

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสียชุมชน (Domestic Wastewater)

น้ำเสียชุมชน หมายถึง น้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมประจำวันของประชาชนที่อาศัยอยู่ในชุมชน และกิจกรรมที่เป็นอาชีพ ได้แก่ น้ำเสียที่เกิดจากการประกอบอาหารและชำระล้างสิ่งสกปรกทั้งหลายภายในครัวเรือน และอาคารประเภทต่างๆ เป็นต้น

2.1.1 องค์ประกอบของน้ำเสียชุมชน (พูนศิริ สินธุรัตน์, 2543)

เกิดจากบ้านพักอาศัยประกอบไปด้วยน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ ในชีวิตประจำวัน ซึ่งมีองค์ประกอบต่างๆ ดังนี้

- 1) สารอินทรีย์ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน เช่น เศษข้าว ก๋วยเตี๋ยว น้ำแกง เศษใบตอง พืชผัก ชันเนื้อ เป็นต้น ซึ่งสามารถถูกย่อยสลายได้ โดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ทำให้ระดับออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ลดลง เกิดสภาพเน่าเหม็นได้ ปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำนิยมนวัดด้วยค่าบีโอดี (BOD) เมื่อค่าบีโอดีในน้ำสูง แสดงว่ามีสารอินทรีย์ปะปนอยู่มาก และสภาพเน่าเหม็นจะเกิดขึ้นได้ง่าย
- 2) สารอนินทรีย์ ได้แก่ แร่ธาตุต่าง ๆ ที่อาจไม่ทำให้เกิดน้ำเน่าเหม็น แต่อาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เช่น คลอไรด์, ซัลเฟต เป็นต้น
- 3) โลหะหนักและสารพิษ อาจอยู่ในรูปของสารอินทรีย์หรืออนินทรีย์และสามารถสะสมอยู่ในวงจรอาหาร เกิดเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เช่น พรอท โคเรียมียม ทองแดง ปกติจะอยู่ในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และสารเคมีที่ใช้ในการกำจัดศัตรูพืชที่ปนมากับน้ำทิ้งจากการเกษตร สำหรับในเขตชุมชนอาจมีสารมลพิษนี้มาจากอุตสาหกรรมในครัวเรือนบางประเภท เช่น ร้านชุบโลหะ อู่ซ่อมรถ และน้ำเสียจากโรงพยาบาล เป็นต้น
- 4) ไขมันและสารลอยน้ำต่าง ๆ เป็นอุปสรรคต่อการสังเคราะห์แสง และกีดขวางการกระจายของออกซิเจนจากอากาศลงสู่น้ำ นอกจากนั้นยังทำให้เกิดสภาพที่ไม่น่าดู
- 5) ของแข็ง เมื่อจมตัวสู่ก้นลำน้ำ ทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนที่ท้องน้ำ ทำให้แหล่งน้ำตื้นเขิน มีความขุ่นสูง มีผลกระทบต่อการดำรงชีพของสัตว์น้ำ
- 6) สารก่อให้เกิดฟอง/สารชักฟอง ได้แก่ ผงซักฟอก สบู่ ฟองจะกีดกันการกระจายของออกซิเจนในอากาศสู่น้ำ และอาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

- 7) จุลินทรีย์ น้ำเสียจากโรงฟอกหนัง โรงฆ่าสัตว์ หรือโรงงานอาหารกระป๋อง จะมีจุลินทรีย์เป็นจำนวนมากจุลินทรีย์เหล่านี้ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิต สามารถลดระดับของออกซิเจนละลายน้ำ ทำให้เกิดสภาพเน่าเหม็น นอกจากนี้จุลินทรีย์บางชนิดอาจเป็นเชื้อโรคที่เป็นอันตรายต่อประชาชน เช่น จุลินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงพยาบาล
- 8) ธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เมื่อมีปริมาณสูงจะทำให้เกิดการเจริญเติบโตและเพิ่มปริมาณอย่างรวดเร็วของสาหร่าย (Algae Bloom) ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญทำให้ระดับออกซิเจนในน้ำลดลงต่ำมากในช่วงกลางคืน อีกทั้งยังทำให้เกิดวัชพืชน้ำ ซึ่งเป็นปัญหาแก่การสัญจรทางน้ำ
- 9) กลิ่น เกิดจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน หรือกลิ่นอื่น ๆ จากโรงงานอุตสาหกรรมต่าง ๆ เช่น โรงงานทำปลาป่น โรงฆ่าสัตว์ เป็นต้น

2.1.2 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียชุมชน (พูนศิริ สิ้นสุรัตน์, 2543)

สิ่งเจือปนหลักในน้ำเสียชุมชนเป็นสารอินทรีย์มีทั้งที่อยู่ในรูปสารละลาย และไม่ละลาย ลักษณะน้ำเสียชุมชนแปรเปลี่ยนไปตามชนิดอาคาร ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆของชุมชนในประเทศไทย
(ไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2536)

ประเภทอาคาร	pH	TS (mg/l)	SS (mg/l)	BOD (mg/l)	TKN (mg/l)
สถานที่ราชการ	7.1 - 7.3	312 - 718	25 - 28	8 - 27	13.9 - 17.08
อาคารชุด	7.1 - 7.6	596 - 712	44 - 194	34 - 163	24
โรงแรม	7.0 - 7.8	494 - 534	16 - 84	14 - 190	15.4 - 55
โรงพยาบาล	7.4 - 8.0	740 - 1,020	25 - 69	21 - 170	8.40 - 23.0
อาบอบนวด	6.62	-	11.7	44.6	14.2 - 27.6
ตลาด	6.5 - 6.7	1,878 - 1,973	242 - 551	487 - 112	14
ศูนย์การค้า	7.51	2,814 - 3,670	61	1,503	18.1
โรงเรียน	6.8 - 7.2	3,242	58	81	55.1 - 84.5
หอพัก	7.78	732	29	94 - 106	66.8
สะพานปลา	6.1	588	2,260	75	24 - 34.3
บ้านจัดสรร	7.4	1,925	34	38	53.9 - 71.3

2.1.3 ปริมาณน้ำเสียชุมชน (พูนศิริ สิ้นธุรัตน์, 2543)

องค์ประกอบที่มีอิทธิพลต่อปริมาณน้ำเสียชุมชน ได้แก่

- มาตรฐานการครองชีพ กล่าวคือ ประชาชนที่มีรายได้สูงมักใช้ และผลิตน้ำเสียมากกว่า ผู้ที่มีรายได้ต่ำ เนื่องจากมักมีกิจกรรมอุปกรณ์อำนวยความสะดวกเช่น เครื่องสุขภัณฑ์ รถยนต์ เป็นต้น

- ระบบน้ำประปา คือ ในบริเวณพื้นที่ซึ่งมีการบริการน้ำประปาอย่างสมบูรณ์จะทำให้การใช้น้ำ และการเกิดน้ำเสียมีอัตราสูงกว่าพื้นที่ซึ่งมีการประปาไม่สมบูรณ์ เช่น น้ำประปาไหลบางชั่วโมงในหนึ่งวัน เป็นต้น

- การส่งเสริมให้มีการประหยัดการใช้น้ำ จะส่งผลให้อัตราการเกิดน้ำเสียมีค่าลดลง

ตามปกติ จากการสำรวจ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2536) พบว่า อัตราการเกิดน้ำเสียจะมีค่าประมาณร้อยละ 70 – 80 ของปริมาณน้ำใช้ นอกจากนี้ ยังพบว่าน้ำเสียที่ระบายเข้าสู่ท่อระบายน้ำมีอัตราแตกต่างกันไปทั้งนี้ขึ้นกับพฤติกรรมของชุมชนนั้นๆ เช่น ในกรุงเทพมหานคร ประชาชนส่วนใหญ่ใช้บ่อเกรอะ – บ่อซึม ในการรองรับน้ำเสียจากส้วม ทำให้น้ำเสียที่ไหลลงท่อระบายน้ำมีอัตราน้ำเสียที่ได้มีการรวบรวมไว้ดังแสดงในตารางที่ 2.2

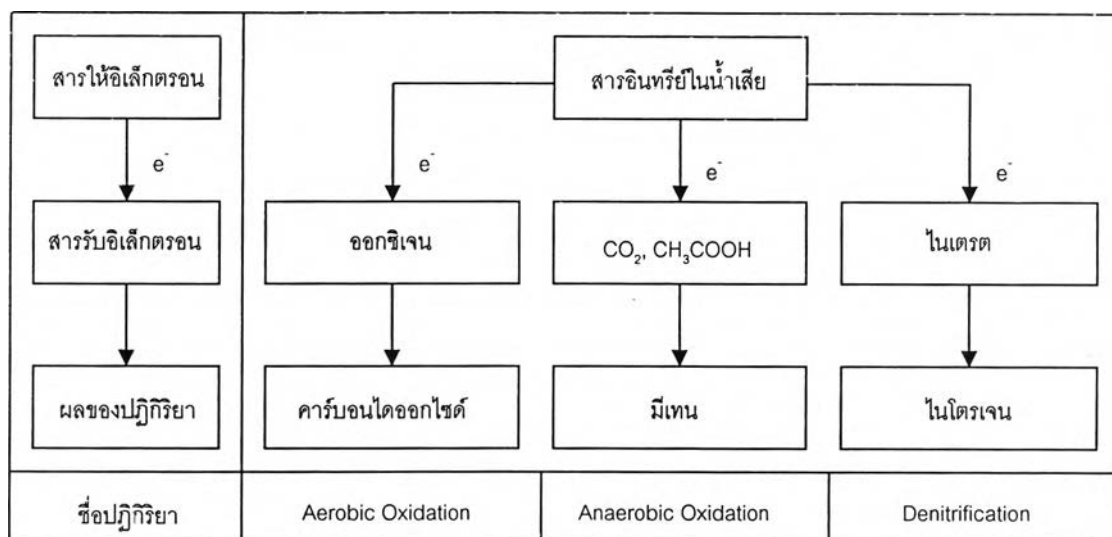
ตารางที่ 2.2 อัตราน้ำเสียและปริมาณบีโอดีจากอาคารในประเทศไทย

(ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2536)

แหล่งที่มา	หน่วย	อัตราน้ำเสีย (ลิตร/วัน – หน่วย)	ปริมาณบีโอดี (กรัม/วัน - หน่วย)
ภัตตาคาร	ตร.ม	25	53
โรงแรม	เตียง	1,061	123
หมู่บ้านจัดสรร	คน	179	12.6
สำนักงาน	ตร.ม	2.54	0.09
ห้างสรรพสินค้า	ตร.ม	4.6	0.27
โรงพยาบาล	เตียง	800	94
ตลาด	ตร.ม	69	21
หอพัก	ห้อง	78	76

2.2 กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ

ในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ไม่ว่าจะ เป็นแบบใช้อากาศหรือไม่ใช้อากาศ จะมีลักษณะเดียวกัน คือ เป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน – รีดักชัน หรือรีดอกซ์ โดยเป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้และสารรับอิเล็กตรอน ซึ่งส่วนใหญ่แล้วสารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียมักจะเป็นสารอินทรีย์ ในขณะที่สารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียมักจะเป็นสารอย่างอื่นที่ไม่ใช่สารอินทรีย์ เช่น ออกซิเจน, ไนเตรต, ซัลเฟต เป็นต้น เมื่อเกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์ จะได้พลังงานขึ้นมาจำนวนหนึ่ง โดยพลังงานส่วนหนึ่งจะสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน และอีกส่วนหนึ่งจะถูกนำไปใช้ในการดำรงชีวิตและสร้างเซลล์ใหม่ ดังนั้นสารอินทรีย์จึงเป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ เนื่องจากในน้ำเสียมีสารรับอิเล็กตรอนอยู่หลายชนิด ทำให้ผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นก็ต่างกันไปด้วย เช่น ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจน ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบใช้อากาศ แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์, ไนเตรต เป็นต้น ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบไม่ใช้อากาศ โดยรายละเอียดของปฏิกิริยารีดอกซ์ที่เกิดขึ้นในการบำบัดน้ำเสีย แสดงดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (มันสิน ตันกุลเวศน์, 2542)

จะเห็นได้ว่า ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศต่างจากแบบใช้อากาศตรงที่สารรับอิเล็กตรอนไม่ใช่ออกซิเจนแต่เป็นสารรับอิเล็กตรอนอื่น ๆ ในน้ำเสีย เช่น คาร์บอนไดออกไซด์, ไนเตรต เป็นต้น ปฏิริยาที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกันไปตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอน โดยสิ่งที่จะกำหนดว่าจะมีปฏิริยาชนิดใดเกิดขึ้นก่อน คือ สภาพน้ำเสียในขณะนั้นว่า มีสารให้และรับอิเล็กตรอนชนิดใดในน้ำเสีย พิเศษ และอุณหภูมิเท่าใด เช่น เมื่อพิจารณาแหล่งน้ำแห่งหนึ่งที่มีอุณหภูมิ, พิเศษ, ปริมาณสารอาหารและปริมาณสารอินทรีย์อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ มีระดับน้ำไม่สูงมากนัก ออกซิเจนสามารถละลายลงไปในดินตะกอนได้น้ำบริเวณผิวดอนบนได้ บริเวณนี้จะมีจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนอาศัยอยู่ ดำรงชีพด้วยการใช้สารอินทรีย์ในน้ำบริเวณนั้นเป็นสารอาหาร ขณะที่จุลินทรีย์กลุ่มอื่น ๆ ไม่สามารถอาศัยอยู่ได้ เนื่องจากการใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอน จะได้พลังงานสูงกว่าการใช้สารอื่นเป็นสารรับอิเล็กตรอน ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มอื่นเจริญเติบโตและแย่งใช้สารอินทรีย์ในน้ำสู้กับพวกที่ใช้ออกซิเจนไม่ได้ ขณะที่ในดินที่ลึกลงไปออกซิเจนในน้ำเริ่มลดลง จุลินทรีย์กลุ่มอื่นจะเจริญเติบโตขึ้นมาแทนที่

กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ เป็นระบบที่ซับซ้อนมีจุลินทรีย์หลายกลุ่มอาศัยอยู่ร่วมกัน โดยความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์เหล่านี้จะมีทั้งแบบพึ่งพาอาศัยกันและแบบแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูป เนื่องจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มต่อกัน ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์กลุ่มหนึ่ง จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่ง เกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้าผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นสามารถใช้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่ใช้สารอาหารชนิดเดียวกัน ก็จะเป็นความสัมพันธ์แบบแข่งขันกัน จุลินทรีย์หลายกลุ่มที่อาศัยอยู่ในน้ำเสีย จะเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน, คาร์บอนไดออกไซด์, ไนโตรเจน เป็นต้น แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใด และถูกใช้ในสัดส่วนเท่าใดขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆมากมาย โดยเฉพาะปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่ส่งผลให้จุลินทรีย์กลุ่มใดกลุ่มหนึ่งเด่นที่สุดในระบบ หากพิจารณาในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศโดยทั่วไปที่ผลิตมีเทน จุลินทรีย์ที่โดดเด่น คือ แบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทนที่ทำงานร่วมกัน โดยมีผลิตภัณฑ์หลักของระบบ คือ ก๊าซมีเทน

กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศเกิดขึ้น 4 ขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 : Hydrolysis

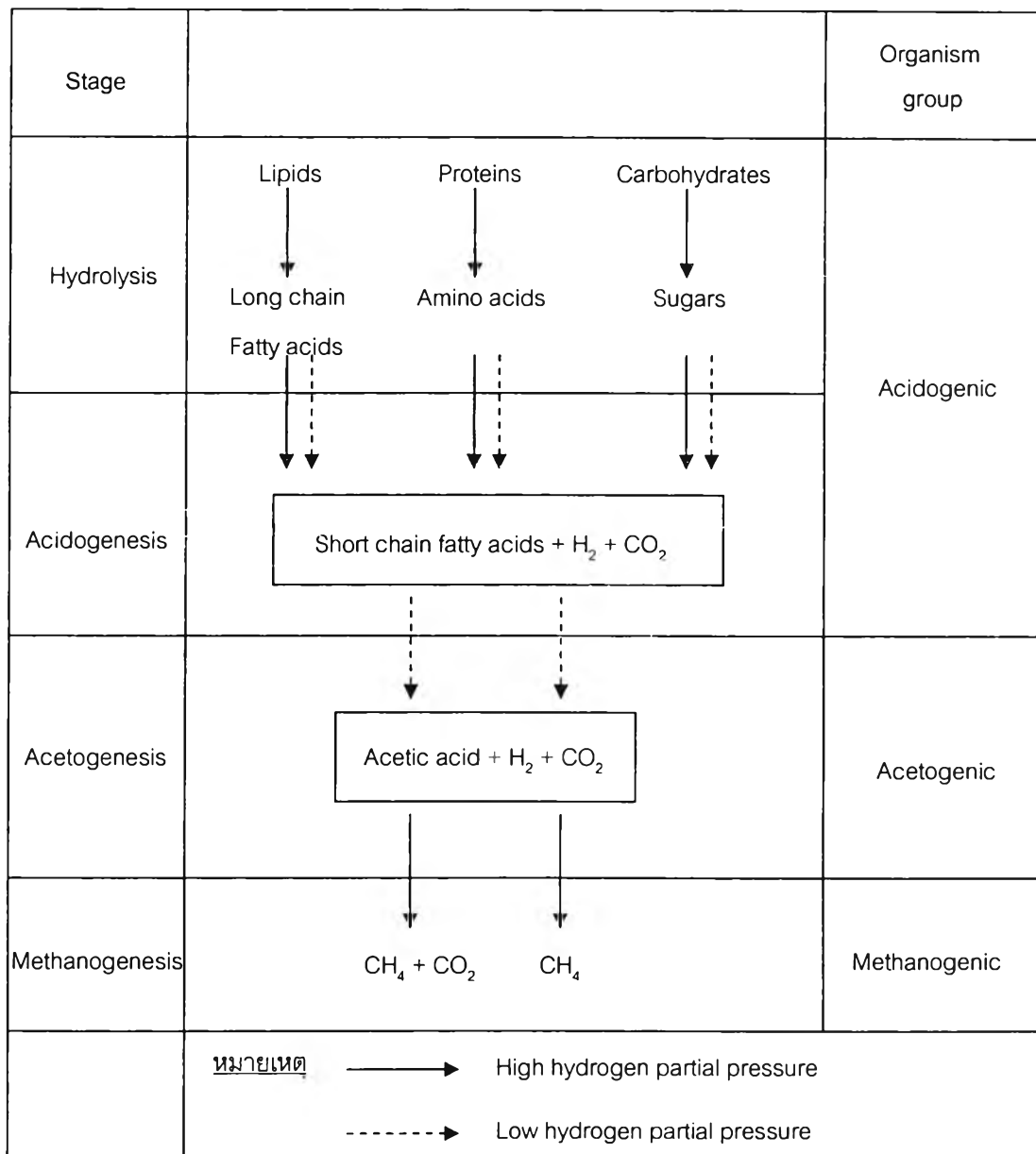
ขั้นตอนที่ 2 : Acidogenesis

ขั้นตอนที่ 3 : Acetogenesis

ขั้นตอนที่ 4 : Methanogenesis

ซึ่งทั้ง 4 ขั้นตอน จะมีแบคทีเรีย 3 กลุ่ม ได้แก่ แบคทีเรียสร้างอะซิเตต แบคทีเรียสร้างกรด และแบคทีเรียสร้างมีเทน อาศัยการทำงานร่วมกัน

ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ แสดงดังรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ

(Sam-soon และคณะ, 1987)

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน เป็นต้น ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลขนาดเล็ก เช่น น้ำตาล และกรดอะมิโน เป็นต้น โดยแบคทีเรียหลายจำพวกซึ่งส่วนใหญ่เป็นพวกแบคทีเรียสร้างกรด แบคทีเรียเหล่านี้ปล่อยเอนไซม์ออกมาภายนอกเซลล์ ซึ่งจะลดพลังงานกระตุ้นเป็นการช่วยให้ปฏิกิริยาเกิดได้เร็วขึ้น เอนไซม์เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและสารที่ทำปฏิกิริยา ดังนั้นเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมาออกเซลล์ จึงขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีในน้ำเสีย เช่น แป้งและไกลโคเจน ต้องใช้อะไมเลส (Amylase) ไขมันและไลปิด ต้องใช้ไลเปส (Lipase) โปรตีน ต้องใช้โปรตีเอส (Protease) เป็นต้น ชนิดของสารตั้งต้นและผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน Hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้ แสดงดังรูปที่ 2.3

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

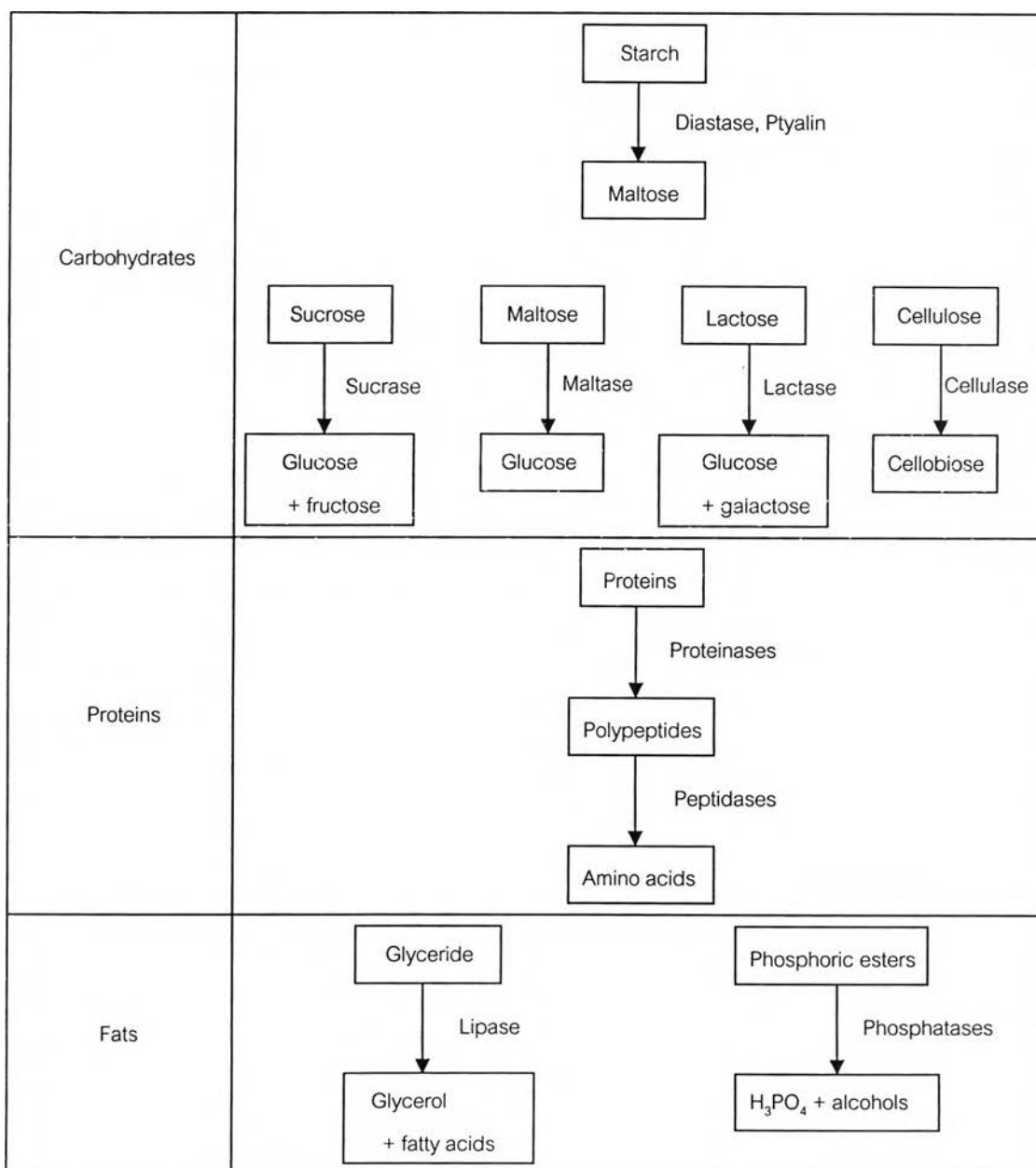
ผลผลิตที่ได้จากขั้นตอนที่ 1 ซึ่งเป็นสารประกอบโมเลกุลขนาดเล็ก เช่น น้ำตาล ไขมัน และกรดอะมิโน เป็นต้น ขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ จะถูกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน โดยผ่านกระบวนการหมัก (Fermentation) ภายในเซลล์แล้วเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวทิริก เป็นต้น และผลิตไฮโดรเจนกับคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย โดยชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารอินทรีย์ และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในขณะนั้น ตัวอย่าง เช่น ที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนต่ำ กรดไขมันจะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติกและไฮโดรเจน แต่ที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูง กรดไขมันจะถูกย่อยสลายกลายเป็นกรดโพรพิโอนิกและกรดบิวทิริก

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

แบคทีเรียสร้างอะซิเตต มีบทบาทสำคัญในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดไขมันระเหยและขั้นตอนการสร้างมีเทน กล่าวคือ กรดไขมันระเหยที่ผลิตขึ้นจากขั้นตอนที่ 2 จะเป็นสารอาหารให้แบคทีเรียกลุ่มที่ทำหน้าที่สร้างมีเทน แต่เนื่องจากว่าแบคทีเรียที่สร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม เช่น กรดบิวทิริก กรดโพรพิโอนิกเป็นสารอาหารได้ จึงต้องอาศัยแบคทีเรียสร้างอะซิเตต ทำการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็นกรดอะซิติก เพื่อให้แบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปใช้ต่อไป ในขั้นตอนนี้จะได้ไฮโดรเจนด้วย ซึ่งขั้นตอนนี้ จะเกิดได้เฉพาะในสภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลต่ำเท่านั้น เนื่องจากว่า กรดไขมันระเหยไม่สามารถย่อยสลายกลายเป็นกรดอะซิติกภายใต้สภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลสูง

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติกและไฮโดรเจน จะถูกแบคทีเรียสร้างมีเทนใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานสร้างก๊าซมีเทนออกมา ซึ่งสารอื่นนอกเหนือจากกรดอะซิติกหรือไฮโดรเจนแล้ว มีเพียงเมทานอลและเมทิลลามีนเท่านั้น ที่สามารถถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน ส่วนกรดไขมันระเหยและสารอื่นๆที่ได้จะหลุดออกไปกับน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัด



รูปที่ 2.3 ชนิดของสารตั้งต้น และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้

(Sawyer และ McCarty, 1978)

2.3 ระบบบิวเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

2.3.1 ความเป็นมาของระบบบิวเอเอสบี

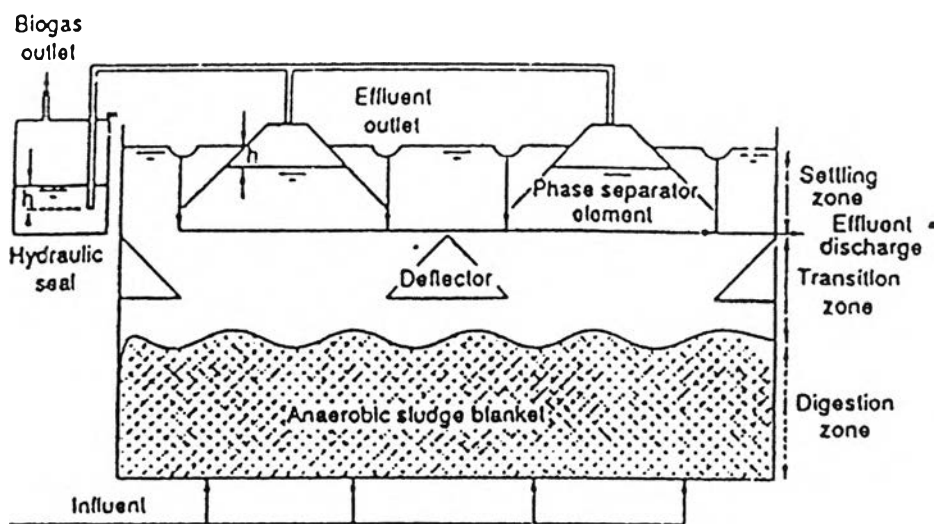
ระบบบิวเอเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งได้มีการพัฒนาขึ้นมาในเวลาไม่นานนัก โดย Lettinga และคณะ (1980) ได้พัฒนาระบบบิวเอเอสบีโดยการเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เกิดการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่มีขนาดใหญ่และตกตะกอนได้ดี พร้อมทั้งได้ทำการพัฒนาอุปกรณ์ที่ช่วยในการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ เรียกว่า อุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas – solid separator, GSS) ทำให้ระบบบิวเอเอสบีสามารถเก็บกักจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ดี ซึ่งระบบนี้จะป้อนน้ำเสียเข้าทางส่วนล่างสุดของถังบิวเอเอสบี โดยให้มีทางเข้าหลายๆจุดกระจายตามพื้นที่หน้าตัดของบ่อ ตะกอนจุลินทรีย์ที่รวมตัวกันเป็นเม็ดที่มีขนาดใหญ่และมีน้ำหนักมากสามารถตกตะกอนได้ดี จะตกตะกอนลงมาบริเวณส่วนล่างสุดของถังบิวเอเอสบี ซึ่งบริเวณส่วนล่างนี้จะเรียกว่า ชั้น Sludge Bed ในขณะที่บริเวณเหนือชั้น Sludge Bed ขึ้นไป จะเป็นชั้นตะกอนแขวนลอยที่มีขนาดเล็กตกลงมา ซึ่งเรียกว่า ชั้น Sludge Blanket เป็นชั้นที่ตะกอนมีความสามารถในการตกตะกอนได้น้อยกว่าในชั้น Sludge Bed ส่วนบนของถังบิวเอเอสบีจะมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ เพื่อช่วยในการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ ทำให้มีการสะสมของตะกอนจุลินทรีย์ที่บริเวณส่วนล่างของถัง และมีอายุตะกอนสูง ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง นอกจากนั้น Heertjes และ Van der Meer (1983) กล่าวว่า ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในถังบิวเอเอสบีเมื่อลอยตัวขึ้นสู่ส่วนบนของถังจะช่วยให้เกิดการกวนผสมที่ดีภายในชั้นสลัดจ์

2.3.2 ลักษณะและการทำงานของระบบบิวเอเอสบี

ระบบบิวเอเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีการปล่อยน้ำเสียเข้าทางด้านล่างของถังบิวเอเอสบี และไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์โดยไม่มีสารตัวกลางมาช่วยในการพยุงมวลจุลินทรีย์ ลักษณะทั่วไปของถังบิวเอเอสบีจะเป็นถังรูปทรงสี่เหลี่ยม หรือรูปทรงกระบอกก็ได้ แสดงดังรูปที่ 2.4 ซึ่งจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วน ได้แก่

- 1) ส่วนที่เป็นถังหมักและระบบป้อนน้ำเสียอยู่ที่ส่วนล่างของถังบิวเอเอสบี
- 2) ส่วนที่เป็นถังตกตะกอนอยู่ที่ส่วนบนของถังบิวเอเอสบี โดยจะมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ ซึ่งเป็นส่วนที่ทำหน้าที่แยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ ประกอบด้วยแผ่นกั้นเอียงทำมุมประมาณ 45-60 องศา (Lettinga และ Hulshoff Pol, 1986)

น้ำเสียจะถูกป้อนเข้าทางส่วนล่างของถังยูเอเอสบี โดยผ่านระบบกระจายน้ำเสีย เพื่อให้การกระจายของน้ำเสียเป็นไปอย่างทั่วถึง เมื่อน้ำเสียไหลผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์จะเกิดการสัมผัสระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์ เกิดเป็นเซลล์ของจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ โดยก๊าซเหล่านี้จะเกาะติดอยู่กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ประกอบกับความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้น ทำให้เกิดการลอยตัวของตะกอนจุลินทรีย์ขึ้นสู่ด้านบน เป็นการช่วยให้เกิดการสัมผัสที่ทั่วถึงระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียกับจุลินทรีย์ เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นสู่ส่วนบนของถัง จะเกิดการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ ออกจากกัน ด้วยอุปกรณ์แยกสามสถานะ กล่าวคือ น้ำเสียจะปะทะกับแผ่นกัน ก๊าซที่เกาะมากับกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์จะถูกแยกออก โดยจะลอยตัวขึ้นไปยังส่วนบนผ่านท่อเก็บก๊าซเพื่อลำเลียงก๊าซที่ได้ไปยังอุปกรณ์เก็บก๊าซ น้ำเสียจะถูกแยกออกจากตะกอนจุลินทรีย์และไหลล้นออกไปนอกถังยูเอเอสบี ส่วนตะกอนจุลินทรีย์จะถูกดักไว้และตกลงไปยังส่วนล่างของถังยูเอเอสบี ซึ่งส่วนใหญ่แล้วการที่ระบบล้มเหลวเนื่องมาจากการที่ไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และตกตะกอนได้ดี ได้มากเพียงพอ ทำให้เกิดการหลุดออกไปของจุลินทรีย์พร้อมกับน้ำทิ้ง เพราะการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ให้จับตัวกันเป็นเม็ดเป็นเรื่องยาก และใช้เวลานาน



รูปที่ 2.4 ส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบี (van Haandel และ Lettinga, 1994)

2.3.3 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

ข้อดี ได้แก่

- 1) สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไม่ใช้อากาศแบบอื่น
- 2) ใช้พลังงานเดินระบบต่ำเพราะไม่มีการเติมอากาศและไม่ใช้เครื่องจักรกล
- 3) ปริมาณสลัดจ์ที่ต้องกำจัดจากระบบน้อยกว่าแบบใช้อากาศ
- 4) ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบใช้อากาศ
- 5) การก่อสร้างและควบคุมระบบสามารถทำได้ง่ายและมีราคาถูก
- 6) ก๊าซมีเทนที่ได้สามารถนำไปใช้เป็นพลังงานได้
- 7) สามารถป้องกันมิให้จุลินทรีย์ หลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศแบบอื่น
- 8) มีความเหมาะสมที่จะใช้ในระบบบำบัดทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ และในพื้นที่ชุมชนเขตนอกเมือง
- 9) สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลานานโดยไม่มีปัญหา และการเริ่มต้นระบบใหม่สามารถทำได้ง่าย ระบบฟื้นตัวได้เร็ว จึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู
- 10) สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น halogenated solvents

ข้อเสีย ได้แก่

- 1) ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบ (start up) นานมาก และต้องเลี้ยงตะกอนให้จับตัวกันเป็นเม็ด ระบบจึงจะมีประสิทธิภาพที่ดี
- 2) ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนที่มีอยู่ในระบบให้เหมาะสม และเกิดการล้างออก (wash out) น้อยที่สุด
- 3) ต้องควบคุมอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพในถังปฏิกรณ์ ให้เพียงพอต่อการกวนผสมในชั้นสลัดจ์
- 4) จุลินทรีย์ในระบบมีความสามารถในการเจริญเติบโต ในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างแคบ ประมาณ 6.5 – 7.2
- 5) ระบบมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ โดยเฉพาะในช่วงอุณหภูมิต่ำ
- 6) ต้องอาศัยความรู้และประสบการณ์เป็นอย่างมาก
- 7) ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ไม่สามารถเป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้ เนื่องจากยังคงมีสารตัวกลาง (intermediate) ต่างๆเหลืออยู่ ทำให้น้ำทิ้งมีค่าซีโอดีสูง

2.3.4 ประเภทของ Granular Sludge ในถังยูเอเอสบี (Lettinga และคณะ, 1984)

ลักษณะของ Granular Sludge ที่เกิดขึ้นในระบบยูเอเอสบี ขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ (Seed Sludge) ส่วนประกอบของน้ำเสีย ตลอดจนการเริ่มต้นกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ และสิ่งแวดล้อมที่เริ่มต้น Granular Sludge อาจมีหลายชนิด ดังนี้

1) Sarcina Granular เป็นชนิดที่มีจุลชีพรูปร่างกลม เกาะกันเป็นกลุ่มเป็นส่วนใหญ่ Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียที่มีกรดอะซิติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล. Granular ชนิดนี้มีขนาดเล็กเส้นผ่าศูนย์กลางน้อยกว่า 6.5 มม. จึงถูกชะล้างออกได้ง่าย และยังเป็นชนิดที่มีความสามารถในการย่อยสลายต่ำ

2) Spinky Granlar เป็นชนิดที่มีความยาวมากกว่า 1 มม. มีความหนาแน่นน้อยกว่า 0.5 มม. ประกอบด้วยแคลเซียมคาร์บอเนตมากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งข้าวโพด

3) Filamentous เป็นจุลชีพที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาว ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น Granular ชนิดนี้ สร้างขึ้นจากน้ำเสียที่มีแต่ VFA (Volatile fatty acid)

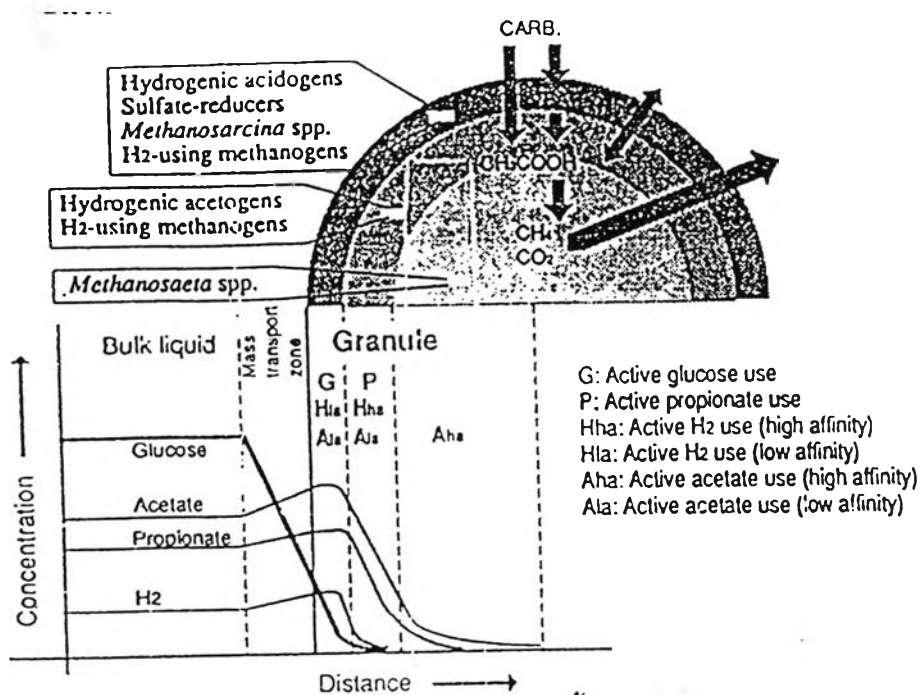
4) Rod ลักษณะเป็นรูปกลม ประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น รวมกันประมาณ 5 เซล พบในถังหมักที่บำบัดน้ำเสียในโรงงานแป้งมันสำปะหลังและโรงงานน้ำตาล

2.3.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Guiot, Pauss และ Corterton (1992) กล่าวว่า ความเร็วในการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกพันธุ์ของแบคทีเรีย ที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่สามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นมีข้อดี ดังนี้

- มีความหนาแน่นสูง
- เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง (media) จึงไม่มีการสูญเสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์
- เม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาตรที่สูงมาก

เมื่อมีการศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopy) พบว่า มีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้น โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB ที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส แสดงดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ UASB ที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot, Pauss และ Corterton 1992)

ชั้นนอก ประกอบด้วย แบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens, Sulfate reducers Methanosarcina และ H₂-utilizing methanogens

ชั้นกลาง ประกอบด้วย Hydrogenic acetogens และ H₂-utilizing methanogens เช่น Methanosarcina, Methanococcales และ Methanospirillum

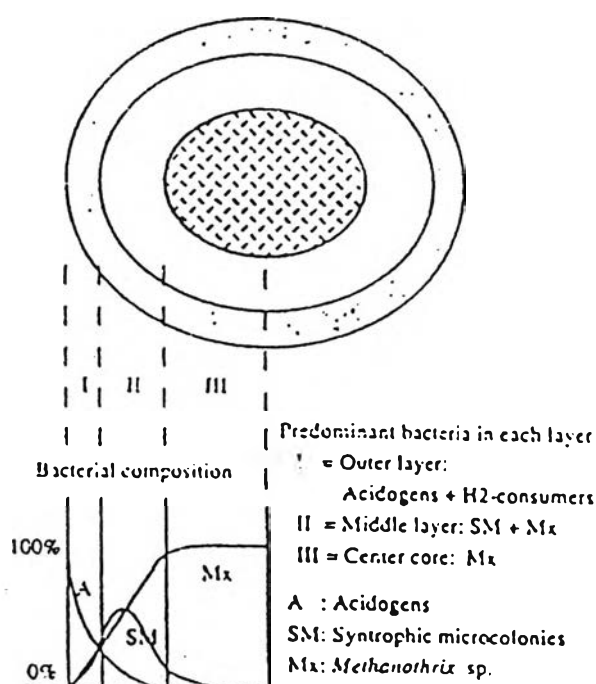
ชั้นใน ประกอบด้วย แบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

แบคทีเรียกลุ่ม H₂-utilizing methanogens ในชั้นกลางและชั้นนอก มีความแตกต่างกัน คือ กลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกมีความชอบที่จะใช้สารอาหารที่ต่ำกว่า (มีค่า K_s สูง) กลุ่มแบคทีเรียชั้นกลาง และแบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ที่อยู่ชั้นในมีค่า K_s ต่ำกว่าแบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ที่อยู่ชั้นกลาง การเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) เป็นโครงสร้างในลักษณะดังกล่าว ส่งผลให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียแต่ละชนิด และโดยเฉพาะในแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ซึ่งเป็น Aceticlastic methanogens (ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta) เป็นส่วนสำคัญในการผลิตมีเทนโดยอาศัยสารอาหาร ซึ่งได้แก่ อะซิเตต ซึ่งเป็นผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียกลุ่มชั้นนอกและชั้นกลาง โดยทั้งนี้ Methanosaeta เป็นแบคทีเรียที่มีค่า K_s ต่ำมากที่สุดในกลุ่มแบคทีเรีย Aceticlastic methanogens ซึ่งถือว่าเป็นผลดี

ต่อการทำปฏิกิริยาของ Methanosaeta ในสถานะที่ข้อจำกัดของการแพร่กระจายอะซิเตทมายังแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

อย่างไรก็ตามมีรายงานว่าไม่พบโครงสร้างที่แบ่งชั้นของแบคทีเรียในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่บำบัดน้ำเสียประเภทไพโรไฟอเนท, เอทานอล และน้ำเสียประเภทที่ไม่ใช่คาร์โบไฮเดรต โดยเฉพาะน้ำเสียประเภทไพโรไฟอเนท พบแบคทีเรียกลุ่ม propionate oxidizing acetogens กระจายอยู่ทั่วเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Fang, Chui และ Li, 1994)

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้น ขึ้นกับอัตราการย่อยสลายสารอาหารและการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ที่มีวอกสุดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์พบว่า กลุ่ม acidogens จะมีปริมาณมาก ทั้งนี้เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (bulk liquid) แล้ว ยังเป็นผลมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาของ acidogenesis ที่มีค่าสูงกว่า acetogenesis และ methanogenesis อะซิเตทที่ถูกผลิตจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป ดังแสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 โครงสร้างและขนาดของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต

(Fang, Chui และ Li, 1994)

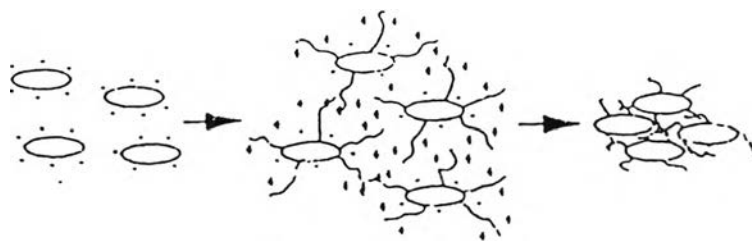
ในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีนหรือกรดอะมิโน เช่น กลูตาเมต ขั้นตอน acidogenesis จะเป็นขั้นกำหนดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลายและการแพร่กระจายที่ช้าของกลูตาเมต ทำให้มีการแพร่กระจายของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และไม่เกิดโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย (Fang, Chui และ Li, 1994)

2.3.6 ความสำคัญของ Extracellular Polymers (ECP) ต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

Extracellular Polymers (ECP) เป็นสารอินทรีย์ที่เป็นส่วนสำคัญของโครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ECP ประกอบไปด้วยโพลิเมอร์ของ saccharide โปรตีน ไขมัน และกรดนิวคลีอิก มีความสามารถในการดักจับสารอาหารละลาย (soluble nutrients) และช่วยในการยึดเกาะระหว่างเซลล์ของแบคทีเรีย เมื่อมีการศึกษาถึงโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า แบคทีเรียที่อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มี ECP ล้อมรอบอยู่ โดยพบปริมาณ ECP ที่อยู่ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีค่าประมาณ 0.6 – 20 เปอร์เซ็นต์ VSS ซึ่ง ECP ที่พบส่วนใหญ่ในตะกอนจุลินทรีย์ จะประกอบด้วยโปรตีน และ polysaccharide มีอัตราส่วนของโปรตีนต่อ polysaccharide เท่ากับ 2 : 1 ถึง 6 : 1 และมีไขมันอยู่ในปริมาณ 0.02 – 0.05 เปอร์เซ็นต์ VSS เนื่องจากว่าแบคทีเรียที่กระจายอยู่ในน้ำเสียนั้นมีประจุเป็นลบ จึงเกิดแรงผลักระหว่างเซลล์แบคทีเรียทำให้ไม่สามารถรวมตัวกันได้ เมื่อ ECP ซึ่งมีประจุเป็นบวก มาล้อมรอบที่ผิวของเซลล์แบคทีเรีย ทำให้เซลล์แบคทีเรียสามารถรวมตัวกันได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.7 แต่ถ้ามี ECP ปริมาณมากเกินไป อาจทำให้เกิดการผลักระหว่างประจุบวก ทำให้เซลล์แบคทีเรียไม่สามารถรวมตัวกันได้

นอกจากนี้ยังพบว่า ปริมาณความเข้มข้นของ ECP ในช่วงอุณหภูมิ มีโซฟิลิก (Mesophilic) จะสูงกว่าช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) และปริมาณของโปรตีนกับ polysaccharide ในสาร ECP จะลดลง เมื่อเปลี่ยนจากการบำบัดน้ำเสียประเภทน้ำตาล มาเป็นการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่เติม อะซิเตต โพรพิโอเนต และบิวทิเรต

ปัจจุบันยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP เกิดจากแบคทีเรียกลุ่มใด แต่สามารถระบุได้ว่า สาร ECP โดยเฉพาะ polysaccharide เกิดมาจากแบคทีเรียกลุ่ม methanogenic และ acetogenic น้อยมาก ในขณะที่แบคทีเรียกลุ่ม acidogenic มีส่วนสำคัญอย่างมากในการสร้าง ECP

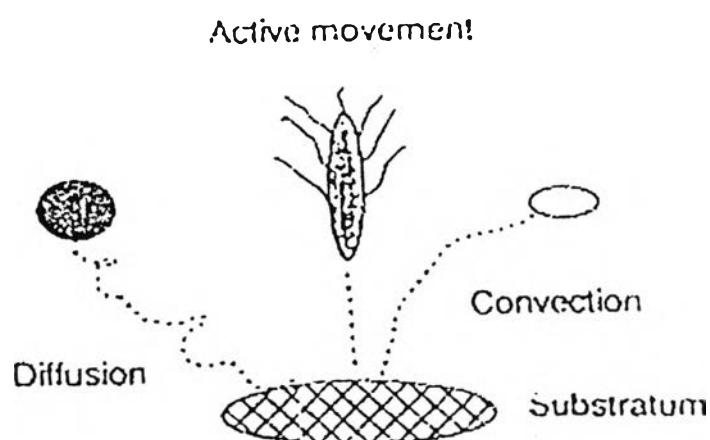


รูปที่ 2.7 บทบาทของประจุไฟฟ้าและ ECP ที่ส่งผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย
(Schmidt และ Ahring, 1995)

2.3.7 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 Transport การเคลื่อนไหวของเซลล์ด้วยวิธีการต่างๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.8 ไปจับตัวกับอนุภาคเฉื่อยหรือเซลล์ของแบคทีเรียอื่น กลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ด้วยวิธีการต่างๆ ได้แก่ การแพร่กระจาย (Brownian motion), การพัดพา (convective) โดยของเหลว, ก๊าซ การตกตะกอนหรือการเคลื่อนไหวของเซลล์โดย flagella



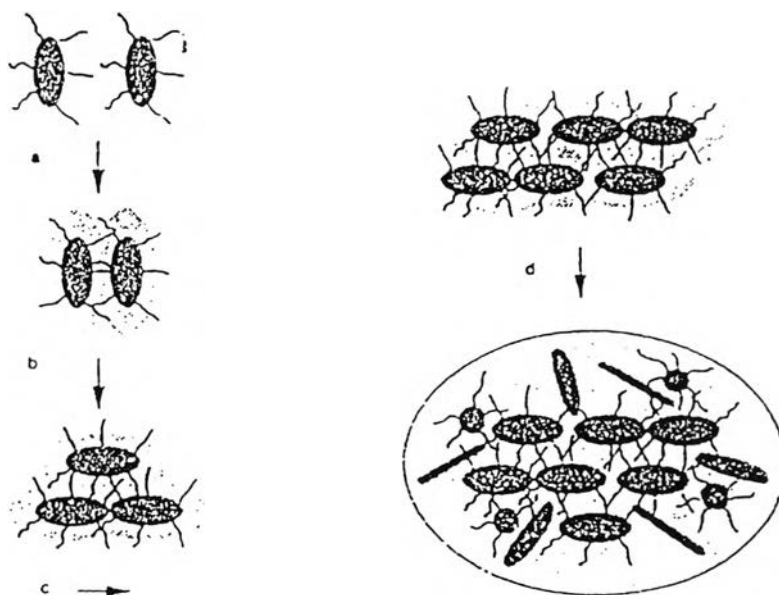
รูปที่ 2.8 กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย
(Schmidt และ Ahring, 1995)

ขั้นตอนที่ 2 Reversible adsorption การดูดติดผิวของเซลล์แบคทีเรียกับ อนุภาคพื้นฐาน ซึ่งอาจเป็นกลุ่มแบคทีเรียหรืออนุภาคของแข็งเจือย โดยแรงทางฟิสิกส์ - เคมี ซึ่งสามารถเกิดการแยกตัวหรือหลุดออกไปได้อีกครั้ง การดูดยึดเป็นผลมาจากแรงทางประจุไฟฟ้า (ionic strength)

ขั้นตอนที่ 3 Irreversible adhesion ด้วยพันธะแข็งแรงของโพลิเมอร์ (ECP) การเกาะยึดของเซลล์เข้ากับ substratum ซึ่งเซลล์มีโอกาสที่จะหลุดออกจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ยากมาก ยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อนหรือหลังการเกาะยึดของเซลล์ (adhesion)

ขั้นตอนที่ 4 Multiplication หรือการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ในชั้น ECP โดยเซลล์ที่แบ่งตัวใหม่ยังคงถูกกักอยู่ในชั้น ECP และเกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และนอกจากนี้ยังเกิดการดักเซลล์ใหม่ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามาจับตัวในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

กลไกของการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์ โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ แสดงดังรูปที่ 2.9



(a) The reversible association of two bacteria becomes irreversible adhesion. ECP are used to bind the two bacteria to each other. (b) Cell division provides sister cells that are bound within the ECP. (c) Microcolony formation. (d) Granulation is a function of cell division within the microcolony and new recruitment of bacteria from the liquid.

รูปที่ 2.9 กลไกของการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็น เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Schmidt และ Ahring, 1995)

2.3.8 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมในการคงอยู่ หรือการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ และได้กล่าวถึงขั้นตอนของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เป็นขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กก. ซีไอดี / ลบ.ม.วัน)

เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อได้ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างเกิดการขยายตัว เนื่องจากน้ำเสียไหลผ่านชั้นตะกอน และก๊าซที่เกิดในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย (filamentous organisms) ที่เกิดขึ้น ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง

ขั้นตอนที่ 2 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 2 - 5 กก. ซีไอดี / ลบ.ม.วัน)

ในขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยสูงมาก เนื่องจากการเพิ่มอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ทำให้เกิดการผลิตก๊าซมากขึ้น และเกิดการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กๆออกนอกถัง ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่และหนัก สามารถคงตัวในถังต่อไปได้ ซึ่งนับว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์ของระบบ โดยมีการรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนจมอยู่ในส่วนล่างของถัง ซึ่งอาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม.

ขั้นตอนที่ 3 (อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 3 - 5 กก. ซีไอดี / ลบ.ม.วัน)

ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีมากกว่าอัตราการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น จนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กก. ซีไอดี / ลบ.ม.วัน

2.3.9 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ก) อุณหภูมิ

ระบบยูเอเอสบี สามารถทำงานในช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) โดยในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50 – 65 องศาเซลเซียส

- ช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) โดยในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 20 – 45 องศาเซลเซียส

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิค จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิค แต่มักนิยมจะให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิคมากกว่า สำหรับการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ

เนื่องจากการพบว่า พวกเทอร์โมฟิลิกจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้น การรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอจึงมีความสำคัญมากกว่า จะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2 - 3 องศาเซลเซียส จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซมีเทนเป็นอย่างมาก

ข) พีเอช

แบคทีเรียที่สร้างมีเทน มีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยที่ช่วงตอนนี้จะเกิดได้ดีที่สุดที่ช่วงพีเอช 6.5 - 8.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดสร้างกรด ยังสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0 - 6.5 นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปอิออนของสารต่างๆ เช่น volatile fatty acid, NH_3 , H_2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน

ค) ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์

ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศที่ทำงานได้ดี ควรจะมีความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ในรูปของกรดอะซิติกประมาณ 200 - 400 มก./ล. อัตราการเพิ่มของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณกรด โดยระบบยังสามารถทำงานได้ดีที่ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์สูงกว่า 1,000 มก./ล. แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลของระบบ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการชะลอการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน หรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น นอกจากนี้ ชนิดของกรดอินทรีย์ถือว่ามีมีความสำคัญเช่นกัน เช่น กรดโพธิโอนิกความเข้มข้นสูงกว่า 1,000 มก./ล. จะทำให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดนี้และระดับพีเอชที่ต่ำลง

ง) ระดับสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพต่างบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ปริมาณกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้ พีเอชลดลงอย่างรวดเร็ว และมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน ระดับสภาพต่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภทและความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง ก็มีโอกาสที่จะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้น โดยทั่วไประบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศควรมีสภาพต่างประมาณ 1,500 - 2,000 มก./ล. และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยที่สำคัญ คือ อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยในรูปของกรดอะซิติก ต่อระดับระดับสภาพต่างในรูปไบคาร์บอเนต (มก./ล. ของ CaCO_3) ระบบจะมีกำลังบัฟเฟอร์สูง เมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนนี้สูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

จ) ไออาร์พี (ORP)

ไออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยแสดงปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้า ที่เกิดจากการถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไป จะวัดค่าไออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจนหรือไนเตรต และวัดค่าไออาร์พีได้ค่าลบในน้ำที่ไม่มีออกซิเจน ไออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าวัดไออาร์พีมีค่าบวกมากๆ แสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี สำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อย หรืออาจกล่าวได้ว่ามีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดี และมีค่าไออาร์พีที่เหมาะสมอยู่ในช่วง -300 ถึง -500 มิลลิโวลท์

ฉ) ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย

สารอาหารในน้ำเสีย เกี่ยวข้องโดยตรงกับชนิดของแบคทีเรียในระบบและประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า สารอาหารที่ต่างชนิดกันมีอัตราการย่อยสลายที่ต่างกัน โดยสารอาหารพวกคาร์โบไฮเดรตจะมีอัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าพวกโปรตีนและไขมัน

ช) สารอาหารที่จำเป็น

การบำบัดด้วยกระบวนการไม่ใช้อากาศ มีข้อดีประการหนึ่ง คือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นน้อยกว่าแบบใช้อากาศ ดังนั้น จึงต้องการสารอาหารเสริม เช่น ไนโตรเจน, ฟอสฟอรัส ต่ำกว่าแบบใช้อากาศ โดยจุลินทรีย์ต้องการปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน BOD : N : P เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2 หรือ COD : N : P เท่ากับ 350 : 5 : 1 นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง COD : N ยังมีผลต่อลักษณะเม็ดอีกด้วย โดยทำให้เม็ดมีลักษณะเป็นปุย เมื่อมีอัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100 : 10

นอกจากนี้ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (trace element) มิฉะนั้นระบบอาจไม่ดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้ ซึ่งธาตุเหล่านั้น ได้แก่ เหล็ก โคบอลท์ นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปของซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียเป็นการลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันได้มีการแก้ไขโดยการเติม Yeast Extract ให้แก่ระบบโดยตรง ในอัตราไม่ต่ำกว่า 1.5 กก./ลบ.ม. ของน้ำเสีย ซึ่ง Yeast Extract เป็นอาหารที่สมบูรณ์ไปด้วยธาตุและสารอินทรีย์ต่างๆ ที่แบคทีเรียต้องการเล็กน้อยแต่จำเป็น หรืออาจจะใช้ Milorganite ในอัตราอย่างต่ำ 5 กก./ลบ.ม. ของน้ำเสีย ก็ได้

ช) สารพิษ

น้ำเสียที่จะนำมาผ่านกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ จะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ เพราะจะไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโต ความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น โดยถ้าหากสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยก็จะมีผลกระทบต่อการทำงานของระบบ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ ได้แก่

- พิษของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นในปริมาณที่สูงเกินไปในระบบ เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้ามามาก แบคทีเรียจะผลิตกรดไขมันระเหยออกมามาก หากว่าระบบมีกำลังบำบัดไม่เพียงพอ จะส่งผลกระทบต่อค่าพีเอชทำให้มีค่าลดลงในช่วงที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย

- พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ คือ โปรตีนหรือยูเรีย โดยทั้งนี้ไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ตามสมการข้างล่าง ดังนี้



ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวา โดยที่ NH_3 จะยับยั้งการทำงานและเป็นพิษต่อแบคทีเรียมากกว่า NH_4^+

- พิษของซัลไฟด์

พิษของซัลไฟด์เกิดขึ้นได้เมื่อน้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณซัลไฟด์มาก หรือเกิดจากการย่อยสลายซัลเฟต หรือเกิดจากการย่อยสลายโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ โดยทั้งนี้สารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำหรือไม่ละลายน้ำ ขึ้นกับไอออนบวกที่รวมอยู่ โดยถ้ารวมตัวกับโลหะหนักก็จะอยู่ในรูปของตะกอน ส่วนที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปของไฮโดรเจนซัลไฟด์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้อากาศสามารถทนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 50 – 100 มก./ล. แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษ การลดพิษซัลไฟด์ทำได้โดยการตกตะกอนซัลไฟด์หรือการแยกซัลไฟด์ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

- พิษของไอออนและโลหะหนัก

ไอออนหรือโลหะหนักที่มีความเข้มข้นสูงเกินปริมาณหนึ่ง จะเกิดความเป็นพิษต่อระบบได้ ไอออนที่สำคัญที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ได้แก่ Na^+ K^+ Mg^{2+} Ca^{2+} และ S^{2-} ซึ่งธาตุเหล่านี้โดยปกติในระดับความเข้มข้นที่เหมาะสมจะเป็นประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปก็จะเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ไอออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนลบ นอกจากนี้ ไอออนบวกที่มีวาเลนซ์สูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ กล่าวคือ ไอออนบวกที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 จะมีพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 ถึง 10 เท่า

พิษของไอออนสามารถลดลงได้ เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na^+ มีความเข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้ามี Mg^{2+} และ Ca^{2+} ที่มีความเข้มข้นเหมาะสมอยู่ระหว่าง 50 – 1,000 มก./ล. แต่ในทางตรงกันข้าม ไอออนบางชนิด จะไปเพิ่มความเข้มข้นให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน

ส่วนพิษของโลหะหนัก ได้แก่ แมงกานีส แคดเมียม สังกะสี นิกเกิล โคบอลท์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทิ้งในรูปไอออน ซึ่ง Mosey และ Hughes (1975) ศึกษาพบว่า ทองแดง จะมีผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมากที่สุด พิษของโลหะหนักจะมากขึ้นเพียงใด ขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย โดยความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ ถ้าน้ำเสียนี้อาจมีปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์พอเหมาะ เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเกิดเป็นตะกอนเกลือของโลหะหนักซึ่งไม่ละลายน้ำ อย่างไรก็ตามโลหะหนักต่างๆเหล่านี้บางชนิดมีความจำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ โดยต้องมีในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อเป็นสารอาหาร ที่จำเป็นของจุลินทรีย์

- พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิด จะยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศ สารพวกนี้ ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว เช่น เมทานอล ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้ สามารถทำลายได้โดยการนำน้ำทิ้งที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอเพื่อให้อินทรีย์เกิดความคุ้นเคยและปรับตัวได้ ถึงแม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม

2.4 ระบบอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)

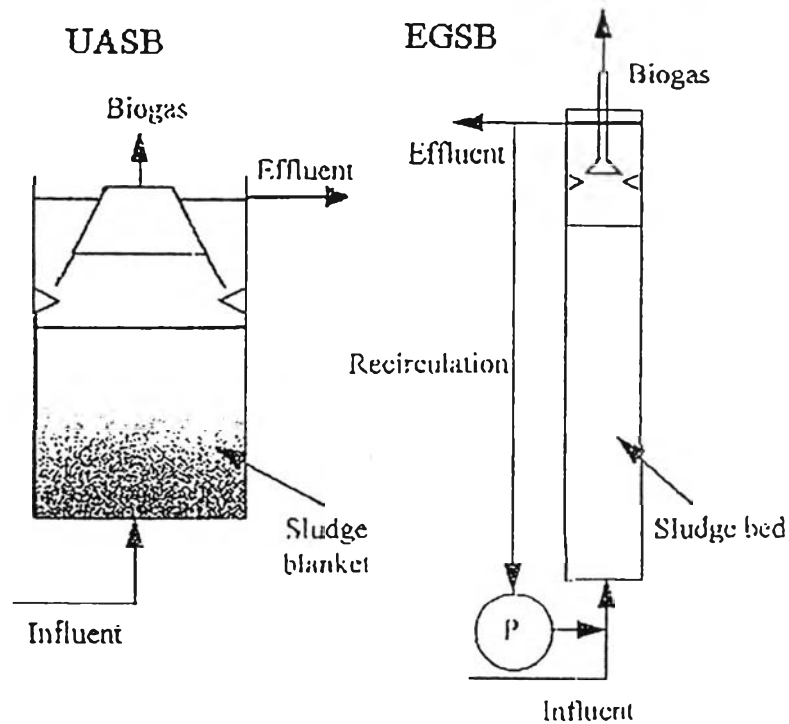
2.4.1 ความเป็นมาของระบบอีจีเอสบี

เนื่องจากได้มีความพยายามที่จะนำระบบยูเอเอสบี ไปบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ เช่น น้ำเสียจากโรงงานที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 1,000 มก./ล. และน้ำเสียชุมชน แต่พบว่าส่วนใหญ่ยังไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีพอ โดย Kato และคณะ (1994) กล่าวว่า ปัญหาที่เกิดขึ้นกับระบบยูเอเอสบี เมื่อนำไปใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ มีสาเหตุมาจากลักษณะของน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของซีโอดีต่ำมาก ทำให้ความเข้มข้นของสารอาหารมีน้อย ส่งผลให้มีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นน้อยทำให้เกิดการกวนผสมภายในชั้นสลัดจ์ไม่เพียงพอและการสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียดังกล่าวกับจุลินทรีย์เกิดขึ้นไม่ทั่วถึง ดังนั้นระบบยูเอเอสบีจึงไม่มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ

ต่อมาได้มีการคิดค้นและทำการพัฒนาระบบยูเอเอสบี โดยการปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเสียดังกล่าวกับจุลินทรีย์ให้ดีขึ้น ด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นสลัดจ์และเกิดการกวนผสมที่ทั่วถึง โดยการติดตั้งระบบหมุนเวียนน้ำทิ้ง ซึ่งจะเรียกระบบนี้ว่าอีจีเอสบี (Expanded Granular Sludge Bed, EGSB)

2.4.2 ลักษณะและการทำงานของระบบอีจีเอสบี

ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีลักษณะและการทำงานคล้ายกับระบบยูเอเอสบี แต่จะมีข้อแตกต่างกัน คือ ระบบอีจีเอสบีจะมีการเวียนน้ำทิ้งกลับมาเข้าสู่ระบบใหม่ ทำให้เป็นการเพิ่มความเร็วในการไหลขึ้น ซึ่งจะมีค่าอยู่ในช่วงประมาณ 4 – 10 ม./ชม. (Seghezze และคณะ, 1998) ในขณะที่ระบบยูเอเอสบี โดยทั่วไปจะมีความเร็วในการไหลขึ้นอยู่ในช่วง 0.5 – 1.5 ม./ชม. หรือต่ำกว่า (Kato และคณะ, 1994) ลักษณะทั่วไปของถังอีจีเอสบีจะมีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างค่อนข้างมาก เมื่อเทียบกับถังยูเอเอสบี แสดงดังรูปที่ 2.10 ซึ่งส่วนประกอบของระบบอีจีเอสบีจะเหมือนกับระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ มีส่วนที่เป็นถังหมักและระบบป้อนน้ำเสียที่ส่วนล่างของถัง และมีส่วนที่เป็นถังตกตะกอนที่ส่วนบนของถัง โดยมีการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ ซึ่งเป็นส่วนที่ทำหน้าที่แยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ แต่จะมีการติดตั้งระบบเวียนน้ำกลับเพิ่มขึ้นมา



รูปที่ 2.10 แผนผังส่วนประกอบของระบบยูเอเอสบีและอีจีเอสบี (Seghezzi และคณะ, 1998)

2.4.3 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี (Seghezzi และคณะ, 1998)

- 1) มีค่าความเร็วในการไหลขึ้นสูง (มีค่าอยู่ในช่วงประมาณ 4 – 10 ม./ชม.)
- 2) สามารถรับภาระบำบัดทุกสารอินทรีย์สูงถึง 40 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน
- 3) เกิดการขยายตัวภายในชั้นสลัดจ์
- 4) มีความเหมาะสมที่จะนำไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ
- 5) สลัดจ์มีลักษณะเป็นเม็ด ตกตะกอนได้ดี และมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่สูง
- 6) ลักษณะการกวนผสม จะแตกต่างจากระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ เนื่องจากค่าความเร็วในการไหลขึ้นสูง และมีก๊าซถูกผลิตเพิ่มขึ้น ทำให้เพิ่มประสิทธิภาพการสัมผัสระหว่างน้ำเสียกับชั้นสลัดจ์
- 7) ความดันในชั้นสลัดจ์ที่บริเวณส่วนล่างของถังมีค่าสูง (ในกรณีนี้ถังอีจีเอสบีมีความสูงมาก)
- 8) สลัดจ์แบบฟลอค (flocculent sludge) จะถูกล้างออก (wash out) จากระบบ
- 9) ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย และคอลลอยด์ ค่อนข้างต่ำ

ระบบอิจิเอสบีเป็นการปรับปรุงข้อเสียของระบบยูเอเอสบี ที่มีการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) ต่ำ เนื่องจากมีการสัมผัสกันของน้ำเสียกับจุลินทรีย์ไม่ทั่วถึง ซึ่งแก้ไขโดยทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ ซึ่งเป็นการเพิ่มความเร็วในการไหลให้สูงขึ้น อาจทำได้ด้วยการออกแบบให้ถึงอิจิเอสบี มีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างที่มากเพียงพอต่อการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ หรือมีอัตราการเวียนน้ำที่กลับที่เพียงพอ (Kato และคณะ, 1994)

แต่อย่างไรก็ตาม ลักษณะของระบบอิจิเอสบีที่มีความเร็วในการไหลขึ้นที่สูง ทำให้ต้องคำนึงถึงการออกแบบอุปกรณ์แยกสามสถานะเป็นพิเศษ เนื่องจากอาจเกิดการล้างออก (wash out) ของตะกอนจุลินทรีย์ (Kato ,Rebac และ Lettinga, 1999)

เนื่องจากว่าระบบอิจิเอสบี มีการถ่ายเทมวลสารที่ดีกว่าระบบยูเอเอสบี (Kato และคณะ, 1994) ทำให้มีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ และยังสามารถใช้บำบัดสารอินทรีย์ ที่มีความเป็นพิษที่มีความเข้มข้นสูงๆ เช่น ฟอรัลดีไฮด์ และยังสามารถบำบัดน้ำเสียประเภท long chain fatty acid ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน โดยมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี 85 – 95 เปอร์เซ็นต์ (Rinzema ,Van veen และ Lettinga, 1993)

Kato และคณะ (1994) กล่าวว่า ระบบอิจิเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ที่มีความเหมาะสมในการใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ในขณะที่โดยทั่วไปแล้ว ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ จะมีประสิทธิภาพที่ต่ำในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ ดังจะพบได้จากรายงานวิจัยระบบยูเอเอสบีทั่วไปที่นำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งไม่สามารถบำบัดค่าซีโอดีได้ต่ำกว่าเกณฑ์มาตรฐาน ค่าซีโอดีในน้ำเสียที่มีค่าต่ำจะส่งผลให้ระดับของสารอาหารที่ลดลงเรื่อยๆ ตามชั้นความลึกในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาในการย่อยสลายสารอาหารที่ต่ำ จากสมการของโมนด์ ได้แสดงว่า อัตราการทำปฏิกิริยาของแบคทีเรียขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหาร อัตราการย่อยสลายขึ้นอยู่กับค่า K_s ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึงคุณลักษณะจำเพาะของแบคทีเรียต่อสารอาหารนั้นๆ โดย Kato ได้แบ่งค่า K_s ออกเป็น 2 ประเภทได้แก่

- 1) Intrinsic K_s เป็นค่า K_s ที่แท้จริง ซึ่งแสดงถึงการถ่ายเทมวลสารเข้าไปยังเซลล์ของแบคทีเรีย ที่มีลักษณะการเจริญเติบโตในน้ำเสียแบบกระจาย (dispersed bacterial cells) ในสภาพที่เซลล์แบคทีเรียมีการแขวนลอยอย่างสมบูรณ์
- 2) Apparent K_s เป็นค่า K_s ปรากฏ โดยเกี่ยวข้องกับ การถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกของกลุ่มเซลล์แบคทีเรียหรือเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Apparent K_s จะมีค่าสูงกว่า Intrinsic K_s เนื่องจากพบว่า มีข้อจำกัดหรืออุปสรรคในการถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มากกว่าใน dispersed bacterial cells ดังนั้น จะพบว่ามีความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำลงเรื่อยๆ ตามความลึกในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และไม่มีอาหารที่เพียงพอต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ในชั้นในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และจุลินทรีย์ที่อยู่ในชั้นลึกๆ จะขาดอาหาร เกิดการย่อยสลายตัวเองกลายเป็นโพรงว่างบริเวณแกนกลางของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ส่งผลให้เกิดการ wash out ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จากการที่มีก๊าซสะสมตัวอยู่ภายใน และนอกจากนี้โครงสร้างเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่จับตัวกันหลวมๆ ยังสามารถเกิดการแตกสลายเนื่องจากความปั่นป่วนทางกลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์ได้

การที่จะทำให้มีสารอาหารที่เพียงพอต่อจุลินทรีย์ จำเป็นที่จะต้องเกิดอัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm ได้เร็วกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ดังนั้น ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ จึงจะต้องมีการกวนผสมที่เพียงพอ เพื่อให้น้ำเสียสัมผัสกับจุลินทรีย์ได้อย่างสม่ำเสมอ และทำให้ค่า Apparent K_s มีค่าต่ำลง ซึ่งในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำด้วยระบบบิโอดีเอสปี สามารถทำให้เกิดการกวนผสมที่เพียงพอได้โดย การติดตั้งระบบเวียนน้ำทิ้งกลับ เพื่อเพิ่มความเร็วในการไหลขึ้น

Dolfing (1985) กล่าวว่า ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ จุลินทรีย์จะถูกเก็บไว้ในระบบเป็นเวลานาน ทำให้เกิดการรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อน เกิดเป็นชั้น biolayer ที่หนาแน่น ซึ่งชั้น biolayer เหล่านี้ จะทำให้สารอาหารไม่สามารถผ่านเข้าไปในชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ด้านในได้ เนื่องจากเกิดการต้านทานการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer resistance) ซึ่งจะมีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาภายในระบบ โดยค่า gradient ของความเข้มข้นของสารอาหารใน biolayer สามารถอธิบายได้โดยใช้สมการของ Fick (Fick's first law)

$$F = - \emptyset D \frac{dC}{dx}$$

F	คือ	flux ของมวลสาร หรือ substrate
\emptyset	คือ	ความพรุนของ biolayer
D	คือ	diffusion coefficient
dC/dx	คือ	gradient ของ substrate ใน biolayer

จากสมสมการนี้ จะเห็นได้ว่า flux ของสารอาหารที่ผ่าน biolayer ขึ้นอยู่กับ ค่า gradient ของความเข้มข้นของสารอาหารใน biolayer และขึ้นอยู่กับปฏิกิริยาจำเพาะกับขนาดรูปร่างของ biolayer ดังนั้นจุลินทรีย์ที่อยู่ชั้นในจะได้รับความเข้มข้นสารอาหารที่ต่ำกว่า จุลินทรีย์ที่อยู่ผิวของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาต่ำ และเมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยากับความเข้มข้นของสารอาหาร ซึ่งอธิบายโดยสมการของโมโนด์ว่า ความเร็วของการทำปฏิกิริยาของเอนไซม์กับความเข้มข้นของสารอาหาร จะมีความสัมพันธ์เป็นเส้นตรง ในช่วงที่ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียงหรือต่ำกว่า ค่า K_s ดังนั้น mass transfer resistance จึงเป็นปัจจัยสำคัญในสภาวะที่ ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียงหรือต่ำกว่า ค่า K_s หรือเมื่อค่า gradient ของความเข้มข้นของสารอาหารใน biolayer อยู่ในช่วงค่าความเข้มข้นนี้ และได้สรุปว่า mass transfer resistance ขึ้นอยู่กับปัจจัย ดังนี้

- 1) ความเข้มข้นของสารอาหาร
- 2) ค่า K_s ของแบคทีเรียสำหรับประเภทของสารอาหารนั้น
- 3) ความหนาของ biolayer พบว่า mass transfer resistance จะไม่มีผลต่อ biofilm ที่มีค่าต่ำกว่า 1 มม.
- 4) ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุดใน biolayer

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.5.1 การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำและน้ำเสียชุมชนด้วยระบบยูเอเอสบี

Lettinga ,Roserma และ Grin (1983) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีประมาณ 248 – 581 มก./ล. ด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 12 ชม. ที่ช่วงอุณหภูมิประมาณ 18 – 20 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 17 เดือน พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 72 และ 62 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

และต่อมาได้ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 420 – 920 มก./ล. โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร เช่นเดิม และเวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 32 - 40 ชม. แต่ได้ทำการทดลองที่ช่วงอุณหภูมิ 12 – 18 องศาเซลเซียส ใช้เวลาในการดำเนินระบบ 3 เดือน มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 48 – 70 และ 30 - 45 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และได้ทำการบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่มีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 520 – 590 มก./ล. โดยใช้ถังยูเอเอสบีที่มีขนาด 30 ลิตร ที่อุณหภูมิ 21 องศาเซลเซียส ใช้เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 9 ชม. ทดลองเป็นเวลา 1 เดือน พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 57 – 79 และ 50 – 60 เปอร์เซ็นต์

Barbosa และ Sant' Anna (1989) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีเฉลี่ย เท่ากับ 627 มก./ล. และค่าบีโอดีเฉลี่ย เท่ากับ 357 มก./ล. ด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร ที่ช่วงอุณหภูมิประมาณ 19 – 28 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 9 เดือนเริ่มต้นระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อ ใช้เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 4 ชม. พบว่า หลังจากทำเดินระบบได้ประมาณ 1 เดือน กลุ่มจุลินทรีย์จะเริ่มจับตัวกันเป็นเม็ดกลม โดยเฉพาะในช่วงท้ายของการทดลองจะมีขนาดถึง 8 มม. และเมื่อเดินระบบได้ประมาณ 5 เดือน ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 74 และ 78 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Draaijer และคณะ (1992) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 563 มก./ล. ด้วยระบบยูเอเอสบี ซึ่งเป็นโรงบำบัดน้ำเสียที่ประเทศอินเดีย โดยได้ทำการก่อสร้างในปี 1985 โดยมีขนาดของถังยูเอเอสบี เท่ากับ 1,200 ลบ.ม. และสามารถบำบัดน้ำเสียได้ 5,000 ลบ.ม./วัน ทำการเริ่มต้นระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อ ใช้เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 6 ชม. เป็นเวลา 12 เดือน พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี, บีโอดี และของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 74, 75 และ 75 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และพบว่า อุณหภูมิในช่วงฤดูหนาวไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบี ขนาด 24.4 ลิตร บำบัดน้ำเสียชุมชนจากมหาวิทยาลัยเชียงใหม่ ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 4.5 – 24 ชม. และความเร็วในการไหลขึ้นระหว่าง 0.13 – 0.69 ม./ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 76.4 - 88.1, 76.9 – 92.9 และ 59.7 – 84.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และพบว่า ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 12 – 24 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดไม่ต่างกัน อย่างชัดเจน และสามารถทำให้ค่าบีโอดีและของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ออกจากระบบ มีค่าต่ำกว่า 20 และ 30 มก./ล. ตามลำดับ

Singh, Harada และ Viraraghavan (1995) ศึกษาการบำบัดน้ำเสีย ด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี เท่ากับ 500 มก./ล. ที่อุณหภูมิอยู่ในช่วงประมาณ 20 – 35 องศาเซลเซียส เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 3 ชม. โดยใช้ถังยูเอเอสบี ขนาด 140 ลิตร เป็นเวลา 300 วัน ซึ่งจะพบว่า ค่าประสิทธิภาพในการกำจัดค่าซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 90 - 92 และ 94 – 96 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

ทศพร ทัพวันวัชร และ บวร ยาคุ้มภัย (2539) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากศูนย์การค้าที่มีค่าซีโอดีประมาณ 470 มก./ล. ด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 14.5 ลิตร ที่เวลากักน้ำเสีย 48, 24, 12 และ 6 ชม. ตามลำดับ พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี เท่ากับ 87.2, 81.7, 70.1 และ 65.1 เปอร์เซ็นต์ และประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 92.1, 90.7, 88.1 และ 79.2 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นได้ว่า เมื่อเวลากักน้ำเสียลดลง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะลดลงอย่างชัดเจน ในขณะที่ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยใกล้เคียงกัน

Agrawal, Harada และ Okui (1997) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบี ขนาด 110 ลิตร บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี เท่ากับ 300 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 9 ชม. ที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 9 เดือน พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี เท่ากับ 73 เปอร์เซ็นต์

Behling และคณะ (1997) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดีประมาณ 423 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 7.6 ชม. โดยใช้ถังยูเอเอสบี ขนาด 55 ลิตร เป็นเวลา 200 วัน พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเฉลี่ย เท่ากับ 85 เปอร์เซ็นต์

Ruiz และคณะ (1998) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่มีค่าซีโอดีเฉลี่ยประมาณ 693 มก./ล. ด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 2 ลิตร จำนวน 2 ชุด ซึ่งชุดที่ 2 จะติดตั้ง sludge digester ซึ่งรับสลัดจ์มาจากวาล์วระบายชั้นสลัดจ์ของถังยูเอเอสบี และทำหน้าที่ย่อยสลายของแข็งที่สะสมในสลัดจ์ ก่อนที่จะเวียนกลับเข้าสู่ระบบยูเอเอสบีอีกครั้ง ถังชุดที่ 1 เมื่อเดินระบบที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 24 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและของแข็งแขวนลอย มีค่าสูงกว่า 85 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อลดเวลากักน้ำเสียเป็น 5 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 53 และ 63 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ขณะที่ถังชุดที่ 2 พบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เปอร์เซ็นต์

Singh และ Viraraghavan (1998) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบี ขนาด 8 ลิตร บำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีในช่วงประมาณ 350 - 500 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยเริ่มต้นระบบที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 48 ชม. จากนั้นค่อยๆลดเวลากักน้ำเสียลงมาเหลือเท่ากับ 10 ชม. เป็นเวลา 280 วัน พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี เท่ากับ 60 - 75 เปอร์เซ็นต์

Uemura และ Harada (2000) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีประมาณ 115 - 595 มก./ล. ที่อุณหภูมิในช่วงประมาณ 13 - 25 องศาเซลเซียส เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 4.7 ชม. โดยใช้ถังยูเอเอสบี ขนาด 21.5 ลิตร ทำการทดลองเป็นเวลา 6 เดือน พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี เท่ากับ 70 เปอร์เซ็นต์

2.5.2 การบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำและน้ำเสียชุมชนด้วยระบบอีจีเอสบี

van der Last และ Lettinga (1992) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 120 ลิตร บำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งต้องผ่านการตกตะกอนขั้นต้นก่อนเข้าสู่ระบบ เนื่องจากว่าในระบบอีจีเอสบี ไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้เพียงพอ พบว่า ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 3 ชม. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี เท่ากับ 90 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อลดเวลากักน้ำเสียลงมาเหลือ เท่ากับ 1.5 - 2 ชม. ซึ่งจะพบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี เท่ากับ 77 - 84 เปอร์เซ็นต์

Kato และคณะ (1994) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 2.5 ลิตร ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยใช้ทดลองกับน้ำเสียที่มีค่าซีโอดี เท่ากับ 200 และ 600 มก./ล. แบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด โดยในการทดลองชุดที่ 2 จะมีการเติมออกซิเจนลงไปประมาณ 3.8 มก./ล. เพื่อศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบ พบว่า ในการทดลองชุดที่ 1 เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีค่าซีโอดี เท่ากับ 600 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 2 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบมีค่าซีโอดี เท่ากับ 200 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 0.5 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า 80 เปอร์เซ็นต์ ส่วนการทดลองชุดที่ 2 จะได้ประสิทธิภาพของระบบใกล้เคียงกับชุดการทดลองที่ 1 จึงสรุปได้ว่า ระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ได้ ที่เวลากักต่ำกว่า 2 ชม. และปริมาณออกซิเจนที่ละลายในน้ำเสีย ไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

Rebac ,Ruskova และ Gerbens (1995) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 4.3 ลิตร ที่อุณหภูมิในช่วงประมาณ 10 - 12 องศาเซลเซียส ใช้น้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีประมาณ 500 - 800 มก./ล. ที่เวลากักน้ำเสียอยู่ในช่วง 1.6 – 2.5 ชม. ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 10 ม./ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าสูงกว่า 90 เปอร์เซ็นต์

ตุลชัย แจ่มใส (2545) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดี, บีโอดี และของแข็งแขวนลอย ประมาณ 160, 65 และ 45 มก./ล. ตามลำดับ โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 2 ลิตร ที่อุณหภูมิในช่วงประมาณ 25 - 28 องศาเซลเซียส ใช้เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 2 และ 6 ชม. พบว่า ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 2 และ 6 ชม. มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี, บีโอดี และของแข็งแขวนลอย ที่ใกล้เคียงกัน คือประมาณ 67, 84 และ 64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ จึงสรุปว่า ที่เวลากักน้ำเสีย 2 ชม. ก็เพียงพอต่อการกำจัดซีโอดี และบีโอดี เนื่องจากเกิดการกระจายของสารอินทรีย์สม่ำเสมอทั่วชั้นสไลด์จ์

Kato, Florencio และ Arantes (2003) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบี สำหรับบำบัดน้ำเสียที่ผ่านจากระบบยูเอเอสบี ซึ่งมีค่าซีโอดีและของแข็งแขวนลอย อยู่ในช่วง 120 - 180 และ 94 - 123 มก./ล. ตามลำดับ โดยใช้ถังอีจีเอสบีขนาด 157.5 ลิตร ทำการทดลองเป็นเวลา 331 วัน แบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง แต่ละช่วงใช้ความเร็วไหลขึ้น เท่ากับ 1.25, 2.5 และ 3.75 ม./ชม. ตามลำดับ พบว่า ที่เวลากักน้ำเสีย 4 ชม. ความเร็วไหลขึ้น 3.75 ม./ชม. ค่าซีโอดีและของแข็งแขวนลอยลดลงเหลือต่ำกว่า 87 และ 32 มก./ล. ตามลำดับ สรุปได้ว่าระบบอีจีเอสบีสามารถนำมาใช้ในการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านระบบยูเอเอสบี ซึ่งมีค่าความเข้มข้นต่ำได้

2.5.3 การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดแบบ 2 ขั้นตอน

van Haandel และ Lettinga (1994) กล่าวว่า ในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณของแข็งแขวนลอยสูง สามารถทำได้ด้วยกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศแบบ 2 ขั้นตอน กล่าวคือ ในขั้นตอนแรก ของแข็งแขวนลอยจะถูกดักจับ และถูกย่อยสลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำ และในขั้นตอนที่สอง จะเป็นการย่อยสลายสารอินทรีย์ละลายน้ำ

Wang (1994) กล่าวว่า ในการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบบำบัดแบบ 2 ขั้นตอน ในขั้นตอนแรก จะใช้เวลากักน้ำเสียเหมือนกับการออกแบบถังตกตะกอนขั้นต้น คือ ประมาณ 2.5 – 3 ชม. เพื่อเป็นการดักจับและย่อยสลายของแข็งแขวนลอย

Sayed และ Fergala (1995) ศึกษาการใช้ กระบวนการบำบัดแบบ 2 ขั้นตอน ยูเอเอสบี – ยูเอเอสบี บำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีค่าซีโอดี ประมาณ 200 – 700 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 18 – 20 องศาเซลเซียส ที่เวลากักน้ำเสีย เท่ากับ 10 ชม. (8 ชม. สำหรับขั้นตอนแรก และ 2 ชม. สำหรับขั้นตอนที่สอง) พบว่า ประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีเท่ากับ 80 เปอร์เซ็นต์