 1.20 เมตร กว้าง 0.60 เมตร และสูง 1.80 เมตร สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากถังเกรอะ ภายในบรรจุตัวกลางเป็นอิฐหักในขนาดที่ต่าง ๆ กัน โดยเรียงภายในถังเป็นชั้น ๆ คือ ชั้นล่างจะใช้อิฐที่มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.25-1.88 เซนติเมตร มีความหนา 37.50 เซนติเมตร ชั้นกลางใช้อิฐขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.63-1.25 เซนติเมตร มีความหนา 22.50 เซนติเมตร และชั้นบนสุดใช้อิฐขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.32 -0.63 เซนติเมตร มีความหนา 7.50 เซนติเมตร รวมความหนาของตัวกลางทั้งหมด 67.50 เซนติเมตร ประสิทธิภาพในการบำบัด ค่า BOD₅ ของน้ำเสียเข้าซึ่งมีค่า BOD₅ ช่วง 135-145 มก./ล น้ำที่ออกมาจากถังกรองใ้อากาศ มีค่า BOD₅ เหลือ 35-105 มก./ล คิดเป็นร้อยละ 42-82 ประสิทธิภาพโดยเฉลี่ยเป็นร้อยละ 66

ไพพรรณ พรประภา และ มั่นสิน ตันซุลเวคม์ (1973) ทำการศึกษาดังกรองใ้อากาศในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล โดยใช้ดังกรองใ้อากาศ 2 ถัง ต่อกันแบบอนุกรมโดยแต่ละถังมีความสูง 1.8 เมตร ภายในบรรจุตัวกลางเป็นหินบดขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.5 – 5.0 เซนติเมตร ปรากฏว่า ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ร้อยละ 90 ที่ อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 6 กิโลกรัม/ลูกบาศก์เมตร/วัน โดยที่ไม่ต้องมีการเติมสารอาหาร

Jenett and Denis (1975) ทำการศึกษามัน้ำเสียจากโรงงานผลิตยา ซึ่งมีความเข้มข้นของค่า COD 1000-16000 มก./ล ซึ่งสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นเมธิลแอลกอฮอล์ ในถังกรองใ้อากาศที่เป็นถังกลมขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้วสูง 3 ฟุต บรรจุตัวกลางเป็นหินขนาด 1-1.5 นิ้ว ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการบำบัดค่า COD ร้อยละ 93-98 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.22-3.52 กิโลกรัม.ซีไอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน ในการศึกษาใช้ดังกรองใ้อากาศ จำนวน 6 ตัว แต่ละตัวทำงานเป็นอิสระ และไม่มีการบำบัดตะกอนที่เกิดขึ้นในช่วงเวลา 6 เดือนที่ทำการศึกษานี้ เนื่องจากตะกอนเกิดขึ้นเพียง 0.027 กรัม/1 กรัม COD ที่ถูกบำบัด และพบว่า SRT ของดังกรองใ้อากาศมีค่าสูงถึง 313 วัน

สุรพล สายพานิช (1975) ทำการศึกษางานการทำงานของดังกรองใ้อากาศ สำหรับการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานแป้งมันสำปะหลัง พบว่าดังกรองใ้อากาศ สามารถรับปริมาณ COD ได้ถึง 4.0 กิโลกรัม/ลูกบาศก์เมตร/วัน โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดร้อยละ 92 และที่อัตราการรับปริมาณ COD 1.4 กิโลกรัม/ลูกบาศก์เมตร/วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดร้อยละ 94

โกรสร อุดมรัตน์ (1978) ทำการศึกษาถังกรองไร้อากาศ ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตเต้าหู้ โดยใช้ถังกรองไร้อากาศขนาดต้นแบบ เป็นตัวถังรูปทรงกระบอก สูง 2.10 เมตร เส้นผ่าศูนย์กลาง 30 ซม. บรรจุหินบดขนาด 1 - 2 นิ้ว คิดเป็นปริมาตรของถังกรองเท่ากับ 0.137 ลูกบาศก์เมตร ผลการวิจัยพบว่า ถังกรองไร้อากาศมีประสิทธิภาพในการบำบัด COD ได้ร้อยละ 84 - 95 โดยสามารถรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ได้ 0.65 - 4.09 กิโลกรัม.ซีไอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน ภายใต้ HRT 24 ชั่วโมง และสามารถทำงานได้ดีที่ Organic Loading 2.45 กิโลกรัม.ซีไอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน โดยไม่จำเป็นต้องมีการปรับค่าพีเอช และเพิ่มอาหารเสริม ประสิทธิภาพในการบำบัด COD สูงถึงร้อยละ 95

Van den berg L. และ Lentz C.P. (1979) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์ ระหว่างแบบไหลขึ้น (Upflow) และแบบไหลลง (Downflow) พบว่า ไม่มีความแตกต่างกันมาก ถังปฏิกรณ์ทั้งสองแบบนี้ สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ 90 เปอร์เซ็นต์ ที่ระยะเวลาพักเก็บ 0.5-2.6 วัน ถังปฏิกรณ์แบบกรอง จะรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ต่ำกว่าระบบตรึงเซลล์อื่นๆ เช่น ฟลูอิดไดซ์เบด แต่ถังปฏิกรณ์แบบกรอง ทนต่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์แบบทันที (Shock loading) ที่สูงกว่าได้ดีกว่า ถ้าหากน้ำเสียที่เข้าระบบมีความเป็นบัฟเฟอร์ที่ดี อาจช่วยในการปรับ pH ของระบบได้ หลังจากที่มีการเติมสารอินทรีย์สูง ซึ่งมีรายงานว่าหลังจากการหยุดป้อนสารอินทรีย์เป็นระยะๆ เมื่อกลับมาป้อนใหม่ ระบบสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพภายในไม่กี่สัปดาห์ (Graef, S.P. et al, 1975)

Van den berg L. และ Lentz C.P. (1980) เปรียบเทียบการเกิดฟิล์มชีวะบนผิวรองรับวัสดุต่างๆ เช่น Needle Punched Polyester (NPP), Red Drintile Clay (RDC), Gray Potter Clay (GPC) และ Poly vinyl choride (PVC) พบว่า การเกิดฟิล์มชีวะบนผิว NPP และ RDC เกิดได้เร็วกว่า PVC และ GPC เนื่องจากลักษณะของผิววัสดุที่รองรับ โดยผิวของ NPP ค่อนข้างขรุขระ การเกิดฟิล์มชีวะอย่างรวดเร็วบน RDC อาจเนื่องมาจากสารอินทรีย์บางอย่างในดินเผาที่ถูกกักตร้อนที่กระตุ้นการเกิดมีเรน เช่นเดียวกับผลที่เกิดจากเหล็ก และซัลเฟตของเหล็ก

Young และ Dahab (1982) ทดลองบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ตัวกรองแบบไหลขึ้น (Upflow) ที่ไม่มีตัวกวน พบว่าบริเวณส่วนล่างของถังปฏิกรณ์มีอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และการกำจัดสารอินทรีย์สูง ส่วนที่บริเวณเหนือขึ้นมา 1 เมตร การกำจัดสารอินทรีย์น้อย และจากการทดลองสรุปว่า ที่ภาระการเติมสารอินทรีย์เท่ากัน ถังปฏิกรณ์สั้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าถังปฏิกรณ์สูง อย่างไรก็ตาม ถังปฏิกรณ์ที่มีความสูงต่ำกว่า 2 เมตร อาจมีความเสี่ยงสูงในการสูญเสีย จุลินทรีย์ออกจากถังปฏิกรณ์ชีวมวล (Biomass) ที่อยู่บริเวณส่วนบนของปฏิกรณ์ ของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกมาจากทางออกของถังปฏิกรณ์สั้น อาจทำให้คุณภาพ

ของน้ำเสียที่ไหลออกจากปฏิกรณ์ลดลง และยังพบอีกว่า ในถังปฏิกรณ์ที่สูง 1.83 เมตร ที่ภาระการเติมสารอินทรีย์ 0.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน การกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่อยู่ที่บริเวณ 0.3 เมตรแรก ของถัง เมื่อภาระการเติมสารอินทรีย์สูงขึ้น กิจกรรมทางชีววิทยาจะกระจายขึ้นไปในบริเวณส่วนสูง ของถังมากขึ้น

พรุพจน์ กรรณสูตร (1983) ทำการศึกษาโดยใช้ถังกรองไร้อากาศ ในการบำบัด น้ำเสียจากโรงงานสุรา ที่มีค่า BOD_5 30900 – 40000 มก./ล และค่า COD 77430 – 110000 มก./ล ผลการวิจัยพบว่า ถังกรองไร้อากาศมีประสิทธิภาพมากที่สุดร้อยละ 70 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ต่อพื้นที่หน้าตัด 943 กิโลกรัม.ซีโอดี/ตารางเมตร/วัน และ 14.62 กิโลกรัม.ซีโอดี/ตาราง เมตร/วัน และถังกรองมีประสิทธิภาพต่ำสุดร้อยละ 30 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ต่อพื้นที่หน้า ตัด 27.96 กิโลกรัม.ซีโอดี/ตารางเมตร/วัน

ทรัพย์ วิถีธรรม (1985) เปรียบเทียบการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำบิบเปลือกสัปรดในถัง ปฏิกรณ์แบบกรอง 2 ถังที่มีปริมาตรเท่ากัน แต่เส้นผ่านศูนย์กลางต่อความสูงแตกต่างกันคือ 1:1 (ถังสั้น) และ 1:4 (ถังยาว) ซึ่งสรุปว่า อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากันทั้งสองถังคือ 0.5-0.6 m^3 /กก.ซีโอดีป้อน หรือ 0.8 m^3/m^3 ของถังปฏิกรณ์ แต่ถังยาวลดระยะเวลาเก็บได้ต่ำสุด 30.6 วัน ในขณะที่ถังสั้นลดระยะเวลาเก็บได้ต่ำสุด 17.5 วัน ค่าซีโอดีน้ำเสียของถังปฏิกรณ์แบบถังยาวสูง กว่าถังปฏิกรณ์แบบถังสั้นเล็กน้อย ซึ่งจากการทดลองไม่อาจสรุปได้แน่ชัดว่า ถังปฏิกรณ์แบบสั้น ทำงานได้ดีกว่าแบบยาว ทั้งนี้เพราะได้ทำการทดลองในช่วงปีแรก ซึ่งในขณะนั้นการเกาะติดและการกระจายของชั้นต่างๆของถังปฏิกรณ์ทั้งสองยังเป็นไปไม่ดี โดยเฉพาะในชั้นกลางของถัง ปฏิกรณ์แบบยาว มีการเกาะติดของจุลินทรีย์น้อยมาก จำนวนจุลินทรีย์ที่เกาะติดบนผิววัสดุตัว กลางกรองในถังปฏิกรณ์แบบยาว น้อยกว่าถังปฏิกรณ์แบบสั้นเล็กน้อย ต่อมานันทินิตย์ (1988) ได้ ทดลองโดยก่อนทดลองปล่อยให้มีการพัฒนาของจุลินทรีย์บนตัวกลางในถังทั้งสองต่อไปอีก 6 เดือน เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะติดมากขึ้น และมีการกระจายมากขึ้น และพบว่า ขณะที่มีการทดลอง จำนวนจุลินทรีย์มีมากกว่าที่ทรัพย์ (1985) ทดลองและกระจายตัวได้ดีกว่า จากการเปรียบเทียบถัง ปฏิกรณ์ทั้งสองถัง นันทินิตย์ (1988) ได้ผลการทดลองตรงกันข้ามกับของทรัพย์ (1985) โดยพบว่า ถังปฏิกรณ์แบบยาวให้ผลดีกว่า ซึ่งสอดคล้องกับจำนวนจุลินทรีย์บนตัวกลางในถังปฏิกรณ์แบบ ยาวที่มีมากกว่าถังปฏิกรณ์แบบสั้น 2.5 เท่า ซึ่งผลของนันทินิตย์ (1988) สอดคล้องกับทฤษฎีที่ว่า ถ้าอัตราการกวนของของเหลวที่เท่ากัน การผสมในถังปฏิกรณ์แบบยาวดีกว่าถังปฏิกรณ์แบบสั้น อัตราการถ่ายเทมวลสารสูงมากขึ้น และมีผลกระทบเนื่องจากช่องว่าง (Channeling effect) น้อย กว่าในถังปฏิกรณ์แบบสั้น ในการทำงานของถังปฏิกรณ์กรองแบบไหลขึ้น ขึ้นกับส่วนประกอบของ น้ำที่ค่อนข้างมาก รูปร่างและขนาดของช่องว่าง (Void) ของวัสดุตัวกลาง มีความสำคัญมากกว่า

ปริมาณพื้นที่ผิวของวัสดุตัวกลาง ดังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางทำด้วยพลาสติก และมีพื้นที่ผิว $98 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ดีกว่าดังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางชนิดเดียวกัน แต่มีขนาดเล็กกว่า และมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรถึง $138 \text{ m}^2/\text{m}^3$

Kenhedy K.J. และ Dross R.L. (1986) ได้ทำการทดลองเช่นเดียวกับ Van den berg L. และ Lents C.P. (1980) แต่เพิ่มวัสดุแก้วลงไป พบว่าการผลิตมีเทนของดังปฏิกรณ์ที่บรรจุ NPP, RDC, GPC เพิ่มขึ้นได้เร็วกว่าแก้ว และ PVC ที่มีช่วงปรับตัวของการผลิตมีเทนที่ยาวนาน ทั้งนี้ไม่ใช่เพราะแก้วและPVC เป็นสารที่ยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ แต่เพราะจุลินทรีย์พวกที่ใช้ผลิตมีเทนเกาะบนผิวแก้วและPVC ค่อนข้างยาก จากการวัดชีวมวลในดังปฏิกรณ์ พบว่า ความเข้มข้นของชีวมวลมีความสัมพันธ์โดยตรงกับอัตราการผลิตก๊าซมีเทนสูงสุด การเกิดฟิล์มชีวะจึงมีแนวโน้มว่าเกิดได้ดีจากวัสดุผิวหยาบ เช่น NPP การทำให้พลาสติกผิวเรียบมีความขรุขระมากขึ้น จะให้จุลินทรีย์เกาะได้เร็วขึ้น

สมชาย ดารารัตน์ (1986) ทำการศึกษาการทำงานของถังกรองไร้อากาศ โดยตัวถังกรองเป็นท่อพีวีซี เส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 120 เซนติเมตรบรรจุตัวกลางหินย้อย และอิฐมอญขนาด $\frac{3}{4}$ นิ้ว ใช้บำบัดน้ำเสียจากชุมชน ที่มีค่า COD Loading ได้ $0.106 - 0.447$ กิโลกรัม.ซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน ภายได้ HRT 6 - 24 ชั่วโมง และสามารถบำบัดค่า BOD_5 ได้ร้อยละ 73.87 ที่อัตราการประปรทุกสารอินทรีย์ $0.050 - 0.179$ กิโลกรัม.บีโอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน ในเวลาเดียวกัน โดยไม่ต้องปรับค่าพีเอช หรือเติมสารอาหาร

ศิริวรรณ จัง (1991) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียของโรงงานแปรรูปอาหารทะเลด้วยระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนในถังหมักความจุขนาด 5.1 ลิตร ที่บรรจุตัวกลางกรองทำด้วยท่อ PVC เพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะ ในการทดลองบ่อนตัวอย่างน้ำที่มีค่าการประปรทุกซีโอดีอยู่ในช่วง 0.3-1.77 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เข้าระบบ ให้มีระยะเวลาในการกักเก็บ เริ่มจาก 35.3 วัน จนลงเหลือ 5.8 วัน ผลการทดลองพบว่า ที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์ต่ำ ระบบสามารถลดค่าซีโอดีน้ำเสียได้สูง และที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์สูงสุดและระยะเวลาการกักเก็บต่ำ ระบบยังสามารถดำเนินการได้โดยไม่ล้มเหลว ซึ่งสามารถลดซีโอดีได้ถึง 78.36 เปอร์เซ็นต์ และพบว่าการหมักที่อุณหภูมิ $40-42^\circ\text{C}$ มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่าการหมักที่อุณหภูมิ $30-35^\circ\text{C}$

นิรันดร์ สัพพวิญญู และ บัณฑิต กิจสุวรรณรัตน์ (1994) ทำการศึกษาการทำงานของถังกรองไร้อากาศ ซึ่งทำเป็น 3 ถัง แต่ละถังจะทำมาจากท่อ พีวีซี ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 10 เซนติเมตร สูง 105 เซนติเมตร บรรจุตัวกลางที่เป็นโพลีม้วนผมซึ่งสูง 85 เซนติเมตร และมีปริมาตรตัวกลางเท่ากับ 60.68 ลิตร ควบคุมค่า HRT ที่ 2, 3, 4 วันพบว่าประสิทธิภาพของการบำบัดในรูป

BOD₅ และ COD ที่ HRT ต่าง ๆ มีค่าใกล้เคียงกัน และมีค่าเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 78 และร้อยละ 65 ตามลำดับ

Ju-Sheng Huang และ Charng-Gwo Jih (1997) ศึกษาผลของภาระความต้องการออกซิเจนของจุลินทรีย์ (BOD loading) ต่อประสิทธิภาพระบบบำบัดแบบกรองไร้อากาศ (Anaerobic filter) ซึ่งได้ทำการทดลองการลดซีไอดี พบว่า ค่าเฉลี่ยการลดซีไอดีได้ถึง 97 เปอร์เซ็นต์ ที่ภาระบรรจุทุก (Volumetric loading) 16 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ประสิทธิภาพการลดซีไอดีแบบกรอง (SCOD) และแบบไม่กรอง (FCOD) มีความแตกต่างกันน้อย แสดงว่าการหลุดลอกของจุลินทรีย์มีน้อย ดังนั้นระบบมีการเพิ่มความหนาของฟิล์มชีวะ ซึ่งตรงข้ามกับความเห็นของ Liu *et al.* (1991) ที่พบว่าการหลุดของชีวมวลออกมากับน้ำทิ้งที่ทางออกของถังปฏิกรณ์เพิ่มขึ้น ถ้าภาระบรรจุทุก (Volumetric loading) มีค่าเกิน 13 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ที่เป็นเช่นนั้นเพราะการศึกษาของ Liu *et al.* (1991) นั้นกระทำในถังปฏิกรณ์ที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะ (Specific surface area, a) มาก และมีรูพรุน (Void, ϵ) ที่ให้น้ำผ่านน้อย ($a = 1,292 \text{ m}^2/\text{m}^3$, $\epsilon = 0.49$, $\epsilon/a = 0.38$) ทำให้ความเร็วของก๊าซและน้ำเสียเพิ่มขึ้น ทำให้เพิ่มการหลุดลอกของฟิล์มชีวะ ส่งผลให้ฟิล์มชีวะมีความหนาได้ไม่มากโดยมีค่าน้อยกว่า 0.38 มม. ส่วนกรณีของ Ju-Sheng Huang และ Charng-Gwo Jih (1997) นั้น $a = 182-397 \text{ m}^2/\text{m}^3$ $\epsilon = 0.67-0.93$ $\epsilon/a = 2.1-4.6$ มม. ถึงแม้ว่า ภาระบรรจุทุก (Volumetric loading) 16 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน การหลุดลอกของฟิล์มชีวะก็ไม่มาก

H. Chua *et al.* (1997) พบว่า การปรับระยะเวลาพักเก็บจะทำให้เกิด Hydraulic shock loading มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของถังปฏิกรณ์แบบไร้อากาศ โดยประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี 98.1 เปอร์เซ็นต์ ที่ระยะเวลาพักเก็บเท่ากับ 5 วัน จะลดลงเหลือ 84.4 –88.3 เปอร์เซ็นต์ เมื่อมีการปรับค่าระยะเวลาพักเก็บลดลงเหลือ 2.50 1.50 1.00 และ 0.5 วัน

อภิสิทธิ์ แสนคำ และชวรงค์ดี โสภจรรย์ (2001) ศึกษาสมรรถนะเครื่องกรองไร้อากาศชนิดไหลขึ้นของการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานกระดาษ โดยใช้ตัวกลางกรองทำมาจากโพไลเอทิลีน มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 40 มม. พื้นที่ผิวจำเพาะ $240 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ส่วนช่องว่างร้อยละ 90 โดยเครื่องกรองนี้ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีไอดีเฉลี่ย 3,500 มก./ล. ที่มีอัตราภาระบรรจุทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 2.43 4 และ 9 กก.ซีไอดี/ m^3 -วัน โดยประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเท่ากับร้อยละ 67.59 65.61 65.47 49.60 และ 47.49 และสามารถผลิตก๊าซได้ 127 161 133 152 127 ลิตร/วันโดยก๊าซมีเทนมีองค์ประกอบร้อยละ 85.8 86.4 83.25 85.9 และ 85.5 ตามลำดับ และอัตราการบำบัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เกิดขึ้นที่ 30 เซนติเมตรแรกในเครื่องกรองไร้อากาศ และจากการทดสอบสมการทางคณิตศาสตร์ $S_0 = 0.037 S_1^{1.46} \text{HRT}^{-0.418}$ เมื่อ S_1 และ S_0 คือน้ำเข้าและออกจากระบบ HRT คือระยะเวลาพักเก็บน้ำในเครื่องกรองไร้อากาศ

1.3 วัตถุประสงค์ของโครงการ

1.3.1 รวบรวมผลการวิจัยที่เกี่ยวข้องกับระบบบำบัดแบบระบบกรองไร้อากาศ และระบบที่มีการทำงานคล้ายๆกัน

1.3.2 ศึกษาตัวแปรที่มีผลต่อประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศ ได้แก่ อัตราการระบวรทุกสารอินทรีย์ ระยะเวลาที่กักเก็บ พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางกรอง

1.3.3 กำหนดสมการแสดงความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการบำบัดกับตัวแปรต่างๆ ในข้อ 1.3.2

1.3.4 ปรับปรุงวิธีการคำนวณตัวแปรต่างๆ ของแบบจำลองฟิล์มชีวะที่นำเสนอโดย Rittaman and McCarty (1980a) เพื่อคำนวณความหนาฟิล์มชีวะบนตัวกลางกรอง

1.4 ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

ได้รวบรวมข้อมูลงานวิจัยเกี่ยวกับระบบบำบัดแบบกรองไร้อากาศ และการทดลองการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศในห้องปฏิบัติการ ทำให้ทราบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ การกำหนดแบบจำลองฟิล์มชีวะ และข้อจำกัดบางประการของกระบวนการดังกล่าว อันสามารถนำไปปรับใช้กับกระบวนการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศในระดับปฏิบัติจริงต่อไป

1.5 ขอบเขตของการวิจัย

1.5.1 ทำการศึกษาตัวแปรที่มีผลต่อประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศ ได้แก่ อัตราการระบวรทุกสารอินทรีย์ ระยะเวลาที่กักเก็บ พื้นที่ผิวจำเพาะของตัวกลางกรอง

1.5.2 ทำการศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์แบบกรองไร้อากาศ พร้อมปรับปรุงวิธีการคำนวณตัวแปรต่างๆ ของแบบจำลองฟิล์มชีวะที่นำเสนอโดย Rittaman and McCarty (1980a) ในรูปของความหนาฟิล์มชีวะบนตัวกลางกรอง