# บทที่ 2

# ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

## 2.1 น้ำทิ้งชุมชน

2.1.1 องค์ประกอบน้ำทิ้งจากแหล่งชุมชน (พูนศิริ สินธุรัตน์, 2543 )

น้ำทิ้งจากแหล่งชุมชนมีค่าความเป็นกรด-ด่างประมาณ 7 ส่วนประกอบที่สำคัญของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งชุมชน คือ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน และน้ำมัน นอกจากนี้ยังมี ผงซักฟอก สาร phenolic และพวก Pesticides เป็นต้น สารอนินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียทั่วๆไป ได้แก่ ความเป็นกรดด่าง คลอไรด์ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสทั้งหมด ซัลเฟอร์และก๊าซ เป็นต้น

1. สารอินทรีย์

หมายถึง สารประกอบที่มีธาตุคาร์บอนเป็นองค์ประกอบหลัก และรวมกับธาตุอื่นตั้งแต่หนึ่งธาตุขึ้นไป ได้มาจากธรรมชาติ และสิ่งมีชีวิต เช่น ไขมัน คาร์โบไฮเดรต โปรตีน เป็นต้น แต่ในปัจจุบันสารอินทรีย์หลายชนิดอาจเกิดจากกระบวนการผลิตของอุตสาหกรรม เช่น ยูเรีย (สารอินทรีย์) เกิดจากการนำแอมโมเนียไซยาเนตมาให้ความร้อน เป็นต้น

อย่างไรก็ตามยังมีสารประกอบบางชนิดแม้จะมีธาตุคาร์บอนเป็นองค์ประกอบแต่ไม่ถูกจัดว่าเป็นสารอินทรีย์ เช่น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เกลือคาร์บอเนต และเกลือไบคาร์บอเนต เป็นต้น

สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายได้ง่ายโดยจุลชีพ เช่น แป้ง น้ำตาล เป็นต้น เมื่อถูกระบายลงแหล่งน้ำ จะทำให้ออกซิเจนละลายน้ำของแหล่งน้ำลดลงจนอาจทำให้เกิดการเน่าเหม็น การกำจัดสารเหล่านี้ออกจากน้ำสามารถกระทำได้โดยนิยมใช้กระบวนการทางชีวภาพเป็นหลัก

ส่วนสารอินทรีย์ชนิดถูกย่อยสลายได้ยากโดยจุลชีพ เช่น สารปราบศัตรูพืช ปกติการกำจัดสารเหล่านี้ออกจากน้ำ มีความยุ่งยากมากกว่าการกำจัดสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายได้ง่ายโดยจุลชีพ

2. สารอนินทรีย์

หมายถึง สารที่มิใช่สารอินทรีย์ส่วนใหญ่มาจากสิ่งไม่มีชีวิต เช่น เกลือซัลเฟต เกลือคาร์บอเนต และเกลือไบคาร์บอเนต คลอไรด์ แคลเซียม โซเดียม เป็นต้น ถ้าสารเหล่านี้มีมากเกินไปทำให้น้ำนั้นไม่เหมาะแก่การใช้สอย เช่น มีรสกร่อย ไม่เหมาะแก่การบริโภค เป็นต้น

3. เชื้อโรค

เชื้อโรคคือ จุลชีพที่ทำให้เกิดโรค อาจเป็น แบคทีเรีย ไวรัส โปรโตซัว และอื่นๆ ซึ่งอาจมาจากสิ่งที่ขับถ่ายจากมนุษย์ และสัตว์ที่ป่วย เชื้อโรคเหล่านี้อาจนำโรคมาสู่มนุษย์

4. ไข น้ำมัน และไขมัน

ส่วนใหญ่มาจากพืช และสัตว์ที่ใช้ในการประกอบอาหาร สารเหล่านี้ส่วนใหญ่ลอยน้ำได้ ทำให้แหล่งรับน้ำเสียเกิดสภาพไม่น่าดู ขัดขวางการแพร่ของออกซิเจนลงน้ำ ทำให้น้ำเน่าเสียง่ายขึ้น

5. สารอาหารของพืช

ได้แก่ ธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของพืชน้ำแต่ถ้าแหล่งน้ำมีสารเหล่านี้มากเกินไป อาจทำให้เกิดปรากฏการณ์ที่มีชื่อว่า ยูโทรฟิเคชั่น โดยมีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว และมากมายของพืชน้ำ เช่น สาหร่าย เป็นต้น ปรากฏการณ์นี้ทำให้แหล่งน้ำมีสีเขียวจัด ออกซิเจนละลายน้ำสูงมากในเวลากลางวัน แต่จะลดต่ำลงในเวลากลางคืน จนอาจเกิดอันตรายต่อสัตว์น้ำ

6. ของแข็งแขวนลอย

หมายถึง ของแข็งที่ไม่ละลายน้ำ อาจเป็นไปได้ทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์อยู่ในลักษณะแขวนลอยในน้ำเสีย เมื่อระบายลงสู่แหล่งน้ำทำให้น้ำขุ่น และเมื่อมีความเร็วของน้ำลดลงของแข็งดังกล่าวจะตกตะกอนทำให้เกิดการตื้นเขินตลอดจนอาจเกิดการย่อยสลาย (ของแข็งที่เป็นสารอินทรีย์) แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่บริเวณส่วนล่างของแหล่งน้ำ ส่งผลเสียต่อการเจริญเติบโตตลอดจนการขยายพันธุ์ของสัตว์น้ำบางชนิด

2.1.2 ลักษณะสมบัติของน้ำทิ้งชุมชน

สิ่งเจือปนหลักในน้ำทิ้งชุมชนเป็นสารอินทรีย์มีทั้งที่อยู่ในรูปสารละลาย และไม่ละลาย ลักษณะน้ำทิ้งแปรเปลี่ยนไปตามชนิดอาคาร ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำทิ้งจากอาคารประเภทต่างๆ ของชุมชนในประเทศไทย (กรมควบคุมมลพิษ, 2548)

| 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 | 740-1020 | 25-69 | 21-170 | 8.40-23.0 |
| อาบอบนวด | 6.62 | - | 11.7 | 44.6 | 14.2-27.6 |
| ตลาด | 6.5-6.7 | 1878-1973 | 242-551 | 487-112 | 14 |

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

| ประเภทอาคาร | pH | TS (mg/l) | SS (mg/l) | BOD (mg/l) | TKN (mg/l) |
|---|---|---|---|---|---|
| ศูนย์การค้า | 7.51 | 2814-3670 | 61 | 1503 | 18.1 |
| โรงเรียน | 6.8-7.2 | 3242 | 58 | 81 | 55.1-84.5 |
| หอพัก | 7.78 | 732 | 29 | 94-106 | 66.8 |
| สะพานปลา | 6.1 | 588 | 2260 | 75 | 24-34.3 |
| บ้านจัดสรร | 7.4 | 1925 | 34 | 38 | 53.9-71.3 |

2.1.3 ปริมาณน้ำทิ้งชุมชน

องค์ประกอบที่มีอิทธิพลต่อปริมาณน้ำทิ้งชุมชน ได้แก่

- มาตรฐานการครองชีพ กล่าวคือ ประชาชนที่มีรายได้สูงมักใช้และผลิตน้ำทิ้งมากกว่าผู้มีรายได้ต่ำ เนื่องจากมักมีกิจกรรมอุปกรณ์อำนวยความสะดวกเช่น เครื่องสุขภัณฑ์ รถยนต์เป็นต้น

- ระบบน้ำประปา คือ ในบริเวณพื้นที่ซึ่งมีการบริการน้ำประปาอย่างสมบูรณ์จะทำให้การใช้น้ำ และการเกิดน้ำเสียมีอัตราสูงกว่าพื้นที่ซึ่งมีการประปาไม่สมบูรณ์ เช่น น้ำประปาไหลบางชั่วโมงในหนึ่งวัน เป็นต้น

- การรณรงค์ให้มีการประหยัดการใช้น้ำ จะส่งผลให้อัตราการเกิดน้ำทิ้งมีค่าลดลง

ตามปกติ จากการสำรวจ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2536) พบว่าอัตราการเกิดน้ำทิ้งจะมีค่าประมาณร้อยละ 70 - 80 ของปริมาณน้ำใช้ นอกจากนี้ยังพบว่าน้ำเสียที่ระบายเข้าสู่ท่อระบายน้ำมีอัตราแตกต่างกันไปทั้งนี้ขึ้นกับพฤติกรรมของชุมชนนั้นๆ เช่น ในกรุงเทพมหานครประชาชนส่วนใหญ่ใช้บ่อเกรอะ-บ่อซึม ในการรองรับน้ำเสียจากส้วม ทำให้น้ำเสียที่ไหลลงท่อระบายน้ำมีอัตราน้ำเสียที่ได้มีการรวบรวมไว้ดังแสดงในตารางที่ 2.2

2.1.4 การเก็บตัวอย่างน้ำและการวิเคราะห์น้ำเสีย (กรรณิการ์ สิริสิงห, 2522 อ้างถึงใน นันทชัย ศรีนภาวงศ์, 2543)

ตัวอย่างที่เก็บมาจะต้องเป็นตัวแทนของน้ำทั้งหมดที่ต้องการจะศึกษา หรือวิเคราะห์เพื่อทราบถึงคุณภาพของน้ำนั้นในการนี้ต้องคำนึงถึงทั้งปริมาณของน้ำที่จะเก็บ และเวลา นอกจากนี้ยังต้องพิจารณาถึงชนิดและแหล่งน้ำที่จะเก็บว่าเป็นน้ำดีหรือน้ำเสีย เก็บจากแม่น้ำลำธาร อ่างเก็บน้ำหรือจากบ่อน้ำ เป็นต้น

ปริมาณ ในการตรวจหาคุณสมบัติของน้ำทางกายภาพและเคมี ควรใช้ปริมาตรอย่างน้อย 1-2 ลิตร ข้อควรจำคือ จะต้องไม่ใช้ตัวอย่างน้ำนี้มาทำการตรวจทางแบคทีเรีย เพราะวิธีที่ใช้ในการเก็บตัวอย่างน้ำแตกต่างกัน ขวดที่ใช้ในการเก็บตัวอย่างน้ำควรจะเป็นขวดที่ทำด้วยสารเฉื่อย คือไม่เกิดปฏิกิริยากับสารอื่นๆในน้ำ เช่น ขวดพลาสติก ข้อสำคัญจะต้องล้างน้ำให้สะอาดก่อนนำไปใช้ เมื่อจะเก็บตัวอย่างน้ำจะต้องล้างขวดที่จะเก็บด้วยน้ำตัวอย่างสัก 2-3 ครั้ง ทุกคราวไป

ตารางที่ 2.2 อัตราน้ำเสีย และปริมาณบีโอดีจากอาคารในประเทศไทย
(ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ, 2536)

| แหล่งที่มา | หน่วย | อัตราน้ำเสีย (ลิตร/วัน - หน่วย) | ปริมาณบีโอดี (กรัม/วัน - หน่วย) |
|---|---|---|---|
| ภัตตาคาร | ตร.ม | 25 | 53 |
| โรงแรม | เตียง | 1061 | 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 |

เวลา เมื่อเก็บตัวอย่างน้ำมาแล้วควรจะทำการวิเคราะห์ให้เร็วที่สุด เพราะส่วนประกอบของตัวอย่างน้ำอาจจะเปลี่ยนไป เนื่องจากการเติบโตของสิ่งมีชีวิตในน้ำ (Organism) ซึ่งความผิดพลาดข้อนี้อาจลดน้อยลงได้โดยเก็บตัวอย่างน้ำไว้ในที่มืด และอุณหภูมิต่ำ (4 องศา) จนถึงเวลาที่จะวิเคราะห์ ทางเคมีและกายภาพว่าจะเก็บไว้ได้นานที่สุดเท่าใด (Maximum limit)

เนื่องจากส่วนใหญ่แล้วข้อบกพร่องของผลวิเคราะห์ต่างๆ ไม่ได้เกิดจากความผิดพลาดของเทคนิคที่ใช้ แต่เกิดจากการเก็บตัวอย่างน้ำที่ไม่ดีพอ เพื่อที่จะให้ตัวอย่างน้ำที่เก็บเป็นตัวแทนของน้ำหรือน้ำโสโครกทั้งหมดที่จะศึกษาจริงๆตัวอย่างน้ำที่จะเก็บแบบที่เรียกว่าตัวอย่างแยก (Grab sample) หรือแบบตัวอย่างรวม (Composite samples) ก็ได้แล้วแต่ชนิดของน้ำและดุลยพินิจของผู้เก็บ ข้อสำคัญขอให้ได้ตัวอย่างน้ำที่เป็นตัวแทนของน้ำนั้นจริงๆ

ตัวอย่างแยกคือ ตัวอย่างน้ำที่เก็บมาและแยกวิเคราะห์เป็นตัวอย่างๆไป อาจจะเก็บบ่อยๆ หรือนานๆเก็บครั้งก็ได้ ตัวอย่างแยกมักใช้กับน้ำที่มีการเปลี่ยนแปลงคุณภาพช้ามาก หรือไม่ก็คุณภาพคงที่ เช่น น้ำในแม่น้ำใหญ่ๆ ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงช้ามาก การเก็บตัวอย่างเพียงครั้งเดียว

ในวันหนึ่งก็เป็นการเพียงพอ หรือน้ำในบ่อลึกซึ่งมักจะมีคุณภาพคงที่ การเก็บเพียงตัวอย่างเดียวจะบอกสภาวะของน้ำในบ่อนั้นได้ น้ำที่มีการเปลี่ยนแปลงของสารในเวลา 24 ชั่วโมง จะต้องใช้ตัวอย่างแยกในช่วงเวลาต่างๆ ตามแต่จะกำหนด

สำหรับน้ำเสียจากโรงงาน (Industrial wastewater) คุณภาพของน้ำแปรผันไปตลอดเวลา จึงต้องเก็บตัวอย่างทุกๆ 10 หรือ 15 นาที เป็นตัวอย่างแยก แต่ละตัวอย่างก็จะถูกนำมาวิเคราะห์หาพารามิเตอร์ต่างๆที่กำหนด จากนั้นก็จะเอามารวมกันเป็น 2, 4, 8, 12, หรือ 24 ชั่วโมงเป็นตัวอย่างรวม เพื่อการวิเคราะห์ที่สมบูรณ์ยิ่งขึ้น ส่วนใหญ่ตัวอย่างรวมมักใช้ในการหาค่าประสิทธิภาพของการกำจัด น้ำเสียทั้งจากโรงงานและจากอาคารบ้านเรือน ซึ่งต้องการจะทราบผลโดยเฉลี่ย โดยวิธีนี้ตัวอย่างน้ำจะถูกเก็บทุกๆ ช่วงเวลา อาจเป็นทุกๆ ชั่วโมงหรือทุกสองชั่วโมง แล้วเอามารวมกันเป็นตัวอย่างรวมในช่วงเวลา 24 ชั่วโมง ตัวอย่างรวมที่ได้ถือ ภายใต้สภาวะเหล่านี้ตัดปัญหาเกี่ยวกับ Detention time ไปได้ โดยที่แต่ละตัวอย่างน้ำที่เก็บขึ้นอยู่กับแฟคเตอร์เดียวคือ อัตราการไหล ณ เวลานั้น (คือผสมกันตามอัตราส่วนปริมาณการไหล)

2.1.5 มาตรฐานที่ผ่านการบำบัดแล้ว

ค่าของมาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมและจากอาคารสูงแสดงดังตารางที่ 2.3 และ 2.4

ตารางที่ 2.3 ค่ามาตรฐานน้ำทิ้งอุตสาหกรรมและจากอาคารสูง (Pollution Control Department, 1994)

| Parameter | Unit | Industrial effluent standards | Building effluent standards | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | A | B | C | D | E |
| COD | mg $O_2$/L | - | - | - | - | - | - |
| $BOD_5$ | mg $O_2$/L | 20-60 | 20 | 30 | 40 | 50 | 200 |
| N | mg N/L | - | 35 | 35 | 40 | 40 | - |

## 2.2 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบตะกอนเร่ง

จุลินทรีย์ที่อยู่ในถังปฏิกรณ์แบบต่างๆ สามารถแบ่งการเจริญเติบโตออกเป็น 4 ช่วง แสดงดังรูปที่ 2.1 ซึ่งในแต่ละช่วงสามารถอธิบายได้ดังนี้

ตารางที่ 2.4 การแบ่งประเภทและขนาดของสิ่งก่อสร้างที่อ้างอิงในตารางที่ 2.3

(Pollution Control Department, 1994)

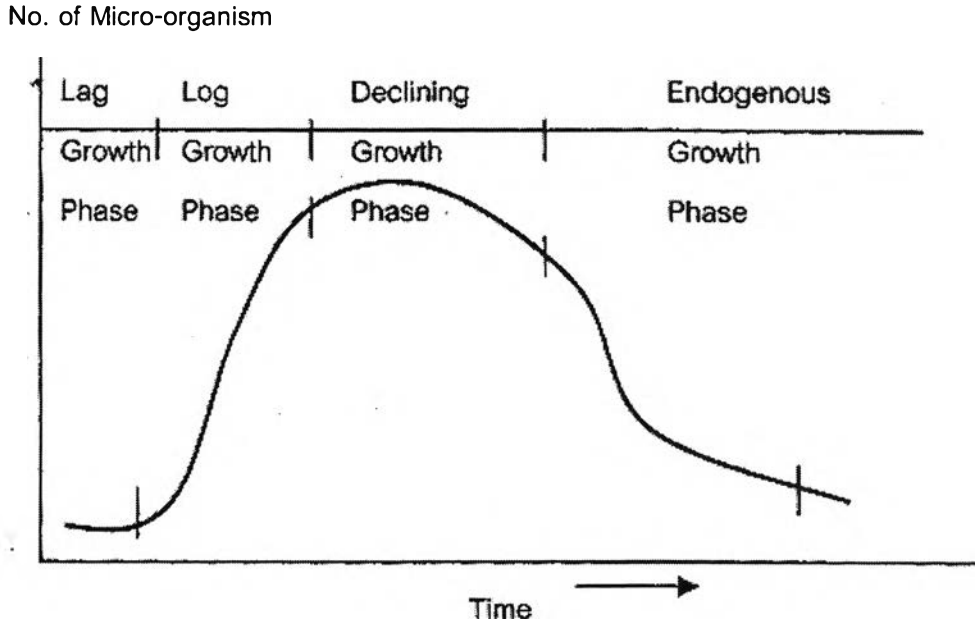
| Building type | Size | Level of standard | Remarks |
|---|---|---|---|
| 1. Condominium | Less than 100 units | C | |
| | 100 but not more than 500 | B | |
| | 500 units or more | A | |
| 2. Hotels | Less than 60 rooms | C | |
| | 60 but not more than 200 | B | |
| | 200 units or more | A | |
| 3. Dormitories | From 10 to not greater than 50 rooms | D | |
| | From 50 to 250 rooms | C | |
| | 250 rooms or more | B | |
| 4. Massage parlors (or equivalent) | From 1000 $m^2$ to not greater than 5000 $m^2$ | C | |
| | 5000 $m^2$ or more | B | |
| 5. Hospitals | From 10 to not greater than 30 beds | B | |
| | 30 beds or more | A | |
| 6. Schools, colleges, universities or institutes | From 5000 $m^2$ to not greater than 25,000 $m^2$ | B | |
| | 25,000 $m^2$ or more | A | |
| 7. Government offices, state enterprises, international agencies, banks, and office buildings | From 5000 $m^2$ to not greater than 10,000 $m^2$ | C | Working area only(excluding central service) |
| | 10,000 $m^2$ to not greater than 55,000 $m^2$ | B | |
| | 55,000 $m^2$ or more | A | |
| 8. Department stores | From 5000 $m^2$ to not greater than 25,000 $m^2$ | B | |
| | 25,000 $m^2$ or more | A | |
| 9. Fresh food markets | From 500 $m^2$ to not greater than 1,000 $m^2$ | D | Dining area |
| | From 1000 $m^2$ to not greater than 1,500 $m^2$ | C | |
| | From 1,500 $m^2$ to not greater than 2,500 $m^2$ | B | |
| | 2,500 $m^2$ or more | A | |
| 10. Restaurants and food shops centers | Less than 100 $m^2$ | E | |
| | From 100 $m^2$ to not greater than 250 $m^2$ | D | |
| | From 250 $m^2$ to not greater than 500 $m^2$ | C | |
| | From 500 $m^2$ to not greater than 2,500 $m^2$ | B | |
| | 2500 $m^2$ or more | A | |

ช่วงที่1 มีอัตราการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ต่ำ เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องใช้เวลาในการปรับตัวให้เข้ากับสิ่งแวดล้อม และเริ่มมีการสร้างเอนไซม์ที่จำเป็นต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

ช่วงที่2 จุลินทรีย์เพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็ว เนื่องจากมีอาหารมากเพียงพอ และลักษณะการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะเป็นแบบกระจายเป็นเซลล์อิสระ ไม่รวมกันเป็นฟลอคที่ดี ถ้าระบบบำบัดน้ำเสียทำงานในช่วงนี้ ตะกอนเร่งจะตกตะกอนไม่ดีเป็นผลให้น้ำออกขุ่น เนื่องจากมีตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกมามาก อีกทั้งยังมลสารอินทรีย์เหลืออยู่เป็นจำนวนมาก ทำให้น้ำออกมีค่าซีโอดีและค่าบีโอดีสูง

ช่วงที่3 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลง เนื่องจากอาหารเหลืออยู่จำกัด จุลินทรีย์เกาะรวมกลุ่มกันเป็นฟลอคที่ดีตกตะกอนง่ายและน้ำออกมีคุณภาพดีค่อนข้างใสในช่วงนี้จะเหมาะสำหรับนำมาใช้บำบัดน้ำเสีย โดยจะต้องรักษาอัตราส่วนของอาหารต่อปริมาณจุลินทรีย์ให้มีค่าเหมาะสม

ช่วงที่4 ในช่วงนี้อาหารจะน้อยลงหรือไม่มีอาหารอยู่เลย จุลินทรีย์จะขาดอาหารและตายในที่สุด ดังนั้นจุลินทรีย์จะนำอาหารที่เก็บสะสมไว้ในตัวของมันเองออกมาใช้และจะหมดไป เซลล์จะตายและแตกออกกลายเป็นอาหารให้กับจุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิตอยู่ หากไม่มีอาหารเพิ่มขึ้นจำนวนจุลินทรีย์ก็จะลดลงและหมดไป

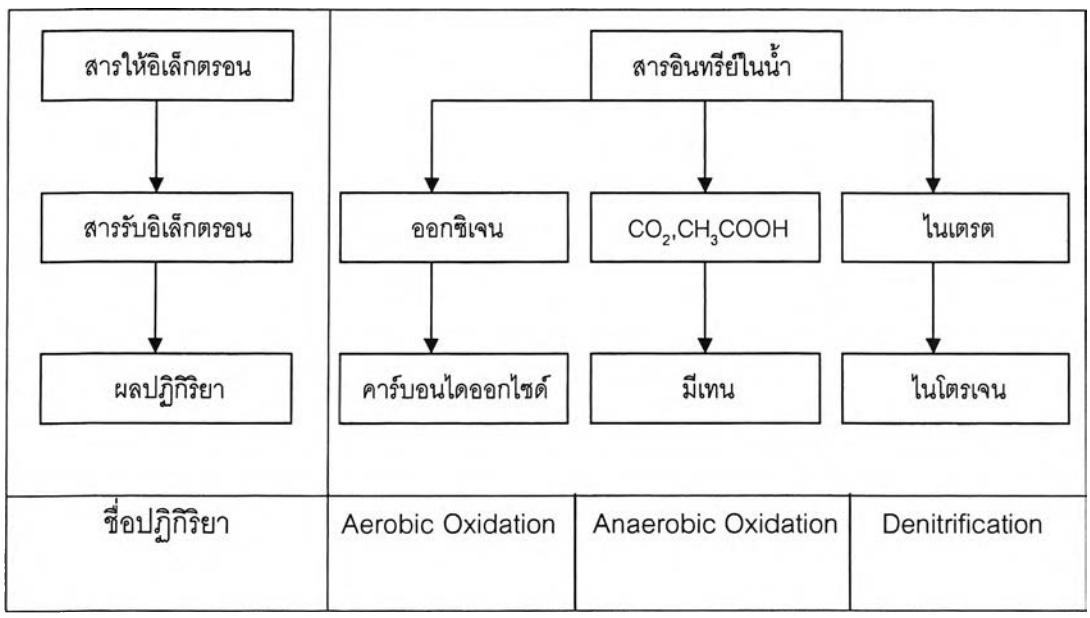



รูปที่ 2.1 การเจริญเติบโตของจุลชีพในถังปฏิกรณ์แบบแบตช์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2544)

**2.3 กระบวนการไร้ออกซิเจน**

2.3.1 ลักษณะทางชีวเคมีและกลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน

ปฏิกิริยาทั่วไปในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียทั่วไปมีพื้นฐานเดียวกันคือเป็นปฏิกิริยาเคมีแบบ ออกซิเดชั่น-รีดักชั่น หรือรีดอกซ์ ซึ่งมีลักษณะเกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอน ทั้งนี้พลังงานเคมีเป็นพลังงานส่วนใหญ่ที่สิ่งมีชีวิตนำมาใช้ในการดำรงชีวิต แหล่งพลังงานเคมีคือสารอินทรีย์ซึ่งเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาออกซิเดชั่น-รีดักชั่น สารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเป็นสารให้อิเล็กตรอนเพราะมีพลังงานในตัวสูง และสารอื่นในน้ำเสียจะเป็นสารรับอิเล็กตรอน โดยถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจนปฏิกิริยาจะเป็นแบบใช้ออกซิเจนหรือเรียกว่าแอโรบิก แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่น เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ไนเตรต หรือซัลเฟต ปฏิกิริยาจะเป็นแบบไร้ออกซิเจนหรือแอนแอโรบิก โดยปฏิกิริยารีดอกซ์แสดงดังรูปที่ 2.2




รูปที่ 2.2 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์น้ำเสีย (มั่นสิน ตัณฑุลเวศน์, 2542)

กระบวนการไร้ออกซิเจนเป็นระบบที่ซับซ้อนมีจุลินทรีย์อาศัยอยู่รวมกันมากมายหลายกลุ่ม ความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์เหล่านี้มีทั้งพึ่งพากันและแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปเนื่องจากการย่อยสลายโดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มต่อกัน ผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายของกลุ่มจุลชีพหนึ่ง โดยกลุ่มจุลชีพอีกกลุ่มหนึ่งเกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้าผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นสามารถใช้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มซึ่งใช้สารอาหารชนิด

เดียวกัน ก็จะเป็นความสัมพันธ์แบบแข่งขันกัน จุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่รวมกันนี้ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์ และเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ หรือซัลไฟด์ เป็นต้น แต่สารอินทรีย์มีในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใด และถูกใช้ในสัดส่วนเท่าใดนั้นขึ้นกับปัจจัยต่างๆมากมาย โดยเฉพาะปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมที่ส่งผลให้แบคทีเรียกลุ่มใดกลุ่มหนึ่งเด่นหรือมีบทบาทมากที่สุดในระบบ หากพิจารณาในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน แบคทีเรียที่โดดเด่น คือ กลุ่มแบคทีเรียสร้างกรดและกลุ่มแบคทีเรียสร้างมีเทนทำงานร่วมกัน โดยผลิตภัณฑ์หลักของระบบคือ ก๊าซมีเทน ลำดับขั้นตอนของปฏิกิริยาสามารถแบ่งเป็น 4 ขั้น ดังรูปที่ 3.3

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซีส (Hydrolysis)
ขั้นที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)
ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ (Acetogenesis)
ขั้นที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ขั้นที่ 1 ไฮโดรไลซีส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่เช่น โปรตีน ไขมัน และคาร์โบไฮเดรต เป็นต้น ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็กเช่น น้ำตาล และกรดอะมิโน เป็นต้น โดยแบคทีเรียหลายจำพวกซึ่งส่วนใหญ่เป็นพวกแบคทีเรียสร้างกรด แบคทีเรียเหล่านี้ปล่อยเอนไซม์ออกมานอกเซลล์ ซึ่งจะลดพลังงานกระตุ้นเป็นการช่วยให้ปฏิกิริยาเกิดได้เร็วขึ้น เอนไซม์เป็นโปรตีนที่มีความเฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยาและสารทำปฏิกิริยา ดังนั้นเอนไซม์ที่แบคทีเรียปล่อยออกมานอกเซลล์จึงขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เช่น แป้งและไกลโครเจนใช้เอนไซม์อะไมเลสในการย่อย ไขมันและไลปิดใช้เอนไซม์ไลเปส โปรตีนใช้เอนไซม์โปรตีส เป็นต้น ชนิดของสารตั้งต้นและผลิตผลที่ได้จากขั้นตอนไฮโดรไลซิส และเอนไซม์ที่ใช้ในการย่อยแสดงดังรูปที่ 3.4

ขั้นที่ 2 การสร้างกรดไขมันระเหย (Acidogenesis)

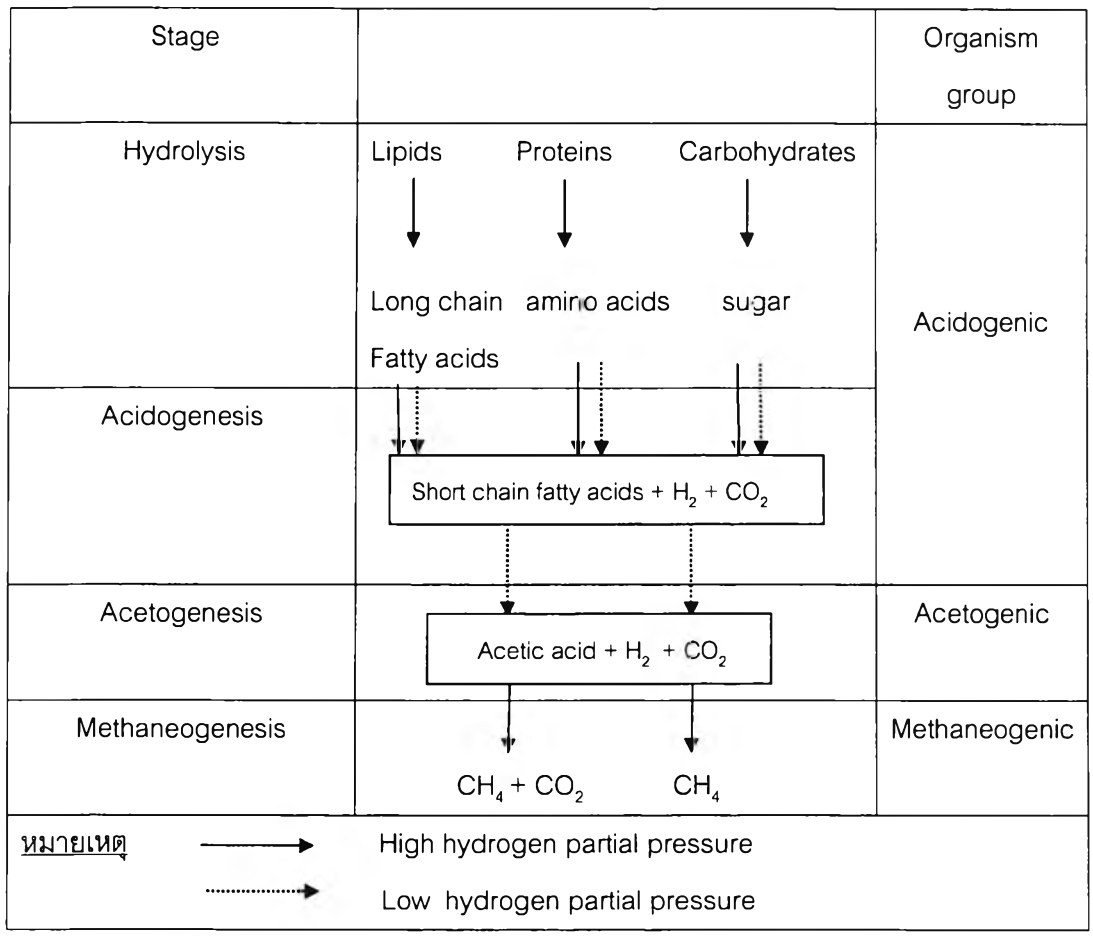
เนื่องจากผลผลิตในขั้นตอนที่ 1 จะได้สารประกอบอินทรีย์โมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะมิโน น้ำตาล และกรดไขมันเป็นต้น ขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ว่าจะถูกแบคทีเรียกลุ่มเดียวกับขั้นตอนที่ 1 คือพวกแบคทีเรียสร้างกรดดูดซึมเข้าไปภายในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอน และแหล่งพลังงาน โดยผ่านกระบวนการหมัก (Fermentation) ภายในเซลล์แล้วเปลี่ยนเป็นกรดไขมันระเหย เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวทิริกเป็นต้น ผลผลิตที่ได้จะขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนในขณะนั้น

ขั้นที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ (Acetogenesis)

กรดไขมันระเหยที่ผลิตขึ้นในขั้นตอนที่ 2 จะเป็นอาหารให้แบคทีเรียกลุ่มทำหน้าที่สร้างมีเทน แต่เนื่องจากกลุ่มแบคทีเรียที่สร้างมีเทนไม่สามารถใช้กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมเช่นกรดบิวทิริก กรดโพรพิโอนิกเป็นสารอาหารได้จึงต้องอาศัยแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติกทำการย่อยกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ให้กลายเป็นกรดอะซิติก เพื่อให้แบคทีเรียสร่างมีเทนนำไปใช้ต่อไปในขั้นตอนนี้จะได้ไฮโดรเจนเป็นผลผลิตด้วย

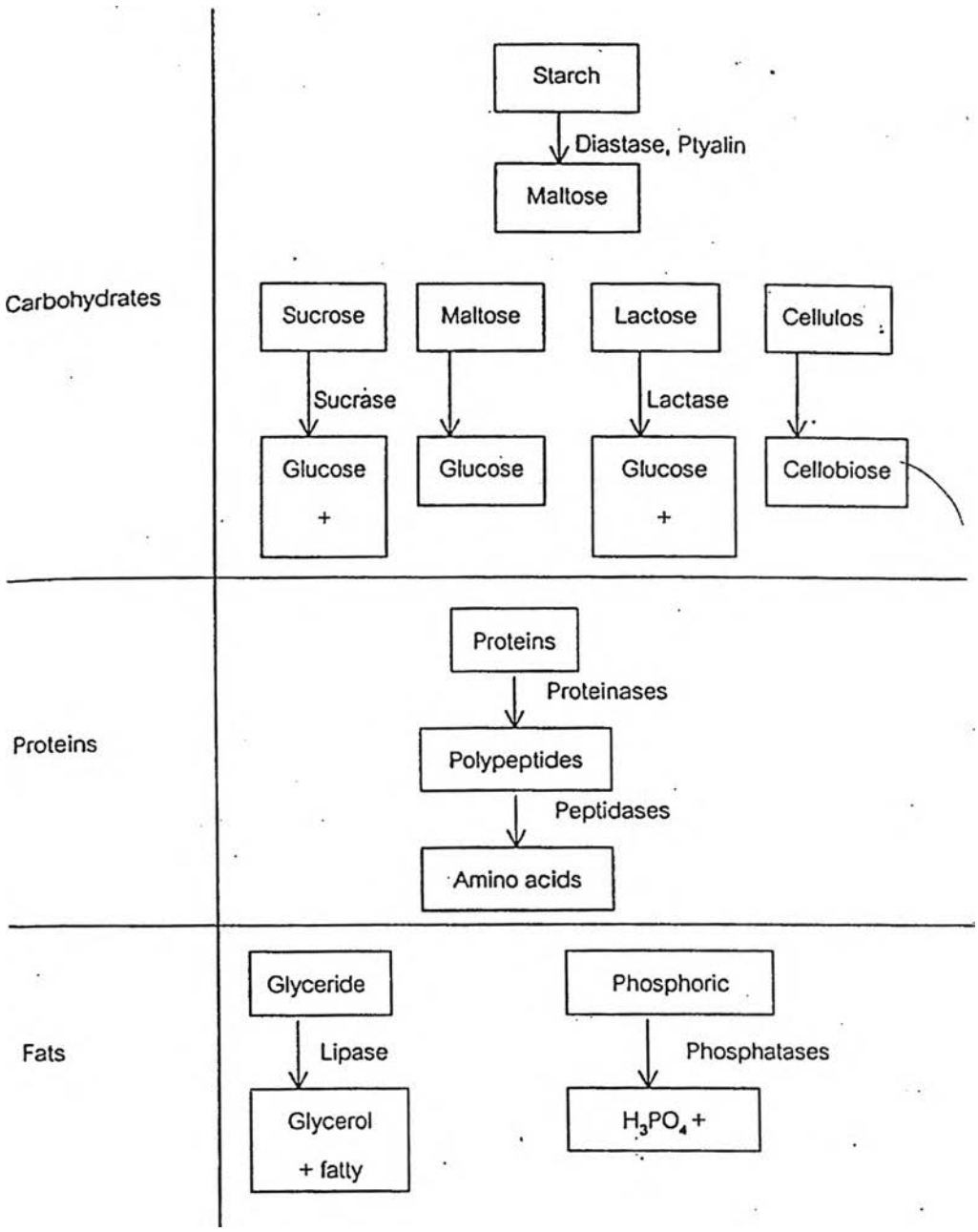
ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติกหรือก๊าซไฮโดรเจนที่ได้จากขั้นตอนที่ 3 ถูกแบคทีเรียสร้างมีเทนนำไปเป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานและผลิตมีเทนเป็นผลิตภัณฑ์ ซึ่งสารอื่นนอกเหนือจากกรดอะซิติกหรือไฮโดรเจนแล้วก็มีเพียงเมทานอลและเมทิลลามีนเท่านั้น ที่สามารถถูกใช้โดยแบคทีเรียสร้างมีเทน ส่วนกรดไขมันระเหยและสารอื่นๆที่ได้จากขั้นตอนที่ 3 จะหลุดออกไปกับน้ำเสียที่ออกจากระบบ




รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน

(Sam-soon, 1987 อ้างถึงในภูคำ พิมจักร,2546)




รูปที่ 2.4 ชนิดของสารตั้งต้น และผลิตผลที่ได้จากขั้นตอน hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้ (Sawyer and McCarty, 1987)

## 2.4 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)

### 2.4.1 กลไกการทำงานของระบบยูเอเอสบี

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนของระบบยูเอเอสบีได้ถูกพัฒนาขึ้นเมื่อไม่นานนัก Lettinga และคณะ(1980) ได้พัฒนาระบบยูเอเอสบีโดยการเลี้ยงให้จุลินทรีย์ให้สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ โดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งการออกแบบให้ระบบสามารถเก็บเซล์จุลินทรีย์ไว้ในระบบได้ดี จะอาศัยส่วนประกอบหลักดังนี้

การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เป็นเม็ดที่มีความหนาแน่นสูงและตกตะกอนได้ดี เกิดเป็นชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีการเรียงตัว โดยเชื้อที่มีขนาดใหญ่และความหนาแน่นสูงจะตกตะกอนอยู่ด้านล่าง ส่วนที่มีขนาดเล็กรองลงมาจะอยู่ในชั้นถัดมาเรื่อยๆ ซึ่งการเรียงตัวมีลักษณะเหมือนชั้นทรายกรอง เรียกว่าชั้นสลัดจ์ สารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยในชั้นนี้ ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำและความเร็วในการจมตัวต่ำกว่า จะถูกพัดพาโดยฟองก๊าซที่ระบบผลิตขึ้นมา และตามทิศทางการไหลของน้ำที่เข้ามาจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์กวนให้ขึ้นมาเป็นชั้นตะกอนแขวนลอย

การออกแบบอุปกรณ์แยกสามสถานะ (Gas solid separation, GSS) ให้ทำงานได้ดี ตะกอนจุลินทรีย์ที่แยกตัวลงมาแล้วต้องตกกลับเข้าถังปฏิกรณ์ได้ง่าย ไม่มีการสะสมตัวอยู่ในส่วนตกตะกอน และมีส่วนตกตะกอนหลุดออกไปจากถังปฏิกรณ์น้อยที่สุด ตัวอุปกรณ์ยังสามารถเก็บกักก๊าซไว้โดยการแทนที่น้ำ แยกน้ำกับก๊าซไม่ให้ไหลออกทางเดียวกัน โดยอาศัยหลักการที่ว่า น้ำสามารถเปลี่ยนทิศทางการไหลได้ง่ายกว่าก๊าซที่มีการลอยตัวจากด้านล่างขึ้นสู่ด้านบนเป็นเส้นตรงเท่านั้น ถ้ามีสิ่งกีดขวางหรือแผ่นปะทะใดมาเปลี่ยนทิศทาง การลอยตัวขึ้นหลังจากพ้นสิ่งกีดขวางนั้นแล้วจะลอยเป็นเส้นตรงดังเดิม และแยกตะกอนออกจากน้ำโดยการตกตะกอน ดังนั้นในส่วนของอุปกรณ์แยกสามสถานะควรจะต้องมี ส่วนที่น้ำนิ่งและช่องเปิดใหญ่พอที่ตะกอนจะตกกลับลงมายังถังปฏิกรณ์ได้

### 2.4.2 ข้อดีข้อเสียของระบบยูเอเอสบี

<u>ข้อดีของระบบยูเอเอสบี</u> ได้แก่

1.) สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไร้อากาศแบบอื่น

2.) ใช้พลังงานเดินระบบต่ำเพราะไม่มีการเติมอากาศและไม่ใช้เครื่องจักรกล

3.) ปริมาณสลัดจ์ที่ต้องกำจัดจากระบบน้อยกว่าแบบเติมอากาศ ในระบบใช้ออกซิเจนสารอินทรีย์จะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์ถึง 50 เปอเซนต์ ในขณะที่ระบบไร้อากาศจะเปลี่ยนไปเป็นเซลล์จุลินทรีย์เพียง 10 เปอร์เซนต์ และสลัดจ์ยังมีความคงตัวสูง สามารถทำกระบวนการรีดน้ำออกได้ง่าย

4.) ต้องการไนโตรเจนและฟอสฟอรัสต่ำกว่าระบบใช้ออกซิเจน

5.) การก่อสร้างและควบคุมระบบสามารถทำได้ง่าย และมีราคาถูก

6.) ก๊าซมีเทนที่ได้จากถังปฏิกรณ์สามารถเอาไปใช้พลังงานต่อได้

7.) สามารถป้องกันมิให้แบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบอื่น

8.) มีความเหมาะสมที่จะใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งขนาดเล็กและขนาดใหญ่ และพื้นที่ชุมชนนอกเมือง

9.) สามารถหยุดระบบได้เป็นเวลาโดยไม่มีปัญหา และการเริ่มต้นระบบใหม่สามารถกระทำได้ง่าย ระบบฟื้นตัวได้เร็ว จึงเหมาะกับอุตสาหกรรมที่ทำงานเป็นฤดู

10.)สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารพิษบางอย่างได้ เช่น Halogenated solvents

<u>ข้อเสียของระบบยูเอเอสบี</u> ได้แก่

1.) ใช้เวลาในการเริ่มต้นระบบนานมาก และต้องเลี้ยงให้ตะกอนจับตัวกันเป็นเม็ด ระบบจึงจะมีประสิทธิภาพที่ดี

2.) ต้องควบคุมปริมาณของตะกอนที่มีอยู่ในระบบให้เหมาะสม และเกิดการล้างออกน้อยที่สุด

3.) ควบคุมอัตราการผลิตก๊าซในถังปฏิกรณ์ให้เพียงพอต่อการผสมในชั้นสลัดจ์

4.) แบคทีเรียในระบบมีความสามารถในการเจริญเติบโตในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างแคบประมาณ 6.5 – 7.2

5.) ระบบมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิโดยเฉพาะช่วงอุณหภูมิต่ำ

6.) ต้องอาศัยความรู้และประสบการณ์เป็นอย่างมาก

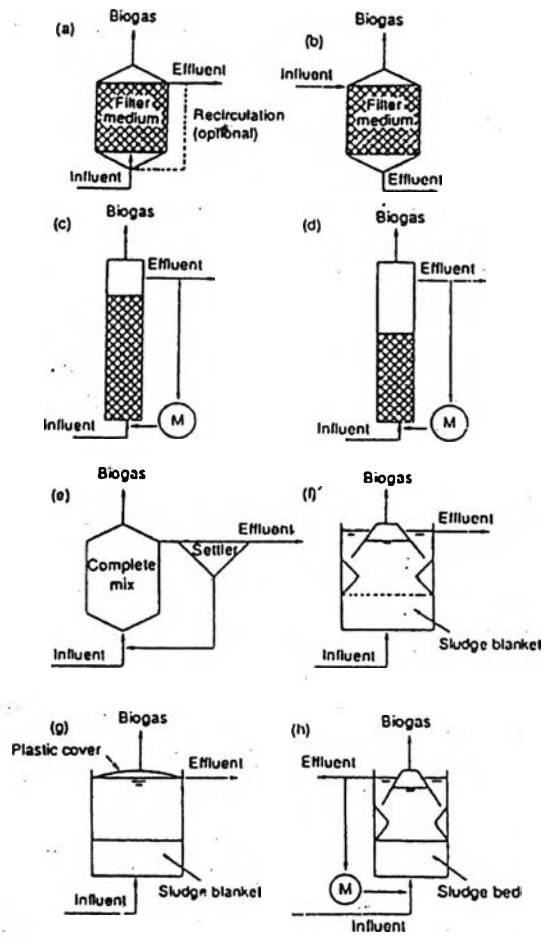
7.)ระบบไร้อากาศไม่สามารถเป็นระบบบำบัดที่สมบูรณ์ในตัวเองได้เนื่องจากยังคงมีสารตัวกลางต่างๆ เหลืออยู่ทำให้น้ำทิ้งมักมีซีโอดีสูง

2.4.3 ลักษณะและหลักการทำงานของระบบยูเอเอสบี

ลักษณะทั่วไปของถังยูเอเอสบี เป็นถังปิดรูปทรงสี่เหลี่ยมหรือรูปทรงกระบอกก็ได้ถังยูเอเอสบี ซึ่งแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ ส่วนแรกเป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสีย(Feed inlet system) อยู่ด้านล่างของถัง ส่วนที่สอง เป็นถังตกตะกอนอยู่ด้านบนของถังประกอบด้วยแผ่นกั้นเอียง ทำมุม 45 - 60 องศา (Lettinga, 1991) มีไว้เพื่อสำหรับทำหน้าที่แยกของเหลว ก๊าซ และตะกอนจุลินทรีย์ออกจากกันและยังทำหน้าที่ป้องกันการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ตารางที่ 3.3 แสดงวัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะ และ รูปที่ 3.6 แสดงส่วนแยกสามสถานะที่ใช้ในระบบยูเอเอสบี

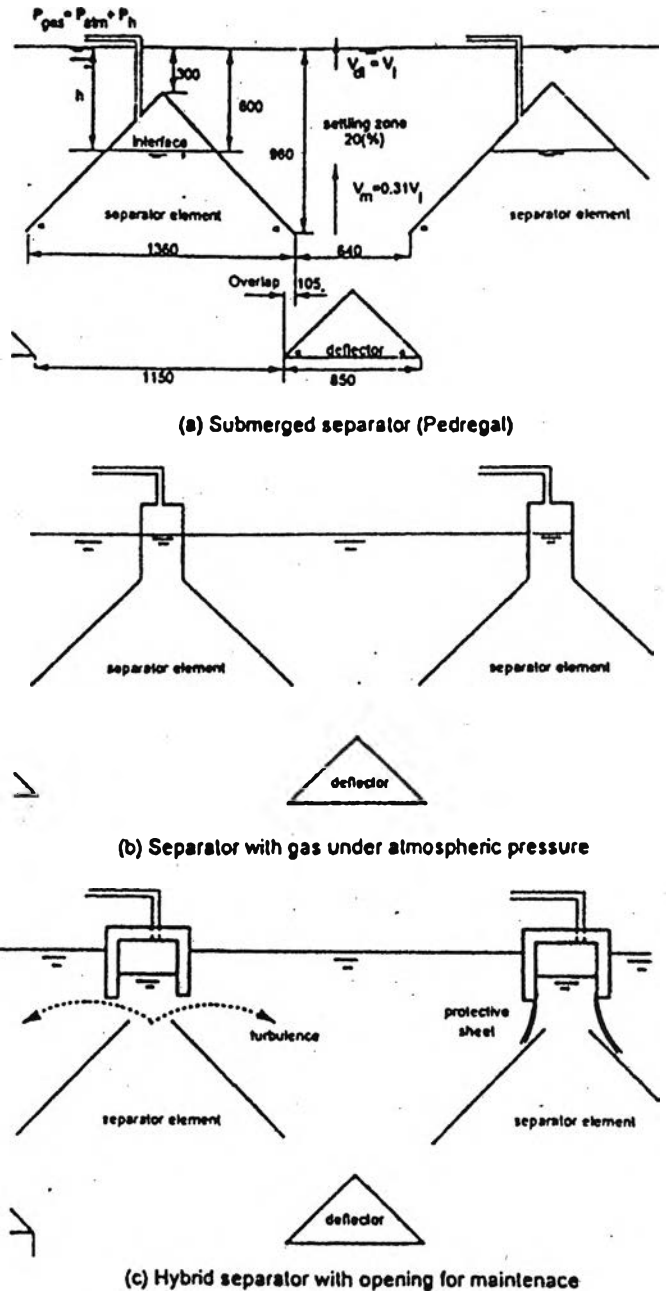
ตารางที่ 2.3 วัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกสามสถานะสำหรับระบบยูเอเอสบี (Lettinga,1991)

| |
|---|
| 1.ทำหน้าที่แยกและนำก๊าซชีวรูปที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกรณ์ |
| 2.ป้องกันการหลุดออกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ |
| 3.ช่วยให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ตกตะกอน กลับลงสู่ส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ |
| 4.เป็นส่วนตกตะกอน ก่อนปล่อยน้ำเสียออกจากระบบ |
| 5.ป้องกันและกั้นไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้นตะกอนลอย (sludge blanket) ซึ่งมีการขยายตัวและฟุ้งกระจายอย่างรวดเร็วเข้าไปในส่วนตกตะกอน |




รูปที่ 2.5 ระบบแบบไร้อากาศที่พัฒนาขึ้นสำหรับรับภาระบรรทุกสูงประเภทต่างๆ (Van Haandel and Lettinga, 1994) โดย (a) Upflow anaerobic filter; (b) downflow anaerobic filter; (c) fluid bed ;(d)

expanded bed;(e) contact process; (f) Upflow Anaerobic Sludge Blanket, UASB; (g) anaerobic fluid bed reactor (RALF); (h) expanded granular sludge bed (EGSB) digester




(a) Submerged separator (Pedregal)

(b) Separator with gas under atmospheric pressure

(c) Hybrid separator with opening for maintenace

รูปที่ 2.6 ตัวอย่างของตัวแยกสามสถานะ ที่ใช้ในระบบยูเอเอสบีสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชน (Van Haandel and Lettinga, 1994)

การเริ่มต้นระบบยูเอเอสบีจะต้องทำการเติมเชื้อจุลชีพในระบบก่อน และรักษาสภาวะแวดล้อมในถังปฏิกรณ์ให้เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของจุลชีพ และสามารถเกิดเป็นชั้นตะกอนจุลินทรีย์ (Sludge bed) ซึ่งจะมีความเข้มข้นประมาณ 40 -100 กก.วีเอสเอส/$ม^3$ ตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจะมีความหนาแน่น และเกิดการรวมตัวกันโดยกลุ่มของแบคทีเรียจนกระทั่งมีลักษณะเป็นเม็ด(Granule) ซึ่งมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีความแตกต่างกัน โดยขึ้นอยู่กับชนิดของน้ำเสียที่ถูกบำบัด และเชื้อจุลชีพที่เอามาเลี้ยงเพื่อเริ่มต้น

น้ำเสียจะเข้าสู่ระบบยูเอเอสบี ทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ผ่านระบบกระจายน้ำเพื่อให้น้ำเข้าระบบอย่างทั่วถึงถังปฏิกรณ์ภายในถังปฏิกรณ์น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นตะกอนจุลินทรีย์และเกิดการสัมผัสกับชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้เกิดเซลล์ของแบคทีเรีย และก๊าซชีวภาพซึ่งจะเกาะติดอยู่กับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ เนื่องจากความเร็วของน้ำเสียที่ไหลขึ้นประกอบกับก๊าซที่เกิดขึ้นทำให้ตะกอนจุลินทรีย์เกิดการลอยตัวขึ้นสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ เกิดการสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์แขวนลอยกับน้ำเสียทำให้มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และเมื่อน้ำเสียไหลขึ้นไปจนถึงด้านบนของถังปฏิกรณ์จะมีอุปกรณ์สำหรับแยกสารทั้งสามสถานะน้ำเสียจะปะทะกับแผ่นกั้นและก๊าซที่เกาะมากับกลุ่มตะกอนจุลินทรีย์จะถูกแยกออก โดยจะไหลออกไปยังส่วนบนของระบบซึ่งเชื่อมต่อด้วยท่อเก็บก๊าซเพื่อลำเลียงก๊าซที่ได้ไปยังจุดเก็บก๊าซ น้ำเสียจะถูกแยกออกโดยจากตะกอนจุลินทรีย์และไหลล้นออกไปนอกถังปฏิกรณ์ ส่วนตะกอนจะถูกดักไว้และตกลงไปยังด้านล่างระบบที่ลื่มเหลวส่วนใหญ่เนื่องมาจากการที่ไม่สามารถสร้างเม็ดตะกอนได้มากพอ และเกิดการล้างออกของตะกอนจุลินทรีย์ออกไปพร้อมกับน้ำทิ้งจากระบบ

2.4.4 ประเภทของ Granular Sludge ในระบบยูเอเอสบี (Lettinga et al., 1994)

ลักษณะของ Granular Sludge ที่เกิดขึ้นในระบบยูเอเอสบีขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อ (seed sludge) ส่วนประกอบของน้ำเสีย ตลอดจนการเริ่มกระบวนการแบบไร้อากาศและสิ่งแวดล้อมที่เริ่มต้นระบบ โดยมีหลายชนิดดังนี้

Sarcina Granular เป็นชนิดที่มีจุลชีพรูปร่างกลม เกาะกันเป็นกลุ่มเป็นส่วนใหญ่ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจาน้ำเสียที่มีอะซิติกเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล. มีขนาดเล็กเส้นผ่าศูนย์กลางน้อยกว่า 6.5 มม. จึงถูกชะล้างออกได้ง่าย และยังเป็นชนิดที่มีความสามารถย่อยสลายต่ำ

Spinky Granular เป็นชนิดที่มีความยาวมากกว่า 1 มม. มีความหนาน้อยกว่า 0.5 มม. ประกอบด้วยแคลเซียมคาร์บอเนตมากกว่า 60 เปอเซ็นต์ Granular ชนิดนี้สร้างขึ้นมาจากน้ำเสียโรงงานผลิตแป้งข้าวโพด

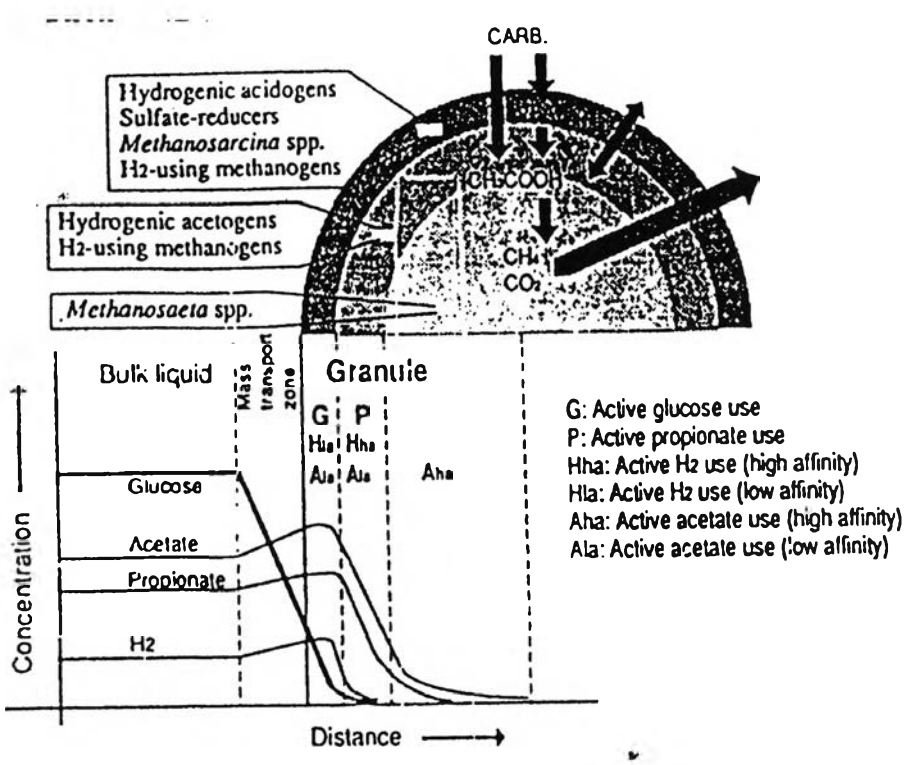
Filamentous เป็นจุลชีพที่มีรูปร่างเป็นแท่งต่อกันเป็นสายยาวประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้น สร้างขึ้นจากน้ำเสียที่มีแต่ Volatile acid

Rod ลักษณะเป็นรูปกลมประกอบด้วย Methanotrix ชนิดที่เป็นเส้นรวมกันประมาณ 5 เซลล์ พบในถังหมักที่บำบัดน้ำเสียโรงงานแป้งมันละน้ำตาล

## 2.5 โครงสร้างของแบคทีเรียในเม็ดจุลชีพ (granules)

Guiot และคณะ (1992) กล่าวว่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกสายพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลชีพที่มีความสามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดจุลชีพที่เกิดขึ้นมีข้อดีได้แก่ มีความหนาแน่นสูง เม็ดจุลชีพมีอัตราส่วนของแบคทีเรียต่อปริมาตรที่สูงมาก ไม่เสียพื้นที่ในถังปฏิกรณ์ เนื่องจากไม่มีการใช้ตัวกลาง

การศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ด้วยวิธีการ SEM (Scanning Electron Microscopy) พบว่ามีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้น โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียกลูโคส แสดงดังรูปที่ 3.7




รูปที่ 2.7 โครงสร้างของเม็ดจุลชีพในระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียกลูโคส (Guiot et al., 1992)

ชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens Sulfate reducers Methanosarcina และ H2-utilizing methanogens

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

ชั้นใน เป็นแบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

แบคทีเรียกลุ่ม H2-utilizing methanogens ในชั้นกลาง และชั้นนอกมีความแตกต่างกัน คือ กลุ่มแบคทีเรียชั้นนอกมีความชอบที่จะใช้ substrate ที่ต่ำกว่า (มีค่า Ks สูง) กลุ่มแบคทีเรียชั้นกลางและแบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ที่อยู่ชั้นในมีค่า Ks ต่ำ แบคทีเรียกลุ่ม Aceticlastic ในชั้นกลาง การเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (Granulation) เป็นโครงสร้างในลักษณะดังกล่าว ส่งผลให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมต่อแบคทีเรียแต่ละชนิด โดยเฉพาะในแกนกลางของเม็ดจุลชีพซึ่งเป็น Aceticlastic methanogens (ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta) เป็นส่วนสำคัญในการผลิตมีเทนโดยอาศัย substrates เช่น อะซิเตท ซึ่งเป็นผลผลิตที่เกิดจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของแบคทีเรียกลุ่มชั้นนอกและชั้นกลาง โดยทั้งนี้ Methanosaeta เป็นแบคทีเรียที่มีค่า affinity สูงสุดในกลุ่มแบคทีเรีย Aceticlastic methanogens ซึ่งเป็นผลดีต่อการทำปฏิกิริยาของ Methanosaeta ในสภาวะที่ข้อจำกัดของการแพร่กระจายอะซิเตทมายังแกนกลางของเม็ดจุลชีพ

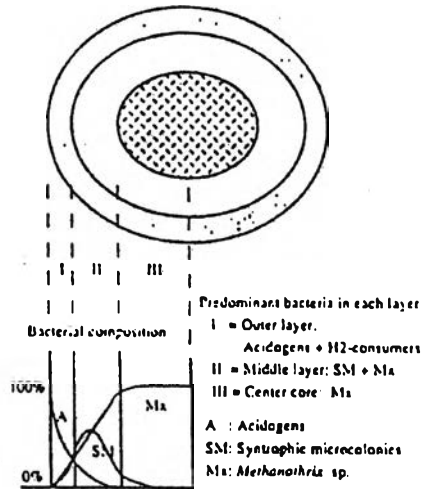
อย่างไรก็ตามมีรายงานว่าไม่พบโครงสร้างที่แบ่งเป็นชั้นของแบคทีเรียในเม็ดจุลชีพที่บำบัดในน้ำเสียประเภทโพรพิโอเนต เอทานอล และน้ำเสียประเภทที่ไม่ใช่คาร์โบไฮเดรต (non-carbohydrate) โดยเฉพาะน้ำเสียประเภทโพรพิโอเนต พบแบคทีเรียกลุ่ม propionate oxidizing acetogens กระจายอยู่ทั่วเม็ดจุลชีพ (Fang et al, 1994)

โครงสร้างและขนาดของชั้นแบคทีเรียในแต่ละชั้นขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหารและการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเม็ดจุลชีพ ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต ที่ผิวนอกสุดของเม็ดจุลชีพพบว่ากลุ่ม acidogens จะมีปริมาณมากทั้งนี้เพราะนอกเหนือไปจากความเข้มข้นของคาร์โบไฮเดรตที่มีค่าสูงบริเวณรอบนอก (bulk liquid) แล้วยังเป็นผลมาจากอัตราการเกิดปฏิกิริยาของการสร้างกรด (acidogenesis) ที่มีค่าสูงกว่า ขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหย (acetogenesis) และ ขั้นตอนการสร้างมีเทน (Methanogenesis) อะซิเตทที่ถูกผลิตจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลางและชั้นในของเม็ดจุลชีพต่อไป ซึ่งแสดงดังรูปที่ 2.9

ในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีน หรือกรดอะมิโน เช่นกลูตาเมต ขั้นตอน การสร้างกรด (acidogenesis) จะเป็นขั้นตอนกำหนดอัตราเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลาย และการแพร่กระจายที่ช้าของกลูตาเมต ทำให้มีการแพร่กระจาย

หอสมุดกลาง สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดจุลชีพ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดจุลชีพ และไม่เกิดโครงสร้างแบบแบ่งชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย (Fang et al, 1994)



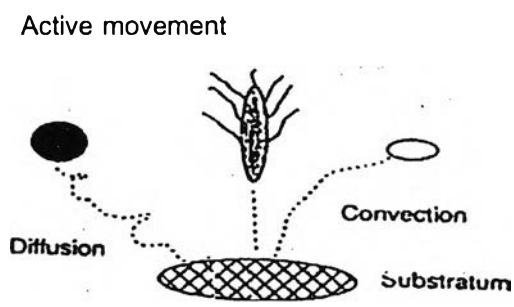

. Proposed layered structure and bacterial composition for the granules treating soluble carbohydrates.

รูปที่ 2.8 โครงสร้าง และความหนาแน่นของแบคทีเรียในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (Fang et al., 1994)

2.5.1 กระบวนการรวมตัวเป็นเม็ดจุลชีพ (Granulation) (Schmidt and Ahring, 1995)

ขั้นตอนการเกิดเม็ดจุลชีพสามารถอธิบายดังนี้

ขั้นที่1 Transport การเคลื่อนไหวของเซลล์ด้วยวิธีการต่างๆ ไปจับตัวกับอนุภาคเฉื่อย หรือเซลล์แบคทีเรียอื่นๆ ดังแสดงในรูปที่ 2.9 กลายเป็นอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ด้วยวิธีการต่างๆ เช่น การแพร่กระจาย การพัดพาโดยของเหลว ก๊าซ การตกตะกอน หรือ การเคลื่อนไหวของเซลล์โดย flagella

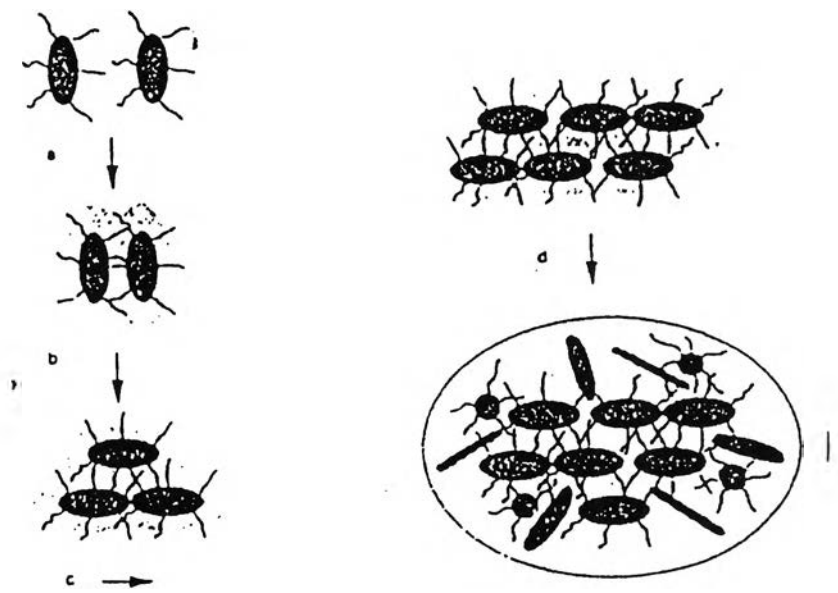



รูปที่ 2.9 กลไกการเคลื่อนไหวต่างๆ ที่มีผลต่อการรวมตัวของเซลล์แบคทีเรีย (Schmidt and Ahring, 1995)

ขั้นที่ 2 Reversible adsorption การดูดติดของเซลล์แบคทีเรียกับอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ซึ่งอาจเป็นกลุ่มแบคทีเรียหรืออนุภาคของแข็งเฉื่อย โดยแรงทางฟิสิกส์-เคมีซึ่งสามารถเกิดการแยกตัวหรือหลุดออกไปได้อีกครั้ง การดูดยึดเป็นผลมาจากแรงทางประจุไฟฟ้า

ขั้นที่ 3 Irreversible adhesion ด้วยพันธะที่แข็งแรงของโพลิเมอร์ (Extracellular Polymer,ECP) การเกาะยึดเซลล์เข้ากับอนุภาคพื้นฐาน (substratum) ซึ่งเซลล์มีโอกาสหลุดออกจากเม็ดจุลชีพได้ยากมากยังไม่เป็นที่แน่ชัดว่า ECP ถูกผลิตขึ้นมาก่อนหรือหลังการเกาะยึดของเซลล์ (adhesion) ดังรูปที่ 2.10

ขั้นที่ 4 Multipication หรือการแบ่งเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ในชั้น ECP โดยเซลล์ที่แบ่งตัวใหม่ยังคงถูกกักอยู่ในชั้น ECP และเกิดการเพิ่มขนาดของเม็ดจุลชีพ และนอกจากนี้ยังเกิดจากการดักเซลล์ใหม่ที่อยู่ในน้ำเสียเข้ามาจับตัวในเม็ดจุลชีพ



รูปที่ 2.10 กลไกการรวมตัวระหว่างแบคทีเรีย 2 เซลล์โดยอาศัย ECP จนกลายเป็นเม็ดจุลชีพ (Schmidt and Ahring, 1995)

2.5.2 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลชีพ

Holshoff Pol และคณะ (1993) ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมตะกอนจุลินทรีย์ และกล่าวถึงขั้นตอนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ไว้ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์น้อยกว่า 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน)
เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อได้ทำการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนด้านล่างจะเกิดการขยายตัวเนื่องจากน้ำเสียที่ไหลผ่านชั้นตะกอน และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ รวมทั้งจำพวกเส้นใย (Filamentous organisms) ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง

ขั้นตอนที่ 2 (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2-5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน)
ขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยเนื่องมาจากการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เพราะการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้มีปริมาณก๊าซมากขึ้น ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และมีน้ำหนักมากยังคงอยู่ในระบบและรวมตัวกันเป็นเม็ดตะกอนที่อาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม. ซึ่งถือได้ว่าเป็นการคัดเลือกพันธุ์ของระบบ

ขั้นตอนที่ 3 (อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3-5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน )
ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีมากกว่า อัตราการหลุดออกจากระบบของตะกอนจุลินทรีย์ และเมื่อระบบผ่านขั้นตอนนี้ไปแล้ว ระบบจะสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้นจนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาอาจรับได้ถึง 50 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน

## 2.6 ปัจจัยที่มีผลการทำงานของระบบ ยูเอเอสบี

### 2.6.1 อุณหภูมิ (Temperature)

ระบบยูเอเอสบีสามารถทำงานในช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

-ช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50-60 องศาเซลเซียส

-ช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 20-45 องศาเซลเซียส

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิค (Thermophilic) จะมีอัตราการย่อยสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิค (Mesophilic) แต่มักจะให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิค มากกว่าในการใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากพวกเทอร์โมฟิลิค จะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอจึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2-3 องศาเซลเซียสจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงปริมาณก๊าซมีเทนอย่างมาก

### 2.6.2 พีเอช

แบคทีเรียที่ผลิตมีเทนมีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยที่ขั้นตอนนี้จะเกิดได้ดีที่ช่วงพีเอช

ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดสร้างกรดยังสามารถทำงานได้ดีที่พีเอช 6.0-6.5 นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปอิออนของสารต่างๆ เช่น Volatile fatty acid, NH3 และ H2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน

2.6.3 ความเข้มข้นกรดอินทรีย์

ระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนที่ทำงานได้ดีควรจะมีความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ในรูปของกรดอะซิติกประมาณ 200-400 มก./ล. อัตราการเพิ่มของความเข้มข้นของกรดมีความสำคัญมากกว่าปริมาณของกรด โดยที่ระบบยังสามารถทำงานได้ดี ที่ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์สูงกว่า1,000 มก./ล. แต่ถ้าความเข้มข้นของกรดอินทรีย์เพิ่มอย่างรวดเร็วจะแสดงถึงการเสียสมดุลย์กับระบบ ทั้งนี้อาจเนื่องมาจากการชะลอตัวของการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน หรือการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น นอกจากนี้ชนิดของสารอินทรีย์ก็ถือมีความสำคัญ เช่นกรดโพรพิโอนิกสูงกว่า 1,000 มก./ล. จะทำให้เกิดปัญหาทั้งความเป็นพิษของกรดชนิดนี้ และระดับพีเอชต่ำลง

2.6.4 ระดับสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต

สภาพด่างบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ปริมาณกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยก็จะทำให้พีเอชลดลงอย่างรวดเร็ว และมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผลิตมีเทน ระดับสภาพด่างที่จะทำให้พีเอชลดลงได้อย่างรวดเร็ว และมีผลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียผลิตมีเทน ระดับสภาพด่างที่จะทำให้มีกำลังบัฟเฟอร์ที่เหมาะสมนั้นขึ้นอยู่กับประเภท และความเข้มข้นของน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงก็มีโอกาสที่จะเกิดคาร์บอนไดออกไซด์ได้มาก ดังนั้นกำลังบัฟเฟอร์ของระบบจะต้องเพิ่มขึ้น โดยทั่วไประบบบำบัดแบบไร้อากาศควรมีสภาพด่างประมาณ1,500-2,000มก./ล. และนอกจากนี้ยังมีปัจจัยที่สำคัญคือ อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหย ในรูปกรดอะซิติกต่อระดับของสภาพด่างไบคาร์บอเนต (มก./ล. ของ $CaCO_3$) ระบบมีกำลังบัฟเฟอร์สูงเมื่ออัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ถ้าอัตราส่วนสูงกว่า 0.8 แสดงว่าพีเอชของระบบกำลังจะลดลงอย่างรวดเร็ว

2.6.5 โออาร์พี

โออาร์พี (Oxidation Reduction Potential) เป็นพารามิเตอร์ที่แสดงถึงปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยแสดงค่า ปริมาณความต่างศักย์ไฟฟ้าที่เกิดจาก การถ่ายเทอิเล็กตรอนที่เกิดขึ้นในระบบ โดยทั่วไปจะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกในน้ำที่มีออกซิเจน หรือไนเตรต และวัดค่าโออาร์พีมีค่าลบใน

น้ำเสียที่ไร้ออกซิเจน โออาร์พีจะแสดงถึงความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ถ้าวัดค่าโออาร์พีมีค่าบวกมากๆ แสดงว่าสารละลายนี้มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้ดี สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน มีความสามารถในการรับอิเล็กตรอนได้น้อยหรือมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนได้ดี และมีค่าโออาร์พีที่เหมาะสมอยู่ในช่วง300–500 มิลลิโวลท์

2.6.6 ประเภทสารอาหารในน้ำเสีย (Substrate)

สารอาหารในน้ำเสีย เกี่ยวข้องโดยตรงกับชนิดของแบคทีเรียในระบบ และประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าสารอาหารที่ต่างชนิดกันมีอัตราการย่อยสลายที่ช้าเร็วต่างกัน โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าโปรตีน และไขมัน

2.6.7 สารอาหารที่จำเป็น (Nutrients)

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนข้อดีประการหนึ่งคือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการสารอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส ต่ำกว่าแบบใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์ต้องการปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน BOD:N:P = 100:1.1:0.2 หรือ COD:N:P = 350:5:1 นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนยังมีผลต่อลักษณะเม็ดอีกด้วย โดยทำให้เม็ดมีลักษณะเป็นปุยเมื่ออัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง 100:10

แบคทีเรียผลิตมีเทนต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (trace element) มิฉะนั้นระบบอาจไม่ดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้เช่น เหล็ก โคบอลต์ นิเกิล และซัลเฟอร์ในรูปซัลไฟด์ แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียเป็นการลำบาก เนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยการเติม Yeast Extract

2.6.8 สารพิษ (Toxic)

น้ำเสียที่จะนำมาผ่านกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ จะต้องไม่มีสารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารนั้น ถ้าหากสารเหล่านี้มีปริมาณน้อยก็จะไม่มีผลต่อการทำงานของระบบ สารที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ ได้แก่

- พิษของกรดไขมันระเหย

กรดไขมันระเหยในปริมาณสูงในระบบ จะส่งผลกระทบต่อค่าพีเอชซึ่งลดค่าลงอยู่ในช่วงที่เป็นอันตรายต่อจุลินทรีย์

- พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ คือโปรตีน หรือยูเรีย โดยทั้งนี้ไนโตรเจนอาจอยู่ในรูปแอมโมเนียมอิออน ($NH_4^-$) หรือก๊าซแอมโมเนีย ($NH_3$) โดยขึ้นอยู่กับค่าพีเอช ดังสมการ

$$NH_4^- \text{ ----------} > NH_3 + H^+$$

ถ้าพีเอชต่ำกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางซ้าย แต่ถ้าพีเอชสูงกว่า 7.2 ปฏิกิริยาจะดำเนินไปทางขวา โดยที่ $NH_3$ จะยับยั้งการทำงาน และเป็นพิษมากกว่า $NH_3^+$

- พิษของซัลไฟด์

พิษของซัลไฟด์เกิดขึ้นได้เมื่อน้ำเสียเข้าระบบมีปริมาณซัลไฟด์มาก หรือเกิดการย่อยสลายซัลเฟต ($SO_4^{2-}$) หรือเกิดการย่อยสลายโปรตีนซัลไฟด์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน โดยทั้งนี้สารประกอบซัลไฟด์ที่เกิดขึ้นอาจอยู่ในรูปที่ละลายน้ำ หรือไม่ละลายน้ำ ขึ้นอยู่กับอิออนบวกที่รวมอยู่ โดยถ้าถ้ารวมตัวกับโลหะหนักจะอยู่ในรูปของตะกอน ส่วนที่ละลายน้ำจะอยู่ในรูปไฮโดรเจนซัลไฟด์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสามารถทนซัลไฟด์ที่ละลายน้ำที่มีความเข้มข้นถึง 50 ถึง 100 มก./ล. แต่ความเข้มข้นที่มากกว่า 200 มก./ล. จะเป็นพิษ การลดพิษซัลไฟด์ทำได้โดยการตกตะกอนซัลไฟด์ หรือการแยกซัลไฟด์ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ

- พิษของอิออน และโลหะหนัก

อิออน หรือโลหะหนักที่มีความเข้มข้นสูงเกินปริมาณหนึ่งจะเกิดความเป็นพิษต่อระบบได้ อิออนที่สำคัญได้แก่ $Na^+$ ,$K^+$ ,$Mg^{2+}$ , $CA^{2+}$ และ$S^{2-}$ อิออนบวกจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนลบ นอกจากนี้อิออนบวกที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 1 จะมีพิษต่อจุลชีพน้อยกว่าอิออนที่มีวาเลนซี่เท่ากับ 2 ถึง 10 เท่า

ส่วนพิษของโลหะหนักได้แก่ แมงกานีส แคดเมียม สังกะสี นิกเกิล โคบอลต์ ทองแดง และโครเมียม โลหะหนักเหล่านี้จะอยู่ในน้ำทิ้งในรูปของอิออน พิษของโลหะหนักจะมากน้อยเพียงใด ขึ้นอยู่กับปริมาณไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนักเกิดเป็นตะกอนเกลือของโลหะหนัก อย่างไรก็ตามอิออนต่างๆนี้บางชนิดจำเป็นต้องมีในปริมาณที่เหมาะสม เพื่อเป็นสารอาหารที่จำเป็นในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

- พิษของสารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดจะยับยั้งการทำงานของจุลชีพแบบไร้ออกซิเจน สารพวกนี้ได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว เช่น เมทานอล ซึ่งความเป็นพิษของสารอินทรีย์เหล่านี้สามารถทำลายได้โยการนำน้ำที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัดอย่างสม่ำเสมอ เพื่อให้จุลชีพคุ้นเคยและปรับตัวได้ แม้ว่าจะมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เป็นพิษถึง 10,000 มก./ล. ก็ตาม

2.7 **ระบบอีจีเอสบี** (Expansion Granular Sludge Bed, EGSB)

ระบบยูเอเอสบีทั่วไปถูกออกแบบมาสำหรับใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าความเข้มข้นของน้ำเสียในระดับกลางถึงระดับสูง จากนั้นได้มีการพัฒนาระบบยูเอเอสบีเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ เช่นน้ำเสียจากโรงงานที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า 1,000 มก./ล. และน้ำเสียชุมชน อย่างไรก็ตาม มีการพบปัญหาจากการนำระบบบำบัดแบบไร้อากาศมาใช้กับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ

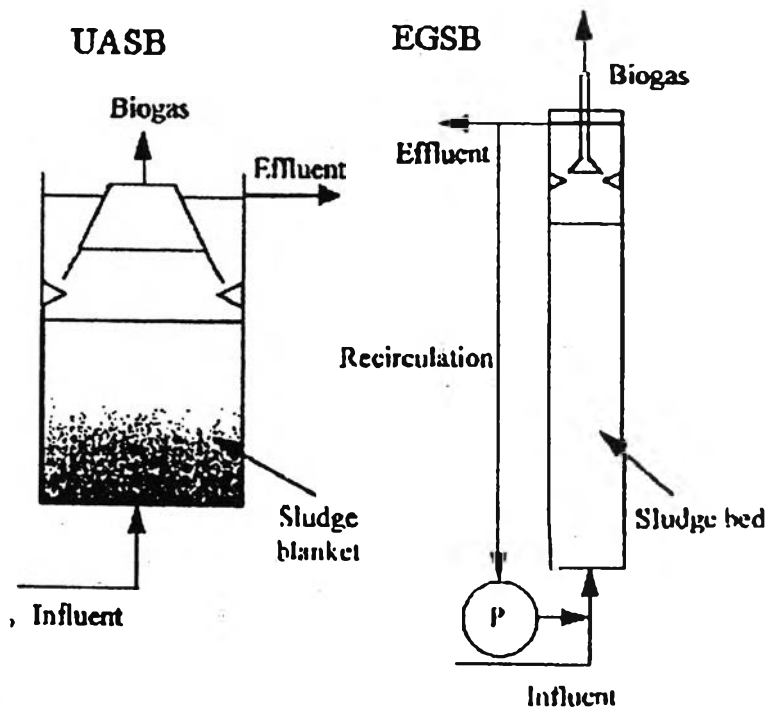
ปัญหาที่ขึ้นกับระบบยูเอเอสบี เนื่องมาจากสาเหตุหลัก 2 ประการ (Kato et. al.) ได้แก่

1. ลักษณะของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำมาก ค่าความเข้มข้นของซีโอดีที่ต่ำมากของน้ำเสียที่เข้าระบบ ทำให้ระดับความเข้มข้นของสารอาหาร (Substrate) ในถังปฏิกรณ์มีค่าต่ำมาก และเมื่อพิจารณาจากสมการโมโนด์ จะพบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาของกลุ่มจุลชีพที่เกิดขึ้นในขณะนั้นมีค่าต่ำกว่าในช่วงที่เหมาะสมมาก ได้มีการรายงานค่า Ks (half velocity contstant) ของ acetolactic methanogenesis ในกลุ่มเม็ดจุลินทรีย์ว่ามีค่าอยู่ในช่วง 30 - 200 มก.ซีโอดี/ล.

ค่าความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำมากจะส่งผลต่อปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตซึ่งมีปริมาณต่ำมาก และยังมีผลต่อการกวนผสมในชั้นสลัดจ์ที่ไม่เพียงพอ และการสัมผัสระหว่างน้ำเสียและจุลชีพที่ไม่ทั่วถึง ดังนั้นปฏิกิริยาของระบบจะดำเนินไปในสภาวะที่ต่ำกว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาที่เหมาะสม ปัจจัยที่เป็นตัวกำหนดความสามารถของระบบจึงไม่ใช่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เหมือนในกรณีของระบบไร้อากาศที่ใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำอีกต่อไป แต่เป็นไปตามค่าภาระบรรทุกชลศาสตร์สูงสุดที่ระบบยังสามารถเดินระบบต่อไปโดยไม่เกิดการล้างออก(washout) ของเม็ดจุลินทรีย์เนื่องจากการขยายตัวของชั้นสลัดจ์

2. ปริมาณออกซิเจนที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย ทั้งนี้พบว่าน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำมักจะมีค่าออกซิเจนละลายอยู่ในปริมาณหนึ่ง และอาจจะมีผลกระทบต่อแบคทีเรียกลุ่มผลิตมีเทนซึ่งเป็นกลุ่ม strictly anaerobes

ระบบยูเอเอสบีถูกพัฒนาเป็นระบบอีจีเอสบี(Expansion Granular Sludge Bed,EGSB) ซึ่งได้ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพในการสัมผัสของน้ำเสีย (Substrate) และ จุลชีพด้วยการทำให้เกิดการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ และการกวนผสมที่ทั่วถึง โดยระบบนี้มีปัจจัยที่สำคัญคือความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สูงกว่าระบบยูเอเอสบีทั่วไป ทั้งนี้ความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สามารถเพิ่มได้โดยการติดตั้งระบบเวียนกลับน้ำทิ้ง ถังปฏิกรณ์ของระบบอีจีเอสบีมีอัตราส่วนระหว่างความสูงต่อความกว้างค่อนข้างมาก ระบบการเวียนกลับส่งผลให้ความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์มีค่าสูงถึง 5-6 ม./ชม. ในขณะที่ระบบยูเอเอสบีทั่วไปมีค่าความเร็วการไหลอยู่ในช่วง 0.5-1.5 ม./ชม. หรือต่ำกว่า (Kato et al.,1994)




รูปที่ 2.11 แผนผังส่วนประกอบของระบบ ยูเอเอสบี และอีจีเอสบี (Seghezzo et al., 1998)

ระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไร้อากาศแบบชั้นของเม็ดสลัดจ์ (granules) คล้ายกับระบบยูเอเอสบี แต่แตกต่างกันที่ระบบนี้มีการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ทั้งชั้นหรือขยายตัวบางส่วน และความคงตัวของระบบขึ้นอยู่กับความสามารถในการตกตะกอน และความแข็งแรงของโครงสร้างเม็ดสลัดจ์ (granules) ในขณะที่ความเร็วการไหลเป็นปัจจัยที่ควบคุมเพื่อให้มีการขยายตัวของชั้นสลัดจ์ ซึ่งจะส่งผลให้เกิดการผสมที่ดีระหว่างน้ำเสียและจุลชีพ แต่อย่างไรก็ตาม ปัจจัยนี้อาจส่งผลต่อการล้างออก (wash out) ของสลัดจ์ด้วย ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมระบบให้เกิดความสมดุลระหว่างการกวนผสมที่เพียงพอ และการรักษาปริมาณสลัดจ์ในระบบ (Kato et al.,1994)

2.6.1 คุณสมบัติของระบบอีจีเอสบี (Seghezzo et al., 1998)

1.ค่าความเร็วการไหลควรอยู่ในช่วงประมาณ 4-10 เมตร/ชม. และภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบ ยูเอเอสบี โดยสูงถึง 40 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

2.ชั้นของสลัดจ์มีการขยายตัว

3.มีความเหมาะสมในการบำบัดน้ำเสียเจือจาง หรือมีความเข้มข้นต่ำ

4.สลัดจ์มีลักษณะเป็นเม็ด (granules) อัตราการเกิดปฏิกิริยาสูง และมีความสามารถในการตกตะกอนได้ดี

5.ลักษณะการกวนผสมต่างจากระบบยูเอเอสบี กล่าวคือ เนื่องจากค่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์สูง และปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตเพิ่มขึ้น ส่งผลให้เกิดการสัมผัสที่ดีระหว่างน้ำเสีย และชั้นสลัดจ์

6.ความดันของสลัดจ์บริเวณชั้นล่างมีค่าสูงในกรณีที่ถังปฏิกรณ์สูงมาก แต่ยังไม่มีการศึกษาเกี่ยวกับผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ และการเจริญเติบโตของจุลชีพ

7.สลัดจ์ชนิดฟลอค (Flocculent sludge) จะถูกล้างออกจากระบบ

8.ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดสารแขวนลอยหรือคอลลอยด์ค่อนข้างต่ำ

ถังปฏิกรณ์ในระบบอีจีเอสบีมีคุณสมบัติในการรับภาระบรรทุกที่สูงใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดส์โดยที่ไม่ต้องใช้ตัวกลางของแข็ง (Zoutberg and Frankin, 1996) ระบบอีจีเอสบีมีคุณสมบัติในการถ่ายเทมวลสาร (mass transfer) ที่ดีกว่าระบบยูเอเอสบี (Kato et al.,1994) และเหมาะที่จะใช้ในกรณีที่มีอัตราการเกิดก๊าซที่ต่ำ และการผสมที่ไม่เพียงพอ เช่นกรณีของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ หรือในสภาวะที่อุณหภูมิต่ำ (Psychrophiles) ระบบอีจีเอสบีสามารถที่จะใช้ในการบำบัดสารอินทรีย์ที่มีความเป็นพิษที่ความเข้มข้นสูงๆ เช่น ฟอร์มัลดีไฮด์ (Zoutberg and Frankin,1996) สามารถบำบัดน้ำเสียประเภทกรดไขมันชนิดโมเลกุลยาวที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงถึง 30 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.วัน โดยมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดี 85-95 เปอร์เซ็นต์ (Rinzema et al., 1993) และเหมาะสมที่จะใช้บำบัดที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงๆด้วย (Seghezzo et al., 1998) นอกจากนี้การดำเนินระบบอีจีเอสบีสามารถป้องกันการเคลื่อนตัวของชั้นสลัดจ์ซึ่งมักจะเกิดขึ้นกับ การทดลองระบบยูเอเอสบีในห้องปฏิบัติการที่มีอัตราการเกิดก๊าซสูง
(Kato et al.,1994)

Kato et al (1994) กล่าวว่าระบบอีจีเอสบีเป็นระบบบำบัดแบบไร้อากาศซึ่งมีความเหมาะสมที่จะใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน หรือน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ เนื่องจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศโดยทั่วไปมีประสิทธิภาพที่ต่ำในการนำมาใช้บำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ ดังจะพบได้จากรายงานการวิจัยระบบยูเอเอสบีทั่วไปที่นำมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งไม่สามารถบำบัดค่าซีโอดีได้ตามมาตรฐานค่าซีโอดีในน้ำเสียซึ่งมีค่าต่ำจะส่งผลต่อระดับของสารอาหาร(Substrate) ที่ต่ำลงเรื่อยๆตามความลึกในเม็ดจุลชีพ ทำให้เม็ดจุลชีพนั้นมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาของแบคทีเรียขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอาหาร (Substrate) อัตราย่อยสลายขึ้นอยู่กับค่า Ks ซึ่งเป็นค่าที่แสดงถึง คุณลักษณะจำเพาะของแบคทีเรียต่อสารอาหารนั้นๆ Kato ได้แบ่งค่า Ks ออกเป็น 2 ประเภท ได้แก่

1.Instrinsic Ks เป็นค่า Ks ที่แท้จริงซึ่งแสดงถึงการถ่ายเทของมวลสาร (Substrate) เข้าไปยังเซลล์ของแบคทีเรียที่มีลักษณะการเจริญเติบโตในน้ำเสียแบบกระจาย (Dispersed bacteria cells) ในสภาพที่เซลล์แบคทีเรียมีการแขวนลอยอย่างสมบูรณ์

2.Apparent Ks เป็นค่า Ks ปรากฏที่เกี่ยวข้องกับการถ่ายเทของมวลสารผ่าน biofilm ที่ห่อหุ้มอยู่รอบนอกของกลุ่มเซลล์แบคทีเรีย หรือเม็ดจุลชีพ (granules)

Ks ปรากฏ จะมีค่าสูงกว่าKs ที่แท้จริง เนื่องจากพบว่ามีข้อจำกัดหรืออุปสรรคในการถ่ายเทมวลสารผ่าน biofilm ของเม็ดจุลชีพมากกว่าในจุลชีพที่เจริญเติบโตแบบกระจายในน้ำเสีย (Dispersed bacteria cells) ดังนั้นจะพบว่ามีความเข้มข้นของสารอาหารที่ต่ำลงเรื่อย ๆ ตามความลึกในเม็ดจุลชีพไม่มีอาหารที่เพียงพอต่อจุลชีพที่อยู่ในชั้นในของเม็ดจุลชีพ และแบคทีเรียที่อยู่ชั้นลึกๆ ซึ่งขาดอาหารจะเกิดการสลายตัวกลายเป็นโพรงว่างบริเวณแกนกลางของเม็ดจุลชีพ ส่งผลให้เกิดการล้างออกของเม็ดจุลชีพจากการที่มีก๊าซสะสมอยู่ภายใน และนอกจากนี้โครงสร้างเม็ดจุลชีพที่จับตัวกันหลวมๆ ยังสามารถเกิดการแตกสลายเนื่องจากความปั่นป่วนทางชลศาสตร์ในถังปฏิกรณ์ได้

การที่จะทำให้สารอาหารที่มีน้อยเพียงพอต่อจุลชีพ จำเป็นที่จะต้องเกิดอัตราการถ่ายเทมวลสารผ่านชั้น biofilm ได้เร็วกว่าอัตราการย่อยสลายสารอาหารโดยจุลชีพในเม็ดจุลชีพ ดังนั้นในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำๆ จำเป็นที่จะต้องมีการกวนผสมที่เพียงพอที่จะทำให้เกิดความปั่นป่วนของการไหลในชั้นสลัดจ์ และส่งผลให้ค่า Ks ปรากฏมีค่าต่ำลง ความปั่นป่วนดังกล่าวในระบบที่บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงเกิดขึ้นได้โดยปริมาณก๊าซที่ถูกผลิตในขณะที่ระบบอีจีเอสบี ทำได้โดยการปรับอัตราสูบเวียนกลับเพื่อเพิ่มความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์

Dolfing (1985) กล่าวว่าในระบบบำบัดแบบไร้อากาศ กลุ่มจุลชีพจะต้องถูกรักษาไว้ในถังปฏิกรณ์เป็นเวลานาน ซึ่งส่งผลให้กลุ่มจุลชีพรวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อนและเกิดชั้น biolayer ที่หนาแน่นซึ่งชั้นbiolayer เหล่านี้จะเป็นตัวที่ทำให้สารอาหารไม่สามารถกระจายเข้าไปยังในชั้นลึกๆ ได้เนื่องจากเกิดการต้านทานการถ่ายเทมวลสาร(mass transfer resistance) ปรากฏการณ์นี้จะมีผลกระทบที่สำคัญต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยารวมในถังปฏิกรณ์ค่าเกรเดียนท์ของความเข้มข้นใน biolayer อธิบายโดยใช้สมการของ Fick (Fick's first law)

$$F = -\emptyset D \, dC/dX$$

F คือ ฟลักซ์ของมวลสาร หรือสารอาหาร

Ø คือ ความพรุนของ biolayer

D คือ ค่าคงที่ของการกระจาย

dC/dX คือ เกรเดียนท์ของสารอาหารใน biolayer

สมการนี้ได้อธิบายว่า ฟลักซ์ ของสารอาหารที่ผ่าน biolayer ขึ้นอยู่กับเกรเดียนท์ของความเข้มข้น และยังขึ้นกับปฏิกิริยาจำเพาะกับขนาดรูปร่างของ biolayer ดังนั้นแบคทีเรียที่อยู่ในชั้นในจะได้รับสารอาหารที่ความเข้มข้นต่ำกว่าที่ผิวเม็ดจุลชีพ ส่งผลให้เกิดอัตราการเกิดปฏิกิริยาต่ำ และเมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดปฏิกิริยากับ ความเข้มข้นของสารอาหารซึ่งอธิบายโดยสมการโมโนด์ว่า ความเร็วของการทำปฏิกิริยาของเอมไซม์กับความเข้มข้นของสารอาหารมความสัมพันธ์เป็นเส้นตรง ในช่วงที่ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียงหรือต่ำกว่าค่า Ks เพราะฉะนั้น mass transfer resistance จึงเป็นปัจจัยสำคัญในสภาวะที่ความเข้มข้นของสารอาหารมีค่าใกล้เคียง Ks หรือต่ำกว่า หรือเมื่อเกรเดียนท์ของความเข้มข้นสารอาหารใน biolayer อยู่ในช่วงค่าความเข้มข้นนี้ และสรุปได้ว่า mass transfer resistance ขึ้นอยู่กับปัจจัยดังนี้

1.ความเข้มข้นสารอาหาร

2.ค่า Ks ของแบคทีเรียสำหรับประเภทของสารอาหารนั้น

3.ความหนา biolayer พบว่า mass transfer resistance จะไม่มีผลต่อ biofilm ที่มีความหนาต่ำกว่า 1 มม.

4.ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสุดใน biolayer

## 2.8 การศึกษาที่ผ่านมา

### 2.8.1 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการยูเอเอสบี

Lettinga และคณะ (1983) ได้ทำการศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบยูเอเอสบีในเนเธอร์แลนด์ โดยใช้ถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี ปริมาตร 120 ลิตร โดยใช้ granular sludge จากระบบบัดน้ำน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลเป็นหัวเชื้อ เวลากักน้ำเสีย 12 ชั่วโมง ระยะเวลาในการทดลอง 17 เดือน ในช่วงอุณหภูมิ 18 - 20 องศาเซลเซียส น้ำเสียซุมชนมีค่าซีโอดี 248 – 581มก/ล. พบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีมีค่า 72 เปอร์เซนต์ และลดบีโอดีได้ 62 เปอร์เซนต์

ต่อมาได้ทำการบำบัดน้ำเสียในชุมชนโดยใช้ยูเอเอสบีขนาด 120 ลิตร เช่นเดิมและเวลาเก็บกักเท่ากับ 32-40 ชั่วโมง แต่ได้ทำการทดลองในช่วงอุณหภูมิ 12–18 องศาเซลเซียส ซีโอดีน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 420-920 มก./ล.และใช้หัวเชื้อเป็นdigested sewage sludge มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 48–70 เปอร์เซนต์ และลดค่าบีโอดีได้ 30-45 เปอร์เซนต์ ช่วงเวลาในการดำเนินระบบ 3 เดือน และได้ทำการใช้สลัดจ์ชนิดเดียวกันบำบัดน้ำเสียชุมชนในถังยูเอเอสบี ขนาด 30 ลิตร ที่อุณหภูมิ 21 องศาเซลเซียส ซีโอดีน้ำเสียชุมชน 520 – 590 มก./ล. ใช้เวลาเก็บกัก 9 ชม. ทดลองเป็นเวลา 1 เดือน สามารถลดซีโอดีได้ 57 – 59 เปอร์เซนต์ และลดค่าบีโอดีได้ 50 – 60 เปอร์เซนต์

Barbosa และ Sant'Anna (1989)ได้รายงานศึกษาการทำงานของระบบยูเอเอสบีที่บำบัดน้ำเสียชุมชนเป็นระยะเวลา 9 เดือน โดยใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 120 ลิตร บำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 627 มก./ล. และบีโอดีเฉลี่ย 357 มก./ล. ในช่วงอุณหภูมิ 19 – 28 องศาเซลเซียส โดยการเริ่มต้นระบบโดยไม่ใช้หัวเชื้อและระบบใช้เวลากักเท่ากับ 4 ชม. ตลอดการทดลองหลังจากที่ทำการทดลอง หลังจากที่ทำการเดินระบบไปประมาณ 1 เดือน เริ่มสังเกตเห็นกลุ่มแบคทีเรียที่จับตัวกันเป็นเม็ดกลม (granules) โดยเฉพาะในช่วงท้ายของการทดลองพบว่ามีขนาดถึง 8 มม. หลังจากได้เริ่มต้น (start up) ระบบในเดือนที่ 5 ระบบมีประสิทธิภาพในการลดซีโอดีและบีโอดี เท่ากับ 74 เปอร์เซนต์ และ 78 เปอร์เซนต์ ตามลำดับ

Lalit Kumar Agrawal (1991) ได้ทำการทดลองระบบยูเอเอสบี ขนาดถังปฏิกรณ์ 140 ลิตร สูง 4 เมตร โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์มีค่าซีโอดี 500 มก./ล.ใช้เวลากัก 8-24 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัด ซีโอดี 85 เปอร์เซนต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.56 กก.ซีโอดี /$ม^3$-วัน อัตราการผลิตก๊าซ 128 ลิตร/กก. ซีโอดีที่ถูกจำกัด ระยะเวลาในการทดลอง 6 เดือน

Krispa Shankar Singh (1992) ได้ทำการศึกษาต่อจาก Lalit Kumar Agrawal โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์มีค่าซีโอดี 500มก./ล. ใช้เวลากัก 3 -6 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 92 เปอร์เซนต์ ที่เวลากัก 3 ชม. ที่ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 4 กก. ซีโอดี /$ม^3$ – วัน อัตราการผลิตก๊าซ 141 ลิตร/กก. ซีโอดีทีถูกำจัด ระยะเวลาในการทดลอง 6 เดือน

สมพงษ์ นิลประยูร (2536) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบยูเอเอสบีแบบจำลองระดับห้องปฏิบัติการ ขนาด 24.4 ลิตร สูง 3 ม. บำบัดน้ำเสียจากชุมชนจากมหาวิทยาลัยเชียงใหม่ที่เพิ่มความเข้มข้นสารอินทรีย์โดยการเปลี่ยนแปลงเวลาเก็บกักน้ำจาก 4.5 - 24 ชม. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 0.22-1.59 กก. /$ม^3$-วัน และความเร็วไหลขึ้นระหว่าง 0.13 - 0.69 ม./ ชม. โดยใช้ตะกอนหัวเชื้อจากปอเกรอะในการเริ่มต้นระบบในปริมาณ 6.1 กก./$ม^3$ ระบบได้ใช้เวลาในการปรับสภาพจนถึงสภาวะคงที่หลังจากระบบเริ่มต้นเป็นเวลา 3 เดือน

ผลการศึกษาพบว่าสามารถลดค่าซีโอดี บีโอดี และของแข็งแขวนลอยได้ 76.4-88.1 76.9-92.9 และ59.7-84.8 เปอร์เซนต์ ตามลำดับ พบว่าเวลากักน้ำ 12-24 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจนและสามารถทำให้ค่าบีโอดีและของแข็งแขวนลอยในน้ำที่ออกจากระบบมีค่าต่ำกว่า 20 และ 30 มก./ล. ตามลำดับ ที่เวลาเก็บกักน้ำต่ำกว่า 9 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปลดลงเมื่อเวลากักน้ำสั้นลง ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากระบบมีค่าระหว่าง 25.6-101.3 ล./กก. ซีโอดีที่เข้าสู่ระบบ โดยมีส่วนประกอบมีเทน 52–68.2 เปอร์เซนต์ ส่วนชั้นตะกอนพบว่ามีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยโวลาไทล์ เฉลี่ย 19 กก./$ม^3$ โดยมีความสูงชั้นตะกอน 0.55-0.70 ม.

Ruiz และคณะ (1998) ได้ทำการวิจัยโดยการศึกษาระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียในระดับห้องปฏิบัติการซึ่งทำการบำบัดน้ำเสียจากเมืองคอรุนญ่า ประเทศสเปน ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส โดยใช้ถังปฏิกรณ์ 2 ชุด ขนาดชุดละ 2 ลิตร น้ำเสียซึ่งมีค่าซีโอดีเฉลี่ย 693 มก./ล. โดยชุดที่ 2 ทำการติดตั้ง sludge digested ซึ่งรับสลัดจ์มาจากวาล์วระบายขั้นสลัดจ์ของถังปฏิกรณ์และทำหน้าที่ย่อยสลายของแข็งที่สะสมในสลัดจ์ ก่อนที่จะเวียนกลับเข้าในระบบยูเอเอสบีอีกครั้ง ถังชุดแรกเมื่อทำการเดินระบบที่เวลาเก็บกัก 24 ชม. พบว่า ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีและของแข็งแขวนลอย มีค่าสูงกว่า 85 เปอร์เซนต์ และเมื่อทำการลดเวลากักเป็นเวลา 5 ชม. พบว่าประสิทธิภาพในการลดซีโอดีของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 53 เปอร์เซนต์ และ 63 เปอร์เซนต์ ตามลำดับและถังปฏิกรณ์ชุดที่ 2 พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เปอร์เซนต์

Schellinkhout และ Cellazos (1992) ได้ทำการทดลองในระดับ pilot scale เป็นระยะเวลา 4 ปี ของระบบยูเอเอสบีขนาด 35 ลบ.ม. ต่อขนานกัน 2 หน่วย และตามด้วย facultative pond ขนาดพื้นที่ 107 ตร.ม. โดยการกำหนดเวลาเก็บกัก 5-19 ชม. สามารถลดซีโอดีได้ 66-72 เปอร์เซ็นต์

จากนั้นได้นำข้อมูลจากงานทดลองนี้เป็นต้นแบบในการสร้างระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ บูคารามันกา โคลัมเบีย โดยเริ่มทำการเริ่มต้นระบบ (start up ) เมื่อ ตุลาคม 1990 โดยระบบบำบัดนี้ถูกออกแบบมาสำหรับบำบัดน้ำเสียชุมชนปริมาณ 31,000 ลบ.ม. ต่อวัน น้ำเสียมีค่าซีโอดี 360 มก./ล. ใช้ถังยูเอเอสบี 2 ถังขนาดถังละ 3,360 ลบ.ม. ขนานกันและตามด้วย facultative pond จากการศึกษา 3 ปี เวลาเก็บกัก 5 ชม. ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 70 – 77 เปอร์เซ็นต์ โดยถังยูเอเอสบีมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเท่ากับ 45 – 60 เปอร์เซ็นต์

Haskoning (1996) ได้รายงานการศึกษาโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนเมืองมีร์ซาปูร์ อินเดีย ซึ่งเป็นระบบยูเอเอสบี และมีระบบ pond ซึ่งมีเวลากัก 1 วันเป็น post treatment เป็นโครงการร่วมทางด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมและสุขาภิบาลของอินเดียและเนเธอร์แลนด์ภายใต้ Ganga Action plan ดำเนินการระบบตั้งแต่ เดือนเมษายน 1994 ระยะเวลาที่ทำการศึกษา 13 เดือน อุณภูมิในถังปฏิมากรณ์เปลี่ยนแปลงในช่วง 18 องศาเซลเซียสในฤดูหนาว จนถึง 32 องศาเซลเซียสในฤดูร้อน อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของระบบยูเอเอสบีเท่ากับ 0.95 กก.ซีโอดี ต่อ ลบ.ม. ต่อวัน และใน polishing pond เท่ากับ 0.13 กก. ซีโอดีต่อ ลบ.ม. ต่อวัน โดยในบ่อนี้สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยจนน้ำทิ้งผ่านมาตรฐานของ Ganga Action plan (บีโอดี 30 มก./ล. และของแข็งแขวนลอย 50 มก./ล.)ระยะเวลากักในยูเอเอสบีเท่ากับ 8 ชม. ขนาดถังยูเอเอสบี 12,000 ลบ.ม. ค่าซีโอดีน้ำเสียเข้าเฉลี่ย 1,183 มก./ล. ประสิทธิภาพในการลดซีโอดี บีโอดี และของแข็ง

แขวนลอย เท่ากับ 81 86 และ 89 เปอร์เซนต์ ตามลำดับ โดยที่ประสิทธิภาพในยูเอเอสบีในการลดค่าซีโอดี เท่ากับ 51 – 63 เปอร์เซนต์ และบีโอดีเท่ากับ 53 – 59 เปอร์เซนต์ ตามลำดับ

2.8.2 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับระบบอีจีเอสบี

Van der Last และ Lettinga (1992) รายงานการทดลองระบบอีจีเอสบีบำบัดน้ำเสียชุมชนขนาด 120 ลิตร ที่อุณหภูมิ 13 องศาเซลเซียส โดยใช้หัวเชื้อจากระบบยูเอเอสบีที่ใช้ในการบำบัด น้ำเสียโรงงานเยื่อกระดาษ ถังปฏิกรณ์มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 19 ซม. สูง 4 ม.ใช้บำบัดน้ำเสียชุมชนจากหมู่บ้านในเมือง Bennekom ซึ่งมีค่าซีโอดีเฉลี่ย 350 มก./ล. ในช่วงฤดูร้อนและ 250มก./ล. ในช่วงฤดูฝน และทำการปรับอัตราสูบน้ำเวียนกลับให้ความเร็วการไหลอยู่ในช่วง 5 – 7 ม./ชม. พบว่าสามารถลดค่าซีโอดีละลายได้เฉลี่ย 45 เปอร์เซนต์ และมีค่าสูงสุดถึง 84 เปอร์เซนต์ และเฉลี่ย 27 เปอร์เซนต์ ในช่วงฤดูฝน และสามารถลดซีโอดีรวมได้เฉลี่ย 29 เปอร์เซนต์ และมีค่าสูงสุด 69 เปอร์เซนต์

Kato และคณะ (1994) ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาด 2.5 ลิตร ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส โดยทดลองกับน้ำเสียซึ่งเป็นเอทานอลความเข้มข้นต่ำ 2 ค่า คือ ซีโอดีประมาณ 600และ 200 มก./ล. โดยทำการแบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด โดยแต่ละชุดเป็นถังอีจีเอสบีขนาดเดียวกันและน้ำเสียประเภทเดียวกัน โดยการทดลองชุดที่ 2 ทำการเติมอากาศในถังน้ำเข้าเพื่อควบคุมให้มีปริมาณออกซิเจนประมาณ 3.8 มก./ล. ทั้งนี้เพื่อการศึกษาผลกระทบของออกซิเจนที่มีต่อการทำงานของระบบ การทดลองชุดแรกได้เริ่มต้นดำเนินระบบที่ซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 600 มก./ล. และทำการเปลี่ยนค่าเวลาเก็บกัก พบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีมีค่าสูงกว่า 90 เปอร์เซนต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 8.1 ก.ซีโอดี/ล.-วัน เวลากัก 2 ชม. และเมื่อทำการเปลี่ยนแปลงซีโอดีน้ำเข้าเป็น 100-200 มก./ล. พบว่าประสิทธิภาพในการลดซีโอดีสูงกว่า 80 เปอร์เซนต์ ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สูงถึง 12 ก.ซีโอดี/ล.-วัน เวลากัก 0.5 ชม. ส่วนในการทดลองชุดที่ 2 ให้ผลการลดค่าซีโอดีที่ใกล้เคียงกับชุดที่ 1 และสรุปว่าระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีซีโอดีต่ำกว่า 200 มก./ล. ได้ที่ช่วงเวลากักต่ำกว่า 2 ชม. และปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำเล็กน้อยไม่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบ

Rebac และคณะ (1995)ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอีจีเอสบีระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาด 4.3 ลิตร ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางถัง 5 ซม. ที่อุณหภูมิ อากาศ 10 องศาเซลเซียส โดยใช้หัวเชื้อจากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงงงานเบียร์ และใช้น้ำเสียเป็นกรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acid) ที่เจือจางจนมีความเข้มข้นประมาณ 1000 มก./ล. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน และเวลากักเก็บน้อยกว่า 1ชม. ระยะเวลาในการทดลอง 240 วัน หลังจากวันที่ 120 มีประสิทธิภาพในการลดซีโอดี 80 – 96 เปอร์เซนต์

ตุลชัย แจ่มใส (2545) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีบีโอดีและของแข็งแขวนลอยของระบบอีจีเอสบีในระดับห้องปฏิบัติการโดยใช้ถังอีจีเอสบี ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางถัง 5 ซม. โดยคำนึงถึงผลของเวลากักและความเร็วไหลขึ้นต่อระบบการทดลองแบ่งออกเป็น 2 การทดลอง โดยการทดลองที่ 1 ควบคุมเวลากักเท่ากับ 2 และ 6 ชม. โดยควบคุมให้มีความเร็วไหลขึ้นเท่ากันคือ 0.5 ม./ชม. และการทดลองที่ 2 ควบคุมความเร็วไหลขึ้นเท่ากับ 3.5 6.5 10.0 และ 12.0 ม./ชม. โดยใช้เวลากักเท่ากับ 2 ชม.

การทดลองทั้งหมดใช้น้ำเสียจริงจากอาคารเรียน4 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อุณหภูมิ 25-28 องศาเซลเซียส น้ำเสียมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 160 มก./ล. ค่าบีโอดี 5 วันเท่ากับ 65 มก./ล. ค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยเท่ากับ 45 มก./ล. ผลการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และบีโอดี 5 วันดังนี้ 70 และ80เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และผลของเวลากักทั้งสองค่าให้ประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกัน และในค่าความเร็วที่ให้ประสิทธิภาพสูงสุดอยู่ในช่วง 5-7 ม./ชม.

Kato และคณะ (2003) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของการนำระบบอีจีเอสบีมาเป็นการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านกระบวนการยูเอเอสบี โดยเลือกใช้ตะกอนชนิดฟลอคที่มาจากระบบยูเอเอสบีข้างต้นมาทำการเริ่มต้นระบบ การทดลองใช้ถังปฏิกรณ์ขนาด 157.5 ลิตร ทำการทดลองเป็นเวลา 331 วัน แบ่งการทดลองออกปัน 3 เฟส แต่ละเฟสใช้ความเร็วไหลขึ้น ดังนี้ 1.25 2.50 และ 3.75 ม./ชม. ค่าเวลากักน้ำเท่ากับ 4 ชม. ค่าซีโอดีรวมก่อนเข้าระบบมีค่าอยู่ในช่วง 120 -180 มก./ล. และค่าของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 94-123 มก./ล. ผลการทดลองระบบอีจีเอสบีสามารถบำบัดสารอินทรีย์ให้เหลือค่าซีโอดีรวม และซีโอดีกรองเท่ากับ 87 มก./ล. และ 55 มก./ล. ตามลำดับ และค่าของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยมีค่าต่ำกว่า 32 มก./ล. สรุปได้ว่าระบบอีจีเอสบีสามารถนำมาเป็นการบำบัดขั้นสุดท้ายจากน้ำเสียชุมชนที่ผ่านกระบวนการยูเอเอสบี ที่มีค่าความเข้มข้นต่ำได้ โดยใช้ตะกอนชนิดฟลอค (Flocculent sludge)

2.8.3 การศึกษาที่เกี่ยวข้องกับการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในห้องปฏิบัติการและได้รายงานว่า ในการศึกษากระบวนการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดไม่สามารถตรวจสอบได้ เนื่องจากเป็นกระบวนการทางพลศาสตร์ แต่ที่อัตราป้อนสารอินทรีย์ 2-5 กก.ซีโอดี/$ม^3$.วัน ของตะกอนจุลินทรีย์จะเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด และเมื่อมีการเพิ่มตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในถังหมักเล็กน้อย จะมีผลให้ methanogenic activity เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว เนื่องจากตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่เพิ่มให้ จะเป็นตัวนำให้เกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด และพบว่าแคลเซียมที่เข้มข้น 150 มก./ล.จะทำให้การตกตะกอนของเม็ดตะกอนดีขึ้น

I21941932

Wiegant และ Lettinga (1985) ได้รายงานว่าการมีวัสดุรองรับของจุลินทรีย์ จะทำให้มีความสามารถตกตะกอนดีเป็นการรักษาตะกอนจุลินทรีย์ในถังหมักไว้ ซึ่งความสามารถตกตะกอนที่เพิ่มขึ้นของตะกอนจุลินทรีย์ ก็เพราะมีการเจริญในรูปของ spherical flocs กับมีวัสดุรองรับในโครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเม็ด และได้สรุปผลการทดลองไว้ว่าการเกิดตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดที่มีทั้งจุลินทรีย์สร้างกรดและจุลินทรีย์สร้างมีเทนผสมกัน จะเกิดได้ในสภาพที่เหมาะสมของถังหมักแบบยูเอเอสบีในสภาวะที่เป็นมีโซฟิลิค และได้รายงานว่าการรักษาตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดให้มีอายุยาวนาน ขึ้นกับปัจจัยอื่นๆ ได้แก่

(1) การตอบสนองของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด ที่มีต่อการเปลี่ยนแปลงของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดเช่นการเปลี่ยนชนิดของจุลินทรีย์ที่สร้างกรดเป็นพวก *Streptococcus sp.*ทำให้ความหนาแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดลดลง เป็นต้น

(2) โครงสร้างของตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดในส่วนที่มีการสลายตัว

(3)การเปลี่ยนแปลงอัตราส่วนของ กลุ่มแบคทีเรียที่เป็นองค์ประกอบในตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ด

Dolfing (1985) รายงานว่าการต้านทานการส่งผ่านของสารอาหารเข้าสู่ตะกอนจุลินทรีย์ลักษณะเม็ดจะขึ้นอยู่กับความสามารถจำเพาะ (specific activity) และความหนาของมวลชีวภาพในสภาพที่มีความเข้มข้นของสารอาหารต่ำ

Weigant และ de Man (1985) ทำการศึกษาถึงกระบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในถังหมักยูเอเอสบีที่อุณหภูมิสูง (55 °C) โดยใช้สิ่งป้อนที่มีอะซิเตตและส่วนผสมระหว่างอะซิเตตและบิวทิเรตเป็นองค์ประกอบ โดยกล่าวว่าแบคทีเรียที่สำคัญในตะกอนแบบเม็ดคือ *Methanothrix และ Methanosarcina* ซึ่งการเลือกชนิดของแบคทีเรียทั้งสองขึ้นอยู่กับการควบคุมความเข้มข้นของอะซิเตตในน้ำกากส่า ที่ออกจากระบบให้มีค่าต่ำกว่า 200มก./ล. และ 700มก./ล. สำหรับ *Methanothrix และ Methanosarcina* ตามลำดับ ตะกอนที่เกิดขึ้นเป็น *Methanothrix* ส่วนมาก นอกจากนี้ยังพบว่าชนิดของตะกอนแบคทีเรีย (seed material) และการเติมวัสดุเฉื่อยมีผลต่อความเร็วในการเกิดเม็ดและช่วงเวลาที่ใช้ในการเริ่มต้นระบบ

Endo (1988) ได้รายงานว่าการเจริญเติบโตของแบคทีเรียลักษณะเส้นสายที่สร้างกรดบนผิวด้านนอกของตะกอนจุลินทรีย์แบบเม็ด จะเป็นสาเหตุให้เกิดสภาพ anaerobic sludge bulking ที่เป็นการสูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ออกจากระบบ

Schulze และคณะ (1988) ได้รายงานถึงความสำเร็จในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเม็ดของระบบยูเอเอสบีที่มี gelatine เป็นส่วนประกอบของน้ำเสียและเป็นแหล่งคาร์บอนแต่ในสภาพของน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของ $NH_4^+$ สูงจะได้ตะกอนจุลินทรีย์ขนาดเล็กและมีความหนาแน่นที่ต่ำ

Guiot และ คณะ (1992) กล่าวว่าความเร็วการไหลในถังปฏิกรณ์เป็นปัจจัยสำคัญในการคัดเลือกสายพันธุ์ของแบคทีเรียที่สามารถรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลชีพที่มีความสามารถตกตะกอนได้ดี และได้ทำการศึกษาโครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรตด้วยวิธีการ SEM(Scanning Electron Microscopy) พบว่ามีโครงสร้างภายในแบ่งออกเป็น 3 ชั้นอย่างเด่นชัด

โดยชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรียหลายกลุ่ม ได้แก่ Hydrogenic acidogens Sulfate reducers Methanosarcina และ H2-utilizing methanogens

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

ชั้นใน เป็นแบคทีเรียประเภท Aceticlastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta

Fang และคณะ (1994) กล่าวว่าในกรณีที่เป็นน้ำเสียประเภทโปรตีน หรือกรดอะมิโน เช่นกลูตาเมต ขั้นตอน การสร้างกรด (acidogenesis) จะเป็นขั้นตอนกำหนดอัตราเกิดปฏิกิริยาทั้งหมด (rate limiting step) ทั้งนี้เนื่องจากอัตราการย่อยสลาย และการแพร่กระจายที่ช้าของกลูตาเมต ทำให้มีการแพร่กระจายของสารอาหารอย่างทั่วถึงทั้งเม็ดจุลชีพ ซึ่งส่งผลให้แบคทีเรียมีลักษณะเหมือนกันทั่วทั้งเม็ดจุลชีพ และไม่เกิดโครงสร้างแบบแบ่งชั้นของกลุ่มแบคทีเรีย

2.8.4 งานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการเติมสารอาหาร

W.D.Murray และ L van der berg (1981) พบว่า มีเทนจุลชีพในถังปฏิกิริยาฟิล์มตรึงแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้รับการกระตุ้นการทำงานโดยการเติมนิกเกิลและโคบอลต์พร้อมกันที่ 100 นาโนโมล และ50 นาโนโมล ตามลำดับ ในขณะที่การเติมโมลิบดินัม 50 นาโนโมล พร้อมด้วยมีผลต่อการเร่งปฏิกิริยาเพียงเล็กน้อย

Shen และคณะ (1993) ได้ทดลองเติม นิเกิล โคบอลต์และเหล็กด้วยระบบยูเอเอสบี พบว่าการเติมโลหะดังกล่าวไม่มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ซีโอดีในระยะ 200 วัน อย่างไรก็ตามเมื่อหยุดการเติมyeast extract 60วันพบว่าประสิทธิภาพกำจัดซีโอดีลดลงอย่างมากในถังถังปฏิกิริยาที่ไม่ได้เติมเหล็กและโคบอลต์ที่พบที่สารอีพีเอส (EPS,Extracellular polymeric substrance) จะอยู่ในรูปยึดเกาะอยู่ซึ่งอาจมีความสำคัญต่อการรวมตัวกันเป็นเม็ดจุลชีพ

ณรงค์ศักดิ์ ธิติธัญญานนท์ (2539) ได้ทำการศึกษาผลกระทบของไอออนของนิกเกิลและโคบอลต์ต่อการทำงานของยูเอเอสบี โดยใช้ภาระบรรทุกสารอินทรีย์12และ18 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน เวลากักเท่ากับ 6 ชม. แต่ละชุดการทดลองมี 3 ชุด คือ 1.เติมทั้งนิกเกิลและโคบอลต์ 2.เติมนิกเกิลอย่างเดียว และ3. เติมโคบอลต์อย่างเดียว โดยอัตราส่วนซีโอดีน้ำเข้าต่อนิเกิลต่อโคบอลต์ที่เติมประมาณ 100: 0.008: 0.008

พบว่าการเติมโคบอลต์ ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีได้อย่างมากและทำให้ตะกอนนอนมีสีดำคล้ำ ขณะที่การเติมนิกเกิลช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบเช่นกันแต่ไม่โดดเด่น นอกจากนี้ตะกอนสีดำคล้ำ (สีดำ,สีเทาเข้ม) มีแนวโน้มจะกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าตะกอนสีอ่อน (สีน้ำตาลอ่อน,สีขาว)