หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 2

ทฤษฎีของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

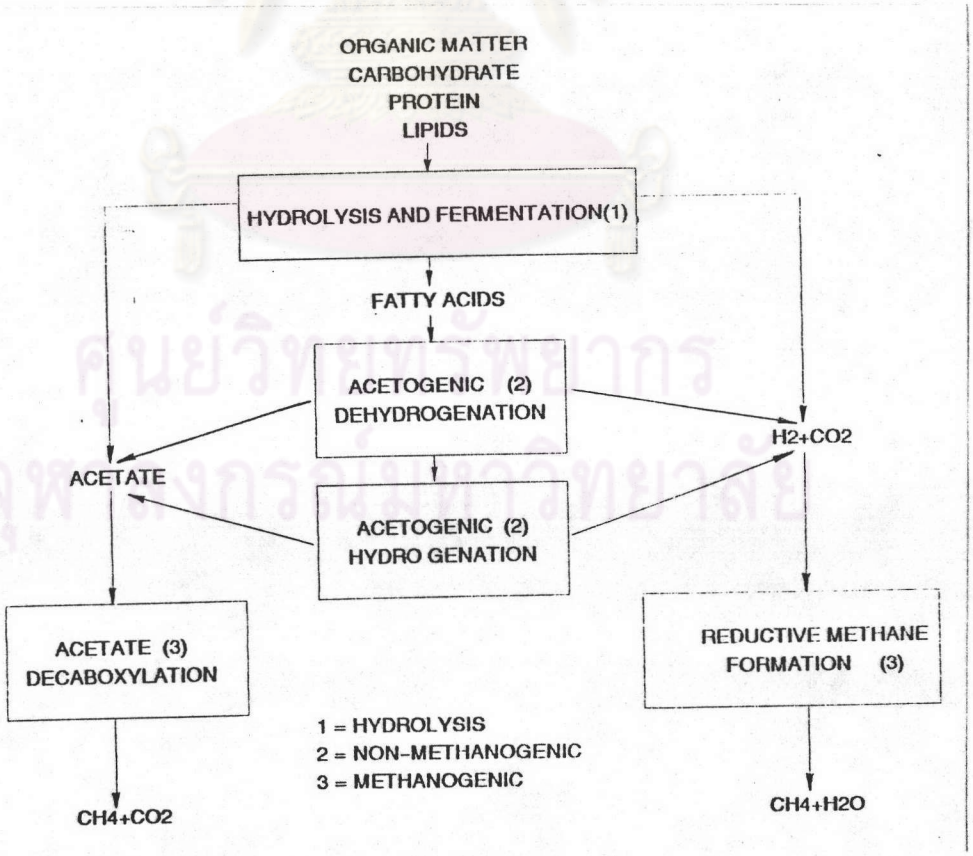
2.1 ชีวเคมีและจุลชีววิทยาของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ เกิดขึ้นจากการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์หลาย ๆ ชนิดในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ อาจแบ่งขั้นตอนการทำงานตามลำดับของกระบวนการได้เป็น 3 ขั้นตอน ได้แก่

1) ขั้นตอนไฮโดรไลซีส (HYDROLYSIS)

2) ขั้นตอนการสร้างกรด (NON-METHANOGENIC)

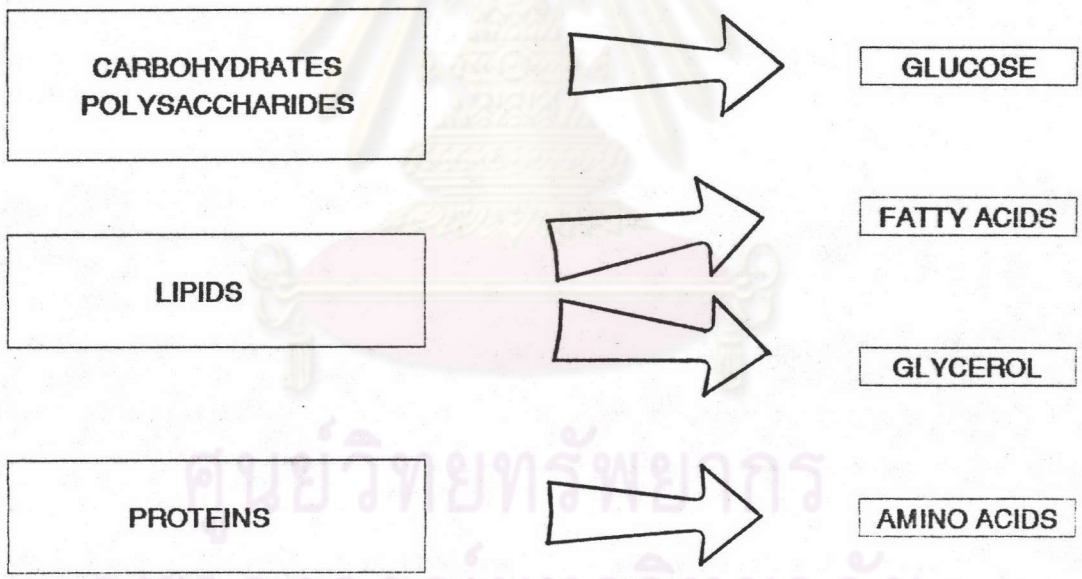
3) ขั้นตอนการสร้างก๊าซมีเทน (METHANE FORMATION)



รูปที่ 2.1 ขั้นตอนการทำงานของการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ (1)

2.1.1 ขั้นตอนไฮโดรไลซีส (HYDROLYSIS)

สารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อน (Complex Organic) ซึ่งมีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีนและไขมันจะถูกย่อยแตกตัวเป็น โมเลกุลขนาดเล็กลง และสามารถละลายน้ำได้ เช่น กรดอะมิโน กลูโคส กลีเซรอล กรดไขมัน โดยอาศัยปฏิกิริยาไฮโดรไลซีส ซึ่งจุลินทรีย์จะปล่อยน้ำย่อยออกมาสู่ภายนอก (External Enzymes) เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาและในขั้นตอนนี้ยังไม่มีการกำจัดซีโอดี ดังแสดงในรูป 2.2

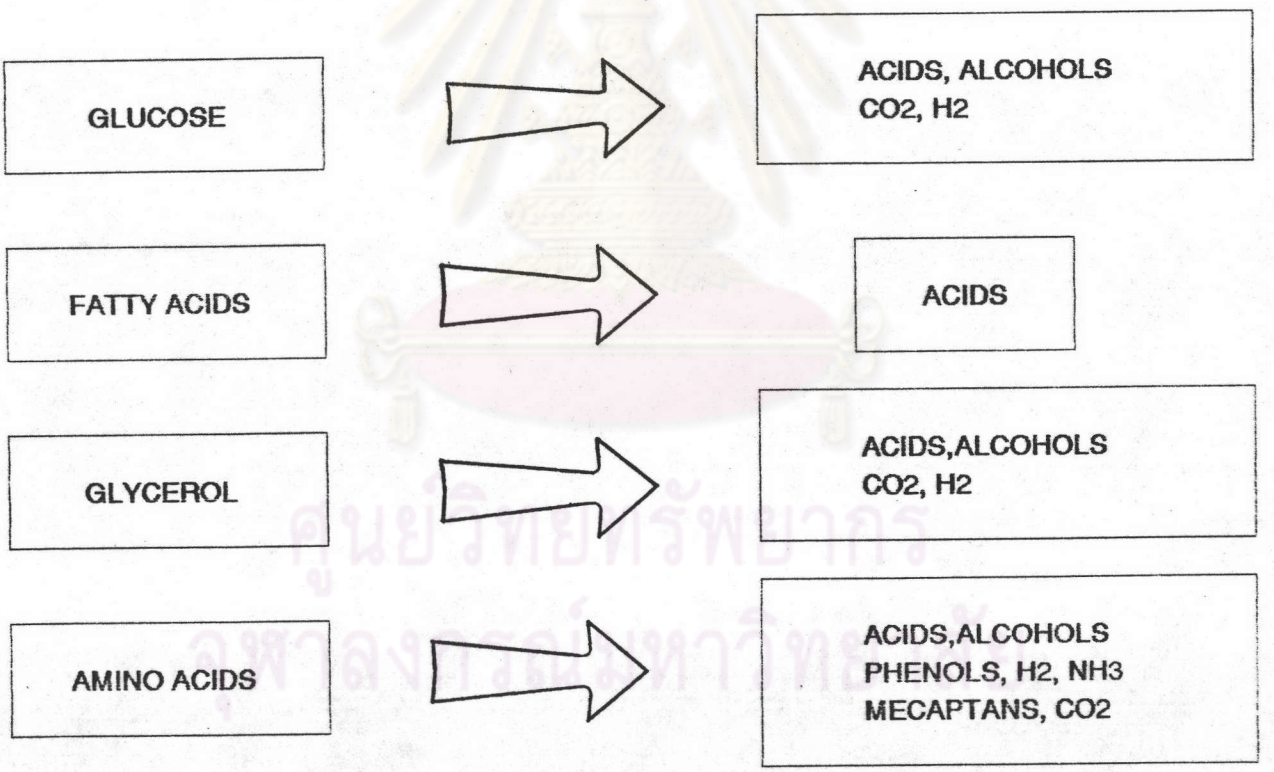


รูปที่ 2.2 การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศของขั้นตอนไฮโดรไลซีส (HYDROLYSIS) (1)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.1.2 ขั้นตอนการสร้างกรด (NON METHANOGENESIS)

สารประกอบอินทรีย์อย่างง่าย (Simple organic) ที่ถูกย่อยสลายมาจากขั้นตอนไฮโดรไลซีส จะถูกดูดซึมเข้าเซลล์ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรดเพื่อใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่และใช้เป็นพลังงาน ในช่วงนี้สารอินทรีย์จะถูกเปลี่ยนเป็นกรดอินทรีย์ (Volatile fatty acids) และสารอื่น ๆ โดยกลไกย่อยสลายภายในเซลล์ จะได้กรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ดังแสดงในรูป 2.3



รูปที่ 2.3 การย่อยสลายอินทรีย์แบบไร้อากาศขั้นตอนสร้างกรด (NON-METHANOGENIC) (1)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรดส่วนใหญ่จะได้กรดไพรูวิค (Pyruvic acid) ก่อนเสมอ หลังจากนั้นกรดไพรูวิคจึงจะถูกย่อยสลายต่อไปเป็นกรดอินทรีย์โมเลกุลใหญ่กว่าอะซิติก เช่น กรดโพรพิโอนิค (Propionic acid) บิวทิริค (Butyric acid) เป็นต้น หรืออาจจะได้เป็นกรดอะซิติกเลยก็ได้กรดอินทรีย์ที่มีโมเลกุลใหญ่กว่า อะซิติกดังกล่าวจะถูกย่อยสลายด้วยจุลินทรีย์ที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen Producing Acetogenic Bacteria) ไปเป็นกรดไฮโดรเจนดังสมการที่ 2.1 (2)

$$CH_2\ CHOHCOO^- + 2H_2O \longrightarrow CH_3COO^- + HCO_3 + H^+ + 2H_2$$

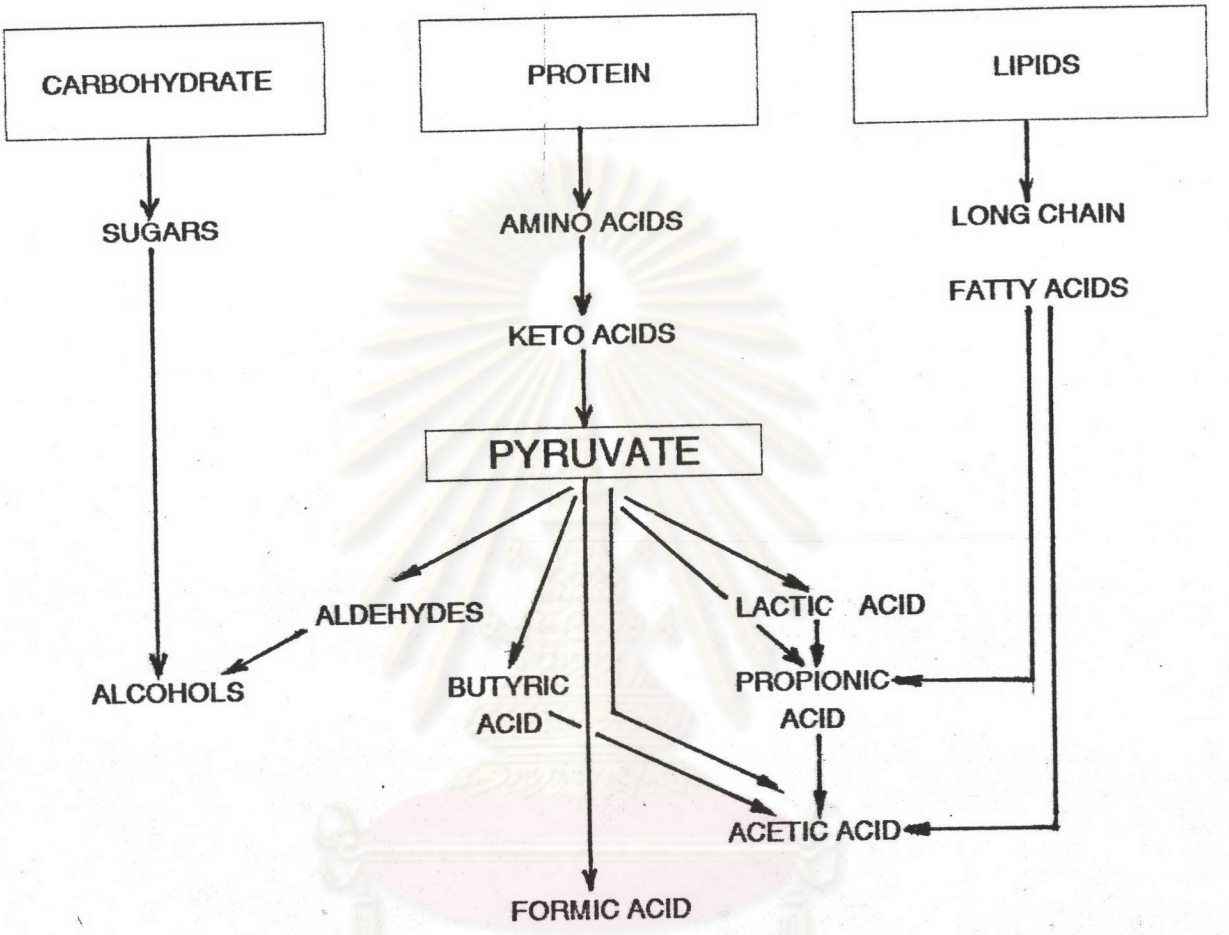
การย่อยสลายที่ไม่ผ่านกรดไพรูวิค สามารถเกิดขึ้นได้บ้าง เช่น การรวมตัวของคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน ได้จุลินทรีย์ Clostridum Aceticum ได้กรดอะซิติก ดังสมการที่ 2.2 (3)

$$2CO_2 + 4H_2 \longrightarrow CH_3COOH + 2H_2O$$

การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (Non - Methanogenic Bacteria) ดังแสดงในรูป 2.4

ขั้นตอนการย่อยสลายที่ทำให้เกิดกรดนี้ จะมีผลทำให้ค่าซีโอดีลดน้อยมาก หรืออาจจะกล่าวได้ว่าไม่ลดลงเลยถ้าไม่มีการเกิดไฮโดรเจน ซีโอดีที่ลดลงไปนั้นเป็นผลมาจากการสูญเสียประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ ในระหว่างที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของสารอินทรีย์เท่านั้น และเมื่อมีการสร้างไฮโดรเจน โดยที่อิเลกตรอนถูกส่งให้กับไฮโดรเจนอิออนทำให้ก๊าซ จึงเป็นการลดอิเลกตรอนของสารอินทรีย์ทำให้สภาวะออกซิเดชันลดลง

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.4 การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (2)

จุลินทรีย์ในขั้นตอนนี้ ส่วนใหญ่เป็นจุลินทรีย์ที่ดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน (Facultative Anaerobic Bacteria) (4 , 5) ส่วนจุลินทรีย์ที่ดำรงอยู่ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนอยู่เลย (Obligate Anarobic Bacteria) มีอยู่น้อยมากดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 แสดงชนิดของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (NON-METHANOGENIC BACTERIA) (7)

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. endorhythmos	BUCK et al. (1954)
	B. firmus	TOERIEN(1967b)
	B. knefelkampi	COOKSON and BURBANK (1965),BURBANK et al. (1966)
	B. megaterium	HATTINGH et al. (1967), TOERIEN (1967a,b)
	B. pantothentious	HATTINGH et al. (1967)
	B. pumilis	HATTINGH et al. (1967), TOERIEN (1967b)
	B. sphaerious	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. carmofoetidum	COOKSON and BURBANK (1965), BURBANK et al. (1966)
Escheriohia	E. coli	McCARTY et al. (1962), COOKSON and BURBANK (1965)
	E. intermedia	BURBANK et al.(1966),TOERIEN(1967b)
	Escheriohia sp.	TOERIEN(1967a)
Klebsiella	Klebsiella sp.	KOTZE et al. (1968)
Leptospira	L. bitiexa	BURBANK et al.(1966)
	Leptospira sp.	TOERIEN(1967b)
Micrococcus	M. candidus	MAKI(1954)
	M. luteus	TOERIEN(1967a,b)
	M. varians	TOERIEN(1967b)
	M. ureae	McCARTY et al.(1962), TOERIEN(1967a,b)
	Micrococcus sp.	TOERIEN(1967a,b)
Neisseria	N. catarrhalis	KOTZE et al. (1968)
Paracolobacirum	P. intermedium	McCARTY et al.(1962)
	P. coliforme	TOERIEN(1967b)
Proteus	P. vulgariis	TOERIEN(1967b)
Pseudonionas	P. aeruginosa	TOERIEN(1967b)
	P. ambigua	TOERIEN(1967a)
	P. denitrificans	TOERIEN(1967a)
	P. oleovorans	BURBANK et al.(1966)
	P. perolens	TOERIEN(1967a)
	P. pseudomallei	TOERIEN(1967b)
	P. reptilivara	TOERIEN(1967a)
	P. riboflavina	McCARTY et al.(1962), TOERIEN(1967b)
	Pseudonionas spp.	TOERIEN(1967b)
Rhodopseudomonas	R. pulusiris	BURBANK et al.(1966),HATTING et al. 91967)
Sarcina	S. cookeonii	KOTZE et al. (1968) TOERIEN (1967a,b)
	S. lutea	TOERIEN(1967b)
Serratia	S. indicans	COOKSON and VURBANK (1965),BURBANK et al. (1966)
Streptococcus	S. diploidus	McCARTY et al. (1962)
Streptomyces	S. bikinesis	BURBANK et al. (1966)
		BUCK et al. (1953)
		TOERIEN(1967b)

2.1.3 ขั้นตอนการสร้างมีเทน (METHANOGENESIS)

ขั้นตอนนี้จุลินทรีย์พวกสร้างมีเทนจะทำหน้าที่ย่อยสลายผลผลิต จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนสร้างกรด (Non-Methanogenic) อันได้แก่ กรดอินทรีย์ คาร์บอนไดออกไซด์ ไฮโดรเจน และอื่น ๆ โดยนำสารอินทรีย์เหล่านี้ไปเป็นอาหารและแหล่งพลังงาน การย่อยสลายกรดอินทรีย์ในขั้นตอนนี้จะเป็นการลดค่า ซีโอดีในน้ำเสีย และเกิดก๊าซมีเทนขึ้น ประมาณว่าพลังงานเคมีที่อยู่ในรูปซีโอดีกว่าร้อยละ 90 จะเปลี่ยนไปอยู่ในรูปก๊าซมีเทน

ก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่จะมาจากปฏิกิริยาชีวเคมี ของการย่อยสลายกรดอะซิติก ดังสมการที่ 2.3 (7)

ACETATE DECARBOXYLATION

$$CH_3COOH \longrightarrow CH_4 + CO_2 \qquad (2.3)$$

นอกจากนี้ ก๊าซมีเทนยังมาจากปฏิกิริยาชีวเคมี ระหว่างก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ด้วย ดังสมการที่ 2.4

CARBONDIOXIDE REDUCTION

$$CO_2 + 4H_2 \longrightarrow CH_4 + 2H_2O \qquad (2.4)$$

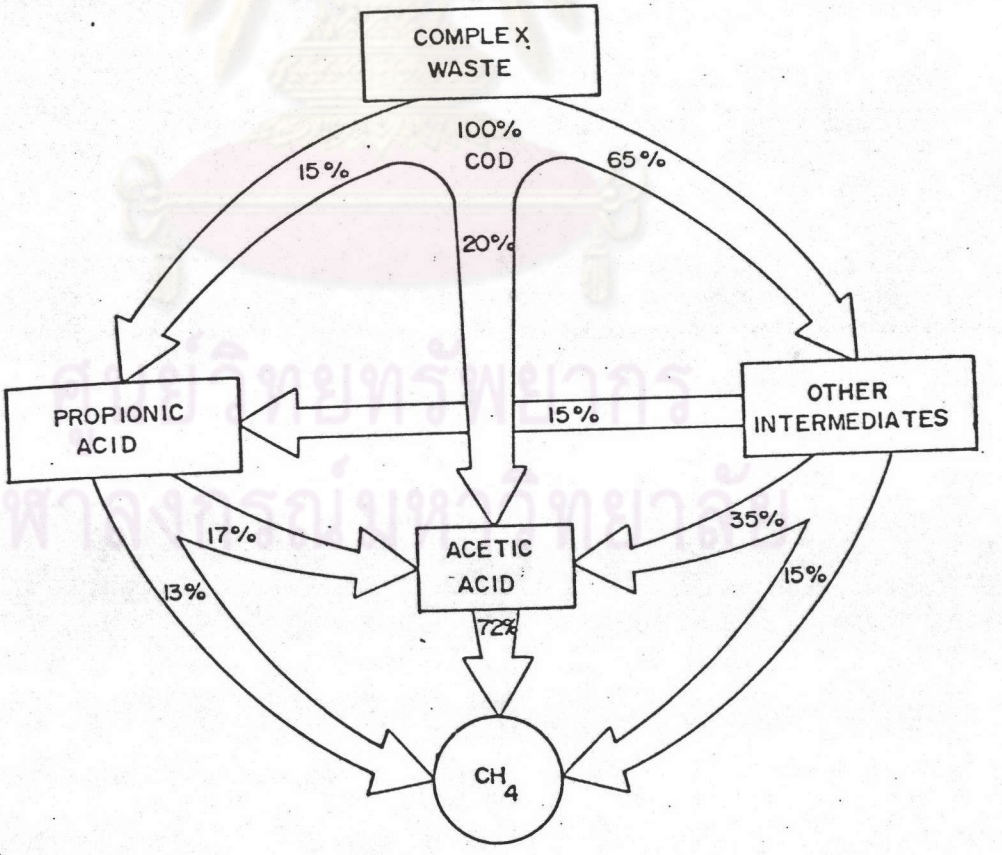
BUSWELL.ET.AL (8 , 9 , 7) ได้เสนอสมการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศดังต่อไปนี้ ตามสมการที่ 2.5

$$C_nH_aO_b + (n-a/4-b/2)\ H_2O \longrightarrow (n/2-a/8+b/4)\ CO_2 + (n/2+a/8-b/4)\ CH_4 \qquad (2.5)$$

MC. CARTY (10) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างก๊าซมีเทนกับปริมาณของซีโอดี ที่ถูกย่อยสลายว่า

1 ปอนด์ของ COD หรือ BOD ที่ถูกย่อยสลายจะได้ก๊าซมีเทน 5.62 ลบ.ฟุต (STP) หรือ 1 กรัมของ COD หรือ BOD ที่ถูกย่อยสลายจะได้ก๊าซมีเทน 0.351 ลิตร (STP)

JERIS และ MC.CARTY (2) ได้ใช้ธาตุกัมมันตรังสี C_{14} ทดสอบการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ปรากฏว่าประมาณร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นมาจากการย่อยสลายของกรดอะซิติก ดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 การเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์โดยจุลินทรีย์พวกสร้างก๊าซมีเทน (2)

ในปัจจุบันเป็นที่ยอมรับว่า จุลินทรีย์ที่สร้างมีเทนสามารถเจริญเติบโตในช่วงพีเอชแคบๆ เท่านั้น และปัจจัยจากสิ่งแวดล้อมจะมีผลโดยตรงต่อการเจริญเติบโต จะกล่าวในหัวข้อต่อไป จุลินทรีย์พวกสร้างมีเทนทุกชนิดเป็นจุลินทีย์ที่ดำรงชีวิตอยู่ได้เฉพาะในสภาวะไร้ออกซิเจนเท่านั้น (Obligate Anaerobic Bacteria) และสรุปได้ว่าก๊าซมีเทนเกิดจากขบวนการ Acetate Decarboxylation และ Carbodioxide Reduction โดยกว่าร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนเกิดขึ้นจากขบวนการ Acetate Decarboxulation จุลินทรีย์พวกสร้างมีเทน (Methanogenic Bacteria) แสดงในตารางที่ 2.2

2.2 <u>ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ</u>

ก๊าซชีวภาพประกอบไปด้วยก๊าซมีเทน (CH_4) ประมาณ 60-70 % ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ประมาณ 30-40% มีก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ไฮโดรซัลไฟด์ (H_23) แอมโมเนีย (NH_3) และมีความชื้นบนอยู่เล็กน้อย คุณสมบัติของก๊าซชีวภาพส่วนใหญ่ถูกกำหนดโดยก๊าซมีเทน ซึ่งเป็นส่วนประกอบหลักก๊าซชีวภาพมีค่าของความร้อนประมาณ 4,500-5,000 กิโลแคลลอรี่/ม.^{3} (STP) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณของก๊าซมีเทนที่ผสมอยู่ เนื่องจากก๊าซชีวภาพประกอบด้วยก๊าซมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์ เป็นส่วนใหญ่ ดังนั้น จึงควรจะต้องทราบถึงคุณสมบัติของก๊าซมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ แสดงในตารางที่ 2.3

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.2 แสดงชนิดของจุลินทรีย์พวกสร้างกรด (METHANOGENIC BACTERIA)

ORGANISM	SOURCE	MORPHOLOGY	GRAM REACTION	SUBSTRATES	NUTRITIONAL RREQUIREMENT		
					NITROGEN	VITAMINS	OTHER
Methanobacterium ruminantium	Rumen	Coccus to rod in chain	+	H + CO formate	NH	Growth factor from rumen fluid	Acetate,2. Mwthylbutyrate
	Sludge	As above	+	H + CO formate	NH	Above growth factor not required B. Vitamin stimulatory	Acetate
Methanobacterium strain M.O.H.	Methanobacillus Omelianski	Irregularly curved rod	Variable	H +CO (formate not used)	NH	B.Vitamins stimulatory	Acetate Stimulatory
Methanobacterium formicicum	Mud , sludge	Irregularly curved rod	Variable	H +CO formate	NH	(?)	(?)
Methanobacterium mobillis	Rumen	Short rod motile	–	H +CO formate	NH	Growth factor from rumen fluid	(?)
Methanobacterium barkeri	Mud , sludge	Sarcina	+	H +CO Methanol , acetate	NH	None	None
Methanococcus vanniclii	Mud	Motile coccus	(?)	H +CO formate	NH	None	None
Methanospirillum sp.	sludge	Spirillum	+	H +CO formate	–	–	–
Methanococcus	sludge	Coccus	+	H +CO formate	–	–	–

ตารางที่ 2.3 แสดงคุณสมบัติของก๊าซมีเทน (11)

Chemical formula:	CH_4
Molecular weight:	16.042
Boiling point at 14.696 psia(760mm)	–258.68 F(–161.49 C)
Freezing point at 14.696 psia(760 mm)	–296.46 F (–182.48 C)
Critical pressure:	673.1 psia (47.363 kg/cm)
Critical temperature:	–116.5 F (–82.5 C)
Specific gravity:	
Liquid (at –263.2 F {–164 C})	0.415
Gas (at 77 F {25 C} and 14.969 psia {760mm})	0.000658
Specific volume at 60 F {25 C} & 14.696 psia (760 mm):	223.61 ft /lb (1.471/gm)
Calorific value 60 F (15.5 C) & 14.696 psia (760 mm):	1,012 Btu/ft (38,130.71 KJ/m)
Air required for combustion ft/ft	9.53
Flammability limits:	5 to 15 percent by volume
Octane rating:	130
Ignition temperature:	1202 F (650 C)
Combustion equation:	$CH_4 + 2O_2 \rightarrow CO_2 + 2H_2O$
O /CH for complete combustion:	3.98 by weight
O /CH for complete combustion:	2.0 by volume
O /CH form complete combustion:	2.74 by weight
O /CH form complete combustion:	1.00 by volume

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

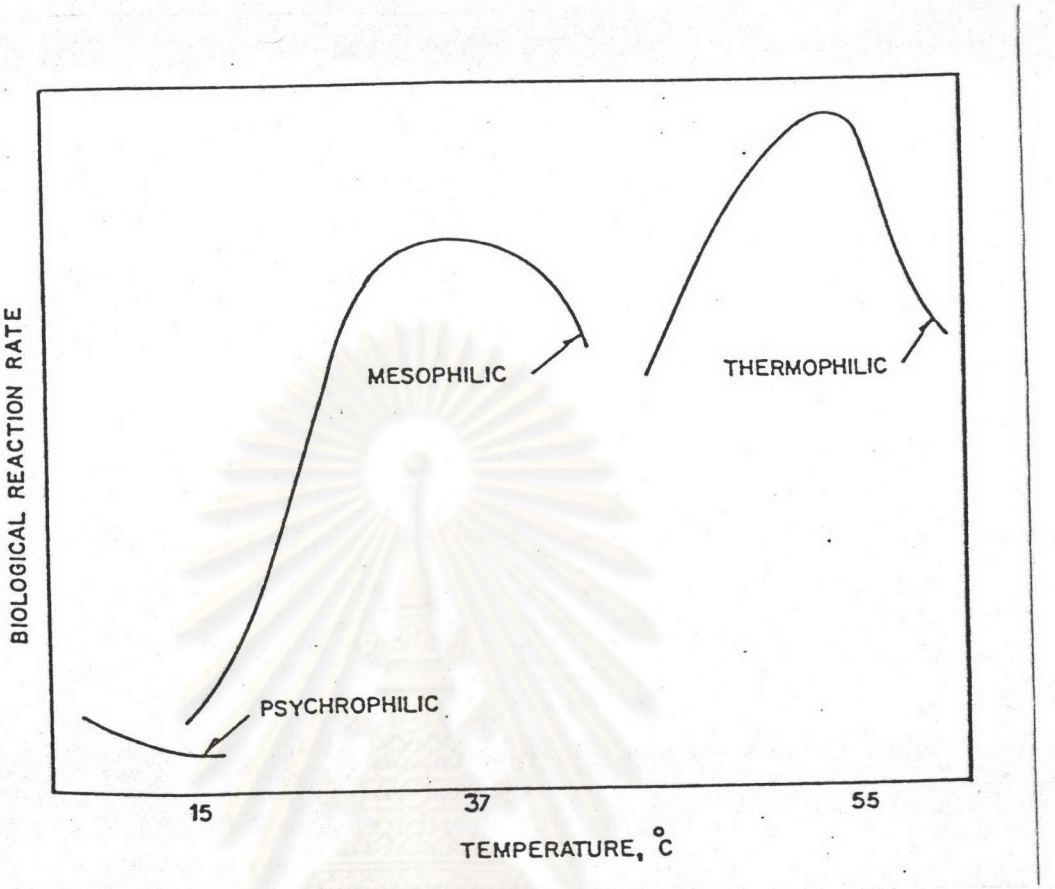
ปัจจัยและสภาวะแวดล้อมที่มีผลต่อการเจริญเติบโต และประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ได้และอุณหภูมิ ค่าพีเอ็ช กรดอินทรีย์ ความเป็นด่างสารอาหารที่จำเป็นและสารพิษ เป็นต้น ดังนั้นในการควบคุมกระบวนการให้มีเสถียรภาพ และประสิทธิภาพสูงสุดจึงจำเป็นจะต้องควบคุมปัจจัย และสภาวะแวดล้อมให้พอเหมาะ

2.3.1 อุณหภูมิ (TEMPERATURE)

อุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ ของจุลินทรีย์อย่างมาก เพราะจุลินทรีย์มีน้ำเป็นองค์ประกอบหลัก ดังนั้นจุลินทรีย์ส่วนมากจะดำรงชีพอยู่ได้ในช่วงอุณหภูมิต่ำกว่า 99 องศาเซลเซียส ผลของอุณหภูมิที่มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโต สามารถแบ่งได้เป็น 3 ช่วง ดังนี้คือ

1) Psychrophilic Range ช่วงอุณหภูมิ 5-15 องศาเซลเซียส
2) Mesophilic Range ช่วงอุณหภูมิ 35-37 องศาเซลเซียส
3) Thermophilic Range ช่วงอุณหภูมิ 50-55 องชาเซลเซียส

ในแต่ละช่วงอุณหภูมิก็จะมีจุลินทรีย์ที่แตกต่างกันจะเห็นว่า Meso - philic Range เป็นช่วงที่จุลินทรีย์มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูงกว่าในช่วง Psychrophilic Range มาก แต่น้อยกว่าในช่วง Thermo Philic Range เพียงเล็กน้อย ยังต้องการพลังงานในการควบคุมต่ำกว่า Pschrophilic Range และมีความยืดหยุ่นต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ ดังแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 อิทธิพลของอุณหภูมิต่ออัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศ

สำหรับประเทศไทย อุณหภูมิของน้ำเสียส่วนมากจะอยู่ในช่วงอุณหภูมิ 28-33 องศาเซลเซียส และในถังปฏิกริยาอุณภูมิจะสูงขึ้นประมาณ 3-5 องศาเซลเซียส ซึ่งเกิดจากปฏิกริยาในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ดังนั้นจึงจัดอยู่ในช่วง Mesophilic Range โดยไม่ต้องให้ความร้อนและมีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ

SCHLENZ (12) พบว่าอุณหภูมิระหว่าง 32-35 องศาเซลเซียสจะสามารถบำบัดน้ำเสียได้ดี และมีความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์

MC. CARTY (11) สนับสนุน แต่ในช่วงที่กว้างกว่าคือ 30-38 องศาเซลเซียส

PFEFFER & LIEBMAN (13) ค้นพบว่าที่อุณหภูมิสูงกว่า 60 องศาเซลเซียสประสิทธิภาพของระบบจะลดลง แต่อัตราการย่อยสลายจะสูงขึ้นเป็นสองเท่าที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เมื่อเทียบกับอุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส

KOTZE J.P.(11) ยังพบว่า การเพิ่มหรือลดอุณหภูมิในถังปฏิกริยาแบบไร้อากาศแบบกระทันหันแม้เพียง 1-3 องศาเซลเซียส จะทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงต่ออัตราการเกิดก๊าซมีเทน เพราะอุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการใช้สารอาหารจำเป็นของจุลินทรีย์

2.3.2 <u>ค่าพีเอ็ช (pH)</u>

ค่าพีเอ็ชมีอิทธิพลต่อจุลินทรีย์ในแง่ของการเจริญเติบโต GAUDY, A.F. ได้ตั้งสมมุติฐานว่า ค่าพีเอ็ชที่แตกต่างกันจะมีปริมาณไฮโดรเจนอิออนแตกต่างกันออกไป ซึ่งทำให้ค่าความแตกต่างศักย์ทางเคมีไฟฟ้า (Electro Chemical Gradient) ของการขนถ่ายสารอาหารและกำจัดของเสียออกจากเซลล์เปลี่ยนแปลง โดยที่ค่าพีเอ็ชต่ำ ๆ จะมีปริมาณไฮโดรเจนอิออนอยู่มากทำให้การซึมเข้า และออกจากเซลล์เป็นไปได้ยากเป็นเหตุให้เกิดการยับยั้งการเจริญเติบโต และการตายของจุลินทรีย์

ในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศถ้าค่าพีเอ็ชต่ำกว่า 6.5 ประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์พวกสร้างมีเทน จะลดลงอย่างมากแต่ถ้าต่ำกว่า 5.0 จะยับยั้งการเจริญเติบโตและตาย สำหรับจุลินทรีย์พวกสร้างกรดมีความสามารถทนต่อสภาพความเป็นกรดได้ต่ำกว่า 4.5 โดยที่ไม่เป็นอันตราย เนื่องจากธรรมชาติของจุลินทรีย์ชนิดนี้ ซึ่งเมื่อย่อยสลายสารอินทรีย์แล้วจะได้กรดอินทรีย์ และที่ค่าพีเอ็ชสูงกว่า 8.0 การเกิดก๊าซมีเทนก็จะลดลงเช่นกัน

016366

MC. CARTY (14) เสนอว่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ควรจะเป็น 6.6-7.4

BONTA & POMEROY (15) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างพีเอ็ชคาร์บอนไดออกไซด์ และค่าความเป็นด่าง ดังสมการที่ 2.6

$$pH = 5.14 - LOG\ (\%CO_2) + LOG\ (HCO_3\ mg/Las CaCo_3)$$

2.3.3 <u>กรดอินทรีย์ และค่าความเป็นด่าง (VOLATILE FATTY ACID & TOTAL ALKALINITY)</u>

กรดอินทรีย์ที่เกิดจากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ได้แก่ กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดบิวทิริค (Butyric acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic acid) เป็นต้น แต่โดยส่วนใหญ่จะเป็นกรดอะซิติกในสภาพพีเอ็ชเป็นกลาง กรดอินทรีย์เหล่านี้จะอยู่ในรูปของ อะซิเตท บิวทิเรท และ โพรพิโอเนท ในระบบที่อยู่ในสภาวะสมดุลย์ อัตราการสร้างกรดและอัตราการใช้กรดเพื่อสร้างมีเทนของจุลินทรีย์จะเท่ากัน แต่ถ้าอยู่ในสภาวะไม่สมดุลย์ อัตราการสร้างกรดสูงกว่า จะเกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ซึ่งทำให้ค่าพีเอ็ชลดลงและทำให้ระบบล้มเหลวไปในที่สุด กรดอินทรีย์ก็มีความเป็นพิษโดยตรงกับจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้นเกินกว่า 2,000 มก./ลิตร แต่ก็อาจจะทดสอบได้ถึงความเข้มข้น 5,000 มก./ลิตร

ดังนั้น การควบคุมค่าพีเอ็ชจึงเป็นกลไกสำคัญในการควบคุมระบบ ซึ่งการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอ็ชจะขึ้นอยู่กับบริมาณบัฟเฟอร์ (Buffer capacity) ในระบบ ถ้าระบบมีบริมาณบัฟเฟอร์พอเพียง การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอ็ชอย่างกระทันหันจะเป็นไปได้ยาก ซึ่งจะทำให้ระบบการทำงานได้อย่างมีเสถียรภาพ

POHLAND (16) ได้เสนอวิธีการควบคุมค่าพีเอ็ช โดยอาศัยความเป็นด่าง เรียกว่า การควบคุมความสมดุลย์ระหว่างกรดและด่าง (Acid - Base Equilibrium) ดังสมการที่ 2.7

$$BA = TA - 0.833\ (0.85)\ TVA \qquad (2.7)$$

โดย BA = บริมาณความเป็นด่างไบคาร์บอนเนต
(มก./ลิตรของ $CaCo_3$)

TA = บริมาณความเป็นด่างรวม (Total alkalinity)
(มก./ลิตรของ $CaCo_3$)

TVA = บริมาณของกรดอินทรีย์รวม (Total volatile acid)
(มก./ลิตรของ CH_3COOH)

0.833 = น้ำหนักสมดุลย์ของ $CaCo_3/CH_3COOH$

0.85 = มีกรดอะซิติก 85 % จากกรดอินทรีย์

นอกจากนี้การย่อยสลายสารอินทรีย์ก็ได้ด่าง ซึ่งจัดว่าเป็นบัฟเฟอร์ธรรมชาติ ดังสมการที่ 2.8

$$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow 3CH_3COOH \qquad (2.8.1)$$

$$3CH_3COOH + 3NH_4HCO_3 \xrightarrow[\text{FORMER}]{\text{ACID}} 3CH_3COONH_4 + 3H_2O + 3CO_2$$

$$3CH_3COONH_4 + 3H_2O \xrightarrow[\text{FORMER}]{\text{METHANE}} 3CH_4 + 3NH_4HCO_3$$

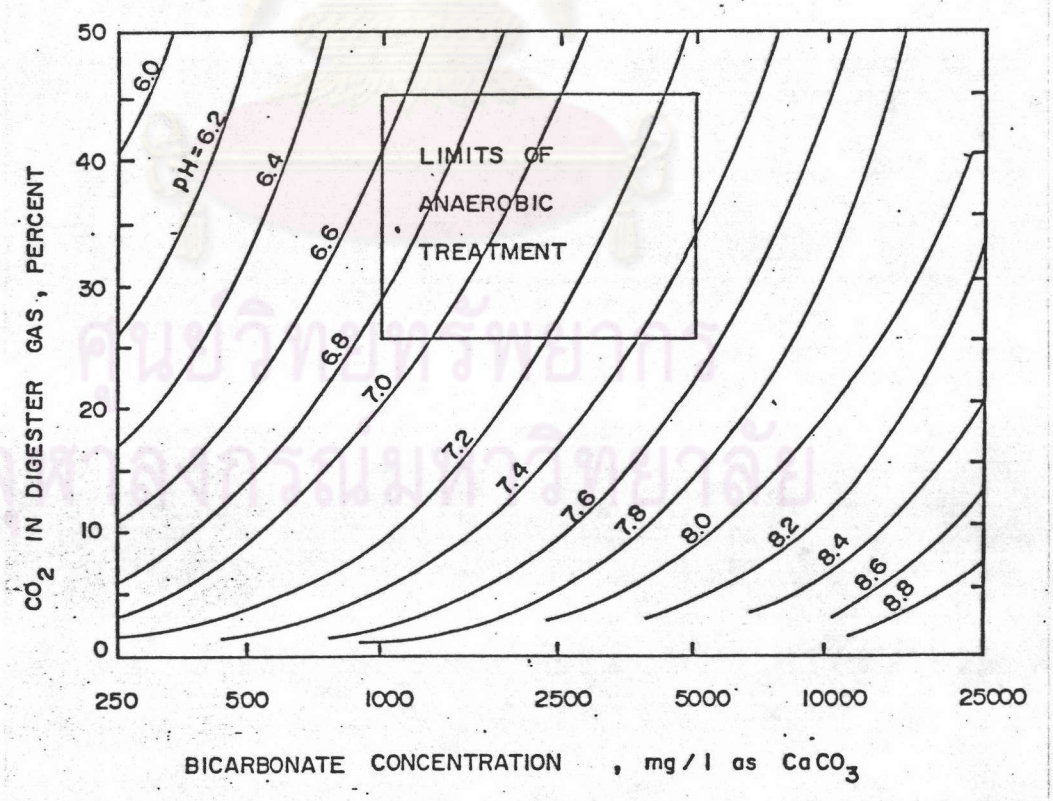
ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ในปี ค.ศ. 1969 Water Pollution Control Federation (WPCF) (17) ได้ยอมรับการใช้ค่า VFA มาเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ โดยสรุปว่า

VFA/ALK < 0.3-0.4 ระบบทำงานได้ดี

VFA/ALK > 0.8 ระบบล้มเหลว

MC. Carty (18) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอ็ช ปริมาณความเข้มข้นของด่างไบคาร์บอเนท และความเข้มข้นของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ดังรูปที่ 2.7 จะเห็นว่าค่าความเป็นด่างไม่ควรน้อยกว่า 1,000 มก./ลิตรในรูปของ CaCos เพื่อรักษาค่าพีเอ็ชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสม



รูปที่ 2.7 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอ็ช ค่าความเป็นด่าง และคาร์บอนไดออกไซด์ในก๊าซชีวภาพ (14)

2.3.4 สารอาหารที่จำเป็น (NUTRIENT)

สารอาหารที่จำเป็นต่อจุลินทรีย์ ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศได้แก่ ธาตุคาร์บอน ธาตุไนโตรเจน ธาตุฟอสฟอรัสอัตราส่วนที่เหมาะสมควรมี COD:N:P เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2

MC.Carty (19) ได้แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระต้องการธาตุไนโตรเจนเมื่อเทียบกับน้ำหนักเซลล์ (CELL WEIGHT)= 9.4

Sander & Bloodgood (20) เสนอว่าจุลินทรีย์ต้องการฟอสฟอรัส เท่ากับ 1 ใน 7 ของธาตุไนโตรเจน และนอกจากสารอาหารหลักที่จำเป็นแล้วจุลินทรีย์ยังต้องการสารอาหารรอง เพื่อให้การย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพดังตารางที่ 2.4

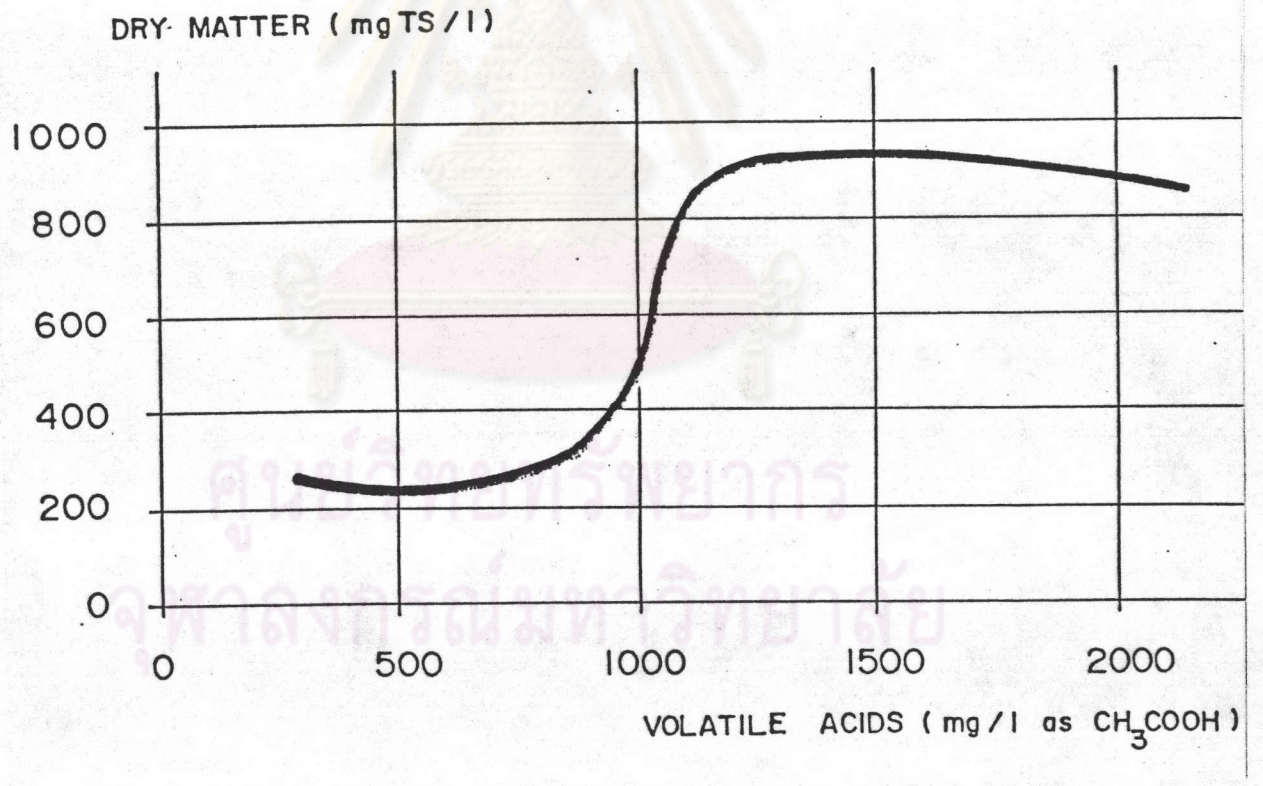
ตารางที่ 2.4 แสดงปริมาณสารอาหารรองที่จำเป็น

สารอาหาร	ความเข้มข้น (mg/L)
โซเดียม	125 - 250
โปตัสเซียม	200 - 400
แคลเซียม	100 - 200
แมกนิเซียม	75 - 125
แอมโมเนีย	80 - 170
เหล็ก	1 - 10
โคบอลท์	1 - 5
ไทอะมีน	1 - 5
กรดเพนโทเทนิค (Pentothenic acid)	1 - 5

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.3.5 สารพิษ (TOXIC SUBSTANCE)

สารเคมีใด ๆ ที่เข้าสู่ระบบเมื่อมีค่าความเข้มข้นถึงระดับหนึ่งแล้วมีผลให้ประสิทธิภาพ หรือเสถียรภาพของระบบลดลงสารนั้นจัดเป็นสารพิษ (Toxic) ความเป็นพิษต่อระบบมีได้ตั้งแต่ยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ (Inhibit) จนถึงการทำลายจุลินทรีย์ ดังนั้นจึงจำเป็นจะต้องควบคุมความเข้มข้นของสารใด ๆ มิให้เกินขีดจำกัดที่จะมีผลต่อระบบในน้ำเสียก่อนที่จะป้อนเข้าสู่ระบบ (21)



รูปที่ 2.8 แสดงผลของกรดอินทรีย์ที่มีต่อความสามารถในการตกตะกอนของตะกอนจุลินทรีย์ ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ (12)

ตารางที่ 2.5 แสดงความเข้มข้นของไอและโลหะหนักที่มีผลต่อการบำบัดแบบไร้อากาศ

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่ไม่เป็นอันตรายต่อแบกทีเรีย มก./ล.
Cu	1.0
Zn	5.0
Cr^{6+}	5.0
Cr^{3+}	2,000
Total Chromium	5.0
Ni	2.0
Cd	0.02
S	100
SO^{2-}	500
Ammonia	1,500
Na	3,500
K	2,500
Ca^{2+}	2,500
Mg^{2+}	1,000
Aerylonitrite	5.0
Benzene	50
$C Cl_4$	10
Chloroform	0.1
Pentachlorophenol	0.4
Cyanide	1.0

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.4 ชนิดของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

กระบวนการการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการทางชีวภาพแบบหนึ่ง ซึ่งถูกพัฒนาและปรับปรุงมานานกว่า 100 ปี โดยอาศัยความรู้และความเข้าใจในกลไกการย่อยสลายที่เพิ่มขึ้นตามลำดับ เป็นเหตุให้กระบวนการนี้มีหลายรูปแบบในปัจจุบัน และเชื่อว่าจะมีแบบต่าง ๆ เพิ่มขึ้นอีกมากในอนาคตอันใกล้นี้ อาจแบ่งชนิดของกระบวนการแบบไร้อากาศได้ ดังนี้

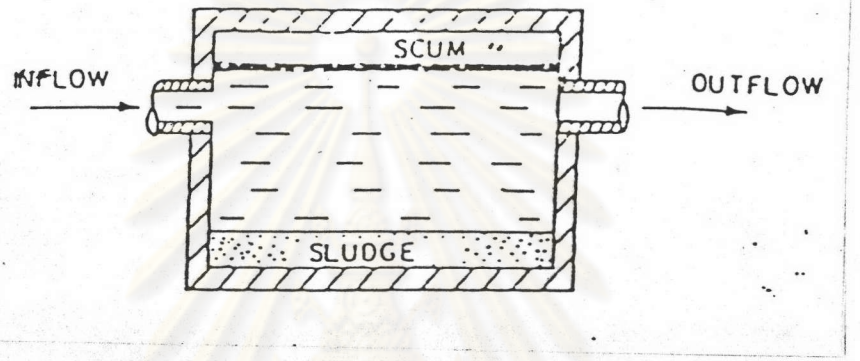
2.4.1 บ่อหมัก (Anaerobic Lagoons)

เป็นระบบกำจัดสารอินทรีย์ที่อาศัยธรรมชาติและง่ายที่สุด ตัวบ่อเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ มีความลึกประมาณ 2-3 เมตร น้ำทิ้งจะใช้เวลาอยู่ในบ่อหมักนานประมาณ 10-30 วัน ระบบนี้เหมาะกับการกำจัดน้ำทิ้งที่มีมลสารสูง และเหมาะจะใช้ในภูมิประเทศที่ราคาที่ดินต่ำ

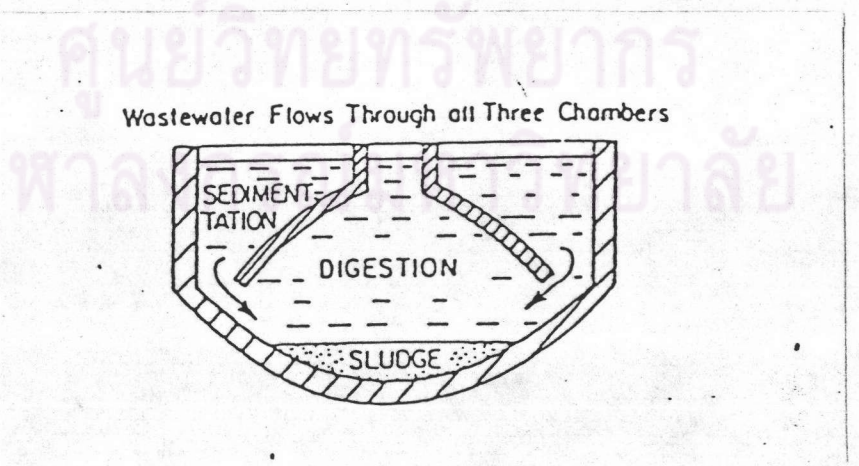
2.4.2 บ่อเกรอะ (Septic Tank)

ได้เริ่มใช้ในประเทศอังกฤษ เมื่อปี ค.ศ. 1895 โดย Cameron (22, 7) อาศัยต้นแบบจาก Muras Automatic Scavenger ของ M.Lousis Mouras (ปี ค.ศ. 1881 และ 1882) มาพัฒนาเพื่อบำบัดน้ำเสียขั้นแรกจากน้ำเสียรวมซึ่งผ่านการกรองแล้ว ในปัจจุบันบ่อเกรอะมักจะสร้างเป็นถังปิดรูสี่เหลี่ยมผืนผ้าฝังอยู่ใต้พื้นดิน ดังรูปที่ 2.9 โดยรับน้ำเสียจากบ้านเรือน มีระยะเวลากักเก็บน้ำประมาณ 1-3 วัน เพื่อให้สารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งจมลงสู่ก้นถัง และเกิดการย่อยสลายแบบไร้อากาศ แม้ว่าจะมีประสิทธิภาพน่าพอใจแต่ยังคงมีสลัดจ์สะสมตัวเกิดขึ้น จึงต้องกำจัดออกทุก 1-5 ปี นิยมใช้กับน้ำทิ้งจากบ้านเรือนที่มีประชากรไม่เกิน 300 คน

(mixing) ให้เกิดการผสมอย่างทั่วถึง (completely mixed) ดังรูปที่ 2.13 ซึ่งพบว่า แก้ปัญหาการไหลลัดวงจร และ



รูปที่ 2.9 บ่อเกรอะ (Septic tank)



รูปที่ 2.10 Travis Tank

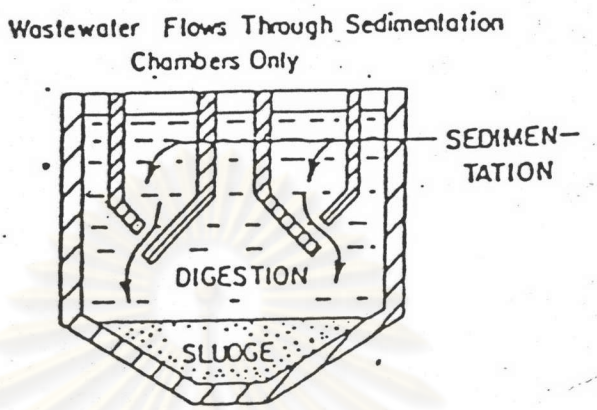
ในสมัยนั้น แม้ว่าบ่อเกรอะจะสามารถลดปัญหาการนำตะกอนทิ้งลงไปได้มาก แต่น้ำทิ้งที่ออกจากบ่อเกรอะยังมีกลิ่นและสีดำ อีกทั้งมีเศษวัสดุที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ทำให้เกิดการอุดตัน จึงได้มีการพัฒนาระบบอื่นขึ้นมาใช้ เช่น งานต้นแบบของ William O. Travis (7) ซึ่งเรียกว่า Travis tank ดังรูปที่ 2.10 ซึ่งงานชิ้นนี้ได้ถูกดัดแปลงโดย Karl Imhoff (7) แล้วเรียกว่า Imhoff tank ดังรูปที่ 2.11 จากงานพัฒนาเหล่านี้แม้ว่าจะนำมาใช้ในงานในปัจจุบันน้อยลง แต่ก็เป็นส่วนที่ทำให้ความรู้ความเข้าใจ ในการพัฒนากระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศได้ดีขึ้น

2.4.3 ถังหมักแบบธรรมดา (Conventional Anaerobic Digestion)

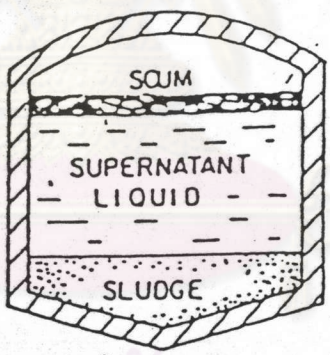
จากความรู้และความเข้าใจที่เพิ่มขึ้นดังกล่าวในหัวข้อที่ 2.4.2 จึงได้มีการแยกถังย่อยตะกอน และให้ความร้อนภายในถัง ระบบถังหมักธรรมดามี 2 แบบ คือ

ก. ถังหมักชนิดอัตราการจัดช้า (Low Rate Anaerobic Digestion) ถังหมักแบบนี้ถูกใช้งานมาก่อนปี ค.ศ. 1950 โดยทำเป็นถังคอนกรีตขนาดใหญ่มีฝาปิด เพื่อเก็บความร้อน กลิ่น และก๊าซ บนฝาปิดจะมีทางระบายก๊าซที่เกิด ใช้สำหรับการจัดตะกอนน้ำเสียจากชุมชน เนื่องจากไม่มีการกวนหรือผสมที่ดีเป็นผลให้เกิดการแยกชั้นโดยตะกอนหนักจะจมสู่ก้นถัง ตะกอนเบาลอยอยู่ชั้นบนชั้นของตะกอนลอย (Scum Layers) อาจจะหนาเป็นเมตร ทำให้ลดปริมาณของถังหมักลงไป และมีการไหลลัดวงจร (Short Circuit) ได้ง่ายดังรูปที่ 2.12

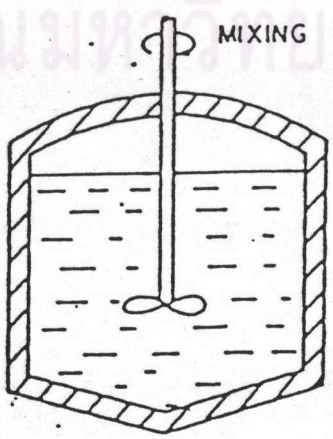
ข. ถังหมักชนิดอัตราการจัดเร็ว (High Rate Anaerobic digestion) การพัฒนาของระบบนี้ ถือได้ว่าเป็นการพัฒนาที่สำคัญอย่างหนึ่งสำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ กล่าวคือ มีการใช้เครื่องมือกลเพื่อกวน



รูปที่ 2.11 Imhoff tank



รูปที่ 2.12 ถังหมักชนิดอัตราการจัดช้า



รูปที่ 2.13 ถังหมักชนิดอัตราการจัดเร็ว

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตะกอนลอย อีกทั้งยังเพิ่มอัตราการย่อยตะกอนได้ด้วย เนื่องจากจุลินทรีย์สัมผัสกับของเสียได้ทั่วถึง อย่างไรก็ตาม น้ำที่ออกจากถังหมักชนิดนี้จำเป็นต้องมีการแยกตะกอนก่อนทิ้งสู่สิ่งแวดล้อม ถังหมักนี้จะต้องมีระยะเวลากักเก็บ 10 - 30 วัน เพราะจุลินทรีย์เติบโตช้า

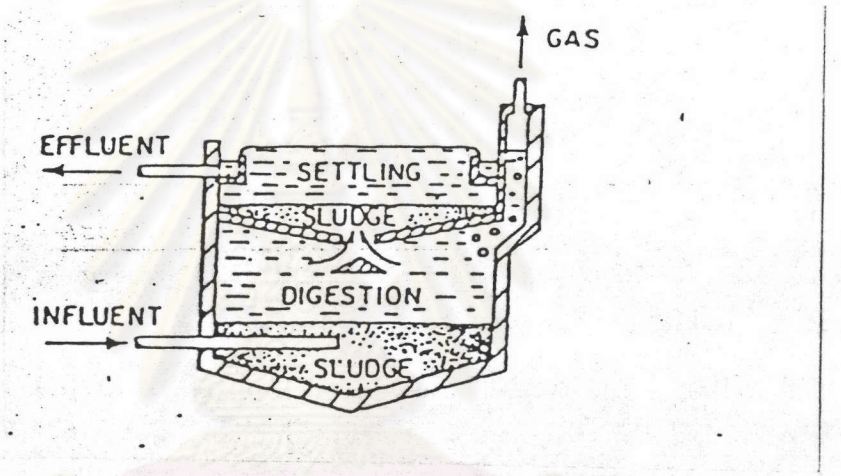
2.4.4 <u>ถังหมักแบบสัมผัส</u> (Anaerobic Contact หรือ Anaerobic Activated Sludge)

ก่อนที่จะมีการสร้างระบบนี้ มีงานวิจัยชิ้นหนึ่งที่สำคัญ คือ ในปี ค.ศ. 1950 Stander (23) ได้พบความสำคัญของการเลี้ยงแบคทีเรียให้อยู่ในถังเป็นจำนวนมาก ๆ ทำโดยการแยกตะกอนออกจากน้ำทิ้ง แล้วนำมาเก็บใส่ถังปฏิกิริยา ทำให้สามารถลดระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดลงได้ เรียกระบบนี้ว่า Clarigester (24) ดังรูปที่ 2.14 ซึ่งในที่สุด Schroepfer และผู้ร่วมงานได้ปรับปรุงระบบนี้เพื่อให้ง่ายต่อการควบคุม และเพิ่มเสถียรภาพโดยการติดตั้งถังตกตะกอนภายนอก เพื่อใช้แยกจุลินทรีย์จากน้ำทิ้งแทนที่จะให้อยู่ในถังเดียวกัน แล้วจึงนำตะกอนที่แยกได้กลับสู่ถังหมักใหม่ ทำให้ตะกอนจุลชีพมีมากขึ้น เป็นเหตุให้สามารถลดระยะเวลากักเก็บน้ำ และขนาดถังปฏิกิริยาลงได้มาก ดังรูปที่ 2.15 อย่างไรก็ตามเนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยามีก๊าซเกาะอยู่ เป็นเหตุให้น้ำทิ้งของระบบมีคุณภาพต่ำ จึงต้องมีกระบวนการแยกก๊าซออก (degasifier) ก่อนที่จะทำการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากน้ำทิ้ง

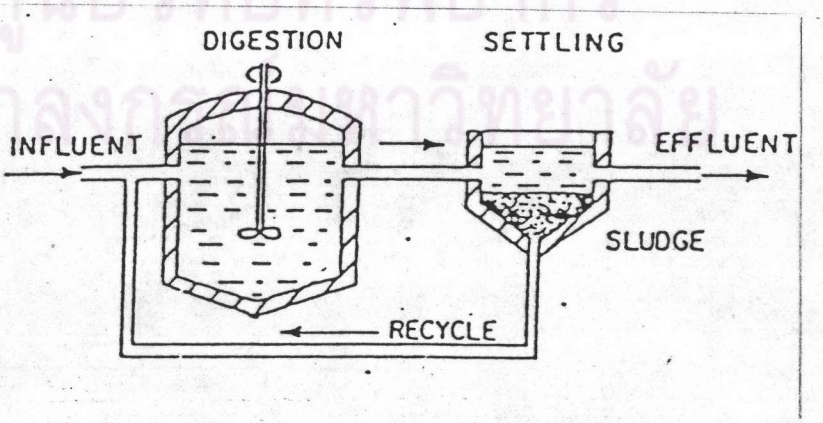
2.4.5 <u>ระบบเครื่องกรองไร้อากาศ</u> (Anaerobic Filter)

ได้รับการพัฒนาขึ้นโดย Young และ McCarty (25) การพัฒนานี้ตรงกับทฤษฎีที่ใช้ในภายหลังว่า ความสัมพันธ์ระหว่างเวลากักเก็บตะกอน (Solid Retention Time : SRT) มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด และพบว่ามีการหลุดออกไป (Wash Out) ของมีเทนแบคทีเรีย เมื่อมีค่าเวลากักเก็บตะกอนต่ำกว่า 4 วัน ทำให้มีการพัฒนามาสู่ระบบนี้ โดยเน้นที่ระยะเวลากัก

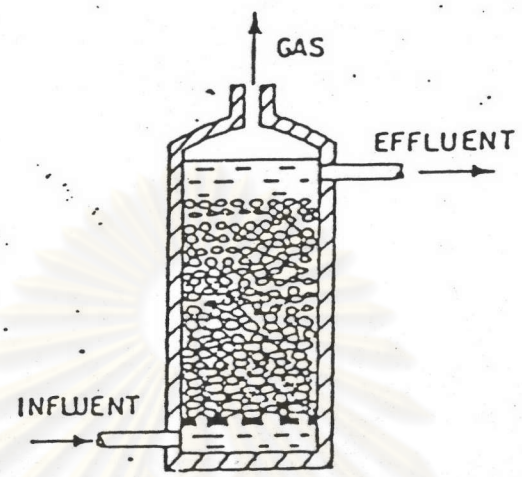
เก็บตะกอนให้สูงขึ้นกว่าระบบอื่น ๆ ระบบนี้ประกอบด้วย ถังรูปทรงกระบอก มีฝาปิดที่ผามีที่ระบายก๊าซ ภายในมีตัวกลาง (Filter Media) บรรจุอยู่ โดยตัวกลางต้องจัดเรียงให้มีช่องว่างพอสมควร เพื่อให้น้ำไหลผ่านได้ โดยตัวกลางจะเป็นที่เกาะและเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ และช่วยกระจายการไหลของน้ำที่เข้าสู่ระบบโดยไหลแบบตามยาว (Plug flow) และมักจะเป็นแบบไหลขึ้น (Up-flow) ดังรูปที่ 2.16 ระบบนี้เหมาะกับการกำจัดน้ำเสียที่เป็นสารละลาย



รูปที่ 2.14 ถังหมักแบบ Clarigester



รูปที่ 2.15 ถังหมักแบบสัมผัส



รูปที่ 2.16 ถังกรองไร้อากาศ

2.4.6 ระบบ Anaerobic fluidized Bed (AFB) และ Anaerobic Attached Film Expaned Bed (AAFEB)

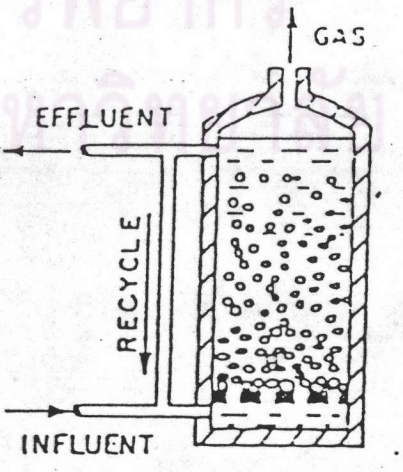
Leuschner (26,7) ได้ประยุกต์นำแนวความคิดจากระบบ fluidized bed และ film expaned bed แบบใช้อากาศมาร่วมกัน โดยนำมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ในระบบนี้จะมีอนุภาคเฉื่อยที่มีน้ำหนัก เช่น ทราย เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะและเจริญเติบโตบนผิวเม็ดอนุภาคนี้ น้ำหนักของอนุภาครวมกับความหนาของจุลินทรีย์จะเป็นตัวต้านทานการไหลของน้ำเสียที่ไหลจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบน โดยจะมีการขยายตัวของชั้นอนุภาคให้ลอยตัวอยู่ได้ โดยไม่หลุดออกจากระบบและไม่เกิดการอุดตัน ข้อแตกต่างระหว่างระบบ AFB และ AAFEB ก็คือในระบบ AFB จะมีการหมุนเวียนการไหลของน้ำเสียที่ไหลผ่านอนุภาคและปริมาตรขยายตัวของชั้นอนุภาคในอัตราที่สูงกว่าระบบ AAFEB และขนาดอนุภาคของ AFB ที่ใช้มีขนาดโตกว่า คือประมาณ 400 ไมโครเมตร ส่วนระบบ AAFEB ใช้ 20 - 30 ไมโครเมตร ภายหลังปรากฏว่า ในระบบ AAFEB ใช้อนุภาคใหญ่ถึง 50 - 100 ไมโครเมตร (27) ลักษณะของระบบดังกล่าวแสดงในรูปที่ 2.17

2.4.7 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB)

ระบบนี้เริ่มต้นศึกษาโดย Dr. Letinga ในปี ค.ศ.1972 (28) ที่เธอร์แลนด์ เป็นระบบที่ไม่มีเวลาเฉื่อย แต่ใช้วิธีสร้างก้อนจุลินทรีย์ (granular) ขึ้นให้เป็นเม็ดผลึก มีน้ำหนัก และจมตัวอยู่ด้านล่างของถัง แล้วปล่อยน้ำเสียจากด้านล่างผ่านชั้นตะกอนนี้สู่ด้านบน ก๊าซชีวภาพจะถูกแยกออกจากมวลจุลินทรีย์ให้มีก๊าซ (Gas - Sloids - Separator) ความยุ่งยากอยู่ที่การสร้างชั้นตะกอนจุลินทรีย์ให้มีลักษณะเป็นเม็ด ซึ่งต้องใช้เวลานาน กล่าวกันว่า ปัจจุบันสามารถเลี้ยงชั้นตะกอนจุลินทรีย์ได้ภายใน 6 สัปดาห์ และสามารถเก็บรักษาโดยจำเป็นต้องมีการเลี้ยงไว้นานนับปี ลักษณะของระบบแสดงไว้ดังรูปที่ 2.18

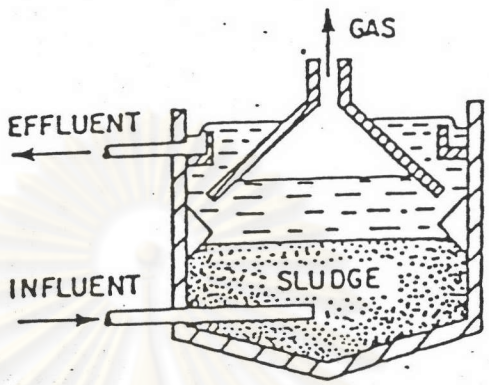
2.4.8 ระบบถังหมักแบบสองเฟส (Two - Phase Anaerobic Digention)

เป็นระบบที่พัฒนาโดยตรงจากความรู้ทางชีวภาพ Ghosh (29) ได้แยกถังหมักออกเป็นสองถังตามลักษณะการทำงานของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ คือ ถังปฏิกิริยาสร้าง

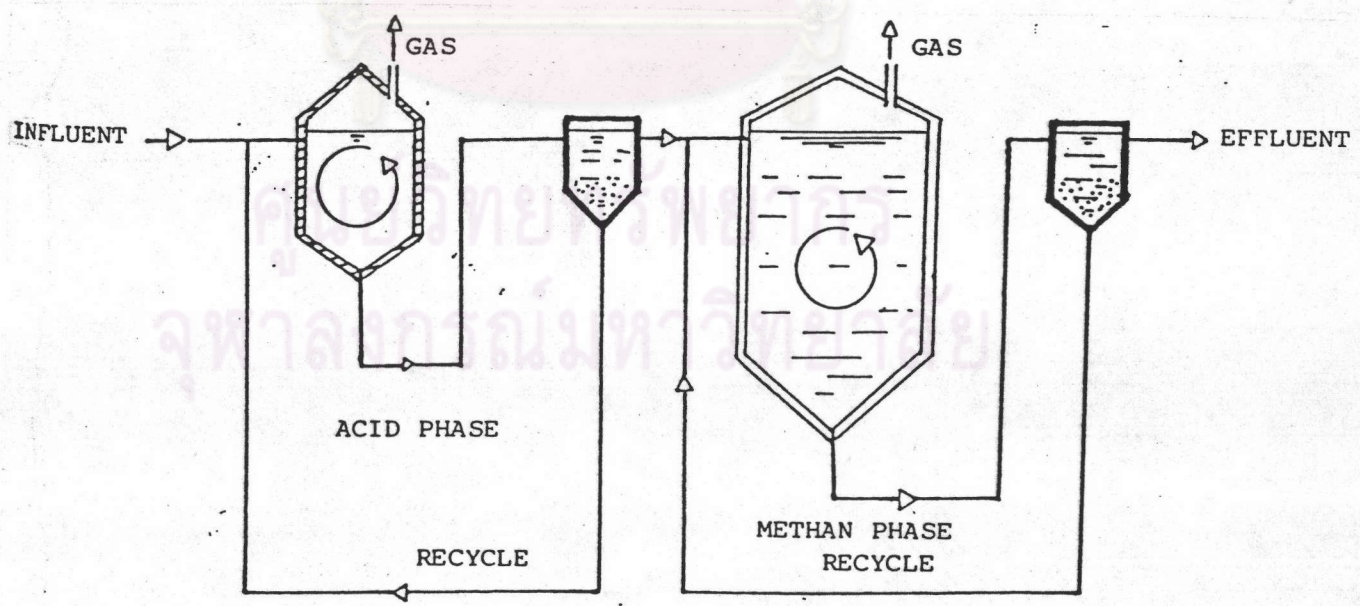


รูปที่ 2.17 ระบบ Anaerobic Attached-Film Expanded Bed

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.18 ระบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket



รูปที่ 2.19 ระบบถังหมักแบบสองเฟส

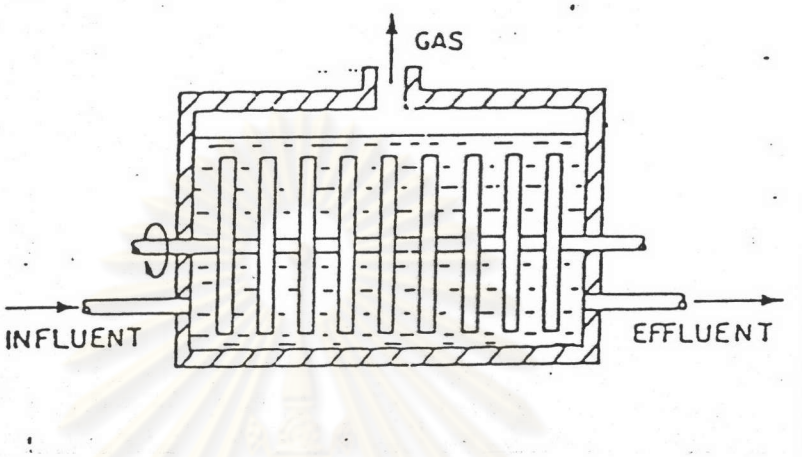
กรดและถังปฏิกริยาสร้างมีเทน เพื่อความสะดวกในการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์แต่ละประเภท ดังรูปที่ 2.19 ระบบนี้สามารถลดถังปฏิกิริยาลงได้ และง่ายต่อการควบคุมสภาวะแวดล้อมของระบบ แต่ต้องใช้ผู้ชำนาญงานและต้องใช้เครื่องมือมาก

2.4.9 ระบบชีวหมุนแบบไร้อากาศ (Anaerobic Rotating Biological Contactor) หรือ AnRBC

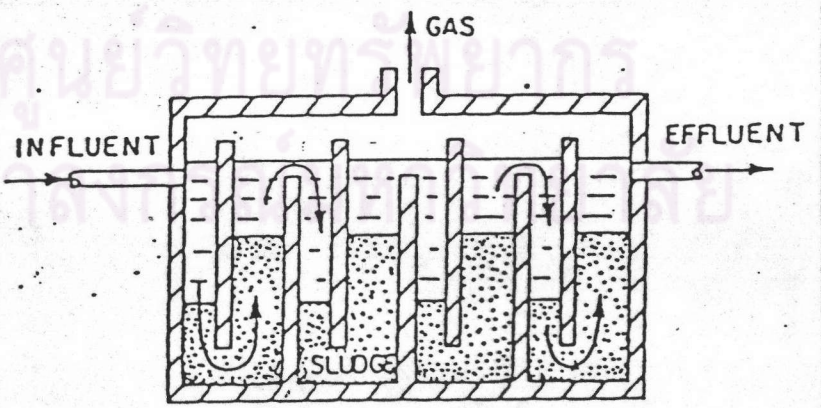
ได้เริ่มมีการทดลองโดยนำข้อดี ของกระบวนการฟิล์มตรึง (Fixed Film) กับจานชีวหมุน (RBC) เพื่อลดพลังงานในการสูบน้ำเสียให้หมุนเวียนในระบบ AFB และ AAFEB ลักษณะเหมือนระบบจานชีวหมุนเพียงแต่เป็นระบบปิดเพื่อไม่ให้อากาศเข้ามาสัมผัส ดังรูปที่ 2.20 Tait และ Firedman(30) ซึ่งเป็นผู้เริ่มสร้างระบบนี้ พบว่าระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ และอัตราภาระบรรทุกการไหลของระบบที่สูงขึ้นทันทีได้ดี โดยจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตเกาะผิวแผ่นจาน

2.4.10 ระบบแผ่นกั้นไร้อากาศ (Anaerobic Baffled Reactor) หรือ ABR

ถูกพัฒนาต่อจาก AnBRC โดย Bechman et.al. (31) ได้พบว่าการไม่หมุนแผ่นชีวะ (disc) จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพดีที่สุด ลักษณะของระบบ ดังรูปที่ 2.21 คือ มีแผ่นกั้นเพื่อบังคับทิศทางการไหลของน้ำเสียในแนวดิ่งโดยมีการสัมผัสกับตะกอนจุลินทรีย์ การที่พื้นที่ระหว่างน้ำกับก๊าซมากทำให้ไม่มีปัญหาเรื่องแยกก๊าซออกจากตะกอนจุลินทรีย์ อีกทั้งการไหลขึ้นและลงจะช่วยลดการสูญเสียเซลล์ของจุลินทรีย์ด้วย ระบบ ABR เหมาะกับการบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลาย ถ้าในน้ำเสียมีสารแขวนลอยอาจทำให้เกิดการเจือจางของมวลจุลชีพได้



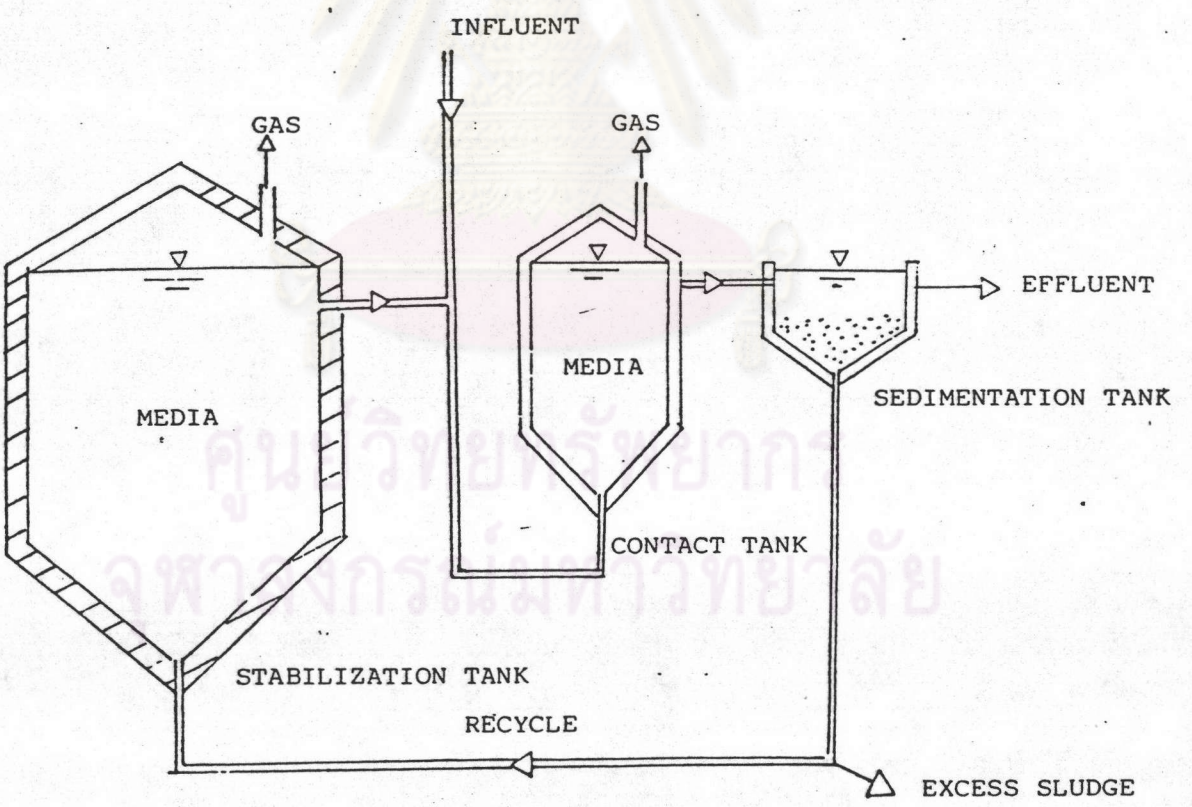
รูปที่ 2.20 ระบบ Anaerobic Rotating Biological Reactor



รูปที่ 2.21 ระบบ Anaerobic Baffled Reactor

2.4.11 คอนแทกต์สเตบิไลเซชันแบบแอนแอโรบิคมีตัวกลางอยู่กับที่ (Fixed Media Anaerobic Contact Stabilization Process)

ระบบนี้เป็นการประยุกต์ข้อดีระหว่าง ระบบเครื่องกรองไร้อากาศกับระบบคอนแทกต์สเตบิไลเซชันแบบใช้อากาศ โดยเน้นถึงการนำไปใช้งานจริง ถูกพัฒนาโดยสุรพล งานทั้งหมดยังอยู่ในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory Scale) พบว่า ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียที่เป็นสารละลายได้เป็นอย่างดี และผลการทดลองสนับสนุนทฤษฎีadsorptionด้วยลักษณะของระบบ ดังรูปที่2.22



รูปที่ 2.22 กระบวนการคอนแทกต์สเตบิไลเซชันแบบมีตัวกลางอยู่กับที่