



กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

2.1 กล่าวนำ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยา ในสภาวะแวดล้อมที่ไม่มีออกซิเจน สารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่มีความสามารถ ใช้ไฮโดรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งผลผลิตสุดท้ายของกระบวนการย่อยสลายจะได้เป็นก๊าซชีวภาพ แอมโมเนีย มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ ฯลฯ

การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการที่ซับซ้อนมากมีปฏิกิริยาชีวเคมี และสารอินทรีย์มีเคียวที่เกิดขึ้นบ่อย ซึ่งในแต่ละปฏิกิริยาก็จะมีเอ็นไซม์ หรือตัวกระตุ้น โดยเฉพาะเป็นตัวเร่งปฏิกิริยานั้น ๆ การเปลี่ยนรูปของสารประกอบหนึ่ง ๆ ก็อาจมีวิถีทาง (pathway) การเปลี่ยนรูปได้หลายวิถีทาง

ในปัจจุบันยังคงมีการศึกษาเกี่ยวกับกลไกในการเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีของการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบแอนแอโรบิก เพื่อให้ได้ซึ่งความเข้าใจ และนำมาอธิบายสภาวะที่เกิดขึ้นของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกชนิดต่าง ๆ และสามารถที่จะควบคุมการทำงานของระบบได้อย่างถูกต้อง

2.2 ชีวเคมีและจุลชีววิทยาของกระบวนการ

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเกิดขึ้นจากการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์หลาย ๆ ชนิด สารอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนไปเป็นสารอินทรีย์มีเคียวต่าง ๆ ก่อน จากนั้นจะเปลี่ยนรูปไปจนเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซอื่น ๆ ซึ่งเป็นสารสุดท้าย (end products) ของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ ขั้นตอนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการสามารถแบ่งเป็นขั้นตอนใหญ่ ๆ ได้ 2 ขั้นตอน คือ

- 1) ขั้นตอนการย่อยสลายที่ไม่สร้างมีเทน (non-methanogenic phase)
- 2) ขั้นตอนการย่อยสลายที่สร้างมีเทน (methanogenic phase)

2.2.1 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ไม่สร้างมีเทน

ในขั้นตอนการย่อยสลายที่ไม่สร้างมีเทนนี้เป็นขั้นตอนที่จะย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ต่าง ๆ เช่น คาร์โบไฮเดรต, ไขมัน และโปรตีน ให้เป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กประเภทกรดไขมัน (volatile acids) ที่มีโมเลกุลต่ำ ๆ ดังนั้นขั้นตอนนี้จึงสามารถเรียกได้อีกอย่างคือ ขั้นตอนการย่อยสลายที่สร้างกรด (acid formation phase) นอกจากจะได้กรดไขมันแล้ว ผลการย่อยสลายยังได้ไฮโดรเจน, คาร์บอนไดออกไซด์ ฯลฯ ซึ่งสารเหล่านี้บางตัวจะถูกใช้เป็นซับสเตรต (substrates) ของแบคทีเรียในขั้นตอนที่สร้างมีเทนต่อไป

การย่อยสลายในขั้นตอนนี้มีแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องทั้งประเภทที่สามารถดำรงชีวิตในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจนได้ (facultative anaerobe) และประเภทที่ดำรงชีวิตในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนเท่านั้น (obligate anaerobe) ปัจจุบันพบว่าแบคทีเรียประเภทหลังมากกว่าประเภทแรก (1) ในตารางที่ 2.1 แสดงถึงแบคทีเรียในขั้นตอนนี้บางชนิดที่พบในแหล่งอาหารประเภทต่าง ๆ (2)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนนี้มีกลไกการย่อยสลายที่สำคัญ 2 กลไก คือ กลไกการย่อยสลายภายนอกเซลล์และกลไกการย่อยสลายภายในเซลล์

ก. การย่อยสลายภายนอกเซลล์

การย่อยสลายภายนอกเซลล์แบคทีเรียจะปล่อยเอ็นไซม์ออกจากเซลล์ (Extracellular Enzyme) เพื่อทำปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสและลิควิฟแฟคชัน (Liquid fraction) กับสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และสารอินทรีย์ที่ไม่ละลายน้ำ ให้อยู่ในรูปที่เซลล์ของแบคทีเรียใช้ได้ สารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต, ไขมัน และโปรตีน จะถูกย่อยสลายเป็นกลูโคส, กลีเซอรอล, กรดไขมัน และกรดอะมิโน ตามลำดับ

ตารางที่ 2.1 แบคทีเรียในขั้นตอนการย่อยสลายที่ไม่สร้างมีเทน
บางชนิดที่พบในแหล่งอาหารประเภทต่าง ๆ (2)

Bacterium	Isolated on		Protein		Lipid
	Cellulose	Starch	Peptone	Casein	
<i>Aerobacter aerogenes</i>					
<i>Alcaligenes bookerii</i>					X
<i>A. faecalis</i>	X				
<i>Bacillus</i> sp					
<i>B. cereus</i> var. <i>mycoides</i>		X		X	
<i>B. cereus</i>	X	X	X	X	
<i>B. circulans</i>			X		
<i>B. firmus</i>			X		
<i>B. knelfelhampi</i>					
<i>B. megaterium</i>	X	X		X	X
<i>B. pumilis</i>			X	X	
<i>B. sphaericus</i>			X	X	X
<i>B. subtilis</i>			X	X	X
<i>Clostridium cosmofoetidum</i>	X				
<i>Escherichia coli</i>			X	X	
<i>E. intermedia</i>					
<i>Micrococcus candidus</i>		X			
<i>M. luteus</i>					X
<i>M. varians</i>		X	X	X	
<i>M. ureae</i>		X			
<i>Paracolobacterium intermedium</i>			X		
<i>P. coliforme</i>			X		
<i>Proteus vulgaris</i>	X				
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	X				
<i>P. ambigua</i>					
<i>P. oleovorans</i>					X
<i>P. perolens</i>					X
<i>P. pseudomallei</i>					
<i>P. reptilivora</i>	X				
<i>P. riboflavina</i>	X				X
<i>P. spp.</i>	X	X	X	X	X
<i>Sarcina cooksonii</i>					
<i>Sireptomyces bikiniensis</i>					X

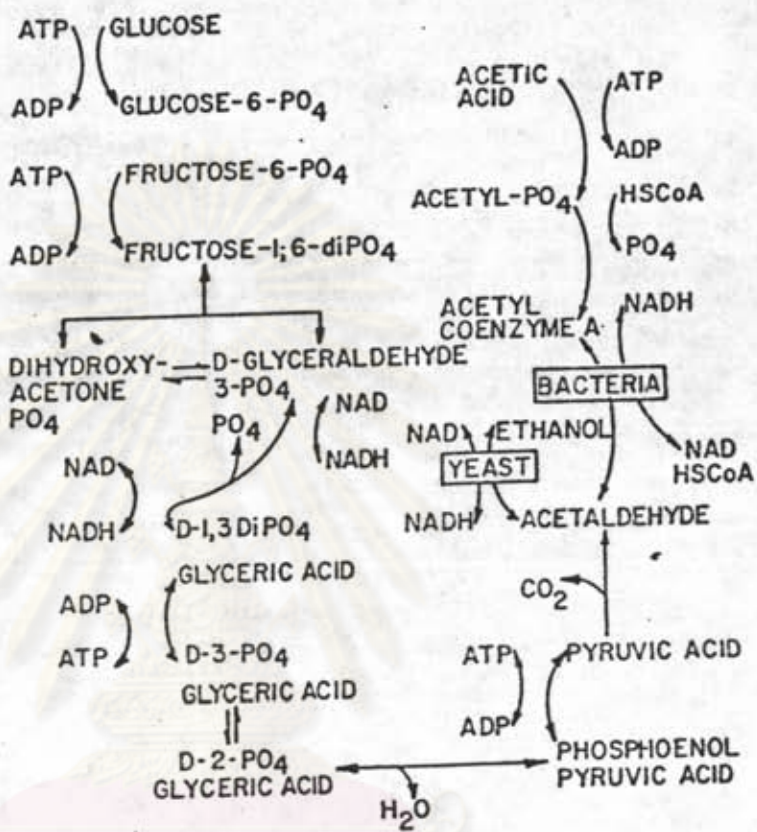
ชนิดของเอนไซม์ที่ปล่อยออกมาทำปฏิกิริยาจะขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ที่จะย่อยสลาย อาทิเช่น น้ำแข็ง และไกลโคเจน จะถูกไฮโดรไลซ์เป็นไดแซ็กคาไรด์ (disaccharide) โดยกลุ่มเอนไซม์ที่ชื่อ amylase จากนั้นไดแซ็กคาไรด์จะถูกย่อยให้เป็นโมโนแซ็กคาไรด์ (monosaccharide) โดยเอนไซม์ที่ชื่อ glycosidase สารอินทรีย์ประเภทไขมันจะถูกย่อยสลายโดยเอนไซม์ที่ชื่อ lipase และ esterase จนเป็นโมโนกลีเซอไรด์ (monoglyceride) สารอินทรีย์ประเภทโปรตีนจะถูกย่อยสลายโดยเอนไซม์ที่ชื่อ protease ฯลฯ เป็นต้น

ข. การย่อยสลายภายในเซลล์

สารอินทรีย์โมเลกุลเล็กที่ผ่านการย่อยสลายภายนอกเซลล์ จะถูกดูดซึม เข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรียเพื่อทำการย่อยสลายภายในเซลล์ ผลสุดท้ายของการย่อยสลายจะให้เป็นกรดไขมันโมเลกุลต่ำ เช่น กรดอะซิติก กรดไพรูวิก และกรดบิวทิริก และสารอื่น ๆ เช่น แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นต้น

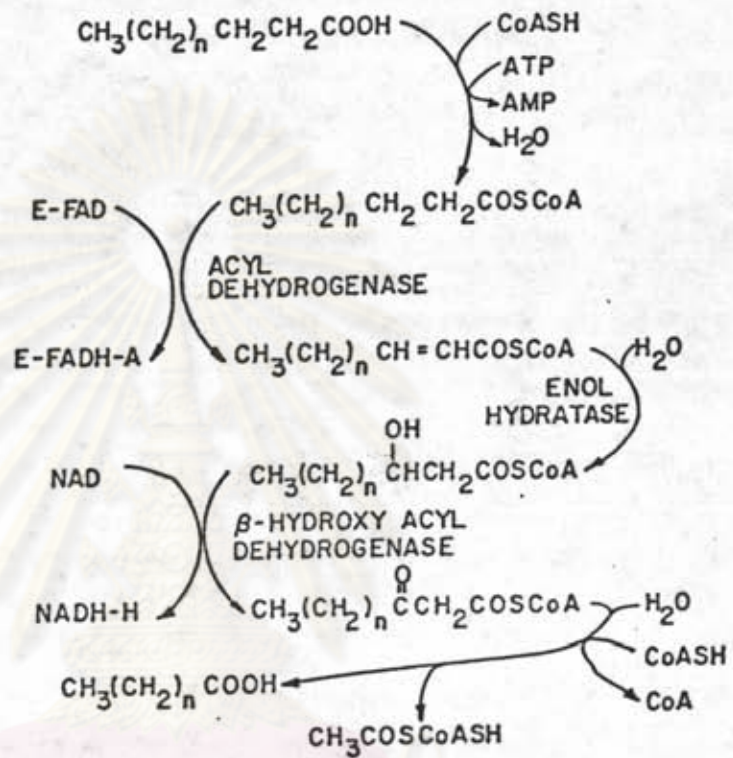
การย่อยสลายสารอินทรีย์ประเภทต่าง ๆ ในขั้นตอนนี้สามารถเกิดขึ้นได้หลายวิถีทาง โดยขึ้นอยู่กับชนิดของเอนไซม์ที่มีอยู่ในระบบ สารประเภทกลูโคสจะถูกย่อยด้วยปฏิกิริยาไกลโคลิซิส ในรูปที่ 2.1 แสดงตัวอย่างของปฏิกิริยาไกลโคลิซิสตามวิถีทาง Embden-Meyerhof-Parnas (3) สารประเภทไขมันเช่น กลีเซอรอลจะถูกย่อยด้วยปฏิกิริยาฟอสโฟรีเลชัน (Phosphorylation) และกรดไขมันจะถูกย่อยด้วยปฏิกิริยาเบต้าออกซิเดชัน (Beta-Oxidation) ตัวอย่างการย่อยกรดไขมันขนาดใหญ่ (Long-Chain Fatty Acid) ด้วยปฏิกิริยาเบต้าออกซิเดชัน แสดงในรูปที่ 2.2 สารประเภทกรดอะมิโนจะถูกย่อยด้วยปฏิกิริยาดีอะมิเนชัน (Deamination) ตัวอย่างการย่อยกรดกลูตามิก (Glutamic acid) แสดงในรูปที่ 2.3 (4)

การย่อยสลายในขั้นตอนนี้ นอกจากจะให้กรดอะซิติกจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แล้ว พบว่ากรดอะซิติกบางส่วนอาจเกิดได้จากการรวมตัวของคาร์บอนไดออกไซด์กับไฮโดรเจน โดยแบคทีเรียที่ชื่อ clostridium aceticum ดังสมการข้อที่ 2 (5)



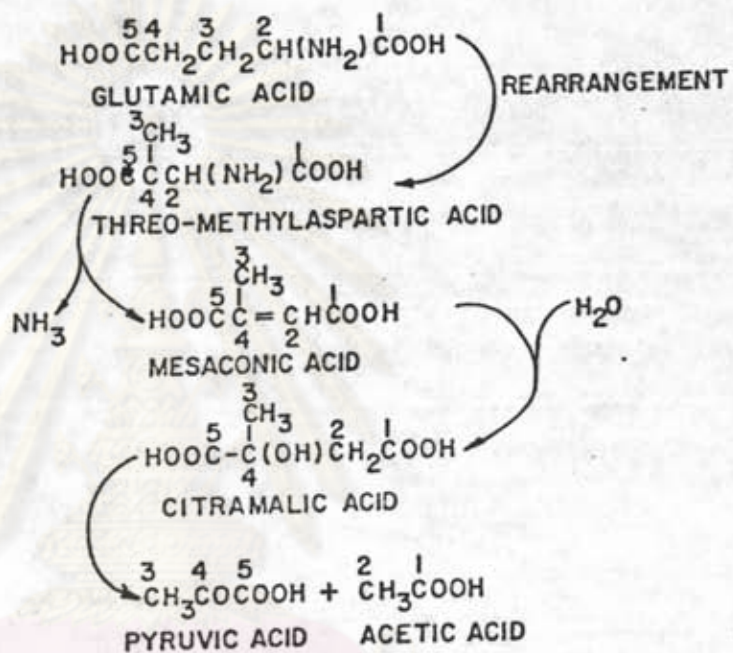
รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยาไกลโคไลซิสตามวิถีทาง Embden-Meyerhof-Parnas (3).

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.2 การย่อยกรดไขมันขนาดใหญ่ ด้วยปฏิกิริยาเบต้าออกซิเตชั่น .(3)

ศูนย์วิจัยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.3 การย่อยสลายกรดกลูตามิก (4)

ศูนย์วิจัยทรัพยากร
 จุลชีววิทยาและพันธุศาสตร์



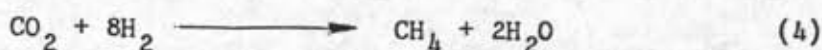
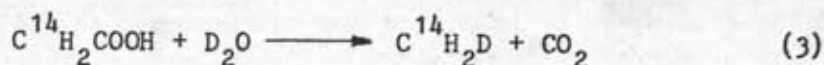
การย่อยสลายในชั้นตอนที่ไม่มีสร้างมีเทน จะไม่มีการลดภาวะสารอินทรีย์ของน้ำเสีย นอกจากจะมีการสร้างไฮโดรเจน ทั้งนี้เป็นเพราะอิเล็กตรอนในชั้นสเตรตยังคงถูกส่งให้กับสารอินทรีย์ที่ยังเหลืออยู่ในน้ำเสียเช่นเดิม แต่เมื่อมีการสร้างไฮโดรเจนอิเล็กตรอนจะถูกส่งให้กับไฮโดรเจนไอออนเป็นก๊าซที่ออกจากระบบ ทำให้สภาวะออกซิเดชันลดลงซึ่งเป็นการลดภาวะสารอินทรีย์

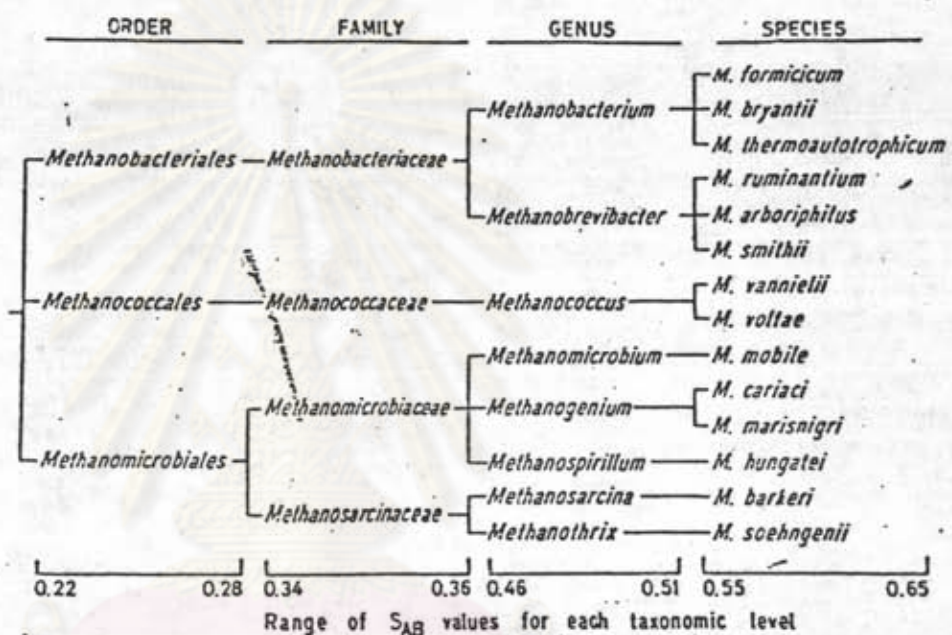
2.2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายที่สร้างมีเทน

ในชั้นตอนนี้จะเป็นชั้นตอนที่ผลิตก๊าซมีเทนขึ้น โดยแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทนจะใช้สารที่ได้จากการย่อยสลายในชั้นตอนแรกเป็นชั้นสเตรต ภาวะสารอินทรีย์ในระบบจะลดลงเมื่อถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นมีเทนอันเป็นการสิ้นสุดของกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ โดยทั่วไปขั้นตอนการสร้างมีเทนจะเป็นขั้นตอนที่จำกัดอัตราการทำงานของกระบวนการย่อยสลาย ทั้งนี้เนื่องมาจากจุลินทรีย์ในชั้นตอนนี้มีความอ่อนไหวต่อสภาวะแวดล้อมมาก และสามารถใช้อาหารที่ค่อนข้างจำกัด แบคทีเรียที่พบในชั้นตอนนี้ได้แสดงการจัดหมวดหมู่ไว้ในรูปที่ 2.4 (6)

กลไกการย่อยสลายที่สร้างมีเทนเป็นที่สนใจและศึกษากันมานานจนในปัจจุบันมีการใช้เทคนิคสารกัมมันตรังสี และมีการแยกแยะเชื้อพันธุ์บริสุทธิ์ทำให้สามารถศึกษาการทำงานของแบคทีเรียโดยเฉพาะแต่ละชนิดได้ เชื่อว่าในอนาคตอันใกล้จะสามารถอธิบายกลไกและการทำงานของแบคทีเรียในชั้นตอนนี้ได้อย่างถูกต้องยิ่งขึ้น

จากการใช้ธาตุคาร์บอน 14 และดิวทีเรียม (Deuterium) มาศึกษา กลไกการสร้างมีเทนจากกรโคะซิติก ทำให้พบว่ามีเทนจะเกิดขึ้นจากปฏิกิริยา Carbondioxide reduction และ Acetate decarboxylation ดังแสดงสมการได้ดังนี้ (7)





รูปที่ 2.4 การจัดหมวดหมู่ของแบคทีเรียชนิดที่สร้างมีเทน (6)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Jeris และ McCarty (8) ได้ใช้ธาคคาร์บอน 14 ทดสอบการย่อยสลายของสารอินทรีย์แสดงให้เห็นว่าประมาณร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนเกิดมาจากการย่อยสลายของกรโคะซิติก การเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ โดยคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ของซีโอทีไว้ในรูปที่ 2.5 (8)

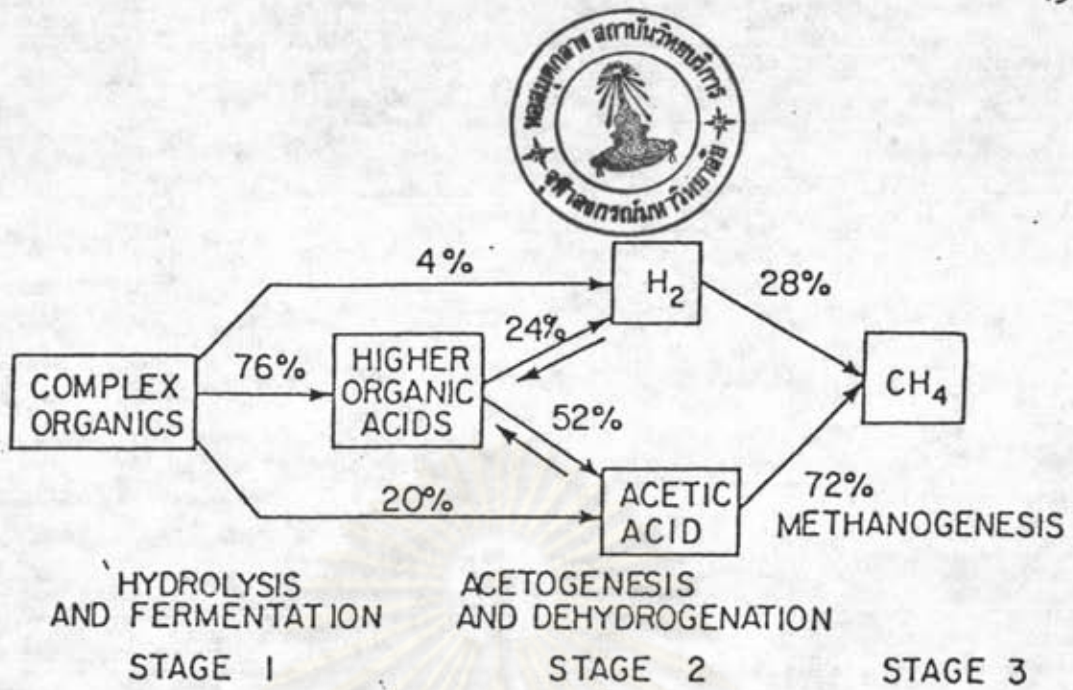
Zeikus (9) ได้แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่สร้างมีเทนสามารถใช้สารอาหารได้น้อยกว่าที่เคยสรุปไว้ในอดีต สารอาหารที่ใช้ได้แก่ ไฮโดรเจน คาร์บอนไดออกไซด์, คาร์บอนมอนอกไซด์ เมทานอล ฟอร์แมท เมทิลเอมีน และอะซิเตท ดังได้สรุปไว้ในตารางที่ 2.2 (6) และได้แสดงสมการชีวเคมีของการใช้ซับสเตรคเหล่านี้พร้อมพลังงานอิสระมาตรฐานของปฏิกิริยา ดังในตารางที่ 2.3 (6)

จากขั้นตอนการย่อยสลายทั้ง 2 ขั้นตอนที่ได้กล่าวมาแล้ว สามารถสรุปวิถีทางโดยทั่วไปของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศดังแสดงไว้ในรูปที่ 2.6 (10)

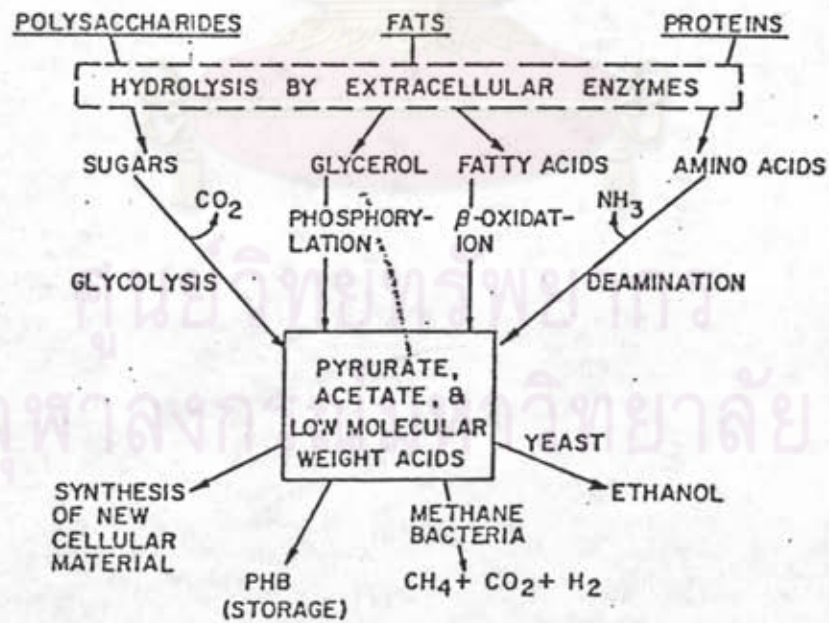
2.3 สภาพแวดล้อมต่าง ๆ ที่มีผลต่อกระบวนการ

เป็นที่ยอมรับโดยทั่วไปว่าจุลชีพแต่ละชนิดจะมีพฤติกรรมที่เปลี่ยนไปเมื่ออยู่ในสภาวะแวดล้อมที่แตกต่างกัน ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศมีจุลชีพสำคัญที่เกี่ยวข้องอยู่ 2 กลุ่มดังที่ได้กล่าวแล้วในเบื้องต้น โดยเฉพาะจุลชีพในขั้นตอนที่สร้างก๊าซมีเทนซึ่งเป็นขั้นตอนที่จะลดภาวะสารอินทรีย์โดยตรง เป็นจุลชีพที่มีความอ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อมมาก ด้วยเหตุนี้การควบคุมให้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพและมีเสถียรภาพก็ จึงต้องมีความเข้าใจในเรื่องสภาพแวดล้อมที่เกี่ยวข้องต่อการดำรงชีวิตของจุลชีพ

ถึงแม้ว่าได้มีการศึกษาและรายงานจำนวนมากถึงสภาวะและช่วงของสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศไว้ก็ตาม ทิ้งค้ำไว้ว่าข้อสรุปเหล่านั้นอาจไม่เป็นที่แน่นอนเสมอไป ด้วยเหตุผลที่ว่าลักษณะของน้ำเสียและชนิดของจุลชีพในแต่ละระบบอาจแตกต่างกันไป



รูปที่ 2.5 การเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ ในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศโดยคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ของชีโอที (8)



รูปที่ 2.6 วิถีทางการย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ (10)

ตารางที่ 2.2 การใช้สเตรคของแบคทีเรียสร้างเมทริกต่าง ๆ (6)

Substrate	Organism
H ₂	<i>Methanobacterium bryantii</i> , <i>M. formicium</i> , <i>M. thermoautotrophicum</i> <i>Methanobrevibacter arborophilus</i> , <i>M. ruminantium</i> , <i>M. smithii</i> <i>Methanococcus mazei</i> , <i>M. vannieltii</i> , <i>N. voltae</i> <i>Methanumicrobium mobile</i> <i>Methanogonium bartoni</i> , <i>M. marionigni</i> <i>Methanospirillum hungatei</i> <i>Methanosarcina barkeri</i>
HCOOH	<i>M. formicium</i> , <i>M. ruminantium</i> , <i>M. smithii</i> , <i>M. vannieltii</i> , <i>M. voltae</i> <i>N. mobile</i> , <i>N. cartaci</i> , <i>N. marionigni</i> , <i>N. hungatei</i>
CO	<i>M. barkeri</i>
CH ₃ OH	<i>M. mazei</i> , <i>M. barkeri</i>
CH ₃ NH ₂ , (CH ₃) ₂ NH, (CH ₃) ₃ N	<i>M. mazei</i> , <i>M. barkeri</i>
CH ₃ CH ₂ -N(CH ₃) ₂	<i>M. barkeri</i>
CH ₃ COOH	<i>M. mazei</i> , <i>M. barkeri</i> , <i>Methanuthalix acetylonii</i>

ตารางที่ 2.3 สมการชีวเคมีและพลังงานอิสระมาตรฐานของปฏิกิริยา
ในการสร้างมีเทนของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (55)

Reaction	ΔG° at pH 7 (kJ/CH ₄)
$4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	- 139.2
$4\text{HCOO}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{HCO}_3^-$	- 126.8
$\text{HCOO}^- + 3\text{H}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$	- 134.3
$4\text{CO} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{CO}_2$	- 185.1
$4\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$	- 102.5
$\text{CH}_3\text{OH} + \text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O}$	- 121.1
$4\text{CH}_3\text{NH}_2 + 2\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}^+ \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 4\text{NH}_4^+$	- 101.6
$2(\text{CH}_3)_2\text{NH} + 2\text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+ \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{NH}_4^+$	- 86.3
$4(\text{CH}_3)_3\text{N} + 6\text{H}_2\text{O} + 4\text{H}^+ \rightarrow 9\text{CH}_4 + 3\text{CO}_2 + 4\text{NH}_4^+$	- 80.2
$2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{-N}(\text{CH}_3)_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_4 + \text{CO}_2 + 2\text{CH}_3\text{CH}_2\text{NH}_2$	- 70.0
$\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^-$	- 28.2

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

นอกเหนือจากการที่ต้องรักษาให้ระบบอยู่ในสภาพไร้ออกซิเจนอิสระแล้ว สภาพแวดล้อมต่าง ๆ ที่มีผลต่อกระบวนการมีดังต่อไปนี้

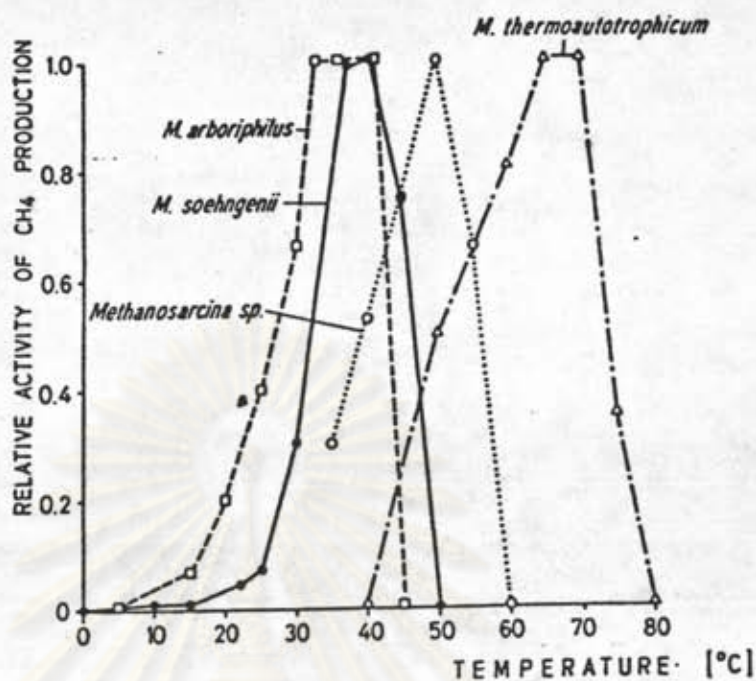
2.3.1 อุณหภูมิ

เมื่ออุณหภูมิของระบบถูกควบคุมให้คงที่แล้วพบว่ากระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศสามารถเกิดขึ้นได้ที่อุณหภูมิตั้งแต่ 4°C จนถึง 97°C (6) อุณหภูมิของระบบมีผลโดยตรงต่อชนิดและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ จุลินทรีย์แต่ละชนิดสามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิที่แตกต่างกัน ความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนของแบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนบางชนิดที่อุณหภูมิต่าง ๆ ได้แสดงไว้ในรูปที่ 2.7 แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนบางชนิดพบว่าสามารถเจริญเติบโตได้ในสภาวะอุณหภูมิสูงมาก เช่น แบคทีเรียชนิด *Methanothermus* สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิ $63^{\circ}\text{C} - 97^{\circ}\text{C}$ โดยสามารถผลิตก๊าซได้ที่อุณหภูมิ 83°C (6) ผลของอุณหภูมิต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบได้แสดงไว้ในรูปที่ 2.8

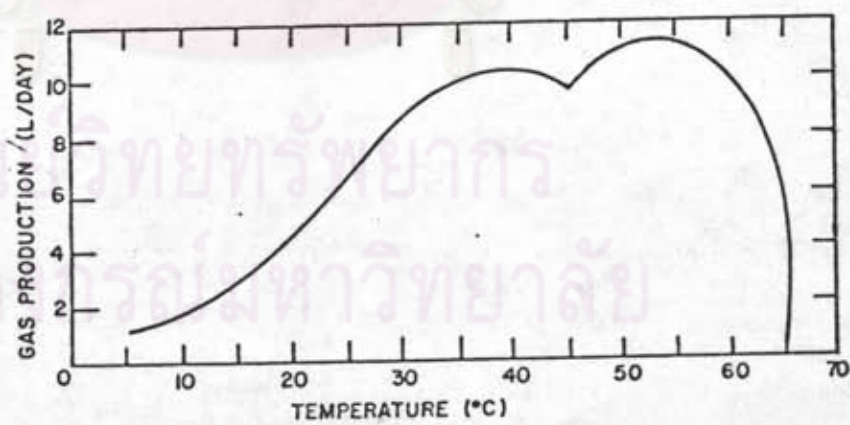
โดยทั่วไปอุณหภูมิของระบบที่เหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียมีอยู่ 2 ช่วง คือ ช่วงมีโซฟิลลิก (mesophillic) $30 - 40^{\circ}\text{C}$ และช่วงเทอร์โมฟิลลิก (thermophillic) $45 - 55^{\circ}\text{C}$ ความแปรปรวนของอุณหภูมิแม้เพียงเล็กน้อยที่เกิดขึ้นก็อาจมีผลทำให้ระบบเปลี่ยนแปลงไปอย่างไม่น่าพอใจความแปรปรวนที่ยอมรับสำหรับระบบที่ทำงานในช่วงมีโซฟิลลิก คือ $\pm 2.8^{\circ}\text{C}$ และช่วงเทอร์โมฟิลลิกคือ $\pm 0.8^{\circ}\text{C}$ ที่อุณหภูมิ 49°C และ $\pm 0.3^{\circ}\text{C}$ ที่อุณหภูมิ 52°C (7)

2.3.2 ค่าพีเอช, สภาพความเป็นกรดและความเป็นด่าง

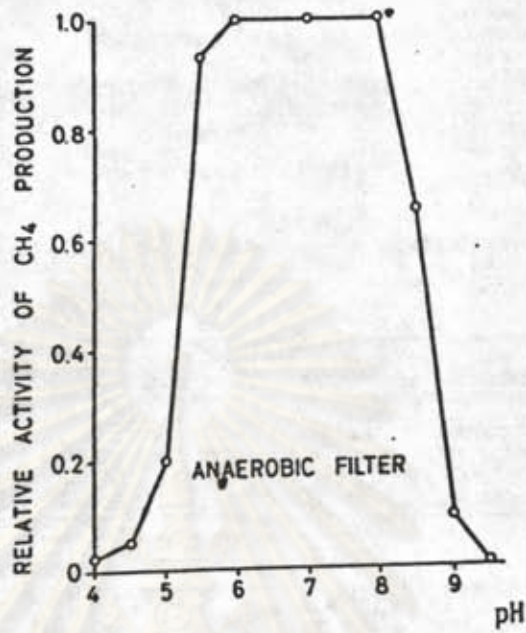
แบคทีเรียชนิดผลิตก๊าซมีเทนมีความอ่อนไหวต่ออนุภาคโปรตรอนหรือค่าพีเอชค่อนข้างมาก ดังที่เห็นในรูปที่ 2.9 ซึ่งแสดงถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอชกับความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนของถังกรองไร้อากาศ (6) และในรูปที่ 2.10 ซึ่งแสดงถึงความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนของแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทนบางชนิดที่ค่าพีเอชต่าง ๆ (6) จากรูปทั้งสองจะเห็นได้ชัดว่าแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทนจะเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอชระหว่าง 6 ถึง 8 ช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนมีรายงานสรุปไว้คือ 6.9-7.2 (11), 6.4-7.2 (12), 6.6-7.6 (13) อย่างไรก็ตามที่ค่าพีเอชต่ำอาจถึง 3 พบว่าระบบยังคง



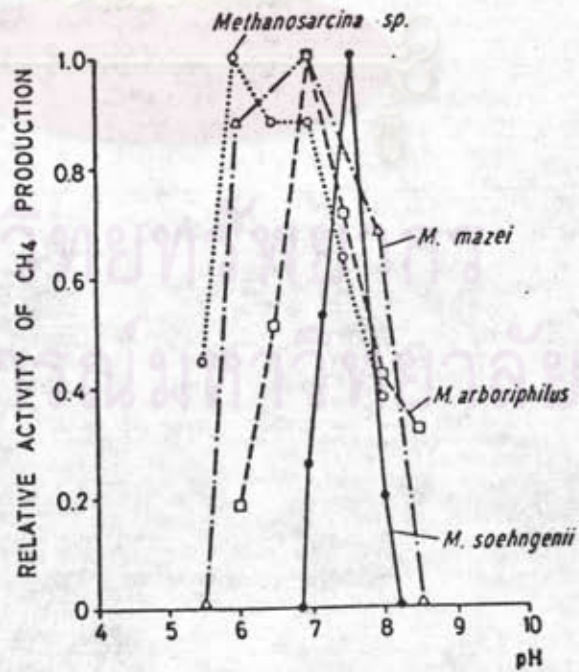
รูปที่ 2.7 ความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน
บางชนิดที่อุณหภูมิต่าง ๆ (6)



รูปที่ 2.8 ผลของอุณหภูมิที่มีต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (2)



รูปที่ 2.9 การผลิตก๊าซมีเทนที่ค่าพีเอชต่าง ๆ (6)



รูปที่ 2.10 ความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนของแบคทีเรียบางชนิดที่ค่าพีเอชต่าง ๆ . (6)

สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้อยู่เรียกว่า เกิดแอซิดบ็อก (acid bogs) (6) ซึ่งยังไม่สามารถหาเหตุผลมาอธิบายได้ สำหรับแบคทีเรียที่ไม่ได้ผลิตมีเทนจะสามารถเจริญเติบโตในช่วงพีเอชที่กว้างกว่า คือ ช่วงพีเอช 5 ถึง 8.5

ค่าพีเอชภายในระบบเป็นผลมาจากสภาพความเป็นค่างของไบคาร์บอเนต, สัดส่วนของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ และปริมาณความเข้มข้นของกรดโวลลาไทล์ Bonta และ Pomeroy (14) ได้แสดงความสัมพันธ์ไว้ดังสมการที่ 5

$$\text{pH} = 5.14 - \log (\% \text{CO}_2) + \log (\text{HCO}_3^- \text{ as mg/l CaCO}_3) \quad (5)$$

และในรูปที่ 2.11 ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างไบคาร์บอเนตกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่ค่าพีเอชและอุณหภูมิต่าง ๆ

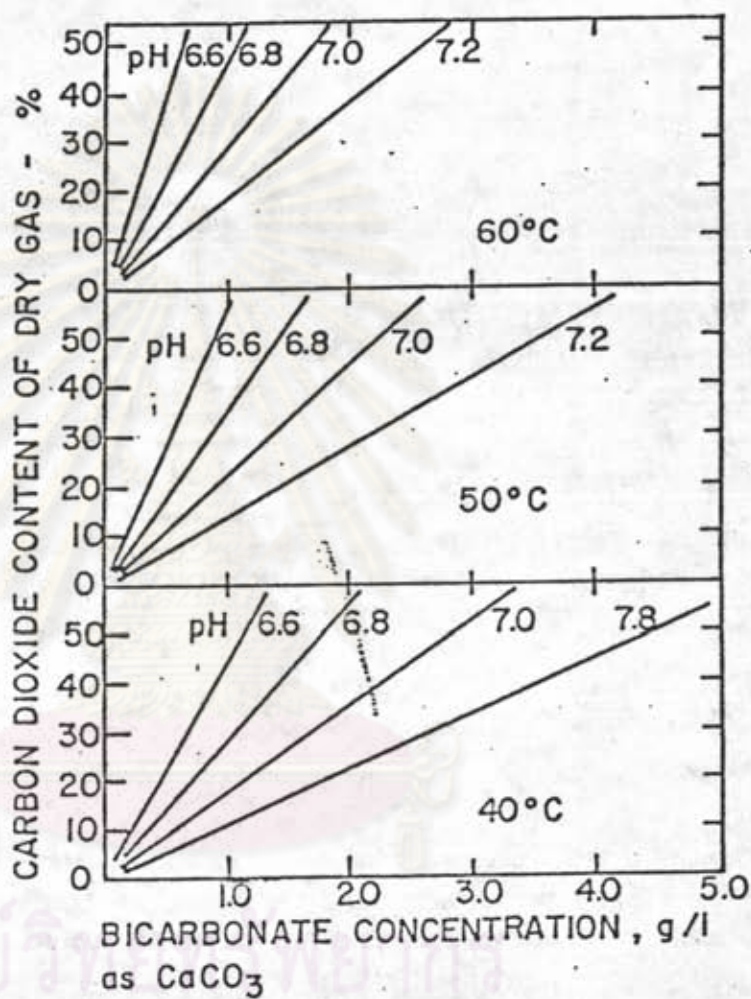
ภายในกระบวนการบำบัดน้ำเสียระบบไร้อากาศอัตราการผลิตกรดโวลลาไทล์จะต้องมีความสมดุลกับอัตราการใช้กรดโวลลาไทล์ เมื่อใดที่กรดโวลลาไทล์เพิ่มขึ้นหรือลดลงจะมีผลทำให้พีเอชของระบบเปลี่ยนแปลงไปอย่างรวดเร็ว ซึ่งเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทน ด้วยเหตุนี้ในระบบจึงต้องมีกำลังบัฟเฟอร์เพื่อต้านทานการเปลี่ยนแปลงของพีเอชสภาพความเป็นค่างในระบบจะเป็นตัวชี้ถึงกำลังบัฟเฟอร์ของระบบ Pohland (15) ได้แสดงวิธีการควบคุมพีเอชของระบบโดยอาศัยความเป็นค่างเพื่อให้เกิดความเหมาะสมกับการย่อยสลาย เรียกว่า "Acid-Base Equilibrium Control" ดังในสมการที่ 6

$$\text{BA} = \text{TA} - (0.833) (0.85) \text{TVA} \quad (6)$$

โดย BA = ปริมาณความเป็นค่างไบคาร์บอเนตที่มากเกินพอหรือขาดไป (มก/ล ของ CaCO_3)

TA = ปริมาณความเป็นค่างรวม (Total Alkalinity) วัดโดยการติเตรตถึง พีเอช 4.0 (มก/ล ของ CaCO_3)

TVA = ปริมาณของกรดโวลลาไทล์รวม (Total Volatile Acid) ที่มีอยู่ (มก/ล ของ CH_3COOH)



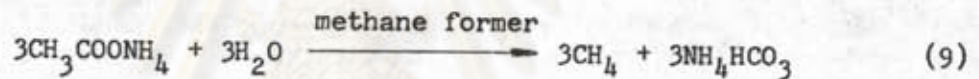
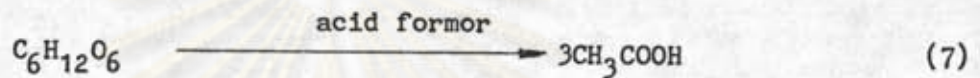
รูปที่ 2.11 ความสัมพันธ์ระหว่างไบคาร์บอเนตกับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์
ที่ค่าพีเอชและอุณหภูมิต่าง ๆ (2).

0.833 = น้ำหนักสมมูลของ CaCO_3 / น้ำหนักสมมูลของ CH_3COOH

0.85 = มีอะซิดิก 85% ของกรดโวลลาไทล์เมื่อใช้วิธีติเตรตจนถึงพีเอช 4.0

Kirsch และ Sykes (16) ได้แนะนำให้ใช้ NaHCO_3 เป็นตัวปรับกำลังบัฟเฟอร์ดีกว่าการใช้ NaOH หรือปูนขาว

โดยปกติความเป็นด่างในระบบส่วนหนึ่งอาจเกิดขึ้นได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ ซึ่งจัดได้ว่าเป็นบัฟเฟอร์ทางธรรมชาติ คังสมการชีวเคมีดังนี้



ในปี คศ. 1969 Water Pollution Control Federation (WPCF) (17) ได้แนะนำการใช้ค่า VFA/Alkalinity มาเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ โดยสรุปว่า

VFA/ALK < 0.3 - 0.4 ระบบทำงานได้ดี

VFA/ALK > 0.8 ระบบล้มเหลว

โดยกรดโวลลาไทล์ (VFA) วัดในรูปของกรดอะซิติก (CH_3COOH) และค่าความเป็นด่างวัดในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) เมื่อใช้วิธีติเตรตจนถึงพีเอช 4

Hattingsh et.al (18) ได้แนะนำให้ใช้ค่าความเป็นด่างไบคาร์บอเนตแทนในการหาอัตราส่วน + กรดโวลลาไทล์ต่อสภาพความด่างรวม การใช้ค่าอัตราส่วน VFA/Total-Alk. และค่าอัตราส่วน VFA/ $\text{HCO}_3 - \text{ALK}$. เป็นตัวบ่งชี้เสถียรภาพของระบบเป็นที่ยอมรับโดยทั่วไป



2.3.3 ความต้องการสารอาหาร

เพื่อให้แมทเทรีเรียในระบบเจริญเติบโตอย่างเต็มที่จะต้องมีสารอาหารที่จำเป็นต่อความต้องการของแมทเทรีเรียอย่างเพียงพอ แมทเทรีเรียจะใช้สารอาหารเป็นแหล่งให้พลังงานในการดำรงชีวิตและใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ ความขาดแคลนสารอาหารจะเป็นตัวจำกัดอัตราการเจริญเติบโตของแมทเทรีเรีย

สารอาหารหลักที่แมทเทรีเรียต้องการ ได้แก่ ธาตุ คาร์บอน ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและซัลเฟอร์ ซึ่งภายในเซลล์ของจุลชีพจะประกอบด้วยธาตุเหล่านี้ตามอัตราส่วนโดยประมาณ คือ $C:N:P:S = 100:10:1:1$ (17) ธาตุเหล่านี้จะได้จากสารอาหารประเภทคาร์โบไฮเดรต, โปรตีน และไขมัน

Speece และ McCarty (19) ได้แสดงให้เห็นว่าแมทเทรีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจนเมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์เท่ากับ 9.4 (cell weight / N = 9.4)

Sander และ Bloodgood (20) พบว่าจุลชีพที่ต้องการธาตุฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ต่อ 7 ของธาตุไนโตรเจนที่ประกอบเป็นเซลล์ ($N/P = 7$)

McCarty (21) ได้กล่าวถึงปริมาณธาตุไนโตรเจนและธาตุฟอสฟอรัสที่จุลชีพต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ อย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วนดังนี้ $COD:N:P = 100:1.1:0.2$

Gosh, S., และคณะ (7) ได้แนะนำอัตราส่วนของธาตุหลักที่ควรมีไว้ดังนี้ $C:N = 25:1$ และ $C:P = 20:1$

นอกจากสารอาหารหลักแล้ว แมทเทรีเรียยังต้องการสารอาหารเสริมอีกในปริมาณเล็กน้อย เชื่อว่าแมทเทรีเรียใช้สารเหล่านี้ในกลไกของเมตาบอลิซึม ปริมาณสารอาหารเสริมที่ควรมีในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศได้แนะนำไว้ในตารางที่ 2.4 (22)

ตารางที่ 2.4 ปริมาณสารอาหารเสริมที่แม่ที่เรียต้องการ (22)

สารอาหาร	ความเข้มข้น (มก./ล)
โซเดียม	125 - 250
โพตัสเซียม	200 - 400
แคลเซียม	100 - 200
แมกนีเซียม	75 - 125
แอมโมเนีย	80 - 170
เหล็ก	1 - 10
โคบอลต์	1 - 5
ไทอะมีน	1 - 5
กรดเพนโทเทนิค (Pantothenic acid)	1 - 5

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.3.4 สารพิษ

สารบางชนิดที่ปรากฏอยู่ในระบบแล้วมีผลทำให้ประสิทธิภาพหรือเสถียรภาพของระบบลดลงจัดว่าเป็นสารพิษ ความรุนแรงของสารพิษขึ้นกับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ๆ โดยมีผลต่อระบบตั้งแต่ยับยั้งการทำงานจนถึงสามารถฆ่าจุลชีพได้ (1) สารบางชนิดเมื่อมีอยู่ในระบบในจำนวนที่พอเหมาะสามารถกระตุ้นการทำงานของแบคทีเรีย แต่จะแสดงความเป็นพิษเมื่อความเข้มข้นเพิ่มถึงจุดหนึ่ง สารพิษอาจแบ่งเป็น 4 ประเภท ได้คือ

2.3.4.1 พิษของกรดโวลลาไทล์

กรดโวลลาไทล์จะแสดงความเป็นพิษต่อระบบโดยทำให้พีเอชของระบบลดลงจนเป็นอันตรายต่อจุลชีพ Kotze และคณะ (23) แสดงให้เห็นว่าโมเลกุลของกรดอน (Weak acid) และด่างอ่อน (Weak base) ที่ไม่แตกตัวเป็นไอออน (un-ionized) สามารถผ่านเข้าไปในเซลล์ได้เร็วมาก ทำให้เซลล์เสียสมดุลของการส่งและรับถ่ายจุลชีพจึงตาย ปริมาณกรดโวลลาไทล์ที่ไม่แตกตัวเป็นไอออนความเข้มข้น 30-60 มก./ล. จะเป็นพิษต่อจุลชีพ (24)

2.3.4.2 พิษของไอออนบวกและโลหะหนัก

ไอออนบวกและโลหะหนักเมื่อมีความเข้มข้นถึงระดับหนึ่งจะเป็นพิษต่อจุลชีพ ความเป็นพิษของไอออนบวกและโลหะหนักบางชนิดได้แสดงไว้ในตารางที่ 2.5 โดยทั่วไป ความเป็นพิษของไอออนบวกจะเพิ่มขึ้นตามวาเลนซ์และน้ำหนักอะตอม (26) ไอออนบวกบางชนิดมีความสามารถที่จะลดความเป็นพิษของไอออนอีกชนิดหนึ่ง เช่น พิษของ Na ที่มีความเข้มข้น 3,500 มก/ล จะลดลงเมื่อมี Ca^{2+} และ Mg^{2+} ความเข้มข้น 50-1,000 มก/ล อยู่ในระบบ เรียกว่าแอนทาโกนิซึม (Antagonism) และถ้าไอออนบวกบางชนิดไปเพิ่มพิษของไอออนบวกอีกชนิดหนึ่งเรียกว่า ซินเนอร์ยีซึม (Synergism) ความสามารถทั้งสองอย่างได้สรุปไว้ในตารางที่ 2.6 (22)

ความเป็นพิษของโลหะหนักยังขึ้นอยู่กับชนิดของสารประกอบ ด้วย คือถ้าอยู่ในรูปตะกอนของเกลือซัลไฟด์จะไม่แสดงความเป็นพิษ (27)

ตารางที่ 2.5 ความเข้มข้นของไอออนและโลหะหนัก ที่เป็นพิษต่อระบบ (25)

ไอออนและโลหะหนักที่เป็นพิษ	ความเข้มข้น		ผลต่อระบบ
	ไมก./ลบ.คม.	มก./ลบ.คม.	
Na ⁺	0.2	4,000	เริ่มการยับยั้งการทำงาน (inhibition)
	0.4	9,200	หยุดการทำงาน (complete inhibition)
K ⁺	0.05-0.10	1,900-3,900	ไม่พบผล (no inhibition)
	> 0.1	> 3,900	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
Mg ²⁺	0.35	13,850	หยุดการทำงาน
	> 0.05	1,200	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
Ca ²⁺	0.2	4,800	หยุดการทำงาน
	0.075	3,000	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
S ²⁻	> 0.2	> 8,000	หยุดการทำงาน
	-	150-250	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
Cu	-	800	หยุดการทำงาน
	-	397	การปนเปื้อนที่เกิดจนลดลงเหลือร้อยละ 24 ของเกณฑ์ควบคุม
Zn	-	> 500	หยุดการเกิดก๊าซ
	-	350-400	การปนเปื้อนที่เกิดจนลดลงเหลือเพียงร้อยละ 5 ของเกณฑ์ควบคุม
	-	1,000	มักเกิดการทำลายหมด (completely toxic)
	-	200	มักเกิดเรื้อรังทำลาย
Ni	-	387	การปนเปื้อนที่เกิดจนลดลงเหลือเพียงร้อยละ 25 ของเกณฑ์ควบคุม
	-	500-1,000	มักเกิดการทำลายอย่างรุนแรง (serious toxic)
	-	> 1,000	มักเกิดการทำลายหมด
Cr	-	200	มักเกิดเรื้อรังทำลาย
	-	2,000	มักเกิดการทำลายหมด

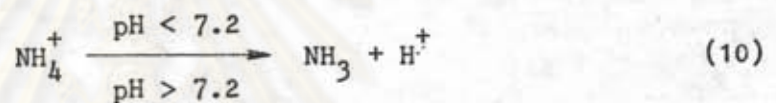
ตารางที่ 2.6 แอนทาโทนิซึม และซินเนอร์จิสซึมของไอออนบวก
ในกระบวนการบำบัดแอมโมเนีย (22)

Cation	Antagonist	Synergist	Concentration of Secondary Cation at which Antagonism Ends or Synergism Begins (mg/liter)
Na	K		4,000-5,000
Na		NH ₄	200-400
Na		Ca	400-2,000
Na		Mg	250-1,250
NH ₄	Na		1,000-2,000
NH ₄		K	1,000
NH ₄		Ca	400-800
NH ₄		Mg	120-250
K	Na		2,000-2,500
K	Ca		2,000-4,000
K	Mg		1,700-2,000
K	NH ₄		1,700
Mg	Na		2,000-2,500
Mg	K		4,000-5,000
Mg		NH ₄	100-200
Mg		Ca	200
Ca	Na		1,000-1,200
Ca	K		4,000-5,000
Ca		NH ₄	700-900
Ca		Mg	100-250

Hayes และ Theis (28) ได้ศึกษาความเป็นพิษของโลหะบางชนิดและได้สรุปไว้ในตารางที่ 2.7 โดยพิจารณาจุดที่ยับยั้งการทำงาน (inhibit) ของระบบเมื่อเริ่มมีผลกระทบกระเทือนต่อการผลิตก๊าซของระบบ และจุดที่แสดงความเป็นพิษเมื่อการผลิตก๊าซของระบบลดลงเหลือ 70%

2.3.4.3 พิษของกำขางบางชนิด

ก. พิษของแอมโมเนีย แอมโมเนียในระบบจะเกิดขึ้นเมื่อมีการย่อยสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจน แอมโมเนียอาจอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือกำขางแอมโมเนีย สารทั้งสองจะเปลี่ยนรูปไปมาขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ดังสมการที่ 10



ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศได้แสดงไว้ในตารางที่ 2.8 (25)

ข. พิษของซัลไฟด์ ซัลไฟด์ในระบบอาจเข้ามาพร้อมกับน้ำเสีย หรืออาจเกิดจากการรีดักชันสารประเภทซัลเฟต หรือการย่อยสลายสารประเภทโปรตีน ซัลไฟด์ที่ทำปฏิกิริยากับโลหะจะตกตะกอนไม่ละลายน้ำ ส่วนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปของ H_2S ปริมาณซัลไฟด์ที่ไม่ละลายน้ำ 50-100 มก/ล จะไม่มีผลต่อแบคทีเรียและซัลไฟด์ความเข้มข้น 200 มก/ล จะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย (1)

2.3.4.4 สารพิษอื่น ๆ

สารอินทรีย์บางชนิด เช่น คิวทาลละลายอินทรีย์ (organic solvent) แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว อาจมีผลยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย (24)

ตารางที่ 2.7 ความเข้มข้นของโลหะหนักบางชนิดที่มีต่อระบบ (28)

	Step-Fed		Pulse-Fed
	Inhibiting Concentration (mg/l)	Toxic Limit (mg/l)	Toxic Limit (mg/l)
Cr (III)	130	260	<200
Cr (VI)	110	420	<180
Cu	40	70	<50
Ni	10	30	>30
Cd	—	>20	>10
Pb	340	>340	>250
Zn	400	600	<1700

ตารางที่ 2.8 ปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ (29)

แอมโมเนียไนโตรเจน มก./ล.	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผล
1,500 - 3,000	เริ่มมีการยับยั้งถ้าที่เอชสูง
มากกว่า 3,000	เป็นพิษโดยตรง

สารประเภทฆ่าแมลงที่ปนอยู่ในขยะ ก่อให้เกิดปัญหาในการ
บำบัด (2) นอกจากนี้สารประเภทปิโตรเคมีคอล เช่น อัลคิลไฮด์ ก็แสดงความเป็นพิษเช่นกัน
(24)

2.4 การพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

ถึงแม้ว่าก๊าซมีเทนที่เกิดจากการย่อยสลายแบบไร้อากาศจะเป็นที่ทราบกันมานานแล้ว
แต่เพิ่งจะมาค้นพบวิธีการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่เป็นตัวทำงานเรื่องนี้ และสามารถนำมาใช้
ในการบำบัดน้ำเสียเมื่อประมาณหนึ่งร้อยปีเศษมานี้เอง จากนั้นการประยุกต์นำมาใช้งานก็ได้รับ
การพัฒนาโดยตลอด ปัจจุบันกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศได้รับความสนใจมากขึ้น
เนื่องจากเป็นกระบวนการที่ผลิตก๊าซมีเทนซึ่งเป็นก๊าซเชื้อเพลิง สามารถนำมาใช้เป็นพลังงาน
ทดแทนได้เป็นอย่างดี

2.4.1 การพัฒนากระบวนการในระยะแรก

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศได้รับการพัฒนาขึ้นครั้งแรกใน
ประเทศฝรั่งเศสโดย M.Louis Mouras โดยได้ลงพิมพ์ในวารสารฝรั่งเศสชื่อ Cosmos
(29) ในเดือนธันวาคม ค.ศ. 1881 และมกราคม ค.ศ. 1882 เรียกกระบวนการนี้ว่า
Mouras' Automatic Scavenger โดยใช้ย่อยสลายตะกอนแขวนลอยสารอินทรีย์ในน้ำเสีย
รูปร่างและวิธีการทำงานคล้ายกับบ่อเกรอะในรุ่นแรก ๆ

Scott, W.D., และ Moncrieff (30) ได้ศึกษาการสลายตัวเป็นของ
เหลวของของแข็งในน้ำเสียในสภาพไร้อากาศในปี ค.ศ. 1890 และ ค.ศ. 1891 โดยก่อสร้าง
เป็นถังสองส่วน ส่วนล่างเป็นถังว่างส่วนบนเป็นชั้นหิน น้ำเสียจากคน 10 คน ได้ส่งเข้าไปยัง
ส่วนล่างและจะไหลขึ้นไปยังชั้นหินส่วนบน ซึ่งถือได้ว่าเป็นการนำเครื่องกรองไร้อากาศมาใช้
เป็นครั้งแรก หลังจากการใช้งานอยู่จนถึงเจ็ดปีพบว่าตะกอนแขวนลอย (Sludge) ยังไม่เต็ม
ถัง ซึ่งข้อดีของวิธีนี้ได้รับการยืนยันจาก Houston, A.C. (30) ในปี ค.ศ. 1892 และ 1893
ซึ่งพบว่าปริมาณของตะกอนที่ต้องนำไปทิ้งมีน้อยมาก

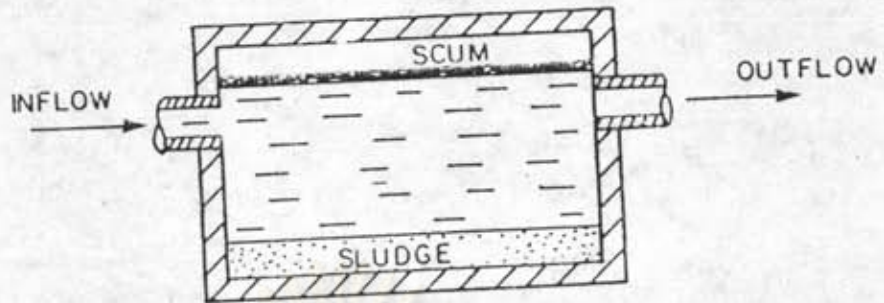
Cameron, D. ได้สร้างดังคล้ายกับ Mouras automatic scavenger ชั้นที่ประเทศอังกฤษเมื่อปี ค.ศ. 1895 เพื่อบำบัดน้ำเสียประมาณ 230 ลบ.ม./วัน ซึ่งได้ จดทะเบียนลิขสิทธิ์และเรียกว่าถังเกรอะ (Septic tank) รูปที่ 2.12 Cameron ได้ทำ การศึกษาและพัฒนาระบบนี้จนมีประสิทธิภาพการทำงานสูง และได้้นำมาใช้แทนที่ที่เกิดขึ้นมาใช้ในการ ทำความร้อนและแสงสว่างในโรงบำบัดน้ำเสีย (29)

Talbot, A.N. ได้ออกแบบระบบที่คล้ายกับของ Cameron ชั้นใน ประเทศสหรัฐอเมริกาที่เมือง Urbana มลรัฐ Illinois ในปี 1894 และเมือง Champaign มลรัฐเดียวกันใน ค.ศ. 1897 แต่ถังของ Talbot มีแผ่นกั้นน้ำ (baffle) ในแนวตั้งลึก ประมาณ 0.6 ถึง 0.9 เมตรต่ำกว่าระดับน้ำ (29)

Travis, W.O. ได้พัฒนากระบวนการแบบสองขั้นตอน ซึ่งตะกอนแขวน ลอยจะถูกแยกออกจากน้ำไปรวมอยู่ใน hydrolyzing chamber (30) (31) นอกจากนั้นยังมี แผ่นกั้นน้ำ ในถังเพื่อกักตะกอนแขวนลอยขนาดเล็กที่ไม่ตกตะกอนเอาไว้อีกด้วย รูปที่ 2.13 Travis มีความเห็นว่าควรจะให้น้ำเสียบางส่วนไหลผ่าน hydrolyzing chamber งานก่อสร้าง Travis tank ให้เริ่มขึ้นที่เมือง Emscher ในปี ค.ศ. 1905

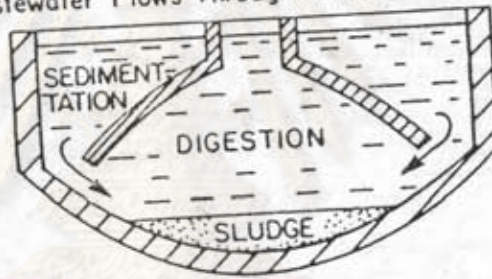
Imhoff, K. (31) (30) ได้ทำการดัดแปลง Travis tank และ เรียกชื่อใหม่ว่า Imhoff tank รูปที่ 2.14 ซึ่งมีข้อแตกต่างจาก Travis tank ตรงที่ไม่ ให้น้ำเสียไหลผ่าน hydrolyzing chamber ทำให้ตะกอนถูกเก็บได้ถึงนานหลายสัปดาห์ถึง หลายเดือน หากควบคุมการทำงานอย่างถูกต้องก็จะไม่ส่งกลิ่นเหม็นสามารถนำไปทิ้งได้โดยไม่ต้อง ก่อให้เกิดการรบกวน Imhoff tank สามารถลดค่าใช้จ่ายในการนำตะกอนไปทิ้งทำให้ได้รับ ความนิยมเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว

Imhoff tank มีถังย่อยตะกอนแยกอยู่ต่างหากซึ่งเป็นข้อดีกว่า Septic tank อย่างชัดเจน แต่ยังคงมีข้อหาว่า ถังย่อย (Digestion tank) ต้องอยู่ติดกับถังตก ตะกอน (Sedimentation tank) และต้องมีความสูงมาก กังนั้นเพื่อแก้ปัญหาจึงได้พยายาม ที่แยกถังย่อยออกจากถังตกตะกอน ในการศึกษาขั้นแรก ๆ พบว่ามีผลดีขึ้นเพียงเล็กน้อย จนกระทั่งในปี ค.ศ. 1972 The Ruhrverband ได้คิดตั้งเครื่องให้ความร้อนแก่งถังย่อย



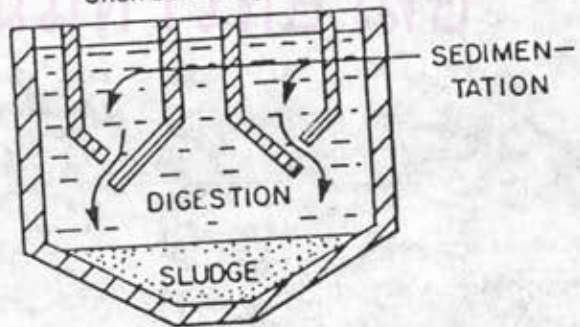
รูปที่ 2.12 บ่อเกรอะ

Wastewater Flows Through all Three Chambers



รูปที่ 2.13 Travis Tank

Wastewater Flows Through Sedimentation Chambers Only



รูปที่ 2.14 Inhoff Tank

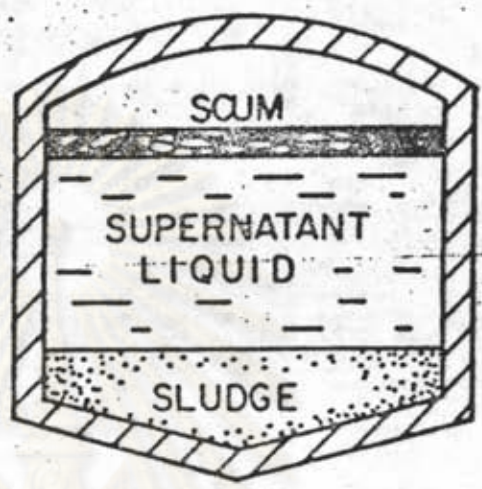
ตะกอนซึ่งแยกออกมาต่างหากเป็นแห่งแรกขึ้นที่ Essen-Rellinghausen (32) ประสิทธิภาพของระบบนี้สูงกว่า Imhoff tank ทำให้ระบบแบบแยกถังได้รับความนิยมเพิ่มขึ้นในประเทศเยอรมัน

ในระยะหลังจนถึงปลายทศวรรษ 1930 ได้มีผู้ศึกษาและพัฒนากระบวนการนี้มากขึ้น ทำให้สามารถเข้าใจถึงความสำคัญของการ seeding และการควบคุมค่าพีเอชในการควบคุมการทำงานตลอดจนกลไกการทำงานของกระบวนการ ทำให้สามารถนำไปพัฒนากระบวนการแบบแยกถังย่อยตะกอนที่ใช้ความร้อน (separated digestion in heated tank) ซึ่งมีขนาดใหญ่ได้และมีการนำก๊าซชีวภาพที่ได้จากกระบวนการมาใช้งานมากขึ้น

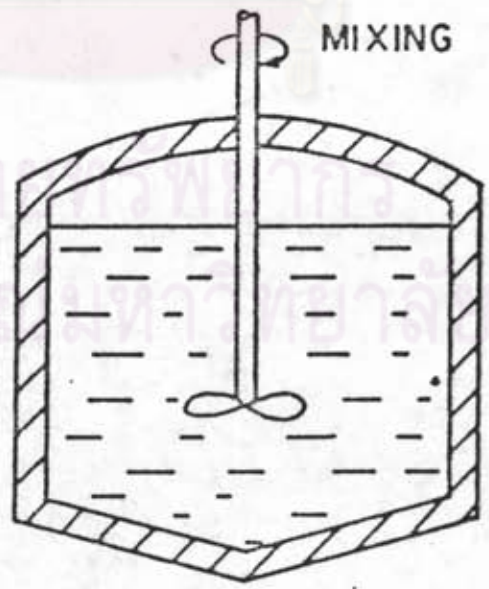
2.4.2 การพัฒนากระบวนการในระยะหลัง

ในรอบสามสิบปีหลังนี้ ได้มีการพัฒนากระบวนการแบบไร้อากาศทั้งเพื่อการกำจัดตะกอนจากโรงบำบัดน้ำเสียและเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม เฉพาะในช่วงทศวรรษ 1950 ได้มีการพัฒนากระบวนการที่สำคัญอยู่สองเรื่องคือ การกวน (mixing) ในถังย่อยตะกอน และการพัฒนากระบวนการสัมผัสแบบไร้อากาศ (anaerobic contact process) ในช่วงต่อจากนั้นได้มีกระบวนการใหม่พัฒนาขึ้นมาหลายกระบวนการ มีทั้งในลักษณะที่ปรับปรุงการทำงานของทางกายภาพของกระบวนการจนถึงการปรับปรุงลักษณะการทำงานของจุลชีพ

ในช่วงก่อนปี ค.ศ. 1950 การกำจัดตะกอนจากน้ำเสียชุมชนจะใช้กระบวนการแบบแยกถังย่อยตะกอนที่ไม่มีเครื่องกวน เป็นผลทำให้มีการแยกชั้นตะกอนโดยตะกอนหนักจะจมลงกันถึงเป็นชั้นหนา ส่วนตะกอนเบาจะลอยเป็นชั้นอยู่ส่วนบน ดังแสดงในรูปที่ 2.15 ชั้นตะกอนลอย (Scum layers) นี้จะหนาหลายฟุตและเป็นการลดปริมาตรของถังย่อย ดังนั้นจึงมีการแก้ปัญหาโดยติดตั้งเครื่องกวนภายในถัง ซึ่งได้พบว่านอกจากจะเป็นการแก้ปัญหาเรื่องชั้นตะกอนลอยแล้วยังสามารถเพิ่มอัตราการย่อยสลายตะกอนเนื่องจากจุลชีพสามารถสัมผัสกับน้ำเสียได้อย่างทั่วถึง เรียกว่า ถังย่อยอัตราสูง (High-rate Digester) รูปที่ 2.16 ประโยชน์จากการใช้ถังย่อยอัตราสูงนี้ศึกษาโดย Morgan (33) และ Torpey (34) ซึ่งทำให้ถังย่อยในปัจจุบันส่วนใหญ่ติดตั้งเครื่องกวนอยู่ด้วย



รูปที่ 2.15 ถังบำบัดแบบ Conventional



รูปที่ 2.16 ถังบำบัดอัตราสูง (High-rate Digester)



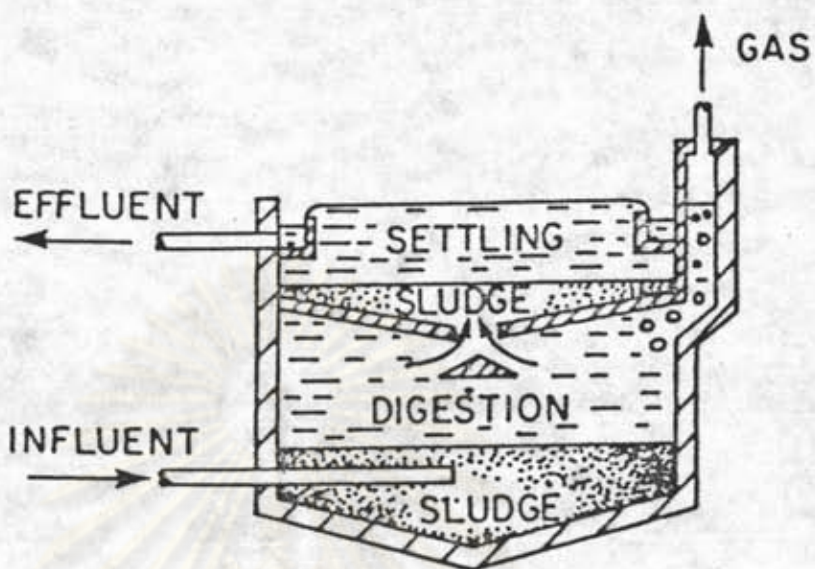
ในปี ค.ศ. 1950 Stander (35) ได้พบความสำคัญของการเลี้ยง
จำนวนแบคทีเรียให้มีอยู่ในถังปฏิกิริยาเป็นจำนวนมาก ๆ โดยการแยกแวกต์ที่เรื้อยออกจากน้ำทิ้ง
(effluent) มาเก็บเอาไว้ในถังปฏิกิริยา ทำให้สามารถลดระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดลง
เหลือเพียงสองวัน และต่อมาได้นำแนวความคิดนี้มาสร้างโรงบำบัดน้ำเสียจริงเรียกกระบวนการ
การนี้ว่า "Clarigester" รูปที่ 2.17 โดยถังปฏิกิริยามีถังตกตะกอนเพื่อแยกตะกอนจุลชีพ
ติดตั้งอยู่ที่ส่วนบนของถังย่อย

ในปี ค.ศ. 1955 Schroepfer และคณะ (21) ได้พัฒนากระบวนการ
สัมผัสแบบไร้อากาศ (Anaerobic Contact Process) โดยมีหลักการทำงานคล้ายกับ
กระบวนการตะกอนเร่ง (Activated Sludge Process) จะมีการติดตั้งถังตกตะกอนต่าง
หากเพื่อแยกตะกอนจุลชีพออกจากน้ำทิ้งและนำกลับสู่ถังปฏิกิริยาใหม่ รูป 2.18 ด้วยวิธีการนี้
สามารถลดระยะเวลาในการบำบัดแบบธรรมดาจาก 20 วัน ให้เหลือต่ำกว่าหนึ่งวัน

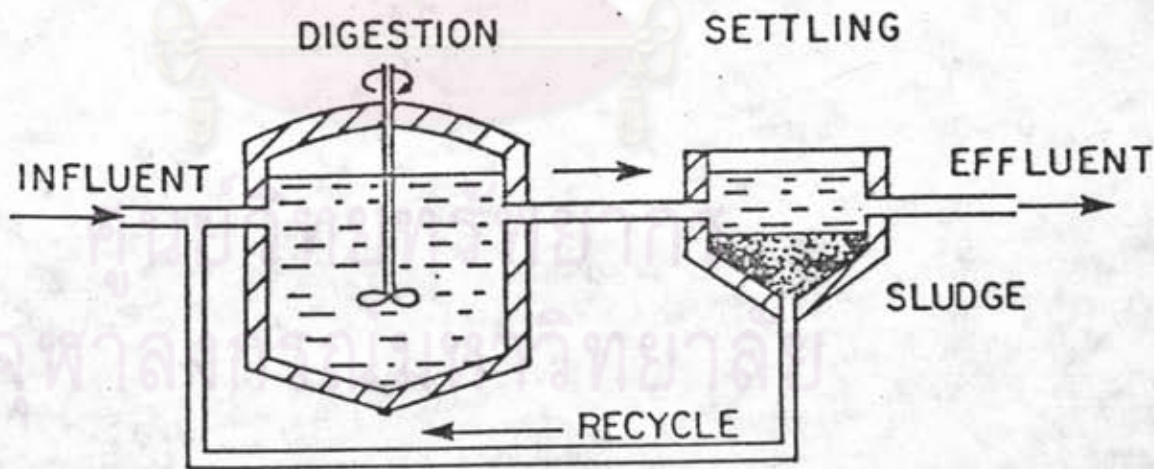
ในปี ค.ศ. 1969 Young และ McCarty (36) ได้พัฒนากระบวนการ
ถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter) โดยมีหลักการทำงานคล้ายกับกระบวนการทริกกลิง
ฟิลเตอร์ (Trickling Filter) รูปที่ 2.19 กระบวนการนี้พัฒนาจากแนวความคิดที่ว่า
ประสิทธิภาพของกระบวนการมีความสัมพันธ์กับระยะเวลาเก็บกักตะกอน ภายในถังปฏิกิริยาจะ
ใส่ตัวกลาง (Filter media) ไว้เป็นที่จับเกาะและเจริญเติบโตของจุลชีพ ทำให้กระบวนการ
ที่มีระยะเวลาเก็บกักตะกอนสูงซึ่งต่อมาได้มีการก่อสร้างเป็นโรงบำบัดน้ำเสียจริงในปี ค.ศ.
1972 (37)

Switzenbaum และ Jewell (38) ได้พัฒนากระบวนการ Anaerobic
Attached-Film Expanded Bed (AAFEB) รูปที่ 2.20 โดยให้น้ำเสียไหลขึ้นผ่านตัว
กลางที่ขยายตัวลอยอยู่ ด้วยหลักการนี้ทำให้สามารถแก้ไขปัญหาคัดขึ้นที่เกิดขึ้นในกระบวนการถัง
กรองไร้อากาศ

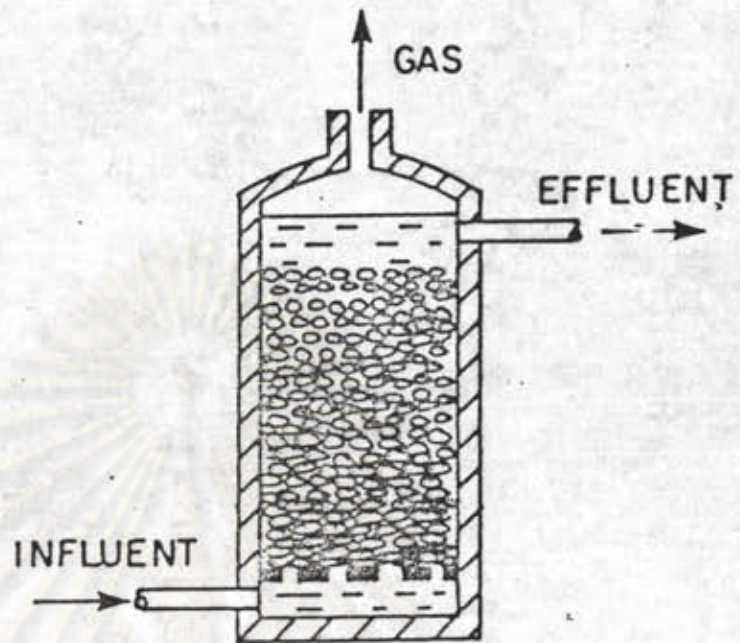
Letlinga และคณะ (39) ได้พัฒนากระบวนการคล้ายกับของ Stander
เพียงแต่เปลี่ยนแปลงวิธีการแยกตะกอนจุลชีพและการแยกก๊าซ เรียกกระบวนการนี้ว่า Upflow
Anaerobic Sludge Blanket (UASB) รูปที่ 2.21 ลักษณะที่สำคัญของกระบวนการนี้คือ
จะต้องสร้างตะกอนจุลชีพให้มีขนาดใหญ่พอที่น้ำหนักสามารถตกตะกอนเป็นชั้นตะกอนได้



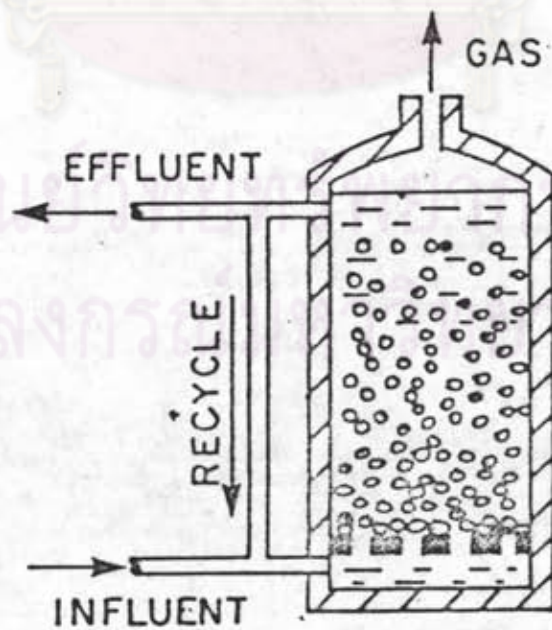
รูปที่ 2.17 ถังน้ำคั้นแบบ Clarigester



รูปที่ 2.18 กระบวนการสัมผัสแบบไร้อากาศ



รูปที่ 2.19 กระบวนการดังกล่าวใช้อากาศ



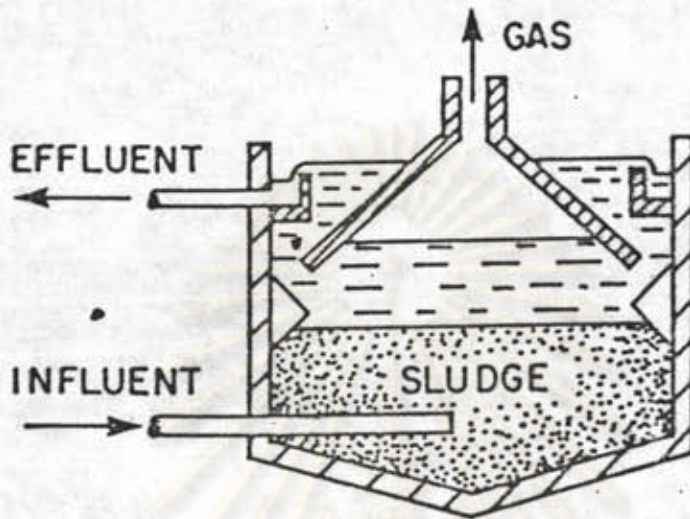
รูปที่ 2.20 กระบวนการ Anaerobic Attached-Film Expanded Bed

Gosh และคณะ (40) ได้พัฒนากระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศชั้นใหม่ โดยปรับปรุงตามลักษณะการทำงานของแบคทีเรีย มีการแยกตั้งปฏิกิริยาเป็นสองตั้ง ตั้งแรกเป็นตั้งปฏิกิริยาที่สร้างกรดและตั้งที่สองเป็นตั้งปฏิกิริยาที่สร้างมีเทน เรียกว่า ตั้งย่อยสลายแบบสองเฟส (Two-Phase Anaerobic Digestion) รูปที่ 2.22 ตามหลักการจุลชีววิทยาเชื่อว่า จะสามารถควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์แต่ละชนิดได้ ทำให้แบคทีเรียทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพเต็มที่

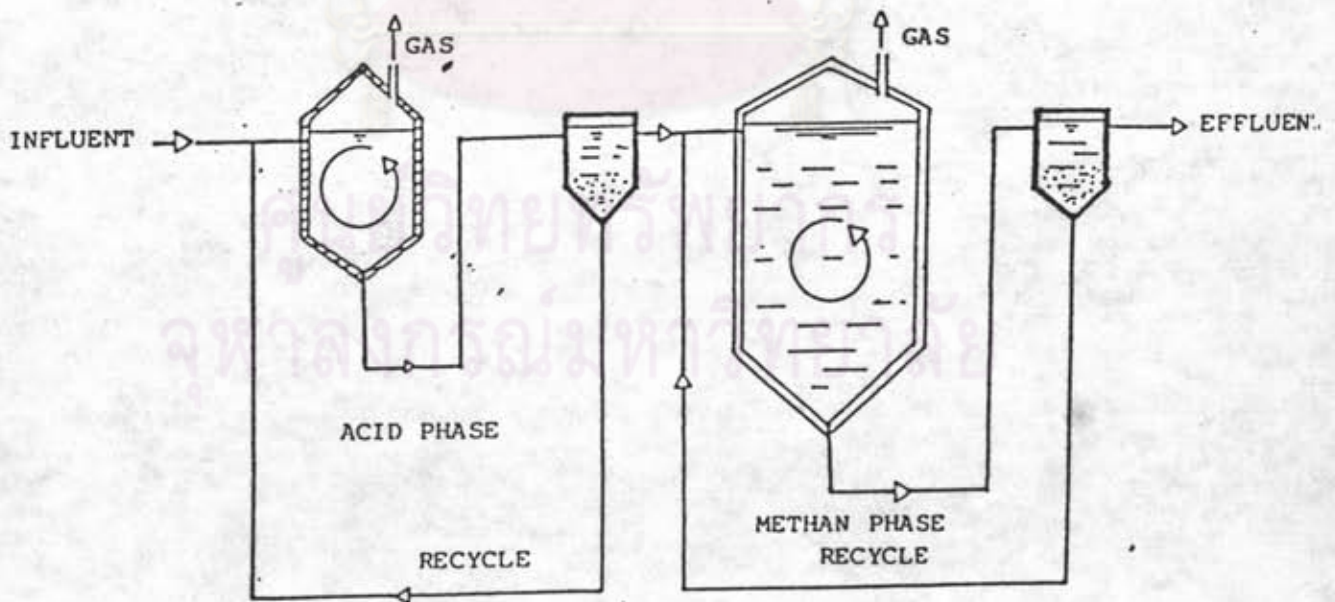
ปัจจุบันการพัฒนากระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศยังคงดำเนินต่อไปไม่หยุดยั้งมีกระบวนการใหม่ ๆ เกิดขึ้นมากมายแต่การศึกษาส่วนใหญ่ยังเป็นการศึกษาในห้องปฏิบัติการ ในอนาคตอันใกล้คงมีรายงานถึงกระบวนการใหม่ ๆ ที่สามารถจะใช้งานได้เป็นอย่างดีมีประสิทธิภาพ สะดวกแก่การควบคุม และเหมาะสมกับการลงทุนในการใช้งานจริง



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.21 กระบวนการ Upflow Anaerobic Sludge Blanket



รูปที่ 2.22. กระบวนการ Two-Phase Anaerobre Digestion