



ทฤษฎีและรายงานการวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 จุลินทรีย์และชีวเคมีของกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ

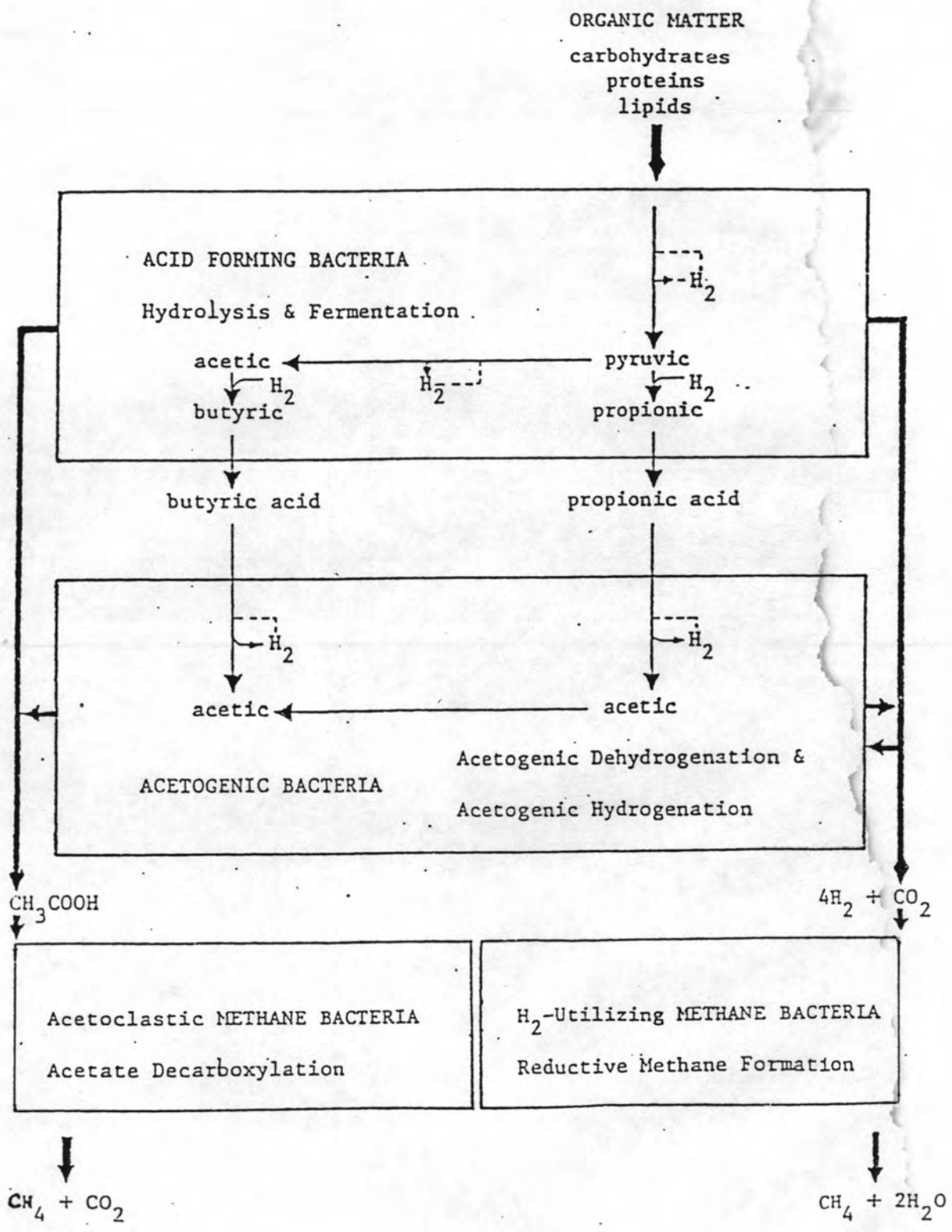
การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ มีลักษณะที่แตกต่างจากกระบวนการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน คือ ไม่มีออกซิเจนอิสระซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนเข้ามาเกี่ยวข้อง ปฏิกริยาชีวเคมีของการหมักเป็นปฏิกริยาที่สารอินทรีย์ถูกเปลี่ยนโดยจุลินทรีย์ให้เป็นก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่น ๆ อีกเล็กน้อย โดยมีลักษณะเป็นขั้นตอนที่ค่อนข้างซับซ้อนซึ่งสามารถจำแนกขั้นตอนการย่อยสลายออกเป็น 2 ขั้นตอนใหญ่ ๆ คือ

1. ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด (Acid Formation หรือ Non-Methanogenic Phase)
2. ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน (Methane Formation หรือ Methanogenic Phase)

โดยทั้งสองขั้นตอนจะแบ่งแบคทีเรียที่สำคัญออกเป็น 4 ประเภท

(ดังรูปที่ 2.1) คือ

1. Acid Forming Bacteria
2. Acetogenic Bacteria
3. Acetoclastic Methane Bacteria
4. H_2 -Utilizing Methane Bacteria



รูปที่ 2.1 กระบวนการเมตาบอลิซึมของการย่อยสลายแบบไร้อากาศ

(Mosey, 1984)

2.1.1 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด

ในขั้นตอนนี้ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 ประเภทคือ Acid Forming Bacteria และ Acetogenic Bacteria โดยที่แบคทีเรียเหล่านี้จะมีทั้งพวกที่สามารถดำรงชีพอยู่ในสภาวะที่มี หรือไม่มีออกซิเจนอิสระ (Facultative Anaerobic Bacteria) และพวกที่ดำรงชีพในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอิสระเลย (Obligate Anaerobic Bacteria) แต่จากที่พบในถังหมักส่วนใหญ่ ปรากฏว่ามีแบคทีเรียชนิด Obligate มากกว่าพวก Facultative Anaerobic Bacteria แบคทีเรียเหล่านี้จะย่อยสลายสารอินทรีย์พวกโปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมันให้เป็นกรดอินทรีย์ แอลกอฮอล์ และอื่น ๆ

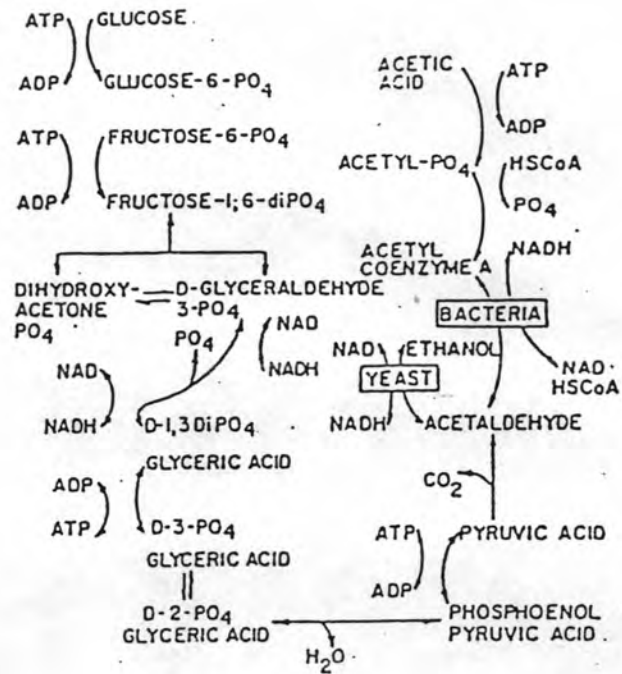
การย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดนี้อาจแบ่งออกเป็นขั้นตอนย่อยได้ 2 ขั้นตอน คือ

ก. การย่อยสลายภายนอกเซลล์ โดยวิไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

สารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อน (Complex Organic Compound) ซึ่งมีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมันจะถูกย่อยสลายเป็นสารประกอบอินทรีย์อย่างง่ายที่มีโมเลกุลขนาดเล็ก โดยกระบวนการไฮโดรไลซิส แบคทีเรียที่เป็นพวกแซปโฟไรติก (Saprophytic Bacteria) จะปล่อยน้ำย่อยออกจากเซลล์ (Extracellular Enzyme) ตามชนิดของสารอินทรีย์ โดยที่โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมันจะถูกย่อยสลายเป็นกรดอะมิโน กลูโคส และกรีเซอรอล ตามลำดับ

ข. การย่อยสลายภายในเซลล์

สารประกอบอินทรีย์อย่างง่ายที่มีโมเลกุลต่ำจะถูกดูดซึมเข้าสู่เซลล์ และย่อยสลายได้กรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำและมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว เรียกว่ากรดโวลาทิล (Volatile Acid) แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ พร้อมทั้งสร้างเซลล์ใหม่ด้วย การย่อยสลายกรดอะมิโน กลูโคสและกรีเซอรอลส่วนใหญ่จะต้องเปลี่ยนเป็นกรดไพรูวิก (Pyruvic Acid) ก่อนเสมอ แล้วกรดไพรูวิกจึงถูกย่อยสลายได้กรดอะซิติก และกรดที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำอื่น ๆ นอกนั้นเป็นแอลกอฮอล์และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เช่น การสลายกลูโคสที่ผ่านกระบวนการย่อยสลายที่เรียกว่า ไกลคอลิซิส ดังรูป 2.2



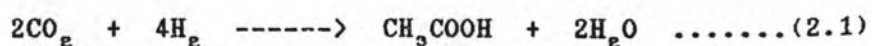
รูปที่ 2.2 การย่อยสลายกลูโคสโดยผ่านกระบวนการไกลคอลิซิส (McGhee, 1971)

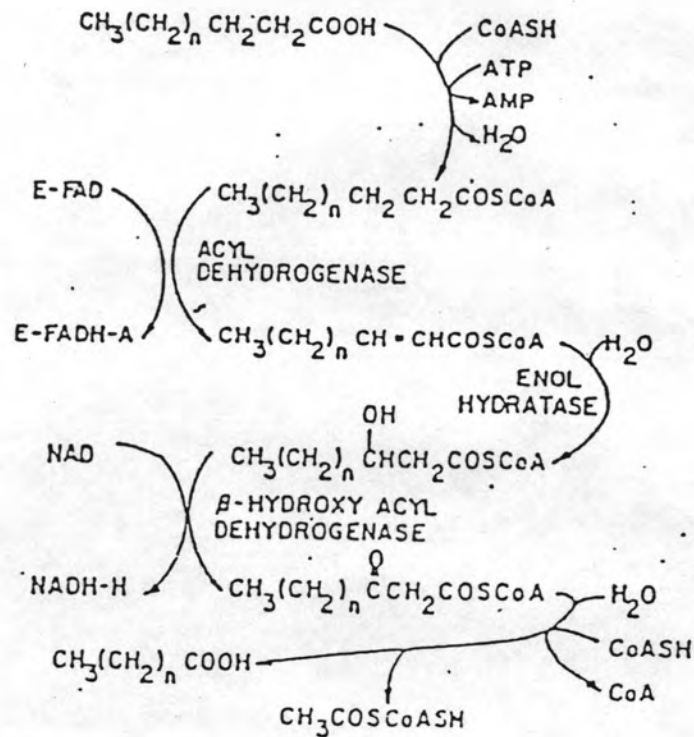
การย่อยสลายสารเหล่านี้ต่อไปนั้นบางครั้งจะไม่ใช่เป็นไปตามขั้นตอน เช่น การย่อยสลายน้ำตาลกลูโคสที่ไม่ถูกย่อยเป็นกรดไพรูวิกก็เนื่องมาจากการแตกตัว (Splitted) ของกลูโคสภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนได้กรดอะซิติก ซึ่ง 1 โมเลกุลของกลูโคสจะแตกตัวได้ 2 โมเลกุลของกรดอะซิติก

ส่วนการย่อยสลายไขมัน (Lipid) จะได้กรดไขมันที่มีขนาดใหญ่ (Long Chain Fatty Acid) เช่น กรดสเตียริก (Stearic Acid) กรดโอเลอิก (Oleic Acid) และกรดปาล์มิติก (Palmitic Acid) เป็นต้น กรดไขมันพวกนี้จะถูก Beta Oxidation ได้กรดอะซิติก

ดังรูป 2.3

ในบางครั้งกรดโวลลาไทล์สามารถเกิดขึ้นได้จากปฏิกิริยาของคาร์บอนไดออกไซด์กับไฮโดรเจนดังสมการที่ 2.1 ซึ่งจะเกิดขึ้นได้นั้นต้องอาศัยแบคทีเรียชื่อ Clostridium Aceticum





รูปที่ 2.3 การย่อยสลายไขมันโดยผ่านกระบวนการเบตาออกซิเดชัน

(Dagley and Nicholson, 1970)

แบคทีเรียย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กให้เป็นกรดไพรูวิกคือแบคทีเรียที่สร้างกรด (Acid Forming Bacteria หรือ Non-Methanogenic Bacteria) ต่อจากนั้นกรดไพรูวิกจะถูกย่อยสลายต่อไปเป็นกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่กว่ากรดอะซิติก เช่น กรดโพรพิโอนิก (Propionic Acid) หรือกรดบิวทีริก (Butyric Acid) หรืออาจจะได้กรดอะซิติกเลยก็ได้ ตารางที่ 2.1 แสดง Non-Methanogenic Bacteria ที่พบในถังหมัก แบคทีเรียอีกชนิดหนึ่งใน

ตารางที่ 2.1 ชนิดของ non-methanogenic bacteria ที่พบในถังหมักแบบ

ไร้อากาศ (Toerien et al., 1967)

Genus	Bacterial species	Reference
Aerobacter	A. aerogenes	TOERIEN(1967a)
Aeromonas	Aeromonas sp.	KOTZE et al.(1968)
Alcaligenes	A. bookerii	TOERIEN(1967b)
	A. faecalis	McCARTY et al.(1962), TOERIEN(1967b)
	A. viscolactis	McCARTY et al.(1962)
	Alcaligenes sp.	KORZE et al.(1968)
Bacillus	B. cereus	HATTINGH et al.(1967), TOERIEN(1967a,b)
	B. cereus var mycoides	HATTINGH et al.(1967), TOERIEN(1967a,b)
	B. circulans	TOERIEN(1967a,b)
	B. endorhynchus	BUCK et al.(1954)
	B. firmus	TOERIEN(1967b)
	B. kniefkampf	COOKSON and BURBANK(1965), BURBANK et al.(1966)
	B. megaterium	HATTINGH et al.(1967), TOERIEN(1967a,b)
	B. pantothenicus	HATTINGH et al.(1967)
	B. pumilus	HATTINGH et al.(1967), TOERIEN(1967b)
	B. sphaericus	TOERIEN(1967b)
	B. subtilis	TOERIEN(1967a)
	Bacillus sp.	TOERIEN(1967a)
Bacteroides	Bacteroides sp.	POST et al.(1967)
Clostridium	C. aminovalericum	HARDMAN and ATADTMAN(1960)
	C. carnosotidum	COOKSON and BURBANK(1965), BURBANK et al.(1966)
	E. coli	McCARTY et al.(1962), COOKSON and BURBANK(1965)
Escherichia	E. coli	BURBANK et al.(1966), TOERIEN(1967b)
	E. intermedia	TOERIEN(1967a)
	Escherichia sp.	KOTZE et al.(1968)
Klebsiella	Klebsiella sp.	BURBANK et al.(1966)
Leptospira	L. biclexa	TOERIEN(1967b)
	Leptospira sp.	MAKI(1954)
Micrococcus	M. candidus	TOERIEN(1967a,b)
	M. luteus	TOERIEN(1967b)
	M. varians	McCARTY et al.(1962), TOERIEN(1967a,b)
	M. ureae	TOERIEN(1967a,b)
	Micrococcus sp.	KOTZE et al.(1968)
Neisseria	N. catarrhalis	McCARTY et al.(1962)
Paraclostridium	P. intermedium	TOERIEN(1967b)
	P. coliforma	TOERIEN(1967b)
Proteus	P. vulgaris	TOERIEN(1967a)
Pseudomonas	P. aeruginosa	TOERIEN(1967a)
	P. ambigua	TOERIEN(1967a)
	P. denitrificans	BURBANK et al.(1966)
	P. oleovorans	TOERIEN(1967a)
	P. perolens	TOERIEN(1967b)
	P. pseudomallei	TOERIEN(1967a)
	P. reptilivora	McCARTY et al.(1962), TOERIEN(1967b)
	P. riboflavina	TOERIEN(1967b)
	Pseudomonas spp.	BURBANK et al.(1966), HATTING et al.(1967)
		KOTZE et al.(1968) TOERIEN(1967a,b)
		TOERIEN(1967b)
Rhodopseudomonas	R. pulvisitris	COOKSON and BURBANK(1965), BURBANK et al.(1966)
Sarcina	S. cooksonii	TOERIEN(1967b)
	S. lutea	McCARTY et al.(1962)
Serratia	S. indicans	BURBANK et al.(1966)
Streptococcus	S. diploidus	BUCK et al.(1953)
Streptomyces	S. bikiniensis	TOERIEN(1967b)

ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรด ได้แก่แบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen Production Acetogenic Bacteria) ซึ่งจะทำหน้าที่เปลี่ยนกรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่นกรดบิวทิริก หรือ กรดโพรพิโอนิก ให้เป็นอะซิติกและไฮโดรเจน เราเรียกปฏิกิริยาของแบคทีเรีย ที่สร้างก๊าซไฮโดรเจนว่า ไฮโดรเจนิซิส (Hydrogenesis) เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจนสามารถสร้างกรดได้ด้วย แต่แบคทีเรียที่สร้างกรดอาจไม่สามารถสร้างไฮโดรเจน จึงมีบางท่านจัดเอาแบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน เป็นชนิดหนึ่งของแบคทีเรียที่สร้างกรด น้ำทิ้งที่ผ่านขั้นตอน Non-Methanogenic Phase ที่ไม่มีการสร้างไฮโดรเจน จะทำให้มีซับสเตรต (Substrate) เหลืออยู่เกือบเท่าเดิม การที่ซับสเตรตถูกกำจัดออกไปเป็นส่วนน้อยมาก เพราะอิเล็คตรอนที่อยู่ในซับสเตรตเดิมจะถูกส่งต่อไปให้กับสารอินทรีย์ที่ยังคงมีอยู่ในน้ำทิ้ง ส่วนซับสเตรตที่ลดน้อยลงไปมักเป็นผลมาจากการสูญเสียประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ (Microbial Inefficiency) ในระหว่างที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารอินทรีย์เท่านั้น ดังนั้นเมื่อมีการสร้างไฮโดรเจนโดยที่อิเล็คตรอนถูกส่งให้กับไฮโดรเจนไอออน ทำให้เกิดก๊าซดังสมการ ที่ 2.2



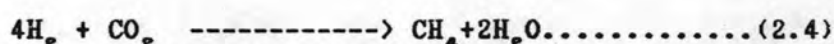
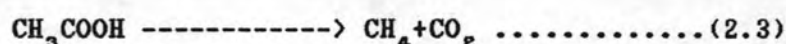
ดังนั้นการสร้างไฮโดรเจนจึงเป็นการลดอิเล็คตรอนของซับสเตรตทำให้สภาวะออกซิเดชันลดลง ซึ่งเป็นการลดปริมาณซับสเตรตหรือเป็นการลดปริมาณของซีโอดีนั่นเอง

2.1.2 ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน

กรดอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในขั้นตอนแรก จะเป็นสารอาหารของแบคทีเรียที่อยู่ในสภาวะไม่มีออกซิเจนอิสระ (Obligate Anaerobic Bacteria) มีชื่อเรียกว่า แบคทีเรียที่สร้างมีเทน (Methane Former Bacteria หรือ Methanogenic Bacteria) ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 ประเภท คือ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากอะซิติก (Acetoclastic Methane Bacteria) และแบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ (H_2 -Utilizing

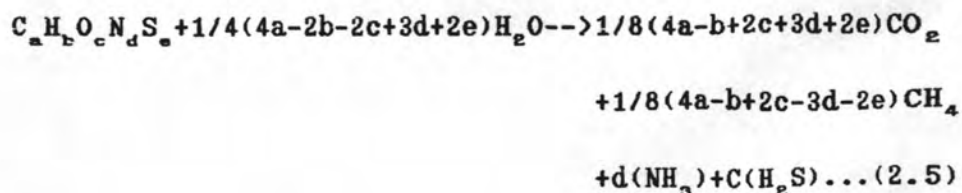
Methane Bacteria) แบคทีเรียเหล่านี้สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงพีเอชแคบ ๆ เท่านั้น อุณหภูมิที่เหมาะสมแก่การเจริญเติบโตอยู่ในช่วง 30-35°C แบคทีเรียที่สร้างมีเทนทุกตัวล้วนเป็น Obligate Anaerobic Bacteria ตารางที่ 2.2 แสดงชนิดของแบคทีเรียประเภทสร้างมีเทน ซึ่งจัดเป็นหมวดหมู่ (Balch et al., 1979)

สมการที่ 2.3 และ 2.4 แสดงการสร้างมีเทนจากแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภท สมการที่ 2.3 แสดงการสร้างมีเทนจากการดีคาร์บอกซิเทชันของกรดอะซิติก (Acetate Decarboxidation) และสมการที่ 2.4 แสดงการสร้างมีเทนจากการรีดักชันคาร์บอนไดออกไซด์ (Carbon-dioxide Reduction)



McCarty (1981) ได้รายงานถึงการเปลี่ยนแปลงอย่างสำคัญของขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อน ปรากฏว่ากรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมไม่สามารถเปลี่ยนเป็นมีเทนได้โดยตรงอีกต่อไป และได้แสดงถึงบทบาทของไฮโดรเจนอย่างเด่นชัด ดังแสดงในรูปที่ 2.4

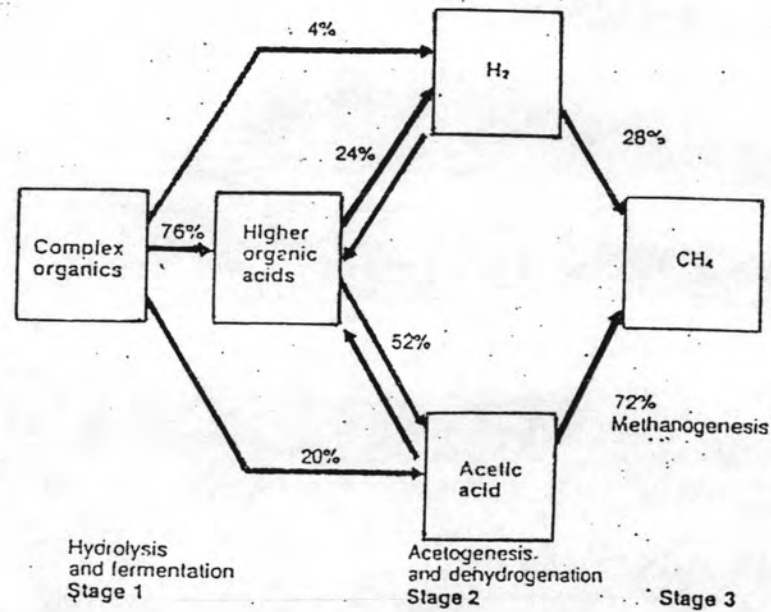
เนื่องจากการเกิดก๊าซมีเทนจากการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศมีความซับซ้อนยากต่อการเข้าใจ ดังนั้นจากการศึกษาของ A.M. Buswell และคณะ (1930) ทำให้สามารถเขียนสมการทั่วไปที่ง่ายต่อการเข้าใจถึงสมดุลย์ของมวลระหว่างสารอาหารที่ถูกย่อยสลายและก๊าซที่เกิดขึ้นได้ดังสมการที่ 2.5



ตารางที่ 2.2 แสดงการจัดหมู่ของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนที่เป็นเชื้อบริสุทซ์

(Balch et al., 1979)

	Type strain	Former designation	Substrates for growth and CH ₄ production
Order I. <i>Methanobacteriales</i> (type order)			
Family I. <i>Methanobacteriaceae</i>			
Genus I. <i>Methanobacterium</i> (type genus)			
1.	MF	<i>Methanobacterium formicicum</i>	H ₂ , formate
2.	M.o.H.	<i>Methanobacterium</i> sp. strain M.o.H.	H ₂
		<i>Methanobacterium</i> sp. strain M.o.H.G.	H ₂
3.	ΔH	<i>Methanobacterium thermoautotrophicum</i>	H ₂
Genus II. <i>Methanobrevibacter</i>			
1.	MI	<i>Methanobacterium ruminantium</i> strain MI	H ₂ , formate
2.	DHI	<i>Methanobacterium arborophilum</i>	H ₂
		<i>Methanobrevibacter arborophilus</i> strain AZ	H ₂
		<i>Methanobrevibacter arborophilus</i> strain DC	H ₂
3.	PS	<i>Methanobacterium ruminantium</i> strain PS	H ₂ , formate
Order II. <i>Methanococcales</i>			
Family I. <i>Methanococcaceae</i>			
Genus I. <i>Methanococcus</i>			
1.	SB	<i>Methanococcus vannielii</i>	H ₂ , formate
2.	PS	<i>Methanococcus</i> sp. strain PS	H ₂ , formate
Order III. <i>Methanomicrobiales</i>			
Family I. <i>Methanomicrobiaceae</i> (type family)			
Genus I. <i>Methanomicrobium</i> (type genus)			
1.	BP	<i>Methanobacterium mobile</i>	H ₂ , formate
Genus II. <i>Methanogenium</i>			
1.	JR1	Cariaco isolate JR1	H ₂ , formate
2.	JR1	Black Sea isolate JR1	H ₂ , formate
Genus III. <i>Methanospirillum</i>			
1.	JF1	<i>Methanospirillum hungatii</i>	H ₂ , formate
Family II. <i>Methanosarcinaceae</i>			
Genus II. <i>Methanosarcina</i> (type genus)			
1.	MS	<i>Methanosarcina barkeri</i>	H ₂ , CH ₃ OH, CH ₃ NH ₂ , acetate
		<i>Methanosarcina barkeri</i> strain 227	H ₂ , CH ₃ OH, CH ₃ NH ₂ , acetate
		<i>Methanosarcina barkeri</i> strain W	H ₂ , CH ₃ OH, CH ₃ NH ₂ , acetate



รูปที่ 2.4 การย่อยสลายสารอินทรีย์เชิงซ้อนแบบไร้อากาศ (McCarty, 1981)

2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ

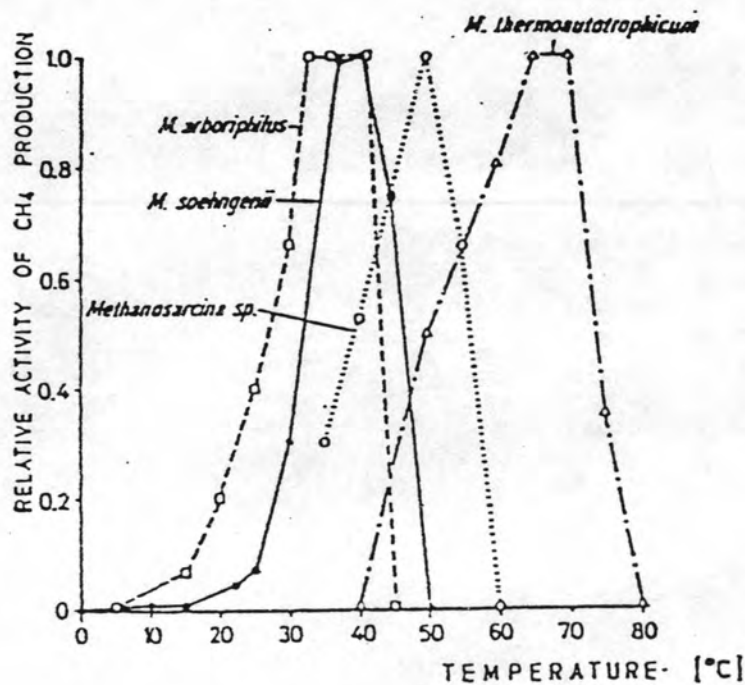
2.2.1 อุณหภูมิ (Temperature)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศนั้น จะมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่สองช่วงคือ ช่วงการทำงานของมีโซฟิลิคแบคทีเรีย (Mesophilic Bacteria) จะมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 30-40°C. และช่วงการทำงานของเทอร์โมฟิลิคแบคทีเรีย (Thermophilic Bacteria) จะมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 45-55°C. อุณหภูมิมีผลต่อการผลิตก๊าซของแบคทีเรียอย่างมาก การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2-3°C. จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของก๊าซมีเทนเป็น

อย่างมาก(Kotze', Thiel, and Hattingh, 1969)

จุลินทรีย์บางชนิดสามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิที่ต่างกัน และความสามารถผลิตก๊าซมีเทนของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนบางชนิดที่อุณหภูมิต่างๆได้แสดงในรูปที่ 2.5

Pfeffer และ Liebman(1974) ได้กล่าวไว้ว่าประสิทธิภาพของระบบจะลดลงเมื่ออุณหภูมิมากกว่า 63°C. และสรุปเช่นเดียวกับ Garber และคณะว่าการเพิ่มอุณหภูมิในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศไม่ได้ช่วยให้ระบบมีเสถียรภาพดีขึ้นเพียงแต่ช่วยลดเวลาการบำบัดลงเท่านั้น



รูปที่ 2.5 ความสามารถในการผลิตก๊าซมีเทนของแบคทีเรียที่สร้างมีเทนบางชนิดที่อุณหภูมิต่าง ๆ (Zehnder, Ingvorsen, and marti, 1982)

2.2.2 พีเอช กรดโวลาทิล และสภาพความเป็นด่าง(pH, Volatile Acids, Alkalinity)

ค่าพีเอชเป็นตัวที่จะใช้บ่งชี้ถึงสภาพภายในของระบบการหมักแบบไร้-
 อากาศได้แต่จะมีค่าการเปลี่ยนแปลงช้ามาก เมื่อค่าของกรดโวลาทิลมีการเปลี่ยนแปลง ดังนั้น
 ค่าพีเอชจึงเป็นตัวบ่งชี้ที่แสดงผลออกมาได้ช้า สำหรับการแก้ไขสภาวะในระบบหมักแบบไร้อากาศ
 เมื่อเปรียบเทียบกับค่าของกรดโวลาทิล แต่อย่างไรก็ตามค่าพีเอชยังเป็นสิ่งสำคัญในการควบคุม
 ระบบการหมักแบบไร้อากาศ พีเอชที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 6.7-7.2 ซึ่งเหมาะแก่การทำงาน
 ของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว ถ้าพีเอชต่ำกว่า 6.2 ซึ่ง
 McCarty และ McKinney (1961) ได้จัด H^+ ไว้อยู่ในพวก Toxic Cation

การควบคุมพีเอชในระบบการหมักแบบไร้อากาศสามารถทำได้ โดยการ
 ควบคุมปริมาณกรดโวลาทิล (Volatile Acids) และสภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) โดย
 ปกติปริมาณกรดโวลาทิลควรมีค่าประมาณ 50-500 มก./ล. . . เมื่อคิดอยู่ในรูปของกรดอะซิติก
 หากปริมาณกรดโวลาทิลมีมากกว่า 2,000 มก./ล. (as CH_3COOH) แล้วจะทำให้ประสิทธิภาพ
 การกำจัดลดลงอัตราส่วนระหว่างกรดโวลาทิลและสภาพความเป็นด่างจะต้องไม่เกิน 0.3-0.4
 (WPCF Manual of Practice NO.16 Anaerobic Sludge Digestion) Pohland
 (1969) ได้เสนอวิธีการควบคุมพีเอชโดยอาศัยความเป็นด่างเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมกับการ
 ทำงานของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน โดยเรียกวิธีนี้ว่า "Acid-Base Equilibrium Control"
 ซึ่งสามารถบอกให้ทราบว่า สภาพความเป็นด่างเพียงพอสำหรับการควบคุมพีเอช หรือไม่ดังสมการ
 ที่ 2.6

$$BA = TA - 0.833(0.85)TVA. (2.6)$$

โดยที่ BA = ปริมาณความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (Bicarbonate Alkali-
 nity) ที่มากเกินไปหรือขาดไป (มก./ล. ในรูปของ $CaCO_3$)

TA = ปริมาณความเป็นด่างรวม (Total Alkalinity) วัดโดยการติเตตร
 ถึงพีเอช 4.0 (มก./ล. ในรูปของ $CaCO_3$)

TVA = ปริมาณของกรดโวลาทิลรวม (Total Volatile Acids) ที่มีอยู่
 (มก./ล. ในรูปของ CH_3COOH)

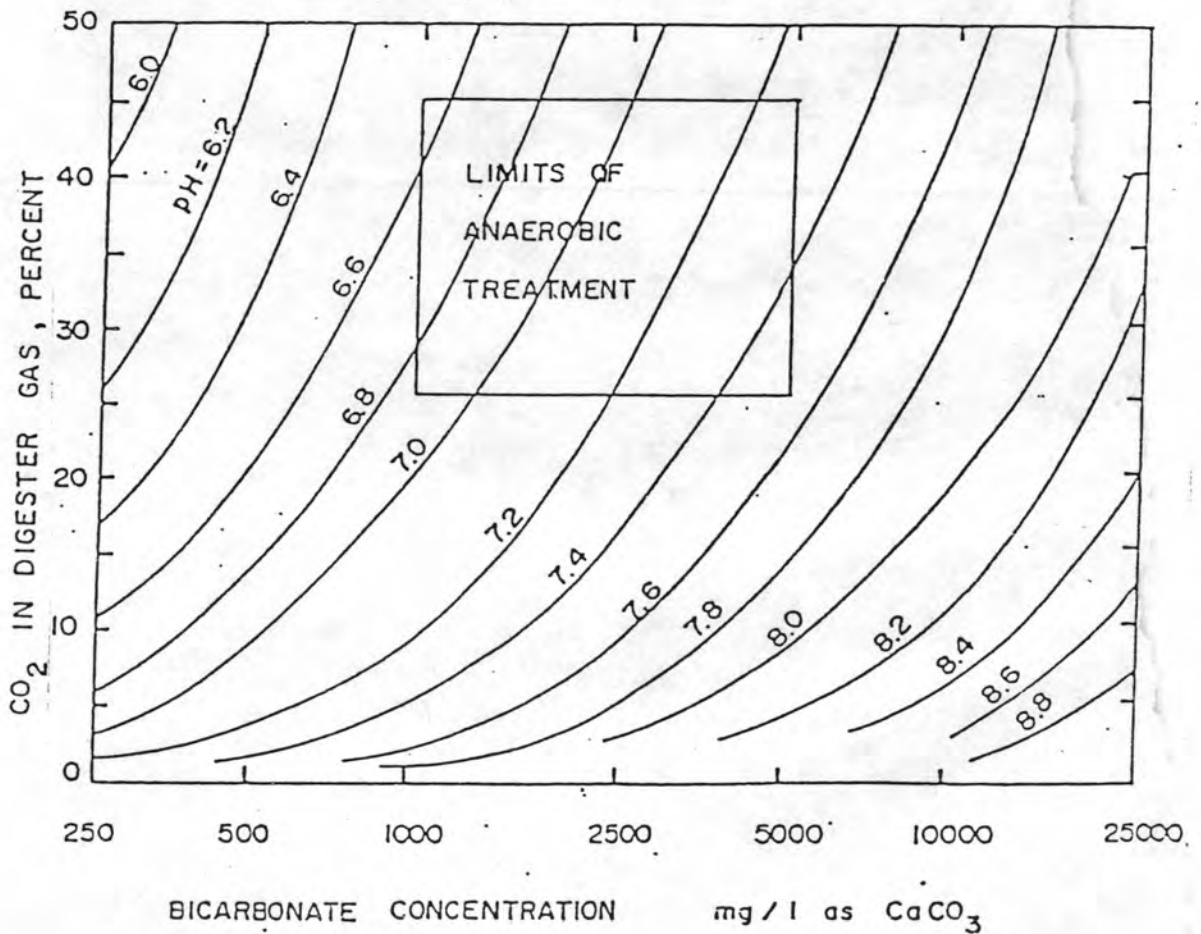
0.833 = น้ำหนักสมมูลของ CaCO_3 / น้ำหนักสมมูลของ CH_3COOH

0.85 = มีอะซิเตด 85% จากกรดโวลลาไทล์เมื่อใช้วิธีดีเทรจนึงพีเอช 4.0

นอกจากนั้นการเปลี่ยนแปลงพีเอชยังขึ้นอยู่กับปริมาณก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นอีกด้วย โดยมีความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช ไบคาร์บอเนต สภาพความเป็นด่าง และร้อยละของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ดังสมการที่ 2.7

$$\text{pH} = 5.14 - \log(\% \text{CO}_2) + \log(\text{HCO}_3^- \text{ as mg/l CaCO}_3) \dots (2.7)$$

McCarty (1964) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอช และปริมาณไบคาร์บอเนตที่เหมาะสม (ดังรูปที่ 2.6) และชี้ให้เห็นว่าสภาพความเป็นด่างไม่ควรต่ำกว่า 1000 มก./ล. เมื่อคิดในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต เพื่อให้พีเอชลดค่าลงจนเป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์ในระบบ



รูปที่ 2.6 ความสัมพันธ์ระหว่าง pH กับปริมาณความเข้มข้นของ Bicarbonate alkalinity (McCarty, 1964)

2.2.3 สารอาหาร (Nutrients)

เนื่องจากในเซลล์ของจุลินทรีย์จะประกอบไปด้วยธาตุหลักที่สำคัญ 4 ชนิดคือ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) และซัลเฟอร์ (S) โดยมีอัตราส่วน C:N:P:S เท่ากับ 100:10:1:1 (Mitchell, 1974) ดังนั้นเพื่อการเจริญเติบโตและการดำรงชีพของ จุลินทรีย์ จึงจำเป็นต้องใช้ธาตุเหล่านี้ไปเป็นสารอาหาร Speece และ McCarty (1964) ได้ แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระนั้น ต้องการธาตุไนโตรเจนเมื่อเทียบกับน้ำหนัก เซลล์เท่ากับ 9.4 (Cell Weight / N = 9.4) Sanders และ Bloodgood (1965) ได้ทำการ ศึกษาพบว่า จุลินทรีย์ชนิดไม่ต้องการออกซิเจนอิสระต้องการฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณธาตุ ไนโตรเจนที่ประกอบเป็นเซลล์ ($N/P = 7$) และได้กล่าวถึงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณธาตุไนโตรเจนกับคาร์บอนที่มีอยู่ในสารอาหารที่ป้อนเข้าสู่ถังหมักแบบไร้อากาศพบว่าอัตราส่วนระหว่างปริมาณ ธาตุคาร์บอนและไนโตรเจนในสารอาหารเท่ากับ 16 ระบบจะทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ McCarty (1964) กล่าวว่าปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อย สลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วนดังนี้ $BOD_5 : N : P$ เท่ากับ 100:1.1:0.2 นอกจากสารอาหารหลักแล้ว แบคทีเรียยังต้องการอาหารเสริมอีกในปริมาณเล็กน้อย เชื่อว่าแบคทีเรียใช้สารอาหารเหล่านี้ในกลไก ของเมตาบอลิซึม ปริมาณอาหารเสริมที่ควรมีในกระบวนการ บำบัดแบบไร้อากาศได้แนะนำไว้ใน ตารางที่ 2.3

2.2.4 สารพิษ (Toxic Materials)

สารพิษในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ อาจจะเป็นพิษโดยตรงหรือยับยั้ง การทำงานของจุลินทรีย์ ซึ่งขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณความเข้มข้นของสารพิษนั้น ๆ McCarty (1964) พบว่าความเป็นพิษต่อระบบของสารพิษนั้นมีตั้งแต่ยับยั้งการทำงาน (Inhibited) จนถึง เป็นพิษโดยตรง (Toxic) แต่อย่างไรก็ตามสารพิษบางชนิดหากมีปริมาณความเข้มข้นที่พอเหมาะจะ ช่วยให้อุณหภูมิทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นได้ สารพิษเหล่านี้ได้แก่กรดโวลาทิล เกลือ

ตารางที่ 2.3 ปริมาณอาหารเสริมที่แบคทีเรียต้องการ(Eckenfelder and Santanam, 1978)

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

อนินทรีย์ โลหะหนัก แอมโมเนีย ซัลไฟด์ เป็นต้น

Kroeker et al. (1979) ได้พบว่าความเป็นพิษของสารพิษบางชนิดอาจมีความรุนแรงเพิ่มขึ้นหรือลดลงได้เมื่อมีการเปลี่ยนแปลงพีเอชและอุณหภูมิเกิดขึ้น

สารพิษบางชนิดอาจไม่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบน้ำทำให้ระบบมีความคุ้นเคย (Acclimatize) กับสารเหล่านั้นเสียก่อน สำหรับวิธีการป้องกันและยับยั้งไม่ให้เกิดพิษขึ้นในระบบ สามารถทำได้ดังนี้

1. กำจัดสารเหล่านั้นออกก่อนเข้าสู่ระบบ หรืออาจทำให้สารนั้นหมดความเป็นพิษลงด้วยการตกตะกอน
2. ทำการเจือจางจนถึงระดับไม่เป็นพิษ
3. เติมสารที่ทำลายความเป็นพิษของสารนั้น ๆ (Antagonistic) สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบ่งออกเป็น 4 ประเภท

ใหญ่ ๆ คือ

2.2.4.1 พิษของกรดโวลาทิล (Volatile Acid Toxicity)

กรดโวลาทิลซึ่งเป็นอาหารของจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนแต่อาจทำให้เกิดพิษกับจุลินทรีย์ได้ถ้ามีปริมาณกรดโวลาทิลมากเกินไป เพราะจะทำให้ระบบล้มเหลวเนื่องจากเสียดุลย์ ซึ่งทำให้ค่าพีเอชในระบบลดต่ำลงจนแบคทีเรียที่สร้างมีเทนไม่สามารถทนอยู่ได้ Kotzé et al. (1969) ได้กล่าวว่าโมเลกุลของกรดอ่อน (Weak Acid) และด่างอ่อน (Weak Base) ที่ไม่แตกตัวเป็นไอออน (Ionic Form) นั้นสามารถผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลินทรีย์ได้เร็วมาก ทำให้เซลล์เสียดุลย์ของการขนส่งและการขับถ่ายและตายลงในที่สุด ตัวอย่างเช่นที่พีเอชต่ำ กรดอ่อนซึ่งไม่แตกตัวเป็นไอออนจะซึมผ่านเข้าสู่เซลล์ของจุลินทรีย์ได้ง่าย ทำให้พีเอชภายในเซลล์จุลินทรีย์ลดลงจนจุลินทรีย์จึงตายและที่พีเอชสูงด่างอ่อนที่ไม่แตกตัวเป็นไอออน ก็จะทำให้ผลเช่นเดียวกัน การกักพิษของกรดโวลาทิลจะทำได้โดยลดปริมาณ Organic Loading ลงการเติมสารปรับสภาพความเป็นกรด เป็นต้น

2.2.4.2 พิษของไอออนหรือโลหะหนัก (Ion or Heavy Metal Toxicity)

ระดับความเป็นพิษของไอออนหรือโลหะหนัก ถ้ามีมากเกินไปจนเกินจำนวนหนึ่งก็จะทำให้เกิดการเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบได้ ไอออนที่สำคัญได้แก่ Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} และ S^{2-} โดยปกติไอออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนลบ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณไอออนบวกด้วยว่ามีปริมาณมากน้อยเพียงใด McCarty และ McKinney (1961) Kugelman และ McCarty (1965) ได้สรุปผลของปริมาณไอออนบวกที่มีผลต่อระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ดังแสดงไว้ในตารางที่ 2.4 ซึ่งจะเห็นว่าความเป็นพิษของไอออนบวกแต่ละชนิดไม่เท่ากันขึ้นอยู่กับจำนวน

ตารางที่ 2.4 ปริมาณไอออนบวกที่มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ (McCarty, 1964)

Cation	Unit	Stimulatory	Moderately Inhibitory	Strongly Inhibitory
Sodium (Na^+)	mg/l	100 - 200	3,500-5,500	8,000
Potassium (K^+)	mg/l	200 - 400	2,500-4,500	12,000
Calcium (Ca^{2+})	mg/l	100 - 200	2,500-4,500	8,000
Magnesium (Mg^{2+})	mg/l	75 - 150	1,000-1,500	3,000

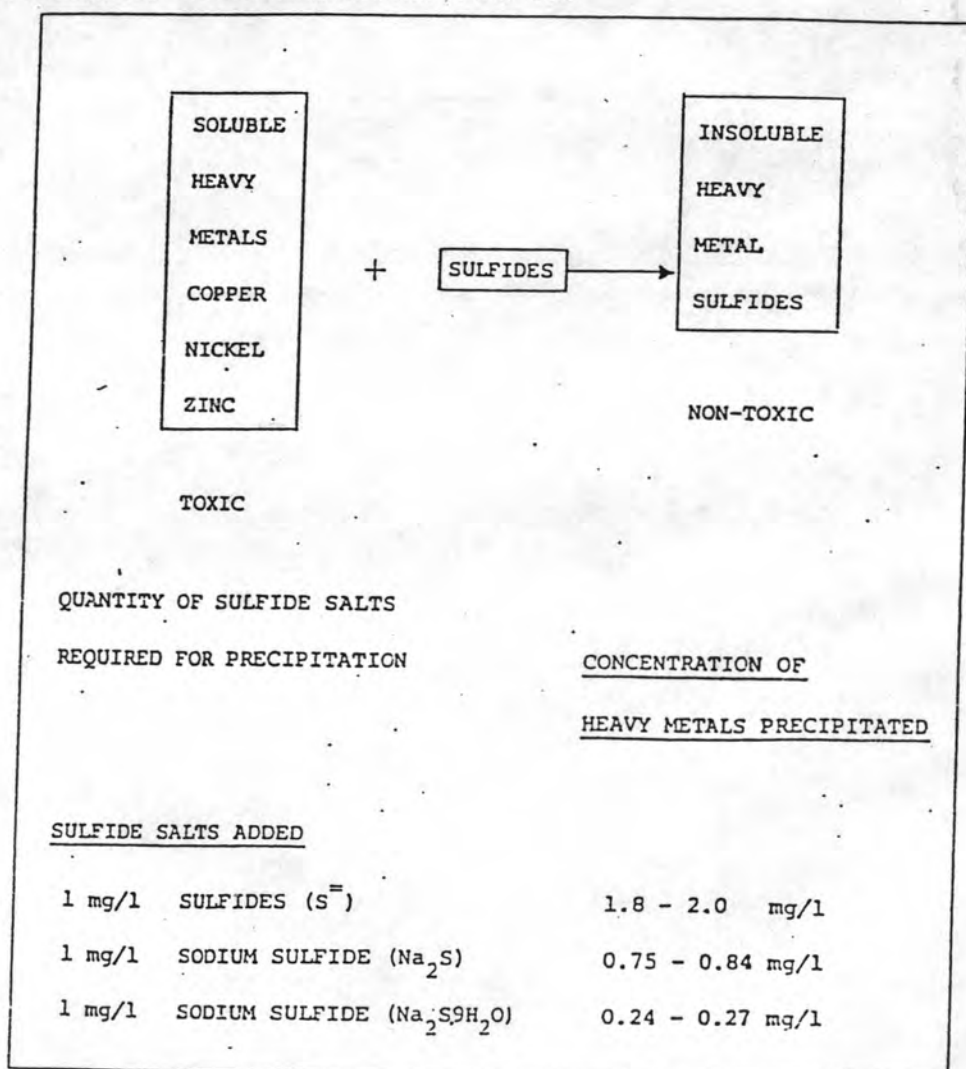
วาเลนซี (Valency) และน้ำหนักอะตอมของไอออน พิษของไอออนบวกที่มีวาเลนซีเท่ากับ 2 จะมีพิษมากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซี 1 ถึง 10 เท่า เช่นพิษของ Ca^{2+} และ Mg^{2+} จะมากกว่าพิษของ Na^+ และ K^+ ถึง 10 เท่า ดังนั้นพิษของไอออนบวกจะเพิ่มขึ้นเมื่อวาเลนซีสูงขึ้น และน้ำหนัก

ละคอมเพิ่มมากขึ้น เราสามารถลดความเป็นพิษของอิออนบวกได้โดยการทำแอนตาโกนิซึม (Antagonism) คือ เมื่ออิออนบวกอยู่ร่วมกันในความเข้มข้นที่พอเหมาะพิษของอิออนบวกชนิดหนึ่งสามารถลดความเป็นพิษของอิออนบวกอีกชนิดหนึ่งได้ เช่น พิษของ Na^+ เข้มข้น 3500 มก./ล. สามารถจะทำให้หมดไปได้ถ้ามี Ca^{2+} และ Mg^{2+} ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50 - 1000 มก./ล. (McCarty and McKinney, 1961) แต่ในทางตรงกันข้ามอิออนบวกบางชนิด อาจไปเพิ่มความ เป็นพิษของอิออนอีกชนิดหนึ่งที่อยู่ร่วมกันได้ ซึ่งเรียกปรากฏการณ์นี้ว่า ซินเนอร์จิสซึม (Synergism) ซึ่งแอนตาโกนิซึม และซินเนอร์จิสซึมของอิออนบวกในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศได้แสดงไว้ในตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 แอนตาโกนิซึม และซินเนอร์จิสซึมของอิออนบวกในกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ (Eckenfelder and Santanam, 1978)

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

ส่วนพิษของโลหะหนักที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศได้แก่ แอมโมนีแอส สังกะสี แคดเมียม นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง ปรอท ตะกั่ว และโครเมียม เป็นต้น ความเป็นพิษของโลหะหนักเหล่านี้จะยับยั้งการเจริญเติบโตของระบบ หรืออาจจะทำให้จุลินทรีย์ตายได้ โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำเสียในรูปของไอออน และพิษของโลหะหนักจะมาก หรือน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์ สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือของโลหะหนักขึ้นมา ซึ่งจะไม่ละลายน้ำ (McCarty, 1964) ดังรูปที่ 2.7 ความเป็นพิษของไอออนหรือโลหะหนักจะเกิดต่อจุลินทรีย์ก็ต่อเมื่อมีปริมาณมากกว่าค่าระดับหนึ่งดังแสดงในตารางที่ 2.6



รูปที่ 2.7 ปฏิกริยาการทำลายพิษของโลหะหนักโดยซัลไฟด์ (S^{2-})

ในสภาวะไร้อากาศ (McCarty, 1964)

ตารางที่ 2.6 ความเข้มข้นของอิออนและโลหะหนักที่เป็นพิษต่อระบบหมักโดยตรง

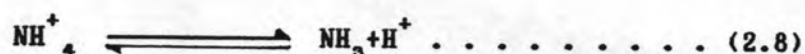
(McCarty, 1964)

อิออนและโลหะหนักที่เป็นพิษ	ความเข้มข้น		ผลกระทบต่อระบบหมัก
	มก./ลบ.ดม.	มก./ลบ.ดม.	
Na ⁺	0.2	4,600	เริ่มการยับยั้งการทำงาน (inhibition)
	0.4	9,200	หยุดการทำงาน (complete inhibition)
K ⁺	0.05-0.10	1,900-3,900	ไม่ผล (no inhibition)
	> 0.1	> 3,900	เริ่มการยับยั้งการทำงาน
Mg ²⁺	0.35	13,650	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	การปนเปื้อนที่ลดลงเหลือร้อยละ 24 ของเกณฑ์ควบคุม
Zn	-	> 500	หยุดการเกิดก๊าซ
	-	350-400	การปนเปื้อนที่ลดลงเหลือเพียงร้อยละ 5 ของเกณฑ์ควบคุม
Ni	-	1,000	บ่งชี้ความเป็นพิษร้ายแรง (completely toxic)
	-	200	บ่งชี้ความเป็นพิษร้ายแรง
Cr	-	367	การปนเปื้อนที่ลดลงเหลือเพียงร้อยละ 23 ของเกณฑ์ควบคุม
	-	500-1,000	บ่งชี้ความเป็นพิษร้ายแรงอย่างรุนแรง (serious toxic)
Cr	-	> 1,000	บ่งชี้ความเป็นพิษร้ายแรง
	-	200	บ่งชี้ความเป็นพิษร้ายแรง
	-	2,000	บ่งชี้ความเป็นพิษร้ายแรง

2.2.4.3 พิษของก๊าซบางชนิด

พิษของแอมโมเนีย (Ammonia Toxicity)

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางชีววิทยาแบบไร้อากาศจะมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ด้วย คือพวกโปรตีนหรือยูเรีย (Urea) แอมโมเนียจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยสารทั้งสองตัวนี้จะเปลี่ยนไปมาได้โดยขึ้นอยู่กับพีเอชดังสมการ 2.8



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิริยาจะดำเนินไปทางขวา ซึ่งก๊าซแอมโมเนียจะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนมากกว่าแอมโมเนียมไอออน (McCarty, 1964) ตารางที่ 2.7 แสดงปริมาณของแอมโมเนียในโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

ตารางที่ 2.7 ผลของแอมโมเนียในโตรเจนต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ (McCarty, 1964)

แอมโมเนียในโตรเจน, มก/ล.	ผลต่อระบบ
50-200	ปริมาณพอเหมาะ
200-1000	ยังไม่เกิดผล
1500-3000	เริ่มยับยั้งเมื่อพีเอชสูง
> 3000	เป็นพิษโดยตรง

พิษของซัลไฟด์ (Sulfide Toxicity)

ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบไร้อากาศจะเกิดการเป็นพิษของซัลไฟด์ต่อแบคทีเรียเมื่อน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีปริมาณของซัลไฟด์มาก หรืออาจเกิดจากการย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) ที่มีอยู่ในน้ำเสียหรือเกิดจากการย่อยสลายสารประเภทโปรตีนซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นในระบบอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอินออนบวกที่รวมอยู่ถ้ารวมกับโลหะหนักก็จะตกตะกอนลงมา ส่วนที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) แบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระสามารถทนต่อซัลไฟด์ที่ละลายน้ำที่มีความเข้มข้น 50 ถึง 100 มก./ล. ได้แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียชนิดนี้ในระบบ (McCarty, 1964)

2.2.4.4 พิษของสารอินทรีย์ (Toxic Organic Material)

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ สารเหล่านี้ได้แก่ แอลกอฮอล์ (Alcohol) และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (Long Chain Fatty Acid) เช่น แอลกอฮอล์ เมทานอล (Methanol) ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างต่อเนื่อง (Continuous Feed) เพื่อทำให้แบคทีเรียมีความคุ้นเคยและปรับตัวได้ หรืออาจแก้ไขโดยการเติมสารเคมีเพื่อทำให้เกิดการตกตะกอนของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษ

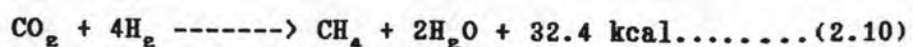
2.2.5 ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน (Oxidation-Reduction Potential)

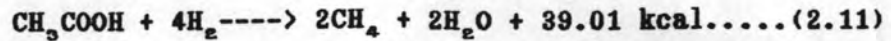
แหล่งพลังงานเบื้องต้นของสิ่งมีชีวิต คือพลังงานเคมีที่ได้จากสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ซึ่งการใช้สารประกอบเคมีเป็นแหล่งพลังงานจำเป็นต้องอาศัยปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction Reaction) หรือเรียกว่าปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox Reaction) ซึ่งเกิดจากผลรวมของปฏิกิริยาออกซิเดชัน (ปฏิกิริยาที่มีการให้อิเล็กตรอน) และปฏิกิริยารีดักชัน (ปฏิกิริยาที่มีการรับอิเล็กตรอน) กลไกหลักของปฏิกิริยารีดอกซ์นี้ได้แก่ การถ่าย-

เทออิเล็กทรอนิกส์ (Electron Transfer) จากสารหนึ่งไปสู่อีกสารหนึ่ง ดังนั้นปฏิกิริยารีดอกซ์จะเกิดสมบูรณ์ได้จะต้องประกอบด้วย สารให้อิเล็กตรอน และสารรับอิเล็กตรอน

ปฏิกิริยาทางเคมีที่เกิดขึ้นในน้ำ ส่วนใหญ่มักเป็นปฏิกิริยารีดอกซ์ จึงต้องมีสารที่รับอิเล็กตรอน(Oxidizing Agent)และสารที่ให้อิเล็กตรอน(Reducing Agent) ควบคู่กันเสมอ สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียมักเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และเป็นแหล่งพลังงานที่สำคัญ ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน โดยจะมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนซึ่งจะออกซิไดซ์สารอินทรีย์ให้มีพลังงานลดลง นั่นคือมีการปรับสภาพน้ำเสียให้มีคุณภาพดีขึ้น ส่วนในระบบบำบัดแบบไร้-อากาศจะไม่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอน แต่จะใช้คาร์บอนไดออกไซด์ และกรดอะซิติกแทน

สารประกอบทางเคมีมีความแตกต่างกันในแนวโน้มที่จะรับหรือให้อิเล็กตรอนเสมอ ดังนั้นจึงมีพารามิเตอร์ที่เรียกว่า ออกซิเดชัน-รีดักชันโพเทนเชียล (Oxidation Reduction Potential) หรือเรียกสั้น ๆ ว่าโออาร์พี (ORP)ค่าของพารามิเตอร์นี้สามารถวัดโดยใช้วิธีไฟฟ้าเทียบกับสารมาตรฐานซึ่งมักเป็นไฮโดรเจน สารที่ถูกรีดิวซ์มากจะมีพลังงานมาก และจะมีค่าโพเทนเชียลต่ำ นั่นคือมีแนวโน้มรับอิเล็กตรอนน้อย สารที่มีโพเทนเชียลต่ำกว่าสามารถให้อิเล็กตรอนแก่สารที่มีโพเทนเชียลสูงกว่า สารเคมีส่วนใหญ่สามารถเป็นได้ทั้งสารให้หรือสารรับอิเล็กตรอน ซึ่งขึ้นอยู่กับว่ามันจะทำปฏิกิริยากับสารชนิดใด ในกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการทางชีวเคมีที่ต่อเนื่องและซับซ้อน อย่างไรก็ตามเป็นที่เชื่อกันว่าในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ การลดค่าซีโอดีเป็นผลมาจากปฏิกิริยารีดอกซ์โดยการถ่ายเทอิเล็กตรอนจากสารอินทรีย์ในน้ำเสียไปยังสารรับอิเล็กตรอนอย่างต่อเนื่องตลอดเวลา ซึ่งสารรับอิเล็กตรอนได้แก่คาร์บอนไดออกไซด์ และกรดอะซิติก (มันสัน คัมทูล เวศม์, 2525) ด้วยเหตุนี้ค่าโออาร์พีจึงน่าจะเป็นพารามิเตอร์ตัวหนึ่งสำหรับใช้ควบคุมระบบการหมักแบบไร้อากาศได้ตัวอย่างของปฏิกิริยารีดอกซ์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ ได้แสดงตามสมการข้างล่างนี้ (มันสัน คัมทูล เวศม์, 2534)





สมการ 2.9 เป็นการสร้าง H_2 โดย H^+ เป็นตัวรับ e^- ทำให้เกิดการลด e^- ของขั้วแคโทด ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียที่ไม่สร้างมีเทน สมการ 2.10 เป็นการสร้าง CH_4 โดยใช้ CO_2 เป็นสารตัวสุดท้ายในการรับ e^- จาก H_2 ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียที่สร้าง CH_4 จาก H_2 สมการ 2.11 เป็นการสร้าง CH_4 โดยใช้ CH_3COOH เป็นสารตัวสุดท้ายในการรับ e^- จาก H_2 ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียที่สร้าง CH_4 จาก CH_3COOH โดยมี H_2 เป็นแหล่งพลังงาน

การนำโอราร์พีมาใช้ควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียมิใช่แนวความคิดใหม่ที่เพิ่งเกิดขึ้น แต่มีการใช้กันมานานแล้วโดย Spitta และ Weldert (1906) ได้นำการวัดโอราร์พีมาใช้ในงานบำบัดน้ำเสียครั้งแรกกับระบบแอคติเวเตดสลัดจ์ ต่อมาก็มีนักวิจัยอีกหลายท่านได้พยายามปรับปรุงและแก้ไขเพื่อนำมาใช้กับงานบำบัดน้ำเสียทั้งระบบที่ใช้ออกซิเจน และระบบถังหมักแบบไร้อากาศ

ส่วนประกอบของเครื่องวัดโอราร์พีประกอบด้วย

1. Inert Metal Electrode หรือ Unattackable Electrode จะทำจากโลหะมีตระกูล เช่น ทองคำขาว (Platinum) ทอง (Gold) หรือนิกเกิล (Nickel) ซึ่งมีหน้าที่ในการนำไฟฟ้าเพียงอย่างเดียวเท่านั้น ไม่มีส่วนในการวัดศักย์ไฟฟ้าของปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมี
2. Reference Electrode อาจเป็น Hydrogen Reference Electrode ซึ่งค่าที่วัดได้จะเป็นค่าความต่างศักย์มาตรฐาน (Eh) เมื่อเทียบกับขั้วไฟฟ้าไฮโดรเจน แต่ถ้า Reference Electrode เป็น Calomel หรือ Silver-Silver Chloride ค่าศักย์ไฟฟ้าที่วัดได้ต้องนำมาแก้ไขให้เป็นศักย์ไฟฟ้ามาตรฐานตามสมการที่ 2.12

$$\text{Eh} = \text{E} + \text{Voltage of Reference Electrode} \dots (2.12)$$

เมื่อ Eh = ศักย์ไฟฟ้าจาก Hydrogen Reference Electrode

E = ศักย์ไฟฟ้าที่วัดได้จริงจากการใช้ Reference Electrode แบบ Calomel หรือ Silver-Silver Chloride

โดยกำหนด Voltage of Reference Electrode ไว้ดังนี้

สำหรับ Calomel Reference Electrode (sat. KCl at 25°C) = + 244.3 mV.

Silver-Silver Chloride (4M.KCl at 25°C) = + 199 mV.

Hydrogen Reference Electrode = 0 mV.

3. Salt Bridge จะเป็นสะพานเชื่อมถ้าสกรและไฟฟ้าระหว่างสารละลายที่ถูกลบออกจาก

4. Potentiometer

เนื่องจากค่าโออาร์ที่จะบอกถึงอัตราส่วนสัมพัทธ์ระหว่างปริมาณสารที่เป็นตัวออกซิไดซ์ต่อสารที่เป็นตัวรีดิวซ์รวมในระบบ หรือพูดอีกนัยหนึ่งคือบอกเฉพาะความเข้มข้นสัมพัทธ์ ไม่อาจบอกความจุหรือปริมาณอันแท้จริง เพราะปฏิกิริยารีดอกซ์มีการเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่องตลอดเวลา ดังนั้นจึงเป็นข้อจำกัดต่อความแม่นยำในการวัด ความสัมพันธ์ทางด้านปริมาณของปฏิกิริยารีดอกซ์อาจแสดงได้ในรูปสมการของเนิร์นสต์ (Nernst Equation) ดังสมการที่ 2.13

$$E_n = E_o + \frac{RT}{nF} \ln \frac{\text{(Oxidant)}}{\text{(Reductant)}} \dots\dots\dots (2.13)$$

เมื่อ E_n = ศักย์ไฟฟ้าในระบบเมื่อเทียบจากไฮโดรเจนอิเล็กโทรด, โวลต์

E_o = ศักย์ไฟฟ้ามาตรฐานในระบบเมื่อปฏิกิริยาของสารออกซิไดซ์และรีดิวซ์ที่ 25° ซ, โวลต์

R = 8.315 (ค่าคงที่ของก๊าซ) , โวลต์. คูลอมป์

T = อุณหภูมิสัมบูรณ์ , องศาเคลวิน

$$F = 96500, \text{ คุลอมบ์}$$

n = จำนวนอิเล็กตรอนที่ถ่ายเทในปฏิกิริยารีดอกซ์

หรืออาจเขียนเป็นสมการใหม่ได้ดังนี้

$$E_n = E_o + \frac{0.0591}{n} \log \frac{(\text{Oxidant})}{(\text{Reductant})} \dots \dots \dots (2.14)$$

ในระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน อัตราส่วนของสารออกซิแดนท์ต่อรีดักแทนท์จะมีค่าสูง นั่นคือศักย์ไฟฟ้ามีแนวโน้มที่จะมีค่าบวกมากกว่า แต่ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ อัตราส่วนนี้จะมีค่าต่ำ ศักย์ไฟฟ้าจึงมีแนวโน้มที่จะติดลบ

ข้อจำกัดของการวัดค่าโออาร์พี

1. โออาร์พีเป็นผลมาจากอิทธิพลของสารออกซิแดนท์และรีดักแทนท์
2. ผิวของอิเล็กโทรดง่ายแก่การถูกเคลือบจากสารที่เกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอน หรือการเกิดโพลาไรเซชัน (Polarization)
3. สารที่เป็นออกซิแดนท์หรือรีดักแทนท์ที่เข้มข้น จะทำให้พีเอิลิเคโทรดมีปฏิกิริยาติดค้างอยู่ (Memory Effect)
4. พีเอิลิของสารละลายมีผลต่อการวัด เช่นการเกิดปฏิกิริยารีดักชันของ Cr^{+6}
5. อุณหภูมิของสารละลายมีผลต่อการวัดเล็กน้อย (น้อยกว่า 1 มิลลิโวลต์ ต่อ 1 °ซ. ที่เปลี่ยนแปลง)

แม้ว่าค่าโออาร์พีไม่อาจอธิบายสภาพที่แท้จริงของระบบขณะดำเนินการไปได้ อย่างชัดเจน อย่างไรก็ตามเราก็สามารถนำมาประเมินลักษณะการเปลี่ยนแปลงของกระบวนการได้

ประโยชน์ของโออาร์พีในงานบำบัดน้ำเสีย

1. ใช้เพื่อควบคุมปัญหาด้านกลิ่นจากโรงบำบัดน้ำเสีย
2. ควบคุมการเติมอากาศในกระบวนการย่อยตะกอน

3. ความคุมระบบหมักแบบไร้อากาศ

4. ความคุมปัญหาที่เกิดจากออกซิเจนหรือรีดักแทนท์ในโรงงานอุตสาหกรรม เช่น ความคุมการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชั่นของไซยาไนด์ หรือความคุมการเกิดปฏิกิริยารีดักชั่นของ Cr^{+6}

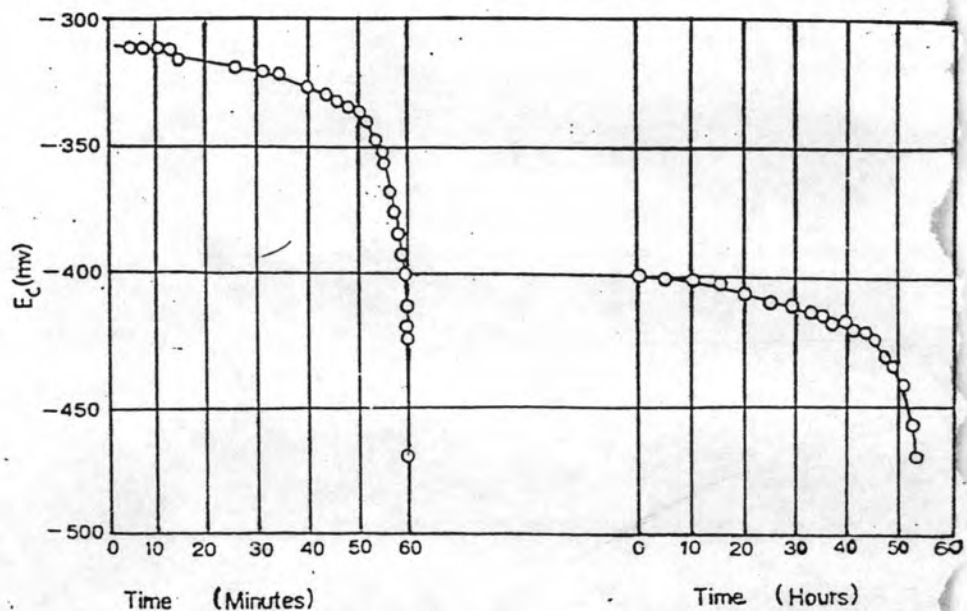
การนำโออาร์พีมาใช้ควบคุมระบบหมักแบบไร้อากาศ พบว่ามีตัวแปรที่มีผลต่อค่าที่วัดได้หลายประการ คือ

1. ชนิดของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ภายในระบบ
2. สภาพของจุลินทรีย์
3. วัฏภาคของการเจริญเติบโต (Growth Phase) ของมวลจุลินทรีย์
4. ปัจจัยทางสภาพแวดล้อม รวมทั้งชนิดและปริมาณของสารภายในระบบ
5. สภาพของการปฏิบัติในการควบคุมกระบวนการ
6. ระยะเวลาในการวัด

Yudkin (1935) พบว่าไม่ว่าจะวัดค่าโออาร์พีโดยพยายามให้หัวอิเล็กโทรดสัมผัสกับจุลินทรีย์ หรือสารอาหารภายในระบบ ค่าที่วัดได้จะไม่แตกต่างกันเท่าใดนัก Reed และ Orr (1934) รายงานว่าศักย์ไฟฟ้าที่เหมาะสมจะช่วยให้จุลินทรีย์สามารถดำรงอยู่ได้ด้วยดีและเมื่อมีการเติมสารอาหารที่เป็นพิษอย่างอ่อน ๆ ปรากฏว่าจุลินทรีย์จะสร้างภูมิคุ้มกันเฉพาะแห่งขึ้นโดยการลดค่าโออาร์พีลงเพื่อปรับสภาพให้เหมาะแก่การเติบโต Longsworth และ MacInnes (1936) พบว่าค่าโออาร์พีที่เขาวัดได้จะมีความสัมพันธ์โดยตรงกับกระบวนการสร้างกรดและการสร้างมีเทน นอกจากนี้ยังรายงานว่าค่าของโออาร์พีจะลดต่ำลง (มีค่าติดลบสูงขึ้น) ก่อนที่ระบบจะสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ดี Blane et al. (1969) พบว่าค่าโออาร์พีที่วัดได้จะเป็นพารามิเตอร์ที่จะชี้ถึงผลการทำงานของกระบวนการสร้างมีเทน (Methane Fermentation Stage) Clark et al. (1928) สังเกตว่าในระยะแรกของวัฏจักรแห่งการเจริญเติบโต ค่าโออาร์พีที่วัดได้จะมีค่าไม่เท่ากัน

ดังนั้น ระยะเวลาจึงเป็นสิ่งจำเป็นต่อการวัด และสิ่งนี้ทำให้การวัดค่าไออาร์พีในระยะแรกมีข้อที่แตกต่างกัน Maslova และ Pantskhava (1965) สนับสนุนความคิดของ Blane กล่าวคือ ค่าไออาร์พีที่วัดได้จากระบบดึงหมึกแบบไร้อากาศ จะเป็นพารามิเตอร์ซึ่งชี้ถึงผลการทำงานของแบบที่เรียกที่สร้างมีเทน Blane และ Molof (1969) ใช้การวัดไออาร์พีที่ควบคุมการทำงานของดึงหมึก ค่าไออาร์พีที่วัดได้ในเทอม E_h มีค่าระหว่าง -235.7 ถึง -285.7 mV. และพบว่าเมื่อมีอากาศเข้าไปในดึงหมึก และมีการเพิ่มออร์แกนิกโพลีคิงอย่างกระทันหันจะทำให้ค่าไออาร์พีที่วัดได้เพิ่มสูงขึ้น จากการลองป้อน Cation ที่เข้มข้นต่าง ๆ เข้าไปในดึงหมึกจะไม่พบความแตกต่างจากการวัดค่าไออาร์พี Hartz และ Kountri (1966) รายงานว่าในการเปรียบเทียบการควบคุมระบบระหว่างการวัดค่าไออาร์พี กับวิธีอื่นแล้วเขาสรุปว่าการวัดค่าไออาร์พีสามารถที่จะให้ข้อมูลเกี่ยวกับการทำงานของระบบได้รวดเร็วกว่าวิธีอื่น ซึ่งต้องใช้เวลานานกว่า Molof (1950) พบความผิดพลาดจากการใช้เวลาในการวัดค่าไออาร์พีที่ต่างกันจากรูปที่ 2.8 แสดงให้เห็นว่า ค่าไออาร์พีที่วัดได้จะขึ้นอยู่กับคาบของเวลา (Period) ในการวัดซึ่งระยะเวลาในการวัดค่าไออาร์พีที่วัดได้ก็ยิ่งค่าลงเรื่อยๆ และลดลงช้าลงเมื่อระยะเวลาการวัดเป็น 10-60 ชั่วโมง Molof รายงานว่าเวลาที่เหมาะสมสำหรับการวัดค่าไออาร์พีในระบบดึงหมึกควรประมาณ 10-48 ชั่วโมง ในระหว่างที่ดึงหมึกทำงานคงที่ค่าไออาร์พีที่วัดได้ค่อนข้างจะคงที่ประมาณ -220 ถึง -290 mV. วัดในเทอมของ E_h แต่เมื่อมีการป้อนตะกอนสัลดจ์ หรือมีออกซิเจนอิสระเข้าไปในระบบดึงหมึกโดยไม่ตั้งใจหรือมีการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิของดึงหมึกอย่างรวดเร็วจะทำให้ค่าไออาร์พีที่วัดได้สูงขึ้น อย่างไรก็ตามเมื่อระบบมีการทำงานในสภาวะทรงตัว (Steady State) ค่าไออาร์พีของระบบจะมีค่าค่อนข้างคงที่ และจากรายงานการทดลองอื่น ๆ พบว่าเมื่อกรดโวล่าโทล์มีแวนอิมที่เพิ่มขึ้น ค่าไออาร์พีที่วัดได้จะสูงตามไปด้วย ในทางตรงกันข้ามเมื่อระบบเริ่มกลับทำงานได้ดีขึ้น กรดโวล่าโทล์มีแวนอิมที่จะค่อยๆ ลดลง ค่าไออาร์พีที่วัดได้ก็จะค่อยๆ ลดลงเช่นกัน (ติดลบสูงขึ้น)

จากการวิจัยต่าง ๆ ปรากฏว่ามีผู้วัดค่าไออาร์พีในสภาวะไร้อากาศได้ค่าต่าง ๆ กัน ดังแสดงในตารางที่ 2.8



รูปที่ 2.8 ค่า ORP. ที่ระยะเวลาการวัดต่าง ๆ กัน (Potential variation during the electrode adjustment period) (Molof, 1950)

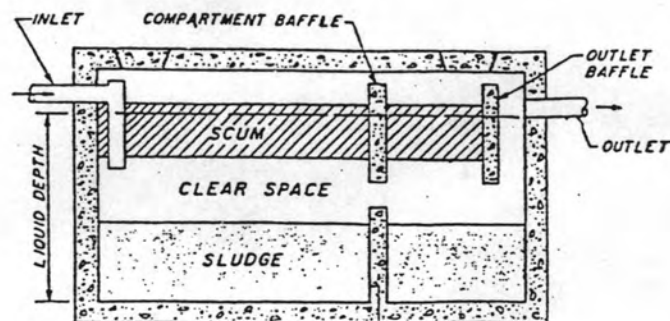
2.3 ชนิดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศมีอยู่ด้วยกันหลายระบบ ซึ่งแต่ละระบบมีลักษณะคุณสมบัติและความเหมาะสมในการใช้งานแตกต่างกันดังนี้ คือ

2.3.1 บ่อเกรอะ (Septic Tank) ได้เริ่มพัฒนาขึ้นในประเทศอังกฤษโดย Cameron (1895) บ่อเกรอะมักจะสร้างเป็นถังรูปสี่เหลี่ยมผืนผ้าฝังอยู่ใต้พื้นดิน (ดังรูปที่ 2.9) โดยรับน้ำเสียจากบ้านเรือน ซึ่งมีระยะเวลาที่เก็บน้ำประมาณ 1 ถึง 3 วัน เพื่อให้สารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งจมลงสู่ก้นถัง และมีการย่อยสลายแบบไร้อากาศ แม้ว่า จะมีความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดี แต่ยังคงมีการสะสมตัวของสลัดจ์เกิดขึ้นจึงทำให้ต้องกำจัดออกทุกๆ 1-5 ปี บ่อเกรอะมักใช้กับน้ำเสียจากบ้านเรือนและมักมีบ่อซึมเพื่อบำบัดน้ำเสียจากบ่อเกรอะเสมอ

ตารางที่ 2.8 ผลงานวิจัยเกี่ยวกับค่าโออาร์พีที่วัดได้ในสภาพไร้อากาศ

ผู้วิจัย	โออาร์พี (E_p) มิลลิโวลต์	หมายเหตุ
Smith & Hungate	-335 ถึง -346	ศึกษาจากการดำรงชีพของมีเทนแบคทีเรีย
Reed & Orr	-200	ศึกษาจากแบคทีเรีย 15 ชนิด จำพวก Clostridium Spp.
Maslova & Pantskhava	-316 ถึง -356	ศึกษาจากถังหมักที่อุณหภูมิต่ำเพอร์-โมฟิซิลส์
Molof	-220 ถึง -290	ศึกษาจากถังหมักไร้อากาศ
Dirasian	-276 ถึง -286	ศึกษาจากถังหมักไร้อากาศ
Hewitt	+50 ถึง -400	ศึกษาจากถังหมักไร้อากาศ
Grune	-130 ถึง -233	ศึกษาจากถังหมักไร้อากาศที่รับน้ำเสียจากบ้านเรือน



รูปที่ 2.9 บ่อเกรอะ

2.3.2 บ่อหมักไร้อากาศ(Anaerobic Lagoons)เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศที่ง่ายและอาศัยธรรมชาติมากที่สุด บ่อหมักไร้อากาศมักเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ที่มีความลึก 2-4 เมตรและไม่มีฝาปิด น้ำเสียจะไหลเข้าไปในบ่อหมักและใช้เวลาอยู่ในบ่อนานประมาณ 10-30 วัน ในระหว่างที่น้ำเสียอยู่ในบ่อหมัก สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะถูกจุลินทรีย์ย่อยสลายแบบไร้อากาศ ทำให้น้ำเสียมีค่าบีโอดีลดลง ระบบบ่อหมักไร้อากาศเหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีค่าบีโอดีสูง ด้วยเหตุที่ต้องใช้ที่ดินจำนวนมากในการสร้างและอาจมีกลิ่นเหม็น ระบบบ่อหมักไร้อากาศจึงเหมาะกับชนบทหรือใช้ในภูมิภาคที่ราคาที่ดินไม่สูงนักและมีผู้พักอาศัยอยู่ไม่ค่อนหนาแน่น

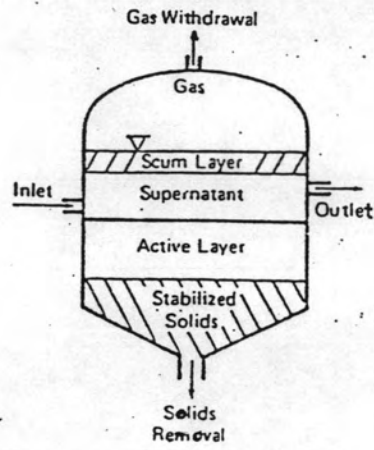
2.3.3 ถังหมักแบบธรรมดา(Conventional Anaerobic Digestion)เป็นระบบที่ยุ่งยากกว่าระบบบ่อหมักไร้อากาศ คือมีการใช้เครื่องกลเพิ่มขึ้น มักใช้แพรวหลายในการย่อยสลายกากตะกอนจากระบบแอกทีเวทเต็ดสลัดจ์(Activated Sludge) ระบบนี้ประกอบด้วยถังปฏิกริยา ซึ่งส่วนใหญ่เป็นถังคอนกรีตกลมมีฝาปิดเพื่อเก็บความร้อน กลิ่น ก๊าซ และทำให้ก๊าซในถังมีสภาพไร้อากาศอย่างแท้จริง บนฝาถังมีทางระบายแก๊สมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นเพื่อนำไปเผาทั้งหรือนำไปทำเป็นเชื้อเพลิงต่อไป ระบบถังหมักแบบธรรมดามี 2 แบบคือ

ก. ถังหมักชนิดอัตราต่ำ(Low Rate Anaerobic Digestion)

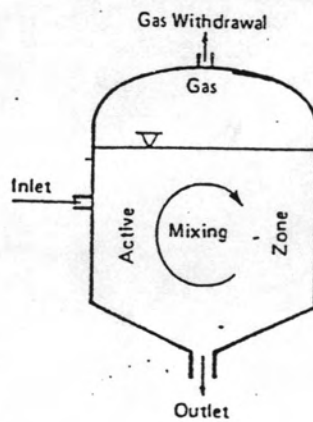
ภายในถังไม่มีเครื่องกวน ทำให้มีตะกอนหนักจมลงก้นถัง ตะกอนเบาลอยอยู่บนซึ่งมีความหนาหลายฟุต อันเป็นการลดปริมาตรของถังหมักนอกจากนี้ยังสามารถเกิดการลัดวงจร(Short Circuit) ได้ง่ายอีกด้วย (ดังรูปที่ 2.10)

ข. ถังหมักชนิดอัตราสูง(High Rate Anaerobic Digestion)

ภายในถังมีเครื่องกวนเพื่อให้เกิดการผสมกันอย่างทั่วถึง(Completely Mixed)(ดังรูปที่ 2.11) ในถังแบบนี้มีการลัดวงจรน้อยลงทำให้ระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียที่จำเป็นน้อยลง และประสิทธิภาพดีกว่าชนิดอัตราต่ำ เนื่องจากแบบที่เร็วสัมผัสกับสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ทั่วถึงยิ่งขึ้นแต่น้ำทิ้งที่ออกจากถังหมักชนิดนี้ จำเป็นต้องมีการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกก่อน



รูปที่ 2.10 ถังหมักชนิดอัตราต่ำ

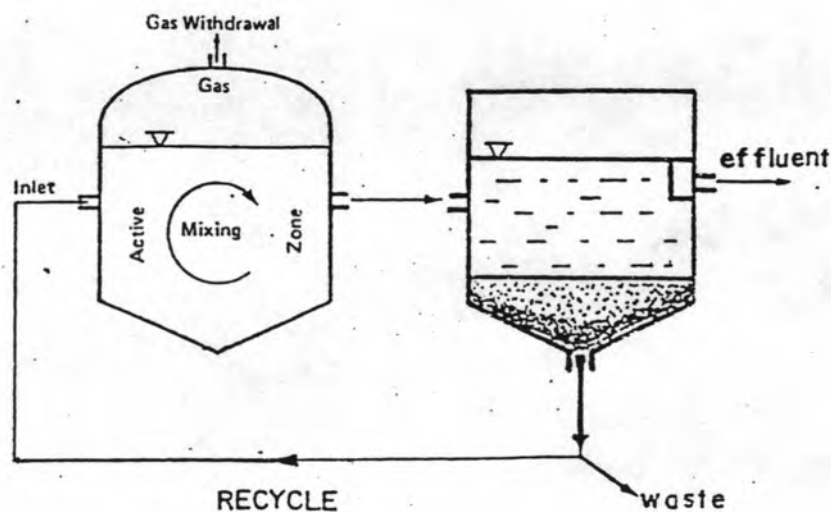


รูปที่ 2.11 ถังหมักชนิดอัตราสูง

+1684421X

ระบบถังหมักแบบธรรมดาทั้งสองแบบมิได้นำตะกอนจุลินทรีย์กลับมาใช้อีก เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดไร้อากาศช้ามาก ดังนั้นต้องการระยะเวลาพักเก็บน้ำนานประมาณ 10-30 วัน

2.3.4 ถังหมักแบบสัมผัส (Anaerobic Contact) ถังหมักแบบนี้ใช้ในการบำบัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์ที่ต้องการบำบัดอาจเป็นของแข็งหรือสารละลายก็ได้ แม้ว่าถังหมักแบบสัมผัสนี้อาจเป็นถังปฏิกรณ์แบบมีการหมุนเวียนตะกอนหรือไม่ก็ได้ แต่มักนิยมใช้แบบที่มีการหมุนเวียนตะกอน ดังนั้นถังหมักแบบสัมผัสจึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (ดังรูปที่ 2.12) จนกระทั่งในบางครั้งอาจเรียกถังหมักแบบนี้ว่าเป็นระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์แบบไร้อากาศ (Anaerobic Activated Sludge) หลักการคือโดยการติดตั้งถังตกตะกอนเพื่อแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสีย แล้วนำกลับไปเข้าถังหมักใหม่ ซึ่งทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้นสามารถลดขนาดของถังปฏิกรณ์ลงได้มาก แต่เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ในระบบถังหมัก



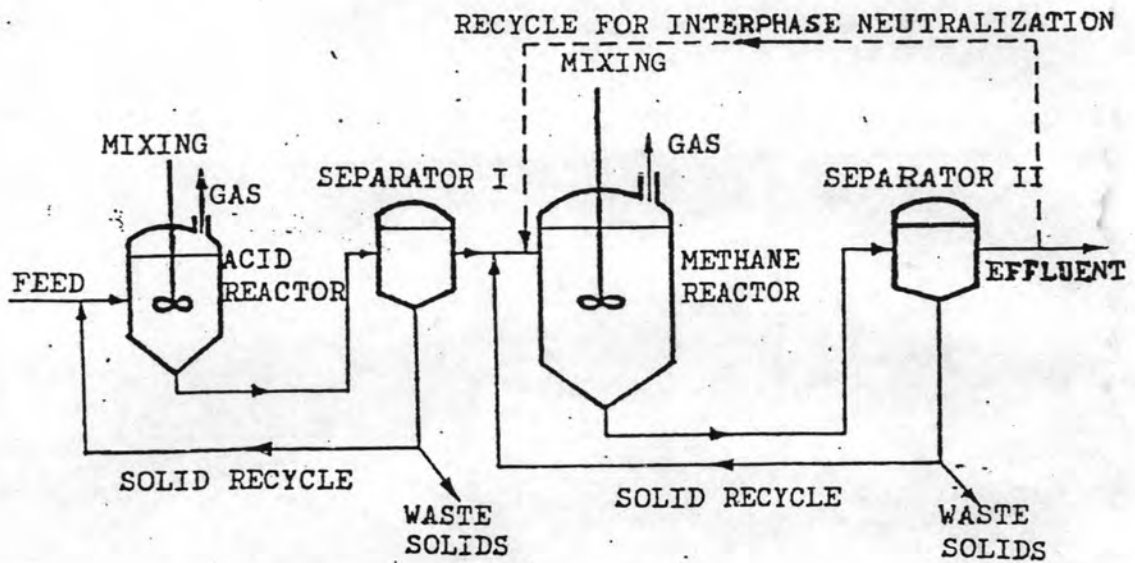
รูปที่ 2.12 ระบบถังหมักแบบสัมผัส

จะมีก๊าซเกาะติดอยู่ และหาตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้น จึงต้องแยกก๊าซออกเสียก่อนที่จะทำการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสีย หรือใช้เครื่องมือกลในการแยกตะกอน การที่ถังหมักมีการหมุนเวียนตะกอนทำให้อาจใช้ได้น้ำเสียน้ำที่มีความเข้มข้นไม่สูงมาก ในทางปฏิบัติระดับของซีโอดีที่เหมาะสมจะใช้ถังหมักแบบนี้ คือ 4,000-50,000 มก./ล.

2.3.5 ถังหมักแบบสองเฟส(Two-Phase Anaerobic Digestion) เป็นการแยกประเภทถังหมักออกเป็นสองส่วนตามลักษณะการทำงานของจุลินทรีย์แบบไร้อากาศ เพื่อความสะดวกในการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์แต่ละชนิด โดยการให้แบคทีเรียสร้างกรดและสร้างมีเทนเติบโตอยู่ในถังปฏิกรณ์กรดไขมัน ลักษณะเช่นนี้เชื่อว่าแบคทีเรียแต่ละชนิดจะทำงานได้เต็มกำลังและเป็นการใช้ประโยชน์จากถังปฏิกรณ์ได้อย่างเต็มที่ รูปที่ 2.13 แสดงให้เห็นถึงส่วนประกอบของถังหมักแบบสองเฟส ที่ใช้พีเอชเป็นตัวกำหนดและควบคุมแบคทีเรียในถังหมัก ถังใบแรกซึ่งมีพีเอชประมาณ 6 จะมีแต่แบคทีเรียประเภทสร้างกรด ส่วนในถังใบที่สองซึ่งมีพีเอชประมาณ 7 จะมีแบคทีเรียสร้างมีเทน การควบคุมพีเอชแบบอัตโนมัติเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับถังใบแรกเท่านั้นก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นในถังใบแรกจะถูกปล่อยทิ้งออกไปจากถัง เพื่อมิให้เกิดการสะสมตัวจนเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างกรด วิศวกรบางคนอาจมีวิธีอื่นในการควบคุมแบคทีเรียในถังหมักโดยมิต้องใช้พีเอช เช่น โดยการควบคุมระดับ SRT เป็นต้น

Ghosh, Conrad, และ Klass(1975) ได้ทำการทดลองและพบว่าสามารถลดถังปฏิกรณ์ลงได้ซึ่งจะลดค่าก่อสร้าง ก๊าซมีเทนจะเกิดมากกว่าและง่ายต่อการควบคุมสภาวะแวดล้อม แต่ต้องใช้ผู้ชำนาญงานควบคุม

2.3.6 ระบบ Anaerobic Fluidized Bed (AFB) และ Anaerobic Attached Film Expanded Bed(AAFEB) ระบบนี้เซลล์จุลินทรีย์จะยึดเกาะกับอนุภาคเฉื่อยที่มีน้ำหนัก เช่น ทราบ โดยจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตบนผิวเม็ดอนุภาคเหล่านี้ ความหนาของฟิล์มจุลินทรีย์บนกับน้ำหนักของอนุภาคจะเป็นตัวต้านทานกระแสการไหลของน้ำเสียที่ไหลผ่านจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนโดยมีการขยายตัวของชั้นอนุภาคให้ลอยตัวอยู่ได้โดยไม่หลุดออกจากระบบหรือเกิดการอุดตันของระบบ แต่ต้องมีการสูบน้ำเสียให้ไหลหมุนเวียนตลอดเวลา ซึ่งจะทำให้เซลล์จุลินทรีย์ได้สัมผัสกับน้ำเสีย

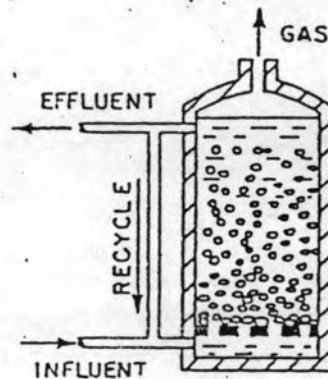


รูปที่ 2.13 ระบบถังหมักแบบสองเฟส

อย่างที่เห็น ระบบนี้สามารถลดขนาดของถังปฏิกรณ์ได้โดยการรักษาเซลล์จุลินทรีย์ในระบบให้มีความเข้มข้นของเซลล์ต่อปริมาตรที่สูง และมีการกักเซลล์ให้อยู่ในระดับ 99% ตัวอย่างสารตัวกลางที่มีการทดลองใช้ในระดับห้องปฏิบัติการได้แก่ ทราช แอนทราไซด์ และถ่านกัมมันต์เป็นต้น การใช้สารตัวกลางขนาดเล็ก ทำให้ระบบนี้มีพื้นที่ผิวจำเพาะ (คิดต่อหน่วยปริมาตร) สูงมากซึ่งเท่ากับ การมีแบคทีเรียจำนวนมากอยู่ในระบบ อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบนี้จึงสูงมากข้อแตกต่างระหว่างระบบ AFB และ AAFEB ก็คือในระบบ AFB จะมีการหมุนเวียนของน้ำเสียที่ไหลผ่านอนุภาคและปริมาตรการขยายตัวของชีวมวลในอัตราที่สูงกว่าระบบ AAFEB ข้อดีของถังปฏิกรณ์แบบนี้ได้แก่การที่ไม่เกิดการอุดตัน ส่วนข้อเสียได้แก่การต้องสูบน้ำหมุนเวียนในอัตราสูงเพื่อทำให้สารตัวกลางซึ่งมีจุลินทรีย์เกาะอยู่ลอยตัวอยู่ในถังปฏิกรณ์ตลอดเวลา ก่อให้เกิดปัญหาในการออก

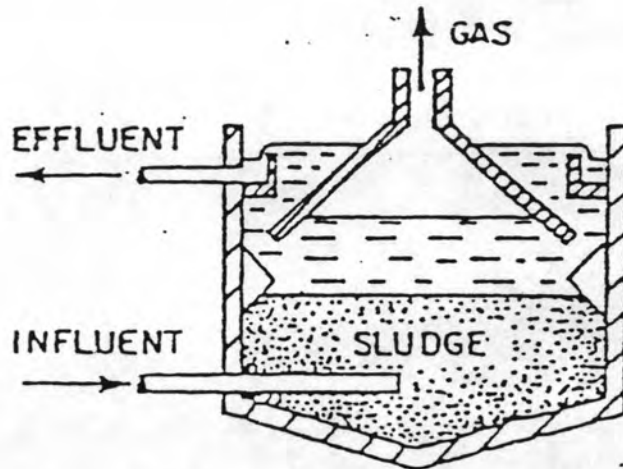
แบบและควบคุมระบบหลายอย่าง และต้องสิ้นเปลืองคํอพลังงานในการทำให้สารตัวกลางลอยตัวสูง
กว่าระบบอื่น ๆ ระบบนี้จึงยังมิได้รับความนิยมนเพียงพอ ลักษณะของระบบดังรูปที่ 2.14

2.3.7 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ระบบนี้ได้เริ่มต้น
ศึกษาขึ้นในประเทศเนเธอร์แลนด์ ราวปีค.ศ.1972 เนื่องจากพบว่าการที่ต้องมีสารตัวกลางอยู่ใน
ระบบดังกรองไร้อากาศระบบ AFB และ ระบบ AAFEB ทำให้ถึงปฏิกิริยาต้องเสียปริมาณการใช้งาน



รูปที่ 2.14 ระบบ AFB และ AAFEB

และเสียเงินค่าซื้อสารตัวกลางเป็นจำนวนมาก ดังนั้นเพื่อหลีกเลี่ยงปัญหาดังกล่าวระบบ UASB จึง
ตัดสารตัวกลางดังกล่าวออกไปจากระบบ แต่จะสร้างชั้นสัลดจ์อื่นเกิดจากกลุ่มก้อนของจุลินทรีย์ให้
เป็นเม็ดผลึกที่มีน้ำหนัก หลักการพื้นฐานคือสร้างสภาพทางฟิสิกส์และเคมีให้เหมาะแก่การรวมตัวของ
จุลินทรีย์ ให้มีคุณสมบัติในการอัดแน่นและตกตะกอนได้ดี โดยอาจใส่สารช่วยตกตะกอนให้เกิดผลึก
ในรูปของ CaCO_3 หรือ FeS ชั้นสัลดจ์อื่นเกิดจากการรวมตัวของกลุ่มก้อนจุลินทรีย์จะมีความ
สามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์สูง สามารถนำมาบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์
ต่ำ ๆ ได้ดีในสภาพอุณหภูมิที่ต่ำกว่า 20°C . (ดังรูปที่ 2.15) โดยน้ำเสียจะไหลผ่านจากด้านล่าง



รูปที่ 2.15 ระบบ UASB

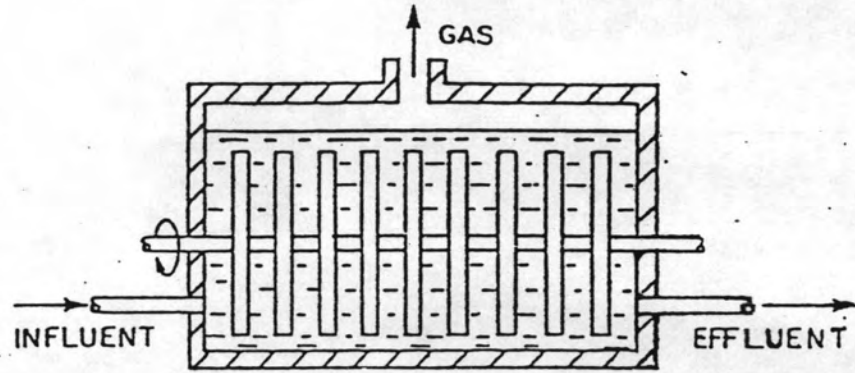
ชั้นด้านบน มีการสัมผัสขึ้นสลับเพื่อให้เกิดกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ และเปลี่ยนไปเป็นส่วนผสมของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และมีเทนที่ส่วนบนของถังปฏิกริยา ซึ่งจะถูกแยกออกจากมวลจุลินทรีย์และน้ำเสียทางตอนบนโดยอุปกรณ์แยกก๊าซ (Gas-Solids-Separator) น้ำเสียที่ไหลเข้าถังปฏิกริยาจะทำให้เกิดแบคทีเรียลอยตัวอยู่เป็นชั้นสลับที่ไม่จมลงกันถึง ความยุ่งยากของระบบ คือการเลี้ยงแบคทีเรียไร้อากาศให้มีธรรมชาติจับตัวกันเป็นเม็ดหรือฟล็อกนั้นเป็นเรื่องยากมาก ผู้ใช้ระบบนี้จึงมีเทคนิคต่าง ๆ ในการทำให้เกิดขึ้นสลับภายในถังปฏิกริยา ระบบนี้มีรายงานกันทั่วไปมากในประเทศอเมริกาใต้ และมีใช้ในยุโรปบางประเทศ วิศวกรที่นำระบบนี้ไปใช้และประสบความสำเร็จอ้างว่าระบบนี้สามารถรับออร์แกนิกโหลดคั่งได้สูงกว่าระบบไร้อากาศแบบอื่น ๆ และสามารถผลิตน้ำทิ้งที่มีคุณภาพสูงได้เนื่องจากสามารถป้องกันมิให้แบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้ดี

กว่าแบบอื่น นอกจากนี้ยังกล่าวกันว่าปัจจุบันสามารถเลี้ยงขึ้นสัลดจ์ที่ใต้ภาสในระยะเวลา 6 สัปดาห์

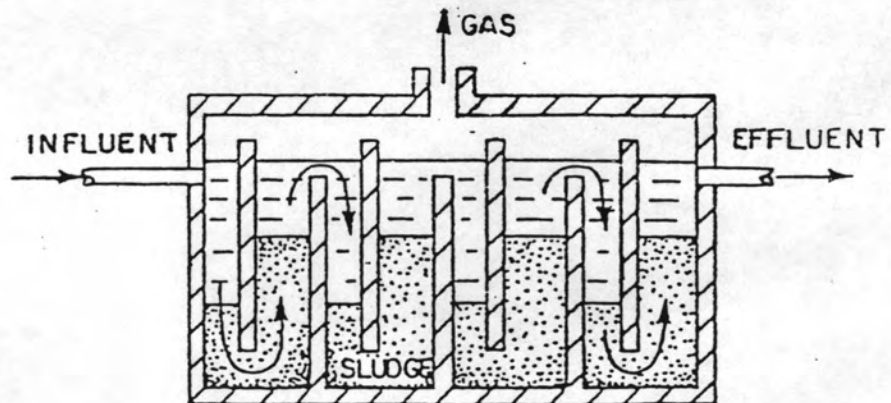
2.3.8 ระบบจานชีวหมุนแบบไร้อากาศ (Anaerobic Rotating Biological Contactor หรือ AnRBC) ได้เริ่มมีการทดลองโดย Tait และ Friedman (1980) โดยใช้น้ำบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์พวกคาร์โบไฮเดรตเป็นองค์ประกอบหลัก เนื่องจากต้องการลดการใช้พลังงานในการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนในระบบ AFB และ AAFEB และนำข้อดีของระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) และจานชีวหมุน (RBC) มาใช้ในระบบไร้อากาศ ลักษณะของระบบก็คล้ายคลึงกับระบบจานชีวหมุน เพียงแต่เป็นระบบปิดเพื่อมิให้สัมผัสอากาศจากภายนอก และมีช่องระบายก๊าซออกทางตอนบน (ดังรูปที่ 2.16) ผลปรากฏว่าแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ดีบนผิวแผ่นจาน ระบบนี้สามารถรับอินทรีย์และไฮโดรลิคโหลคที่เข้มข้นกันก็ได้

2.3.9 ระบบแผ่นกั้นไร้อากาศ (Anaerobic Baffled Reactor หรือ ABR) ลักษณะของระบบแผ่นกั้นไร้อากาศคือมีแผ่นกั้นเพื่อบังคับทิศทางการไหลของน้ำเสียในแนวดิ่ง (ดังรูปที่ 2.17) โดยมีการสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ดังปฏิกิริยาจึงไม่จำเป็นต้องมีความสูงมากเหมือนระบบไร้อากาศแบบอื่น ๆ ทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างต่ำ Bachmann et al. (1982) ได้ทดลองใช้ระบบนี้ที่ห้องปฏิบัติการภาสในมหาวิทยาลัยสแตนฟอร์ด สหรัฐอเมริกา นักวิจัยกลุ่มนี้กล่าวถึงข้อดีของระบบนี้ว่าเป็นระบบที่มีพื้นที่ผิวน้ำมาก ทำให้แบคทีเรียมีพื้นที่ติดตะกอนสูงกว่าระบบอื่น ๆ การแยกตะกอนแขวนลอยออกจากน้ำจึงสามารถทำได้ดีโดยไม่ต้องมีการใช้อุปกรณ์ตกตะกอนอื่น ๆ ก๊าซสามารถแยกตัวออกจากน้ำได้ดี และง่ายเช่นกัน ลักษณะดังกล่าวทำให้การเก็บกักเซลล์จุลินทรีย์สามารถกระทำได้อย่างผลดี จึงมีมวลแบคทีเรียสะสมอยู่ในระบบเป็นจำนวนมาก การบำบัดน้ำเสียจึงสามารถเกิดขึ้นได้ด้วยอัตราสูง ระบบแผ่นกั้นไร้อากาศไม่จำเป็นต้องมีอุปกรณ์แยกก๊าซให้ยุ่งยากดังเช่นระบบ UASB นอกจากนี้ระบบนี้ยังเหมาะแก่การบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลาย สามารถนำมาใช้ได้โดยปราศจากการสูบลบตะกอนส่วนเกินออกได้เป็นระยะเวลานาน แต่ถ้ามีพวกสารแขวนลอยเล็ก ๆ เช่นพวกแป้งอาจทำให้เกิดความเงาของมวลจุลินทรีย์ได้

2.3.10 ระบบถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter) ระบบนี้คิดค้นและพัฒนาโดย Young และ McCarty (1969) ซึ่งการค้นพบนี้ตรงกับทฤษฎีที่ใช้ในภายหลังว่าความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักเก็บตะกอน (Solid Retention Time, SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด

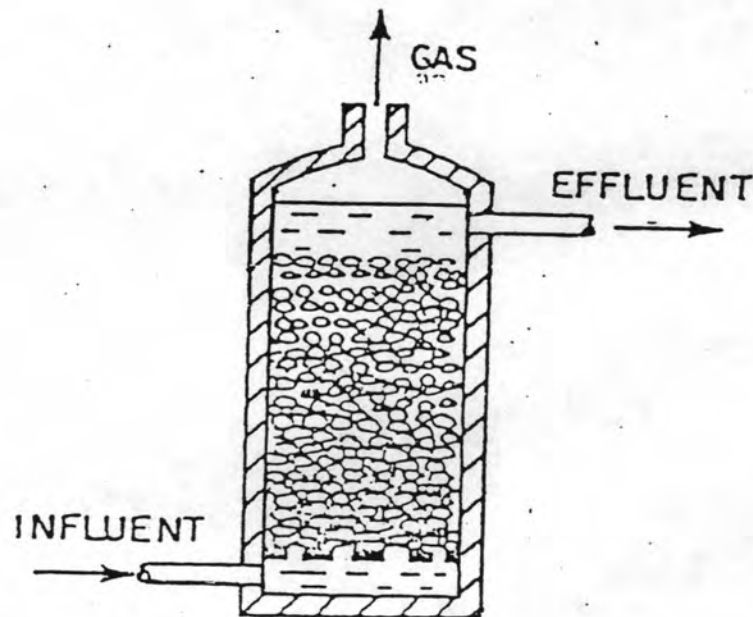


រូប 2.16 រចនាសម្ព័ន្ធ Anaerobic rotating biological reactor



រូប 2.17 រចនាសម្ព័ន្ធ Anaerobic baffled reactor

(Garrett and Sawyer, 1952) และพบว่ามีการหลุดออกไป (Wash Out) ของมีเทนแบคทีเรียที่ใช้จะรีดและกลุ่มจุลินทรีย์ที่ใช้โปรซิโอเนทและบิวทิเรทเกิดขึ้นเมื่อมีค่าเวลากักเก็บตะกอนที่ต่ำกว่า 4 วัน (McCarty, 1966) (Lawrence and McCarty, 1969) ทำให้มีการพัฒนาไปสู่ระบบถังกรองไร้อากาศ ซึ่งมีระยะเวลาเก็บตะกอนสูง เป็นระบบที่ใช้เครื่องมือน้อยประกอบไปด้วยถังรูปทรงกระบอกมีฝาปิดสนิท ที่ฝาปิดจะมีรูระบายก๊าซ ภายในถังมีตัวกลาง (Filter Media) บรรจุอยู่ ลักษณะของตัวกลางต้องมีช่องว่างพอสมควร เพื่อให้ น้ำตะกอนไหลผ่านได้และต้องคงทนต่อการกัดกร่อน (ดังรูปที่ 2.18) ตัวกลางนี้ช่วยกระจายการไหลของน้ำให้เข้าสู่ระบบอย่างสม่ำเสมอซึ่งจะทำให้ น้ำเสียสัมผัสกับแบคทีเรียได้อย่างทั่วถึง อีกทั้งยังช่วยในการแยกก๊าซให้ออกจากตะกอนจุลินทรีย์ทำให้จุลินทรีย์ถูกกักอยู่ในระบบ การไหลของน้ำเสียเข้าในระบบเป็นแบบปลั๊กโฟล (Plug Flow) โดยแบคทีเรียจะเกาะติดอยู่กับผิวของตัวกลาง และเมื่อน้ำเสียไหลผ่านตัวกลาง แบคทีเรียก็จะจับเอาสารอินทรีย์ในน้ำเสียไปย่อยสลายแบบไร้อากาศเพื่อใช้ในการดำรงชีวิต



รูปที่ 2.18 ถังกรองไร้อากาศ

ดังกรองไว้อากาศอาจสร้างเป็นดังรูปทรงกระบอก หรือสี่เหลี่ยมก็ได้โดยมีการป้อนน้ำ-
 เสื่อจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบน จุลินทรีย์ภายในดังกรองจะมีความเป็นอยู่สองลักษณะคือเกาะหลวม ๆ
 อยู่กับตัวกลางลักษณะหนึ่ง และอยู่ในช่องว่างระหว่างตัวกลางอีกลักษณะหนึ่ง เมื่อน้ำเสื่อไหลเข้าสู่
 ส่วนล่างของดังกรองและสัมผัสกับจุลินทรีย์ที่ตกตะกอนอยู่กันถึง จะเกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ใน
 น้ำเสื่อทำให้เกิดก๊าซต่าง ๆ ก๊าซเหล่านี้จะเกาะอยู่ตามตะกอนจุลินทรีย์ เมื่อน้ำเสื่อไหลผ่านดัง
 กรอง ความเร็วของน้ำเสื่อจะพาเอาก๊าซและตะกอนจุลินทรีย์ลอยขึ้นสู่ด้านบนของดัง กรองสารอินทรีย์
 ในน้ำเสื่อจะยังคงถูกย่อยสลายโดยตะกอนจุลินทรีย์ที่ถูกพาขึ้นมาและจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่กับตัวกลาง
 ที่น้ำเสื่อไหลผ่านการลอยขึ้นของตะกอนจุลินทรีย์จะทำให้ตะกอนจุลินทรีย์กระทบกับตัวกลาง ก๊าซที่
 เกาะติดอยู่จึงหลุดออก เมื่อตะกอนจุลินทรีย์รวมตัวกันมีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากขึ้น ตะกอนจึงตก
 ลงมายังส่วนล่างของดังซึ่งเป็นการนำเอาตะกอนจุลินทรีย์กลับมาใช้ในระบบอีก (Recycle) ตะกอน
 ขนาดเล็กที่มีน้ำหนักเบาจะติดออกมาพร้อมกับฟองก๊าซที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งจากดังกรองซึ่งก็คือตะ-
 กอนจุลินทรีย์ที่ระบบบำบัดต้องสูญเสียไป นอกจากนี้ตัวกลางยังทำหน้าที่กระจายการไหลของน้ำ
 เสื่อเข้าสู่ระบบโดยไม่เกิดการลัดวงจรอีกด้วย ดังกรองไว้อากาศบรรจุภายในด้วยหินขนาด 1.5-2"
 หรือใช้ตัวกลางพลาสติกแทนก็ได้ น้ำเสื่อจะไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน ลักษณะเช่นนี้จะทำให้น้ำ
 ท่วมถึงสูงอยู่ตลอดเวลาและทำให้แบคทีเรียส่วนใหญ่ถูกจับอยู่ภายในดังกรอง น้ำที่ไหลออกมาจึงมี
 ความใสโดยไม่ต้องใช้ถังตกตะกอนต่างหาก ถังหมักแบบนี้เหมาะสำหรับบำบัดน้ำเสื่อที่มีความเข้มข้น
 ต่ำด้วยเพราะมีระยะเวลาเก็บตะกอนสูงมาก โดยปกติถังหมักแบบดังกรองไว้อากาศมีขนาด
 เล็กกว่าถังหมักแบบธรรมดาเพราะมีเวลากักน้ำต่ำกว่ามาก อย่างไรก็ตามดังกรองไว้อากาศมีจุด
 อ่อนบางอย่างที่ควรแก้ไข ปัญหาที่สำคัญก็คือต้องหาวิธีกระจายน้ำเสื่อให้ไหลเข้าดังกรองให้ได้
 อย่างสม่ำเสมอ เรื่องการอุดตันก็เป็นปัญหาเหมือนกัน แต่สามารถแก้ไขหรือบรรเทาได้โดยให้มีการ
 การตกตะกอนน้ำเสื่อก่อนส่งเข้าดังกรองไว้อากาศ (มันลีน ดัฒนกุลเวศม์, 2534) ระบบดังกรอง
 ไว้อากาศสามารถบำบัดน้ำเสื่อที่มีความเข้มข้นต่ำได้ เช่นเดียวกับระบบถังหมักแบบสัมผัสแต่ดังกรอง
 ไว้อากาศง่ายกว่าถังหมักแบบสัมผัสมาก เพราะไม่ต้องมีถังตกตะกอน และไม่ต้องมีการสูบลมตะกอน
 จากกันถึงตกตะกอนกลับเข้าดังปฏิภานอีก ดังกรองไว้อากาศยังไม่เป็นที่แพร่หลายกันนักในต่าง

ประเทศที่มีอากาศหนาว ทั้งนี้เพราะน้ำเสียที่มีค่าบีโอดีต่ำกว่า 10,000 มก./ล.แล้ว ก๊าซมีเทน ที่ได้จะมีปริมาณไม่มากพอที่จะใช้เป็นเชื้อเพลิงเพื่อเพิ่มอุณหภูมิของน้ำเสียได้ จึงทำให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดสูงกว่าวิธีบำบัดแบบใช้ออกซิเจนเช่นระบบแอกทิเวทเต็ดสลัดจ์ แต่สำหรับในประเทศไทย จะไม่มีปัญหาเรื่องการเพิ่มอุณหภูมิของน้ำเสีย ระบบบำบัดแบบดังกล่าวจึงน่าจะเป็นวิธีที่เหมาะสมและประหยัดที่สุด ในระบบนี้ประสิทธิภาพในการบำบัดจะมีค่าสูงสุดทางตอนล่างของถังกรองและจะมีตะกอนแบคทีเรียมากที่สุดบริเวณนี้ เพราะมีค่าF/Hสูง ส่วนบนของถังจะช่วยทำให้น้ำทิ้งใสขึ้นเนื่องจากการสลายตัวของแบคทีเรียเพราะขาดอาหาร ความสูงของถังจึงไม่ควรน้อยกว่า 1.20 เมตร (เรื่องชัย เจียมภาพร, 2525)

2.3.10.1 ปัจจัยต่าง ๆ ที่มีอิทธิพลต่อสมรรถนะของถังกรองไร้อากาศ

ลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่นำมาใช้กับถังกรองไร้อากาศควรมีคุณสมบัติดังนี้

1. ต้องคำนึงถึงปริมาณสารอาหารที่จำเป็นสำหรับแบคทีเรียในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย McCarty (1964) ได้กล่าวว่าปริมาณธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่แบคทีเรียต้องการนั้นอย่างน้อยต้องเป็นไปตามอัตราส่วน $BOD_5:N:P$ เท่ากับ 100:1.1:0.2
2. ปราศจากสารเป็นพิษ (Toxic Material) และสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย สารเหล่านี้ได้แก่ โลหะหนัก เกลืออินทรีย์ ซัลไฟด์ กรดโวลาคัล แอมโมเนีย เป็นต้น สารทุกชนิดล้วนแต่มีพิษแต่พิษจะปรากฏที่ระดับความเข้มข้นต่าง ๆ กัน หรืออาจยอมให้มีได้แต่ไม่มากเกินไปจนก่อให้เกิดอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ
3. มีปริมาณสารแขวนลอยต่ำ ทั้งนี้เพื่อขจัดปัญหาการอุดตันของระบบ
ชนิดและคุณสมบัติของตัวกลางในถังกรองไร้อากาศ
ตัวกลางที่บรรจุภายในถังกรองไร้อากาศเป็นพารามิเตอร์ตัวหนึ่งซึ่งมีผลต่อลักษณะการสะสมตัวของตะกอนเซลล์แบคทีเรียโดยที่เซลล์มิให้หลุดออกไปจากระบบและยังเป็นที่ยึดเกาะของแบคทีเรีย ลักษณะทิศทางการไหลของน้ำเสียนำขึ้นตัวกลาง ปริมาตรของช่องว่างสัมฤทธิ์ (Effective Volume) ซึ่งเป็นพารามิเตอร์ที่มีผลต่อเนื่องมาซึ่งเวลากักน้ำของถังกรองไร้อากาศ

อากาศโดยตรง นอกจากนี้ยังเป็นผลให้ปริมาณเซลล์ภายในถังกรองอยู่ในระบบได้นาน คือระยะเวลาที่เก็บตะกอน (SRT) สูง สิ่งเหล่านี้มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบ

ปัจจุบันตัวกลางที่นำมาใช้กับถังกรองไร้อากาศอาจได้มาจากธรรมชาติ เช่น หินกรวด หรืออาจทำขึ้นจากวัสดุสังเคราะห์ เช่น พลาสติก การที่จะเลือกชนิดของตัวกลางย่อมต้องคำนึงถึงประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย และความประหยัดด้านค่าใช้จ่ายของระบบ งานวิจัยหลายชิ้น ได้ค้นคว้าศึกษาคุณลักษณะของตัวกลางซึ่งพอที่จะสรุปได้ว่า ตัวกลางที่มีประสิทธิภาพดีจะต้องมีพื้นที่ผิวมากและมีค่าความพรุนสูงก็เพื่อที่จะลดปัญหาการอุดตัน ปัญหาการเกิดการไหลลัดวงจร (Short Circuit) และปัญหาด้านไฮดรอลิก (Hydraulic) จากผลการทดลองของการใช้ตัวกลางชนิดเดียวกันแต่มีขนาดต่างกันก็จะพบความแตกต่างของผลการทำงานของถังกรองไร้อากาศอย่างมีนัยสำคัญ จากงานวิจัยของบุญส่ง ไช้เกษ (2519) เปรียบเทียบการใช้หินขนาด 1"-1.25" กับหินขนาด 1.75"-2.25" บำบัดน้ำเสียชนิดเดียวกันคือน้ำเสียจากโรงงานหมักคองกระป๋อง และตัวกลางทั้งสองขนาดจะมีค่าความพรุนประมาณ 43-46% ปรากฏว่าตัวกลางที่มีขนาดเล็กกว่าจะมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีสูงกว่า และยังสามารถรับโหลดได้สูงกว่าอีกด้ว จากการศึกษาและค้นคว้าเกี่ยวกับคุณสมบัติของตัวกลางได้แนะนำขนาดของหินกรวด ควอทซ์ (Quartzite) ที่จะนำมาเป็นตัวกลางของถังกรองไร้อากาศควรมีขนาดประมาณ 1"-1.50" ซึ่งจะให้ค่าความพรุน 42-47% และมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตร 140 ม²/ม³ และถ้าใช้ตัวกลางพวก Activated Carbon ขนาด 0.85-2 มม. (0.03"-0.08") จะให้ค่าความพรุนเท่ากัน (42-47%) แต่จะมีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรสูงถึง 3,700 ถึง ม²/ม³ ในทำนองเดียวกันถ้าต้องการค่าความพรุนสูงมากประมาณ 85-90% ตัวกลางประเภทพลาสติกก็จะถูกนำมาใช้ นอกจากนี้ยังมีการใช้ตัวกลางพวกสารอินทรีย์ เช่น ช้างข้าวโพด เป็นต้น ลักษณะผิวของตัวกลางก็มีอิทธิพลต่อการเกาะติดหรือแขวนลอยในช่องว่างของชั้นตัวกลางเช่นเดียวกัน สิ่งเหล่านี้จะมีอิทธิพลถึงเวลาที่ตะกอนของเซลล์ในระบบ ตัวอย่างเช่นผิวของช้างข้าวโพดให้โอกาสกับแบคทีเรียเกาะติดผิวได้ดีกว่าการใช้หิน หรือตัวกลางที่ทำจากวัสดุสังเคราะห์ต่าง ๆ เช่น พลาสติก จึงทำให้ช้างข้าวโพดมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียได้สูง แต่อย่างไรก็ตามพบว่าอายุการใช้งานของตัวกลางชนิดนี้ไม่ยาวนาน เนื่องจากตัวกลางชนิดนี้จะถูก

ใช้เป็นแหล่งอาหารของพวกแบคทีเรียที่ติดเกาะอยู่ (โรมัน ศรีสัมพันธ์, 2524) จะเห็นได้ว่าตัวกลางมีบทบาทสำคัญต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย และมีผลต่อค่าใช้จ่ายของระบบเช่น การใช้หินกรวด เป็นตัวกลางจะมีผลต่อการออกแบบฐานรากในการที่จะรับน้ำหนักมัน การใช้ตัวกลางพวกพลาสติกอาจจัดปัญหาด้านฐานรากแต่ตัวพลาสติกก็มีราคาสูงมาก

ความลึกและลักษณะการวางตัวของชั้นตัวกลาง

ความลึกและลักษณะการวางตัวของชั้นตัวกลางในถังกรองไร้อากาศเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญตัวหนึ่งต่อกลไกการเก็บสะสมของตะกอนเซลล์แบคทีเรียให้อยู่ภายในระบบการศึกษา ลักษณะการวางตัวของชั้นตัวกลางจะให้ข้อมูลนำไปสู่การพัฒนาระบบให้ดีขึ้นทั้งทางด้าน การบำบัดน้ำเสียและการลดต้นทุนของระบบ ความเข้าใจเกี่ยวกับกลไกของระบบและอิทธิพลหน้าที่ของแบคทีเรียที่ระดับความสูงต่าง ๆ ของถังกรองจะเป็นพื้นฐานในการเลือกตำแหน่งชั้นตัวกลางในลักษณะที่ให้ผลประโยชน์สูงสุด จากข้อสมมุติฐานของงานวิจัยที่ผ่านมาแล้ว ที่ตำแหน่งความสูงต่าง ๆ ในถังกรองจะมีหน้าที่และอิทธิพลต่อการทำงานของระบบต่างกันไป กล่าวคือการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียส่วนใหญ่เกิดขึ้นเฉพาะที่บริเวณก้นถังกรอง ดังนั้นบริเวณนี้จะมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีเกิดขึ้นมาก ชั้นตัวกลางตอนบนของถังกรองจะมีหน้าที่ในการช่วยดักตะกอนเซลล์ให้อยู่ในระบบไม่ให้หลุดหายไปกับน้ำทิ้ง

จากการทดลองและวิจัยของ Young และ McCarty (1969) พบว่าปฏิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ จะปรากฏที่ระยะความลึกประมาณ 0.30 เมตรจากก้นของถังกรองมากกว่าระดับอื่น การทดลอง และวิจัยของสุรพล สายพานิช (2518) และการทดลองวิจัยของ ไพพรรณพรประภา และมันสิน คัมพลเวศม์ (2519) ได้สรุปผลเช่นเดียวกัน คือ การทำงานของถังกรองไร้อากาศในช่วงความลึก 0.30 เมตรจากก้นถึงสามารถลดค่าซีโอดีได้อย่างมาก และเป็นช่วงความลึกของถังกรองที่ทำงานได้ค่าประสิทธิภาพสูงเกือบจะเท่าประสิทธิภาพความลึกรวมทั้งหมดของถังกรอง บุญส่ง โช้เกษ (2519) ได้กล่าวถึงความลึกช่วง 0.15 เมตร จากก้นถังกรองว่าเป็นระดับความลึกแรกที่ถังกรองทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด หรือประมาณ 87% ของประสิทธิภาพทั้งหมดในการลดค่าซีโอดีของการทำงานในถังกรองไร้อากาศ

ปัจจุบันได้มีงานวิจัยการลดความสูงของพื้นตัวกลางทั้งในและต่างประเทศ เช่นการศึกษาพัฒนาาระบบบำบัดน้ำเสียไร้อากาศแบบ UASB ในประเทศเนเธอร์แลนด์ ลักษณะเฉพาะตัวของระบบนี้คือจะไม่มีตัวกลางบรรจุอยู่ในถังปฏิกริยา แต่จะมีตะกอนเซลล์แบบที่เรือเกาะรวมตัวกันเป็นชั้นสลัดจ์ที่ก้นถังของถังกรอง ส่วนคอนบนของถังกรองจะมีอุปกรณ์เพื่อแยกก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากน้ำทิ้ง ส่วนในประเทศได้มีการวิจัยการลดความสูงของตัวกลางภายในถังกรองไร้อากาศ โดยใช้ตัวกลางพลาสติกผลปรากฏว่าตัวกลางสามารถลดค่าซีโอดีได้ดีพอสมควร และยังเปิดเผยถึงการลดชั้นตัวกลางในลักษณะครึ่งถังลงจะได้ผลดีกว่าการวางตัวกลางในลักษณะครึ่งถัง

ความสูงของถังกรองไร้อากาศ

โดยทั่วไปความสูงของถังกรองจะอยู่ในช่วง 1-1.80 เมตรความสูงของถังกรองที่น้อยกว่านี้ อาจมีโอกาสนำน้ำเสียมีการไหลลัดวงจรได้ง่าย ส่วนความสูงที่มากกว่า 1.80 เมตรดูเหมือนจะเป็นการสิ้นเปลืองมากกว่าเมื่อได้เทียบกับประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากเดิม ทั้งนี้เพราะจากรายงานการวิจัยต่าง ๆ ล้วนชี้ให้เห็นว่า กิจกรรมของแบคทีเรียส่วนใหญ่เกิดทางคอนล่างที่บริเวณ 0.30 เมตรจากก้นถังกรอง แต่อย่างไรก็ตามการเพิ่มความสูงของถังกรองไร้อากาศจะต้องสัมพันธ์กับพื้นที่หน้าตัดและระยะเวลาการกักน้ำ (HRT) ด้วย ทั้งนี้เพื่อให้แบคทีเรียมีเวลาอยู่ในถังกรองได้นาน

ระยะเวลาการกักน้ำ (Hydraulic Retention Time หรือ HRT)

ระยะเวลาการกักน้ำเป็นตัวแปรอีกตัวที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของถังกรองไร้อากาศ Young และ McCarty (1969) ได้ทำการทดลองและวิจัยโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ทำจาก Protein-Carbohydrate มีความเข้มข้นซีโอดีประมาณ 1,500 มก./ล. ใ้ระยะเวลาการกักน้ำตั้งแต่ 4.5-36 ชม. ได้ผลการทดลองดังนี้ ระยะเวลาการกักน้ำ 4.5 ชม. การลดซีโอดีประมาณ 36% ระยะเวลาการกักน้ำ 9 ชม. การลดซีโอดีประมาณ 79% ระยะเวลาการกักน้ำ 18 ชม. การลดซีโอดีประมาณ 91% และระยะเวลาการกักน้ำ 36 ชม. การลดซีโอดีประมาณ 92% ดังนั้น Young และ McCarty

ได้เสนอสมการที่จะทำนายประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย BOD_x ของถังกรองใโรอากาศดังสมการที่ 2.15

$$\% E = 100 (1 - 1.8/T) \dots\dots\dots 2.15$$

โดย T = ระยะเวลาที่น้ำ(HRT) (ชม.) คัดจากปริมาตรช่องว่างในถังกรองใโรอากาศ

$$E = \text{ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย (\%)}$$

สมการที่ 2.15 ที่เสนอมานี้ มีข้อจำกัดในการใช้คือสามารถใช้ได้กับถังกรองใโรอากาศที่มีความสูง ไม่เกิน 6 ฟุต (1.80 เมตร)

การลดค่าระยะเวลาที่น้ำของถังกรองใโรอากาศจะทำให้แบคทีเรียมีเวลาสัมผัสน้ำเสียได้น้อยลง ซึ่งอาจมีผลคือทำให้ลดขนาดของถังกรองลงได้ แต่ถ้าหากถังกรองทำงานในสภาวะที่ค่าระยะเวลาที่น้ำต่ำเกินไป ก็จะมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้มาก ซึ่งมีผลให้ค่าระยะเวลาที่ตะกอน(SRT)ลดลง และทำให้ประสิทธิภาพในการลดค่ารีโอดีลดลงด้วย

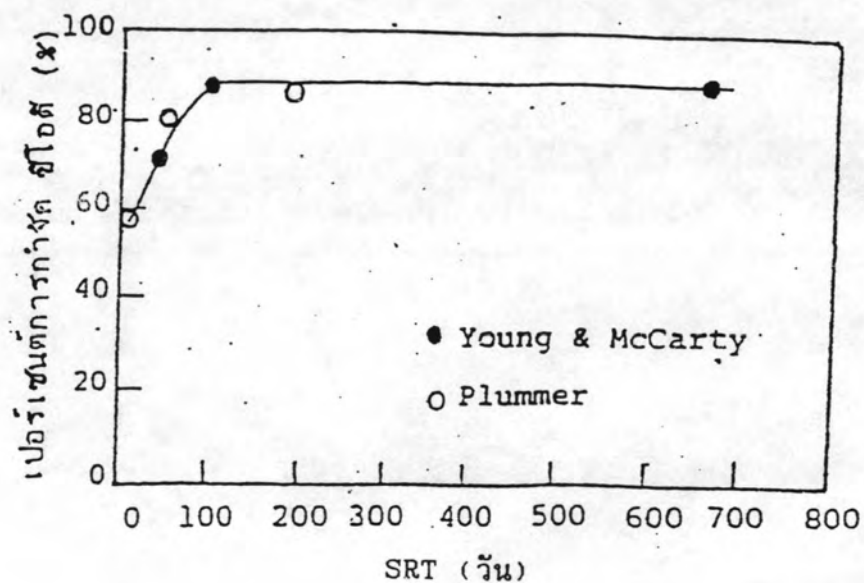
ระยะเวลาที่ตะกอน (Solid Retention Time หรือ SRT)

งานวิจัยหลายชิ้นได้เสนอความคิดในการหาค่าระยะเวลาที่ตะกอนที่เหมาะสมต่อระบบการทำงานของถังกรองใโรอากาศ เช่น Mueller และ Mancini (1977) ได้นำเสนอผลการวิจัยของ Young และ McCarty กับผลการวิจัยของ Plumer เสนอเป็นกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าระยะเวลาที่ตะกอน(SRT) และประสิทธิภาพในการลดรีโอดี ดังรูปที่ 2.19 จากรูปจะพบว่า เมื่อระยะเวลาที่ตะกอนมีค่าต่ำกว่า 100 วัน ประสิทธิภาพในการลดรีโอดีจะลดลงอย่างรวดเร็ว Mueller และ Mancini จึงสรุปว่าค่าระยะเวลาที่ตะกอนที่เหมาะสมในการทำงานของถังกรองใโรอากาศไม่ควรต่ำกว่า 100 วัน ทั้งนี้เนื่องมาจากสาเหตุที่มีเทนแบคทีเรียมีอัตราการเจริญเติบโตที่ช้า

ออร์แกนิกโหลดคั่ง

การเปลี่ยนแปลงอัตราการป้อนน้ำเสียนั้นจะมีผลต่อเวลาพักน้ำโดยตรงและกระทบกระเทือนต่อเซลล์แบคทีเรียซึ่งแขวนลอยหรือเกาะติดอยู่ตามช่องว่างของชั้นตัวกลาง เช่น การลด

ระยะเวลาที่น้ำหรือการเพิ่มอัตราการป้อนน้ำเสียให้ถังกรองไร้อากาศจะทำให้ตะกอนเซลล์แบคทีเรียมีโอกาสดูดซับไปกับน้ำทิ้งเพิ่มขึ้น เป็นผลให้ระยะเวลาที่ตะกอนลดลงและอาจทำลายต่อสภาวะสมดุลย์ของกระบวนการชีวเคมีของระบบได้ ดังนั้นการเพิ่มออร์แกนิกโหลดคั่งหรือความเข้มข้นของน้ำเสียจะมีผลกระทบต่อสมรรถนะของถังกรองไร้อากาศได้ ทั้งนี้เพราะปริมาณกรดไขมันที่ซึ่งเป็นผลผลิตของแบคทีเรียสร้างกรด(Intermediate Products)จะสะสมขึ้นในระบบอย่าง



รูปที่ 2.19 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า SRT และประสิทธิภาพในการลดซีโอดี
ของถังกรองไร้อากาศ (Mueller and Mancini, 1977)

รวดเร็วจนถึงขั้นยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ในที่สุดจะทำให้ระบบเสถียรและถึงขั้นล้มเหลวได้ Omstead et al. (1980) กล่าวว่า การเพิ่มออร์แกนิกโหลดด้วยการเพิ่มความเข้มข้นอย่างรวดเร็วให้กับระบบจะมีผลโดยตรงต่อการเพิ่มปริมาณของกรดไขมันอิสระ ดังนั้นจึงควรคำนึงถึงการเปลี่ยนแปลงพารามิเตอร์ตัวอื่น ๆ ควบคู่กันไปด้วยได้แก่ประสิทธิภาพในการลดซีโอดี การเปลี่ยนแปลงปริมาณกรดไขมันอิสระ การเปลี่ยนแปลงของเปอร์เซ็นต์มีเทนในส่วนประกอบของก๊าซชีวภาพ เป็นต้น เพื่อให้แน่ใจว่าอัตราการเพิ่มออร์แกนิกโหลดซึ่งไม่มีผลทำให้ระบบเสถียร

2.3.10.2 ข้อได้เปรียบและข้อจำกัดของถังกรองไร้อากาศ

ข้อได้เปรียบ

1. ถังกรองไร้อากาศเป็นเครื่องมือที่เหมาะสมและสมบูรณ์ที่สุดสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ละลายน้ำ
2. เซลล์แบคทีเรียจะสะสมอยู่ในถังกรองมากขึ้นตลอดเวลาทำให้ค่าระยะเวลาที่ตกตะกอนสูง ทำให้มีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีสูง
3. เซลล์แบคทีเรียเกิดน้อยมาก จึงทำให้ลดปัญหาการกำจัดตะกอนซึ่งโดยทั่วไปจะใช้เวลาหลายเดือน หรือเป็นปีจึงจะมีการระบายตะกอนออกไปสักครั้งหนึ่ง
4. สามารถรับออร์แกนิกโหลดซึ่งเพิ่มขึ้นอย่างกะทันหัน (Shock Load) ได้
5. ลดการสิ้นเปลืองพลังงานในการเติมอากาศให้กับระบบบำบัดน้ำเสีย เพราะถังกรองมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ชนิดไม่มีการใช้ออกซิเจนอิสระ
6. เหมาะกับประเทศในเขตร้อน เช่น ประเทศไทย เพราะไม่ต้องเสียพลังงานในการเพิ่มอุณหภูมิให้กับระบบบำบัดดังเช่นประเทศในเขตหนาว
7. ความต้องการสารอาหารเสริมน้อยกว่าระบบบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนอิสระ

8. ให้ผลผลิตสุดท้ายเป็นก๊าซมีเทน ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้
9. ระบบนี้ไม่จำเป็นต้องมีการเวียนตะกอนกลับ (Sludge Recycle) เพราะตัวกลางภายในถังกรองไร้อากาศจะทำหน้าที่ดักตะกอนให้กลับคืนสู่ระบบได้
10. น้ำที่ผ่านออกจากถังกรองไร้อากาศหลังบำบัดแล้วจะมีลักษณะใส
11. สามารถทำงานได้ดีหลังจากที่มีการหยุดการทำงานไปชั่วระยะเวลาหนึ่ง โดยไม่ต้องมีการเริ่มเลี้ยงตะกอนเซลล์แบคทีเรีย (Start Up) ใหม่อีก
12. ก่อสร้างง่าย ดูแลรักษาง่าย
13. การสูญเสีย Head ในถังกรองค่าประมาณ 10-15 ซม. ในการดำเนินการปกติ

14. สามารถใช้บำบัดน้ำเสียร่วมกับระบบบ่อเกรอะได้ดีซึ่งจะช่วยขจัดปัญหาเรื่องการเต็มเร็วของบ่อเกรอะ บ่อซึมที่ใช้พื้นที่ที่มีอัตราการขีมน้ำต่ำได้

ข้อจำกัด

1. ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีตะกอนแขวนลอยสูง เพราะอาจเกิดปัญหาการอุดตันภายในถังกรองได้หลังจากใช้งานติดต่อกัน 1-2 ปี แต่ถ้ามีการล้าง (Flushing) ด้วยน้ำจากด้านบนลงมาจะสามารถทำงานได้นานขึ้น
2. การใช้ตัวกลางเป็นหินจำเป็นต้องมีฐานรากของโครงสร้างที่แข็งแรง ทำให้สิ้นเปลืองค่าก่อสร้าง ในขณะที่การใช้ตัวกลางพวกวัสดุสังเคราะห์จะมีน้ำหนักเบา แต่ก็มีราคาแพง
3. ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงตะกอนเซลล์แบคทีเรียนานกว่าระบบใช้ออกซิเจนอิสระ เพราะเซลล์แบคทีเรียมีการเจริญเติบโตที่ช้า
4. น้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดจะมีกลิ่นเนื่องจากมีก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์เกิดขึ้น

5. การใช้งานในทางปฏิบัติจริงปัจจุบันยังมีปัญหาเกี่ยวกับการออกแบบระบบการกระจายน้ำเสียเข้าถึงกรองยังไม่สม่ำเสมอ อันมีผลทำให้เกิดการไหลลัดวงจรได้

2.4 การทดลองระบบบำบัดแบบถังกรองไร้อากาศกับน้ำเสียความเข้มข้นค่าที่ผ่านมา

Coulter et al. (1957) ได้เป็นผู้ริเริ่มนำเอาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศมาใช้กับน้ำเสียจากบ้านเรือนและแหล่งชุมชน โดยใช้ระบบถังหมักแบบสัมผัสแล้วตามด้วยถังกรองไร้อากาศขนาดทดลองซึ่งมีความจุ 10 ลิตร เพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 180 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 20-25° ซ. ด้วยระยะเวลาพักน้ำ 36 ชม. ปรากฏว่ามีค่าประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีถังร้อยละ 86

Young และ McCarty (1969) ใช้ถังกรองไร้อากาศขนาดทดลองในห้องปฏิบัติการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์พบว่าใช้ได้กับน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลายอยู่ในความเข้มข้นค่าได้

Pretorius (1971) ได้ศึกษาระบบที่คล้ายกับของ Coulter โดยใช้ถังหมักแบบสัมผัสแล้วตามด้วยถังกรองไร้อากาศขนาดทดลองความจุ 16 ลิตร บำบัดน้ำเสียจากบ้านในประเทศอัฟริกาใต้ ซึ่งมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 550 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 20° ซ. ด้วยระยะเวลาพักน้ำ 24 ชม. ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีร้อยละ 78

Raman และ Chakladar (1972) ได้ทำการศึกษาและเก็บข้อมูลของถังกรองไร้อากาศในการทำความสะอาดน้ำเสียที่ผ่านออกจากบ่อเกรอะ ทำการทดลองในประเทศอินเดียโดยตั้งถังกรองไร้อากาศไว้ 3 แห่งคือที่ Mullickpur Jalaghata และ Apurbapur ถังกรองที่ Mullickpur หลังจากการทำงานนาน 19 เดือนจะเกิดการอุดตัน ต้องทำการล้างเอาตะกอนออกจากนั้นก็ยังสามารถทำงานได้ดังเดิมขนาดถังกรองไร้อากาศรูปสี่เหลี่ยมขนาด 4.00 x 2.25 ฟุต ภายในบรรจุตัวกลางเป็นอิฐหัก 3 ชั้น ชั้นล่างสุดขนาด 0.5-0.75 นิ้ว สูง 15 นิ้ว ชั้นกลางขนาด 0.25-0.5 นิ้ว สูง 9 นิ้ว ชั้นบนสุดขนาด 0.063-0.25 นิ้ว สูง 3 นิ้ว สรุปผลการทดลองและวิจัยของถังกรองไร้อากาศทั้ง 3 แห่งไว้ว่า การลดบีโอดีจะมีค่า ประมาณร้อยละ 65-75 บีโอดี

ของน้ำเสียก่อนเข้าสู่ถังกรองมีค่าประมาณ 170-240 มก./ล. บีโอดีของน้ำทิ้งหลังจากผ่านถังกรองมีค่าประมาณ 35-70 มก./ล. การลดบีโอดีจะมีค่าประมาณร้อยละ 55-68 ปริมาณการกรอง (Hydraulic Loading) ของถังกรองไร้อากาศทั้ง 3 แห่ง มีค่าใกล้เคียงกับ Low-Rate Trickling Filter และขนาดของถังกรองไร้อากาศในการออกแบบมีค่าประมาณ 0.042-0.058 ลบ.ม./คน Raman และ Chakladar ยังรายงานวาระบบบำบัดแบบถังกรองไร้อากาศมีประสิทธิภาพสูง และการที่ในการบำบัดน้ำเสียมีแต่น้ำเสียที่มีบีโอดี 120-125 มก./ล. ทั้งที่ไหลสม่ำเสมอและไม่สม่ำเสมอทั้งที่อุณหภูมิแตกต่างกันตั้งแต่ 12.5-26°ซ ในฤดูหนาว และ 25-36°ซ ในฤดูร้อน

นอกจากนี้แล้ว Raman และ Chakladar (1972) ได้ทำการทดลองและวิจัยในห้องทดลอง โดยใช้ถังกรองไร้อากาศรูปร่างเป็นท่อสี่เหลี่ยมขนาด 0.10x0.10 ม. ใช้หินขนาด 12.5 มม. เป็นตัวกรองสูง 0.75 ม. ใช้น้ำเสียจากบ่อเกรอะมีค่าบีโอดีเท่ากับ 290 มก./ล. ควบคุมค่าปริมาณการกรองไว้ที่ 3.2 ลบ.ม./ตร.ม.-วัน ค่าปริมาณบีโอดีเท่ากับ 0.34 กก./ลบ.ม.-วัน ได้ผลการทดลองและวิจัยดังนี้ บีโอดีของน้ำเสียหลังจากผ่านถังกรองไร้อากาศ มีค่าประมาณ 67 มก./ล. การลดบีโอดีมีค่าประมาณร้อยละ 75

Raman และ Khan (1977) พบว่าในการทดลองสภาพสนามจริง หลังจากใช้งานเป็นเวลา 2 ปี ระบบยังสามารถบำบัดบีโอดีได้ถึงร้อยละ 70-78 ขึ้นกับความแตกต่างของน้ำเข้าซึ่งมีค่าบีโอดี 170-250 มก./ล. ที่ค่าการบรรทุกเฉลี่ย 0.90 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน

Raman และ Khan (1978) ได้ทำการทดลองและวิจัยถังกรองไร้อากาศในการทำ ความสะอาดน้ำเสียจากบ้านพักอาศัย ทั้งการทดลองในห้องทดลองและในสนาม ถังกรองที่ใช้ทดลองในห้องทดลองรูปร่างเป็นท่อนขนาด 0.10 ม. ใช้หินขนาด 20-25 มม. ความสูงของหินกรอง 1.2 ม. สำหรับการทดลองในสนามได้สร้างถังกรองขึ้นใช้ในการทดลองขนาด 1.61 x 1.61 สูง 1.40 ม. ภายในบรรจุหินขนาด 25-35 มม. สูง 1.20 ม. ทำความสะอาดน้ำเสียจากบ้านเรือนที่มีความเข้มข้นของบีโอดี 115-238 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 27.5°ซ. โดยมีระยะเวลาพักน้ำ 6.4 ชม. ปรากฏว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีโดยเฉลี่ยร้อยละ 72.5 จากผลการทดลองและวิจัย

Raman และ Khan ได้สรุปไว้ว่าถังกรองใโรอากาศสามารถลดค่าบีโอดีได้ประมาณร้อยละ 70-80 บีโอดีของน้ำที่ผ่านถังกรองใโรอากาศมีค่าประมาณ 25-30 มก./ล. ขนาดของหินกรองใช้ขนาด 19-25 มม. ความลึกของหินกรอง 0.75 - 1.20 ม. ปริมาณการกรองของถังกรองมีค่าประมาณ 3.4 ลบ.ม./ตร.ม.-วัน ปริมาณบีโอดีมีค่าประมาณ 0.34 กก./ลบ.ม.-วัน อุณหภูมิประมาณ 23-32.5° ซ. และถังกรองใโรอากาศสามารถทำงานได้นาน 1.5-2 ปี โดยไม่มีการอุดตัน

บุญสิน สุภัทวงศ์ (1978) ได้ทำการทดลองศึกษาสภาวะองค์ประกอบต่าง ๆ ที่มีผลต่อการทำงานของถังกรองใโรอากาศ โดยใช้ถังกรองที่ทำมาจากถังน้ำมันขนาด 200 ลิตร ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.57 ม. ภายในบรรจุหินกรองขนาด 25 มม. ถึง 50 มม. โดยมีความสูงของหินกรอง 0.5 และ 1.0 ม. ทดลองกับน้ำเสีย 2 ประเภท คือน้ำเสียจากส้วมและน้ำเสีารวมจากส้วม การชักล้างและทำความสะอาด น้ำเสียจากบ่อเกรอะที่มีความเข้มข้นของซีโอดีเฉลี่ยก่อนเข้าถังกรองใโรอากาศ 160 มก./ล. ปรากฏว่าถังกรองที่บรรจุหินกรองสูง 0.5 ม. ที่ระยะเวลาพักน้ำ 2.5 - 18 ชม. สามารถบำบัดซีโอดีได้ร้อยละ 46-72 ส่วนในถังกรองที่บรรจุหินกรองสูง 1.0 ม. ที่ระยะเวลาพักน้ำ 4.5-32 ชม. สามารถบำบัดซีโอดีได้ร้อยละ 51-80 พบว่าประสิทธิภาพในการทำงานของถังกรองทั้ง 2 ขนาด มีค่าใกล้เคียงกันมาก นอกจากนี้ยังสรุปว่าปริมาณการกรองไม่ควรเกิน 2 ลบ.ม./ตร.ม.-วัน ค่าที่เหมาะสมคือ 1 ลบ.ม./ตร.ม.-วัน ระยะเวลาพักน้ำไม่ควรน้อยกว่า 6 ชม. ค่าที่เหมาะสมคือ 12 ชม. ปริมาณบีโอดี (BOD Loading) และปริมาณซีโอดี (COD Loading) มีผลต่อการทำงานของถังกรองใโรอากาศไม่มากนัก ทั้งนี้เนื่องจากความเข้มข้นของบีโอดีและซีโอดีมีค่าน้อย ความลึกของตัวกลางกรองควรมีค่า ระหว่าง 0.5-1.0 ม. ตัวกลางกรองใช้หินขอสความีขนาด 25-50 มม. ระดับน้ำสูงเสียนั้นเนื่องจากปริมาณการกรองควรเพื่อไว้ประมาณ 0.10 - 0.20 ม. ระดับอุณหภูมิโดยทั่วไปในประเทศไทยคือ 24-35° ซ. มีความเหมาะสมต่อการทำงานของถังกรองใโรอากาศ ประสิทธิภาพของการทำงานของระบบดังกล่าวหมักและถังกรองใโรอากาศสามารถที่จะลดบีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 85 หรือลดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 75

Geunng et al. ได้ศึกษาดังกรองไธอากาศขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 1.64 ม. สูง 6 ม. นำน้ำเสียจากบ้านเรือนที่มีความเข้มข้นบีโอดี 60-220 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 15-20°ซ. โดยมีระยะเวลาพักน้ำ 2.5-10.5 ชม. รับน้ำเสียในอัตรา 19 ลบ.ม./วัน ปรากฏว่าดังกรองมีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีร้อยละ 55

Khan, Suidan และ Cross (1982) ได้ทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะการทำงานของดังกรองไธอากาศ 2 ตัว ซึ่งบรรจุตัวกลางต่างชนิดกันคือ Activated Carbon และ Anthracite Coal โดยทดลองกับน้ำเสีย 3 ชนิดคือ น้ำเสียสังเคราะห์พวก กลูโคส Phenol Dilute Paint และ Stripping Bath Wastewater ทำการทดลองลักษณะต่อเนื่องในห้องทดลอง โดยใช้ดังกรองขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5.1 ซม. สูง 0.61 ม. บ่อน้ำเสียในอัตรา 2 มล./นาที และมีการไหลเวียนกลับ (Recirculation) ในอัตรา 50 มล./นาที ระยะเวลาพักน้ำ 3.55 ชม. ทดลองที่อุณหภูมิ 35°ซ. ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าดังกรองไธอากาศที่บรรจุ Activated Carbon มีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดี และการผลิตมีเทนสูงกว่าดังกรองที่บรรจุ Anthracite Coal ทุกกรณี

Bamayi (1983) ใช้ดังกรองไธอากาศบำบัดน้ำเสียจากบ้านเรือน พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีที่มีความเข้มข้นประมาณ 120 มก./ล. ที่ระยะเวลาพักน้ำ 7-9 ชม. มีค่าประมาณร้อยละ 66-73 แต่เมื่อใช้ดังกรองไธอากาศบำบัดน้ำเสียนั้นที่ผ่านระบบจานชีวหมุน (Rotating Biological Contactor) มาก่อนแล้ว จะมีประสิทธิภาพน้อยกว่าร้อยละ 30 ในการลดค่าบีโอดีของน้ำเสีย (น้ำเสียที่ผ่านระบบจานชีวหมุนมาแล้วจะมีความเข้มข้นบีโอดีประมาณ 37 มก./ล.)

Viraraghavan และ Kent (1983) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากบ่อเกรอะโดยดังกรองไธอากาศ 2 ชุดจากครอบครัวเดียวกันพบว่าระบบชุดที่ 1 สามารถบำบัดบีโอดีร้อยละ 23 และบีโอดีร้อยละ 28 ระบบชุดที่ 2 สามารถบำบัดบีโอดีได้ร้อยละ 21 และบีโอดีร้อยละ 39 และเมื่อใช้งานเป็นระยะเวลา 4 ปี ระบบไม่มีการอุดตันหรือต้องกำจัดกากตะกอน

Kobayashi et al. (1983) ได้ศึกษาถึงกรองไธอากาศ ขนาดห้องปฏิบัติการทำด้วยท่อ โดยมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 6 นิ้ว สูง 37 นิ้ว บำบัดน้ำเสียจากบ้านเรือนซึ่งมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 288 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 20 25 และ 35°ซ. ตามลำดับ รับอร์แกนิกโทลคั้ง 0.32 กก./ลบ.ม.-วัน ปรากฏว่าถึงกรองมีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีร้อยละ 73 ที่อุณหภูมิ 25 และ 35°ซ. จะไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ แต่ที่อุณหภูมิ 20°ซ. ปรากฏว่าประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีลดลง และมีค่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพโดยเฉลี่ย 0.12 ล./กรัมบีโอดีที่ถูกบำบัด ก๊าซชีวภาพจะประกอบด้วยก๊าซในโตรเจนร้อยละ 30 มีเทนร้อยละ 65 และคาร์บอนไดออกไซด์ร้อยละ 5 น้ำทิ้งที่ผ่านถึงกรองไธอากาศจะมีกลิ่นจากซัลไฟด์

นิคสา มหามล และคณะ (1986) ได้ศึกษาถึงอิทธิพลและถึงกรองไธอากาศในการบำบัดน้ำเสียรวมภายในโรงพยาบาลพระนครศรีอยุธยา ที่มีความเข้มข้นบีโอดี 80-177 มก./ล. และมีค่าบีโอดีเฉลี่ย 109 มก./ล. ภายในถึงกรองไธอากาศบรรจุหินกรองขนาด 25-50 มม. เป็นตัวกลางมีความสูงทั้งหมด 1.8 ม. พบว่าความสูงของหินกรอง 1.0 ม. ที่ระยะเวลาพักน้ำ 2.53-55.59 ชม. สามารถบำบัดบีโอดีได้ร้อยละ 9.3 ถึงร้อยละ 91.8 ส่วนที่ความสูงของหินกรอง 1.8 ม. ที่ระยะเวลาพักน้ำ 4.52-99.26 ชม. สามารถบำบัดบีโอดีได้ร้อยละ 32.4 ถึงร้อยละ 89.1 และยังพบว่าที่ความสูงของหินกรอง 1.0 ม. และ 1.8 ม. มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียไม่แตกต่างกันที่ระดับนัยสำคัญร้อยละ 95

พิชิตน์ ชื่นชมชาติ (1986) ได้นำเอาระบบถึงกรองแบบไธอากาศมาใช้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ในลักษณะที่มีการเปรียบเทียบกับสมรรถนะการทำงานระหว่างถึงกรองที่มีการวางชั้นตัวกลางเต็มถึง กับถึงกรองที่มีการวางชั้นตัวกลางครึ่งถึงลง โดยทำการทดลองกับน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นบีโอดีคั้งที่ 300 มก./ล. ภายในระยะเวลาพักน้ำ 4 ระดับคือ 3, 6, 9 และ 12 ชม. ซึ่งจะมีค่าออร์แกนิกโทลคั้ง 1.85, 0.93, 0.62 และ 0.46 กก. บีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ จากงานวิจัยแสดงให้เห็นว่าความเป็นไปได้ที่จะนำเอาถึงกรองไธอากาศมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ โดยที่ถึงกรองที่มีตัวกลางครึ่งถึงลงจะมีสมรรถนะเหนือกว่าถึงกรองที่มีตัวกลางเต็มถึงเล็กน้อย จากผลการทดลองพอสรุปได้ว่า ถึงกรองทั้งสองมีประสิทธิภาพ

การบำบัดซีโอดีในน้ำเสียสังเคราะห์ได้ร้อยละ 50-92 ที่ระยะเวลาพักน้ำ 3-12 ชม. โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูงสุดที่ระยะเวลาพักน้ำ 12 ชม. ซึ่งมีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.069 ลิตร/กรัมซีโอดีที่ถูกบำบัด ก๊าซชีวภาพจะประกอบด้วยก๊าซในโตรเจนร้อยละ 45 ก๊าซมีเทนร้อยละ 47 และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ร้อยละ 8

สุคใจ จำปา (1987) ทำการศึกษากระบวนการกำจัดสิ่งปฏิกูลที่เหมาะสมสำหรับชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสียของชุมชนที่เป็นจริงในทางปฏิบัติโดยใช้บ่อเกรอะและถังกรองไร้อากาศบำบัดน้ำเสียรวมจากส้วม การอาบและการซักล้าง ใช้เวลาพักพักบ่อละ 24 ชม. ค่าออร์แกนิกโหลดคิงของถังกรองไร้อากาศเท่ากับ 2 กก. บีโอดี/ลบ.ม. ของช่องว่างตัวกลาง-วัน วัสดุที่ใช้เป็นตัวกลางในถังกรองไร้อากาศเป็นแหวนพลาสติก ซึ่งมีช่องว่างประมาณร้อยละ 95-98 ปรากฏว่าประสิทธิภาพรวมในการบำบัดเอสเอส, ซีโอดี และบีโอดี มีค่าเท่ากับร้อยละ 78.7, 49.3 และ 58.2 ตามลำดับ

ชงชัย พรหมสวัสดิ์ และจันต์ อโวกัย (1988) ทำการศึกษาคุณภาพน้ำทิ้งจากถังบำบัดน้ำเสียสำเร็จรูปชนิดคิตินที่ใช้น้ำบำบัดน้ำเสียจากส้วมจำนวน 5 ถังที่ติดตั้งอยู่ในสภาพการใช้งานจริง ผลการศึกษาพบว่าน้ำทิ้งจากถังกรองไร้อากาศสำเร็จรูปชนิดคิตินที่จำนวน 4 ถัง มีค่าพีเอช, เอสเอส, ซีโอดี และบีโอดี ได้ตามมาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนที่กำหนดโดยคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ส่วนไนโตรเจนและซิลิไฟด์มีค่าเกินกว่ามาตรฐานสำหรับถังที่ 5 ระบบของส่วนกรองไร้อากาศล้มเหลวทำให้พารามิเตอร์ต่าง ๆ ของน้ำทิ้งที่ได้มีค่าเกินกว่ามาตรฐานมากแสดงว่าถังกรองไร้อากาศสำเร็จรูปชนิดคิตินที่สามารถใช้น้ำบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพเฉพาะในกรณีที่มีออร์แกนิกโหลดคิงไม่สูงนัก และเนื่องจากระบบรับน้ำเสียจากส้วมเท่านั้นจึงทำให้ไนโตรเจนมีค่าสูง ดังนั้นถังกรองไร้อากาศสำเร็จรูปชนิดนี้ยังมีส่วนที่ควรได้รับการพัฒนา ปรับปรุงเพิ่มขึ้น

ทวิศักดิ์ นิมาพันธ์ (1988) ได้ทำการวิจัยเพื่อหากระบวนการบำบัดน้ำเสียจากบ้านพักอาศัยที่เหมาะสมในทุกสภาพภูมิประเทศเพื่อใช้ทดแทนบ่อเกรอะบ่อซึม ซึ่งไม่สามารถใช้งานได้เป็นอย่างดี จึงได้ทำการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียใหม่ทำการย่อยให้เป็นถึงขนาดจำลองแล้วป้อนน้ำเสียจากชุมชนทั่วชวาทให้เข้าสู่ถังจำลองอย่างสม่ำเสมอด้วยอัตราการไหล 15 ลิตร/วัน ถังจำลองมีค่าเวลา

เก็บกักรวมประมาณ 1.4 วัน จากการทดลองพบว่าน้ำเสียที่ชุมชนห้วยขวางมีลักษณะสมบัติคล้ายคลึงกับน้ำเสียจากชุมชนทั่วไปของประเทศไทยมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 139.6 มก./ล. ผลการทดลองใช้เวลาประมาณ 1 เดือนครึ่ง การทำงานของระบบจึงเข้าสู่สภาวะคงที่ ประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีในส่วนของบ่อเกรอะที่ออกแบบไว้ที่ระยะเวลาพักน้ำ 14 ชม. มีค่าเท่ากับร้อยละ 65.3 ส่วนของถังกรองไร้อากาศซึ่งรับน้ำเสียจากส่วนของบ่อเกรอะ ด้วยอัตราออร์แกนิกโหลดคั่งจริง 0.59 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน มีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีเท่ากับร้อยละ 50.6 ประสิทธิภาพรวมในการบำบัดบีโอดีของทั้งสองมีค่าเท่ากับร้อยละ 82.3 น้ำเสียที่ผ่านจากระบบบำบัดจำลองมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 24.8 มก./ล. ปริมาณ Fecal Coliform Bacteria มีค่าเฉลี่ย 69×10^4 MPN/100 ml. ปริมาณไนโตรเจนรวมมีค่าไม่เปลี่ยนแปลง แต่มีการเปลี่ยนรูปจากออร์แกนิกไนโตรเจนไปเป็นแอมโมเนียไนโตรเจน ซึ่งลักษณะสมบัติส่วนใหญ่ของน้ำเสียที่ผ่านจากระบบบำบัดจำลองมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนที่กำหนดโดยสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ในปี พ.ศ. 2528

จรงค์ จิระภาพันธ์ (1988) ได้ทำการวิจัยเพื่อหาระบบบำบัดน้ำเสียจากแฟลต และใช้ทดแทนบ่อเกรอะ-บ่อซึมซึ่งไม่เหมาะสมสำหรับบางพื้นที่ เช่นในเขตของกรุงเทพมหานคร ระบบที่ใช้ควรจะควบคุมง่ายและสะดวกต่อการบำรุงรักษา จึงได้ทำการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ถังเซปติค และถังกรองไร้อากาศร่วมกัน ซึ่งเรียกรวมกันว่า "ระบบเซปติค-แอนแอโรบิคฟิลเตอร์" ในการทดลองแยกออกเป็นสองส่วนคือการทดลองโดยใช้แบบจำลอง และแบบที่สร้างขึ้นใช้งานจริง การทดลองโดยใช้แบบจำลองใช้น้ำเสียจากชุมชนห้วยขวางป้อนเข้าถังอย่างสม่ำเสมอ ด้วยอัตราการไหล 29 ลิตร/วัน มีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 185.84 มก./ล. ผลการทดลองใช้เวลาประมาณ 2 เดือนเศษระบบจึงเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยมีประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีในถังเซปติค ร้อยละ 64.7 ส่วนของถังกรองไร้อากาศซึ่งรับน้ำเสียที่ผ่านจากถังเซปติคด้วยอัตราออร์แกนิกโหลดคั่งจริง 0.8 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน และมีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีร้อยละ 37.3 ประสิทธิภาพรวมของระบบในการบำบัดบีโอดีมีค่าร้อยละ 78.5 น้ำทิ้งที่ผ่านออกจากระบบมีความเข้มข้นบีโอดีเฉลี่ย 39.1 มก./ล. สำหรับแบบที่สร้างขึ้นในงานจริงใช้เวลาเข้าสู่สภาวะคงตัว

ประมาณ 80 วัน และมีค่าเฉลี่ยบีโอดีในน้ำทิ้งที่ออกจากระบบเท่ากับ 32.8 มก./ล. เมื่อเปรียบเทียบกับลักษณะสมบัติต่าง ๆ ของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบบำบัดแบบจำลองและแบบปฏิบัติงานจริง ปรากฏว่ามีลักษณะสมบัติดีกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งของชุมชนที่ประกาศโดยสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ในปีพ.ศ. 2528

สุดใจ จำปา (1990) ทำการวิจัยโดยนำระบบบ่อเกรอะและถังกรองไว้อากาศซึ่งได้ถูกออกแบบสำเร็จสำหรับบริการคนตั้งแต่ 6-10 คน ซึ่งมี 2 แบบ แบบหนึ่งใช้วัสดุที่มีในท้องตลาด (ตัวกลางแหวนพลาสติก) อีกแบบหนึ่งเป็นถังสำเร็จรูปโดยนำไปติดตั้งที่โรงบำบัดน้ำเสียของชุมชนห้วยขวาง การเคหะแห่งชาติ กรุงเทพมหานคร การไหลของน้ำเสียในถังจำลองเป็นการไหลแบบต่อเนื่อง (Continuous) ผลการวิจัยพบว่าน้ำที่ออกจากระบบจากถังจำลองจากวัสดุที่มีในท้องตลาดมีประสิทธิภาพรวมในการบำบัด เอสเอส, บีโอดี, ซีโอดี และออร์แกนิกไนโตรเจนสูงกว่าถังจำลองจากแบบถังสำเร็จรูปเล็กน้อย และเมื่อเทียบค่าต่าง ๆ ที่ได้จากการทดลองของทั้งสองถังกับค่ามาตรฐานน้ำทิ้งในระดับและขนาดชุมชนต่าง ๆ ทุกค่ามีค่าต่ำกว่าเว้นแต่ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนเท่านั้น ซึ่งมีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนเล็กน้อย

อรทัย ชวาลภาฤทธิ์ และเพ็ชรพร เขาวกิจเจริญ (1991) ได้ทำการศึกษาคุณภาพน้ำทิ้งจากบ่อเกรอะและถังกรอง ซึ่งเป็นถังสำเร็จรูปชนิดติดตั้งในที่โดยอาศัยแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจำนวน 4 ถัง เป็นระยะเวลา 3 เดือน น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเป็นน้ำเสียจากส้วมในสภาพการปฏิบัติงานจริง จำนวนผู้ใช้เท่ากับจำนวนที่กำหนดโดยผู้ผลิต 1 แห่ง และ Underload หรือมีจำนวนผู้ใช้น้อยกว่าค่าจำนวนที่กำหนดโดยผู้ผลิต (2-4 คน จาก 5 คน) 3 แห่ง จากการศึกษาพบว่าน้ำทิ้งจากระบบมีค่าบีโอดี ของแข็งแขวนลอย ของแข็งละลายน้ำ ออร์แกนิกไนโตรเจน ตะกอนหนัก และพีเอช ได้มาตรฐานน้ำทิ้งชุมชนที่กำหนดโดยสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 31 มก./ล., 33 มก./ล., 333 มก./ล., 8 มก./ล., 0.2 มล./ล. และ 7.3 ตามลำดับ ทั้งนี้ค่าความน่าจะเป็น 50% ของพารามิเตอร์ดังกล่าวเท่ากับ 32 มก./ล., 29 มก./ล., 325 มก./ล., 6 มก./ล., 0.1 มล./ล. และ 7.3 ตามลำดับซึ่งแสดงให้เห็นว่าตัวอย่างน้ำเหล่านี้มีความเบี่ยงเบนไม่มาก ส่วนพารามิเตอร์ที่มีค่าเกินกว่ามาตรฐานคือ แอมโมเนีย-

ไนโตรเจน และที่เคเอ็น โดยมีค่าเท่ากับ 73 และ 80.9 มก./ล. ตามลำดับ (P 50% เท่ากับ 76 และ 88 มก./ล.) สาเหตุคาดว่า เป็นเพราะน้ำจากลำน้ำโดยตรง จึงมีความเข้มข้นสูง หากมีการเจือจางน้ำส่วนอื่น ๆ ที่ใช้ในกิจกรรมต่าง ๆ ในอาคารและปล่อยทิ้งมารวมกัน ค่าเหล่านี้ก็น่าที่จะอยู่ในเกณฑ์ได้ ส่วนลักษณะสมบัติอื่น ๆ ที่ไม่ได้กำหนดในมาตรฐาน คือ ออกซิเจน, ซีโอดี, ฟอสฟอรัสทั้งหมด และโคลิฟอร์มแบคทีเรีย ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 30°ซ., 171มก./ล., 12 มก./ล., 9.2×10^5 MPN/100 มล. ตามลำดับ (P 50% เท่ากับ 30°ซ., 165 มก./ล., 12.5 มก./ล., และ 7.5×10^5 MPN/100 มล. ตามลำดับ) ฟอสฟอรัสทั้งหมด และโคลิฟอร์มแบคทีเรียนี้มีค่าสูงพอสมควร แต่ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมทางน้ำน้อย

จิตเทพ ประสิทธิ์อยู่ศิลป์ (1992) ได้ทำการวิจัยถึงกรองไว้อากาศที่มีตัวกลางครึ่งถึงจนใช้กระบอกพีวีซีไซขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 3 นิ้ว มีความสูง 2.50 เมตร บรรจุโรลม้วนพลาสติคทำหน้าที่เป็นตัวกลางกรองมีความสูงขึ้นตัวกลาง 1.26 เมตร ทดลองกำจัดน้ำเสียความเข้มข้นค่ามีค่าซีโอดีเฉลี่ย 147 มก./ล. มีปริมาณโคลิฟอร์มแบคทีเรียในน้ำเสียเฉลี่ย 1.54×10^7 MPN/100 ml. ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12, 24, 48 และ 72 ชั่วโมง คิดเป็นค่าไฮโดรลิกไหลคัง 0.27, 0.18, 0.07 และ 0.06 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ พบว่าประสิทธิภาพในการลดโคลิฟอร์มแบคทีเรียร้อยละ 88, 96, 98, และ 99 ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีร้อยละ 61, 71, 72 และ 74 ตามลำดับ โดยที่ประสิทธิภาพในการลดโคลิฟอร์มแบคทีเรีย และซีโอดีในน้ำเสียมากกว่าร้อยละ 50 เกิดที่ชั้นตัวกลางมากกว่า 0.45 เมตร ขึ้นไป

มหาวิทยาลัยขอนแก่น, คณะสาธารณสุขศาสตร์ (1993) ได้ทำการวิจัยถึงกรองไว้-อากาศกับน้ำเสียจากโรงพยาบาลมหาวิทยาลัยขอนแก่น ถึงกรองไว้อากาศสร้างจากถังคอนกรีตเสริมเหล็กเส้นผ่าศูนย์กลาง 2.0 เมตร สูง 1.8 เมตร ความลึกตัวกลางกรอง 1.6 เมตร ระยะพักตัวในถัง 3 ซม. ใช้หินกรวดขนาด 35 ถึง 55 มม. เป็นตัวกลางกรองมีความพรุนประมาณร้อยละ 45 ค่าตัวแปรต่าง ๆ ของน้ำออกได้ค่างนี้ เอสเอส, วีเอสเอส, บีโอดี, ซีโอดี และทีเอสเอส เท่ากับ 30.94, 236.56, 126.06, 226.69 และ 256.08 มก./ล. ตามลำดับ โดยมีประสิทธิภาพในการลดบีโอดีร้อยละ 31.60 เอสเอส/วีเอสเอส และ บีโอดี/ซี-

โอดี เท่ากับ 0.13 และ 0.56 ตามลำดับ โอดีน้ำเข้าเท่ากับ - 62.0 mv. โอดีน้ำ
ออกเท่ากับ -52.25 mv. ซึ่งระบบยังมีประสิทธิภาพโดยรวมค่อนข้างต่ำอยู่