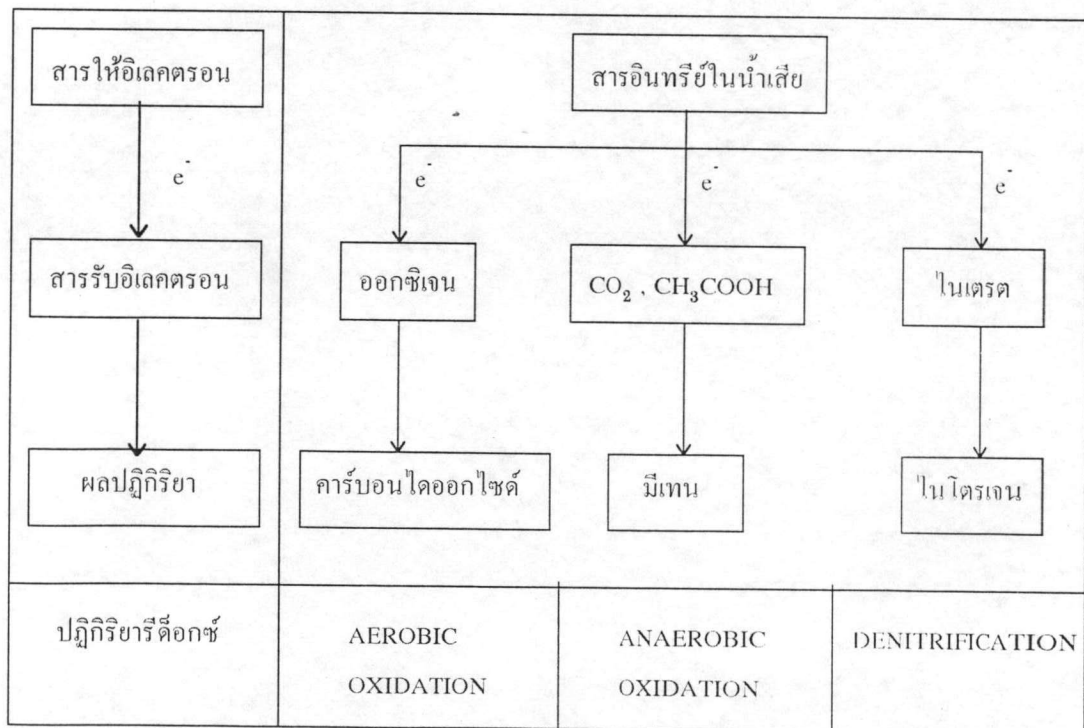


บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน [มันสิน, 2536]

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย จะมีปฏิกิริยาที่เกิดการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารที่ให้อิเล็กตรอน และสารที่รับอิเล็กตรอน ซึ่งเป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชัน หรือรีดอกซ์ โดยที่สารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งมีพลังงานสูงจะเป็นสารให้อิเล็กตรอน และมีสารอย่างอื่นเป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดยที่ปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจน (aerobic) จะมีสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจน แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่นเช่น คาร์บอนไดออกไซด์ หรือไนเตรท ปฏิกิริยาก็คจะเป็นแบบไร้ออกซิเจน (anaerobic) ดังรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย [มันสิน, 2536]

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งประกอบด้วย โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน ทั้งที่อยู่ในรูปของของแข็ง และสารละลาย โดยกระบวนการแบบไร้ออกซิเจนสามารถแบ่งออกได้ เป็น 4 ขั้นตอน ดังนี้

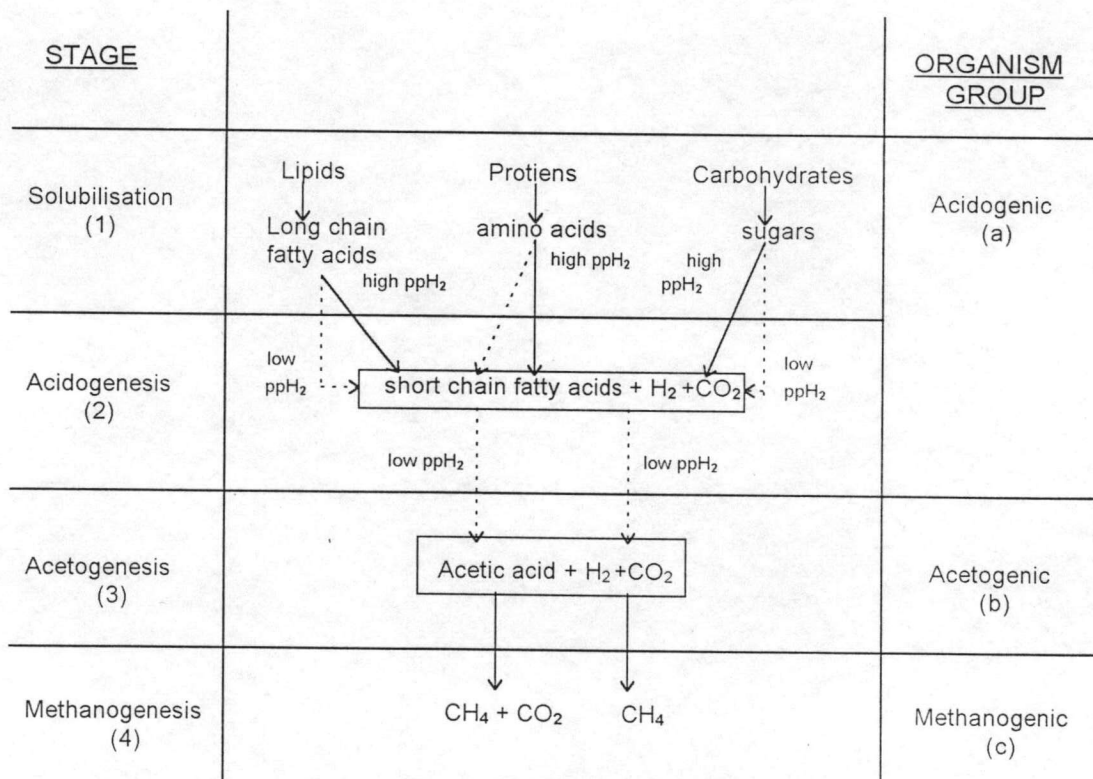
ขั้นตอนที่ 1 : Solubilisation หรือ hydrolysis

ขั้นตอนที่ 2 : Acidogenesis

ขั้นตอนที่ 3 : Acetogenesis

ขั้นตอนที่ 4 : Methanogenesis

ดังแสดงในรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน

[Sam-soon, et al, 1987]

ขั้นตอนที่ 1 Solubilisation หรือ hydrolysis

เป็นขั้นตอนที่สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ และซับซ้อนเช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน จะถูกย่อยสลายโดยเอนไซม์ที่ถูกปล่อยออกมาภายนอกเซลล์ (Extracellular Enzyme) โดยแบคทีเรียหลายจำพวก แต่ส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียพวกสร้าง

กรด (Acidogenic) ทำให้ได้สารที่มีขนาดโมเลกุลเล็กลง เช่น กรดอะมิโน กลูโคส เป็นต้น เพื่อให้แบคทีเรียสามารถดูดซึมเข้าไปในเซลล์ได้ ในการย่อยสลายของขั้นตอนนี้น้ำก็ขึ้นอยู่กับเอนไซม์ที่ถูกปล่อยออกมาจากแบคทีเรีย โดยเอนไซม์จะไปลดพลังงานกระตุ้น (activation energy) เพื่อให้เกิดปฏิกิริยาได้เร็วขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม เอนไซม์ก็มีความเฉพาะเจาะจงมากโดยเลือกเร่งเฉพาะชนิดของปฏิกิริยา และชนิดของสารที่เข้าทำปฏิกิริยา และการทำงานของเอนไซม์ยังขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการเช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิ และการสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ เป็นต้น รูปที่ 2.3 แสดงให้เห็นรายละเอียดการ hydrolysis ของสารอาหารขนาดโมเลกุลใหญ่เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน และชนิดของเอนไซม์

O' Rourke (1968) [อ้างถึงใน Hulshoff Pol, 1994] ทำการศึกษา kinetics ของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนพบว่า ไขมันจะสามารถ hydrolysed ได้ต่ำมากที่อุณหภูมิต่ำในการย่อยสลาย sewage sludge นอกจากนี้ยังพบว่าค่า k_h ของโปรตีนก็ต่ำมากเช่นกัน

สำหรับอัตราในการ hydrolysis นั้นสามารถแสดงได้ดังสมการข้างล่าง

$$dF/dt = -k_h F \quad \text{..(2.1)}$$

เมื่อ F - ความเข้มข้นของสารอาหารย่อยสลายได้ที่ไม่ละลาย, (มก./ล.)

k_h - ค่าคงที่ในการ hydrolysis

จากสมการข้างต้น จะสามารถเขียนได้ใหม่ดังสมการ (2.2) และ (2.3)

$$F = F_0 e^{-k_h t} \quad \text{..(2.2)}$$

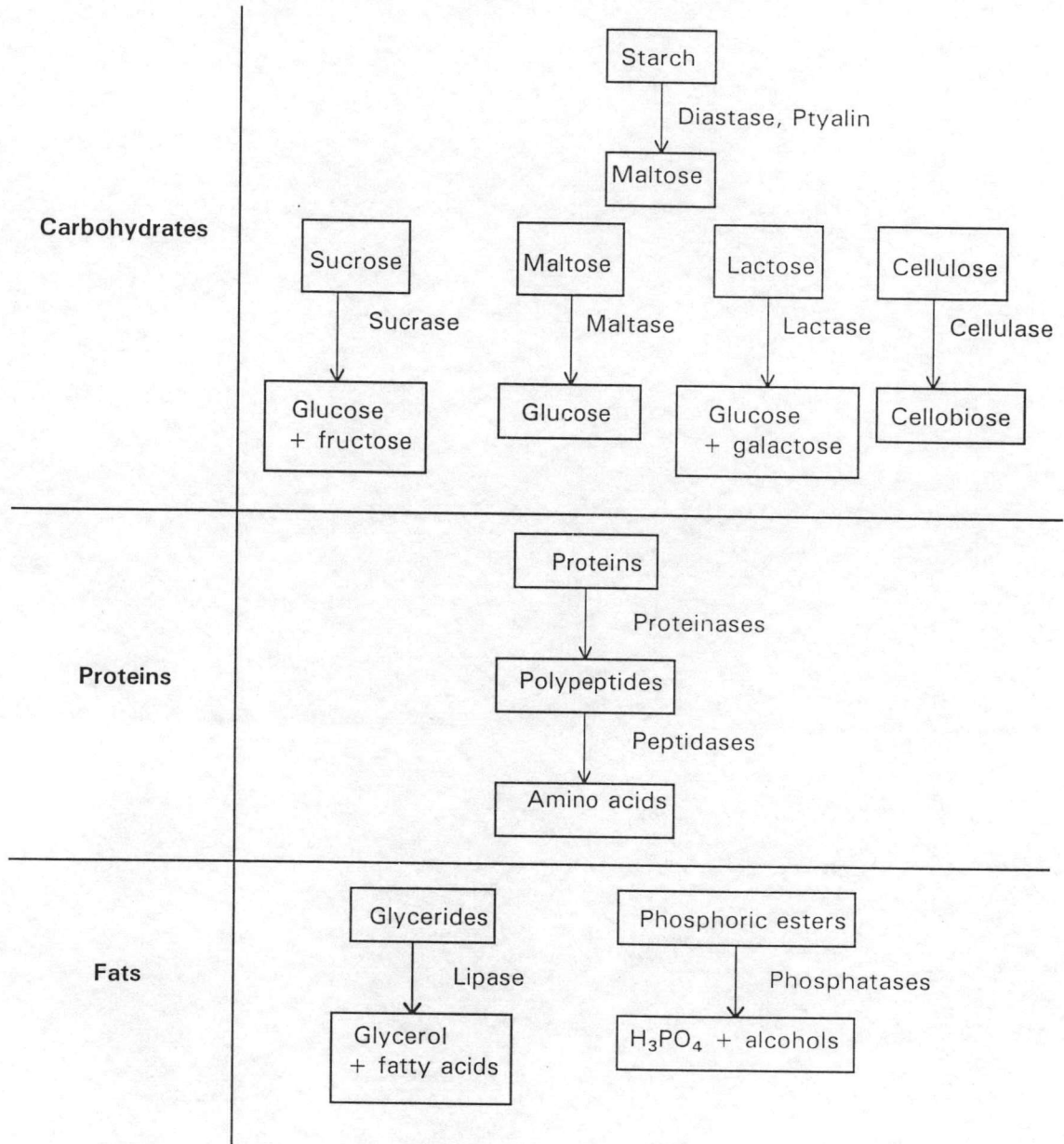
$$F = F_0 / (1 + k_h \theta) \quad (\text{กรณีใช้เป็น CSTR}) \quad \text{..(2.3)}$$

เมื่อ F_0 - ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารอาหารย่อยสลายได้ที่ไม่ละลาย, (มก./ล.)

θ - เวลาถัก (วัน)

ต่อมา Gujer และ Zehnder (1983) [อ้างถึงใน Malina & Pohland, 1992] ศึกษาอัตราการ hydrolysis ของสารอาหารที่ย่อยสลายได้ยากในกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนได้ค่า 0.04-0.13 วัน⁻¹ สำหรับเซลลูโลส, 0.54 วัน⁻¹ สำหรับเฮมิเซลลูโลส, 0.08-0.17 วัน⁻¹ สำหรับไขมัน และ 0.02-0.03 วัน⁻¹ สำหรับโปรตีน ความแตกต่างของค่า k_h ของงานวิจัยทั้งสองน่าจะมาจากสภาพในการทดลองที่แตกต่างกัน

Pavlostathis และ Gosset (1988) ที่ศึกษาการย่อยสลายสลัดจ์จากระบบ CSTR พบว่าขั้นตอน hydrolysis ของโปรตีนเป็นขั้นกำหนดอัตราการย่อยสลาย (rate-limiting step)

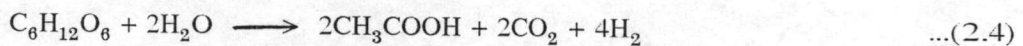


รูปที่ 2.3 ชนิดของสารตั้งต้น และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากขั้นตอน hydrolysis และเอนไซม์ที่ใช้
[Sawyer & McCarty, 1978]

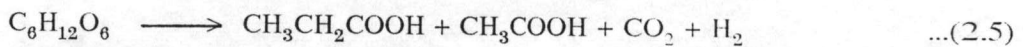
ขั้นตอนที่ 2 Acidogenesis

เป็นขั้นตอนที่นำผลผลิตจากขั้นตอนที่ 1 คูดซิมเข้าไปในเซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งอาหาร และให้ผลผลิตออกมาเป็นกรดระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid) เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic acid) กรดบิวทิริก (Butyric acid) เป็นต้น รวมทั้งได้ คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน ซึ่งผลผลิตในขั้นตอนนี้จะเกิดสารชนิดใดนั้นขึ้นอยู่กับ ปัจจัย 2 ประการคือ ชนิดของสารที่ผ่านมาจากขั้นตอนที่ 1 และ hydrogen partial pressure (ppH₂) โดยผลของปฏิกิริยาที่ได้จะแตกต่างกันแสดงดังรูปที่ 2.4 ซึ่งในการย่อยสลายของกลูโคส โดยผ่านวิถีทางชีวเคมีที่เรียกว่า Embden - Meyerhof pathway ในสภาวะที่ low hydrogen partial pressure จะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ แต่ถ้าใน สภาวะ high hydrogen partial pressure จะได้กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการข้างล่าง

สภาวะ Low hydrogen partial pressure



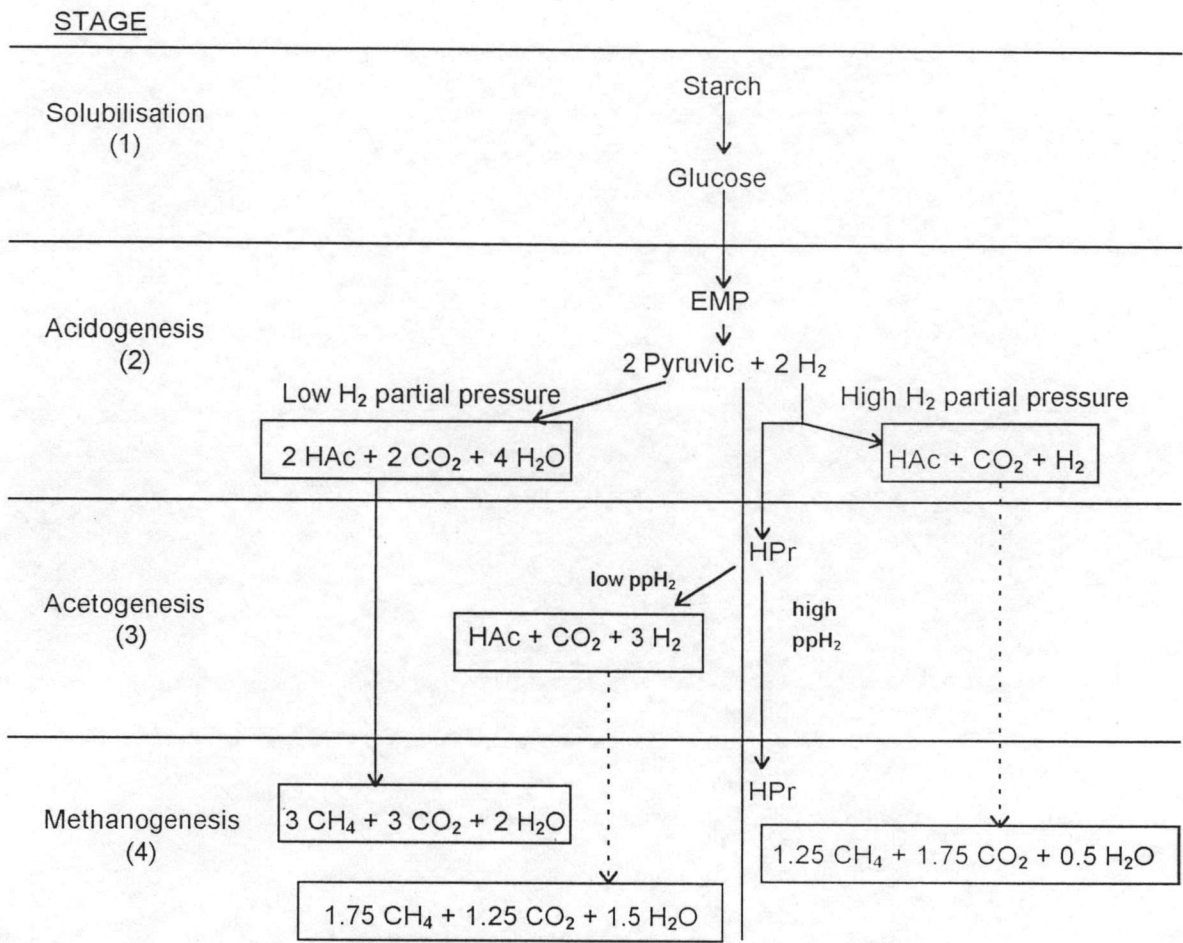
สภาวะ High hydrogen partial pressure



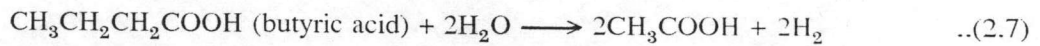
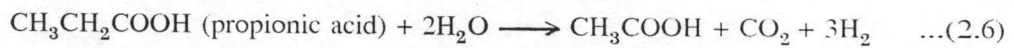
สำหรับแบคทีเรียที่รับผิดชอบในขั้นตอนนี้คือ Fermentative bacteria หรือ Acidogens ซึ่งจะรับผิดชอบในขั้นตอนนี้ด้วย

ขั้นตอนที่ 3 Acetogenesis

เนื่องจากการผลิตมีเทนโดย Methanogens สามารถใช้สารอาหารอย่างเฉพาะเจาะจงมาก เช่น กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และเมธิลามีน แต่ไม่สามารถใช้กรดระเหย ง่ายที่มีคาร์บอนอะตอมเกินกว่า 2 อะตอม เช่น กรดโพรพิโอนิก กรดบิวทิริก เป็นสารอาหาร โดยตรงในการผลิตมีเทน ดังนั้น แบคทีเรียจำพวก Acetogenesis จึงมีบทบาทสำคัญในการเชื่อม ระหว่างขั้นตอนการสร้างกรด และการสร้างมีเทน แบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (hydrogen producing acetogenic bacteria) สามารถย่อยสลายกรดระเหยง่ายที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม ให้เป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะ low hydrogen partial pressure ดังสมการ



รูปที่ 2.4 การย่อยสลายของแป้งภายใต้สภาวะ Low และ High hydrogen partial pressure [Sam-soon, et al, 1987]



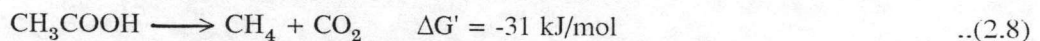
(โดย *Methanosporillum hangatii* $\Delta G' = +48.2$ kJ/mol)

ในการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน แบคทีเรียพวกนี้จะมีส่วนช่วยไม่ให้มีการสะสมตัวของกรดบิวทริก กรดโพรพิโอนิกในถังปฏิกรณ์ ซึ่งทำให้ค่าพีเอชลดลงจนยับยั้งพวก Methanogens ได้

ขั้นตอนที่ 4 Methanogenesis

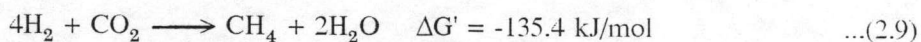
เป็นขั้นตอนการสร้างมีเทนโดยแบคทีเรียชนิดที่ผลิตมีเทน (Methanogens) ซึ่งเป็นแบคทีเรียชนิดไม่ต้องการออกซิเจน (Obligate anaerobes) ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 กลุ่มหลัก คือ

1. แบคทีเรียชนิดที่สร้างมีเทนจากกรดอะซิติก (Obligate Acetoclastic Methanogens) แบคทีเรียพวกนี้จะใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการ



โดยจะเป็นปฏิกิริยาที่สำคัญในการสร้างมีเทน ซึ่งจะผลิตมีเทนได้ประมาณ 70% ของมีเทนที่ได้ทั้งหมด

2. แบคทีเรียชนิดที่สร้างมีเทนจากไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ (H_2 - Utilizing Methane Bacteria) โดยแบคทีเรียพวกนี้จะใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน โดยมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน ดังสมการ



และแบคทีเรียชนิดนี้ยังสามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารอย่างเดี่ยวได้ เพราะกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการ



ซึ่งแบคทีเรียพวก Methanogens นี้ สามารถที่จะเจริญเติบโตในช่วงที่มี pH แคบ คือ ประมาณ 6.5 - 7.2 และอุณหภูมิก็มีผลต่อการเจริญเติบโต รวมทั้งมักจะมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะต่ำ (specific growth rate) ทำให้ขั้นตอนนี้เกิดขึ้นช้า และมักเป็นขั้นตอนในการจำกัดอัตราการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน นอกเหนือจากแบคทีเรีย 2 กลุ่มหลักข้างต้นซึ่งแบ่งกลุ่มโดยพิจารณาจากสารอาหารแล้วยังมีชนิดอื่นอีก ซึ่งในปัจจุบันได้มีการแบ่งประเภทของแบคทีเรียชนิดนี้โดยมีรายละเอียดดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน [ชำนาญ, 2538]

| สปีชีส์ | ลักษณะ, รูปร่าง | สารอาหาร | สภาพแวดล้อมที่เหมาะสม | |
|--------------------------------------|---------------------------------|--|-----------------------|---------|
| | | | อุณหภูมิ (C) | พีเอช |
| ORDER I. METHANOBACTERIALES | | | | |
| FAMILY I. Methanobacteriaceae | | | | |
| Genus I. Methanobacterium | | | | |
| M. alcaliphilum | แท่งยาว, เส้นใย | H ₂ /CO ₂ | 37 | 7.0 |
| M. bryantii | แท่งยาว, เส้นใย | H ₂ /CO ₂ | 37-39 | 7.0 |
| M. formicicum | แท่งยาว, เส้นใย | H ₂ /CO ₂ | 37-45 | |
| M. ivanovii | แท่ง, เส้นใย | H ₂ /CO ₂ , formate | 45 | |
| M. thermoaggregans | แท่งยาว, เส้นใย, รวมเป็นเม็ด | H ₂ /CO ₂ | 65 | 7.0-7.5 |
| M. thermoalcaliphilum | แท่งยาว, เส้นใย | H ₂ /CO ₂ | 58-62 | 7.5-8.5 |
| M. thermoautotrophicum | แท่งยาว, เส้นใย | H ₂ /CO ₂ | 65-70 | 7.2-7.6 |
| M. thermoformicicum | แท่ง | H ₂ /CO ₂ , formate | 55 | |
| M. uliginosum | แท่งยาว | H ₂ /CO ₂ | 40 | |
| M. wolfei | แท่ง | H ₂ /CO ₂ | 55-65 | 7.0-7.5 |
| Genus II. Methanobrevibacter | | | | |
| M. arboriphilus | แท่ง | H ₂ /CO ₂ | 37-39 | 7.5-8.0 |
| FAMILY II. Methanothermaceae | | | | |
| Genus I. Methanothermus | | | | |
| M. fervidus | แท่งสั้น, โข่สั้น | H ₂ /CO ₂ | 83 | 6.5 |
| ORDER II. METHANOCOCCALES | | | | |
| FAMILY I. Methanococcaceae | | | | |
| Genus I. Methanococcus | | | | |
| M. aeolicus | วงรี (ไม่กลม) | formate | | |
| M. deltae | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 37 | |
| M. frisius | กลม | H ₂ /CO ₂ , methanol, methylamine | 36 | |
| M. junnaschii | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ | 85 | 6.0 |

ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (ต่อ)

| สปีชีส์ | ลักษณะ, รูปร่าง | สารอาหาร | สภาพแวดล้อมที่เหมาะสม | |
|--------------------------------------|-----------------------------------|---|-----------------------|---------|
| | | | อุณหภูมิ (C) | พีเอช |
| <i>M. maripaludis</i> | กลม, วงรี | H ₂ /CO ₂ , formate | 35-39 | 6.8-7.2 |
| <i>M. thermolithotrophicus</i> | กลม, วงรี | H ₂ /CO ₂ , formate | 65 | 6.5-7.5 |
| <i>M. vannielii</i> | กลม, วงรี | H ₂ /CO ₂ , formate | 36-40 | 7.0-9.0 |
| <i>M. voltae</i> | กลม, วงรี | H ₂ /CO ₂ , formate | 35-40 | 6.7-7.4 |
| ORDER III. METHANOMICROBIALES | | | | |
| FAMILY I. Methanomicrobiaceae | | | | |
| Genus I. Methanomicrobium | | | | |
| <i>M. mobile</i> | แท่งสั้น | H ₂ /CO ₂ , formate | 40 | 6.1-6.9 |
| <i>M. paynteri</i> | แท่งสั้น ไม่สม่ำเสมอ | H ₂ /CO ₂ | 40 | 6.5-7.0 |
| Genus II. Methanogenium | | | | |
| <i>M. aggregans</i> | วงรี (ไม่กลม) รวมเป็นเม็ด | H ₂ /CO ₂ , formate | 35 | |
| <i>M. bourgense</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 37 | |
| <i>M. cariaci</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 20-25 | 6.8-7.3 |
| <i>M. fritonii</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 57 | 7.0-7.5 |
| <i>M. marisnigri</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 20-25 | 6.2-6.6 |
| <i>M. olentangyi</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ | 37 | |
| <i>M. tatii</i> | กลม, วงรี | H ₂ /CO ₂ , formate | 37-40 | 7.0 |
| <i>M. thermophilicum</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 55-68 | 7.0 |
| <i>M. wolfei</i> | วงรี (ไม่กลม) | H ₂ /CO ₂ , formate | 45 | |
| Genus III. Methanospirillum | | | | |
| <i>M. hungatei</i> | แท่งโค้ง, เส้นใยเกลียวยาว | H ₂ /CO ₂ , formate | 30-40 | 6.6-7.4 |
| FAMILY II. Methanosarcinaceae | | | | |
| Genus I. Methanosarcina | | | | |
| <i>M. acetivorans</i> | วงรี (ไม่กลม) รวมเป็นก้อนชีสต์ | methanol, methalamine, acetate | 35-40 | 7.0 |

ตารางที่ 2.1 การแบ่งประเภทของแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (ต่อ)

| สปีชีส์ | ลักษณะ, รูปร่าง | สารอาหาร | สภาพแวดล้อมที่เหมาะสม | |
|--|---|--|-----------------------|---------|
| | | | อุณหภูมิ (C) | พีเอช |
| M. barkeri | วงรี (ไม่กลม), รวมเป็นก้อนสี่เหลี่ยม | H ₂ /CO ₂ , methanol, methalamine, acetate | 35-40 | 7.0 |
| M. mazei | วงรี (ไม่กลม), รวมเป็นก้อนสี่เหลี่ยม | methanol, methalamine, acetate, H ₂ /CO ₂ - ซ้ำมาก | 30-40 | 6.0-7.0 |
| M. thermophila | วงรี (ไม่กลม), รวมเป็นเม็ด | H ₂ /CO ₂ , methanol, methalamine, acetate | 50 | 6.0-7.0 |
| M. vavvolata | วงรี (ไม่กลม), รวมเป็นก้อนซีสต์ | H ₂ /CO ₂ , methanol, methalamine, acetate | 40 | |
| Genus II. Methanococcoides | | | | |
| M. methylutens | วงรี (ไม่กลม) | methanol, methylamine | 30-35 | |
| FAMILY III. Methanoplanaceae | | | | |
| Genus I. Methanoplanus | | | | |
| M. endosymbiosus | แผ่นคล้ายจาน | H ₂ /CO ₂ , formate | 32 | |
| M. lamicola | แผ่นคล้ายจาน | H ₂ /CO ₂ , formate | 40 | |
| FAMILY - ยังไม่มีชื่อ | | | | |
| Genus Methanotherix | | | | |
| M. concilii | แท่ง, เส้นใย | acetate | 35-40 | |
| M. soehngeni | แท่ง, เส้นใย | acetate | 37 | 7.4-7.8 |
| M. thermoacetophila | แท่ง, เส้นใย | acetate | 65 | |
| ORDER AND FAMILY - ยังไม่มีชื่อ | | | | |
| Genus Methanolobus | | | | |
| M. tindarius | วงรี (ไม่กลม) | methanol, methylamine | 25 | |
| Genus Halomethanococcus | | | | |
| M. mahi | วงรี (ไม่กลม) | methanol, methylamine | 35 | |
| Genus Metanosphaera | | | | |
| M. stadmanae | ทรงกลม | methanol | 37 | |

2.2 ระบบยูเอเอสบี (Upflow anaerobic sludge blanket)

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน (anaerobic treatment) สำหรับน้ำเสียมักจะใช้ประโยชน์ใน 2 ลักษณะคือ

1. การสร้างเสถียรภาพให้ตะกอนอินทรีย์ คือ การนำสลัดจ์ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ที่ได้จากถังตกตะกอนขั้นต้น และหรือถังตกตะกอนขั้นสุดท้ายจากการบำบัดแบบชีวชนิดต่างๆ เช่น สลัดจ์จากระบบเอเอส เพื่อย่อยสลายตะกอนสารอินทรีย์ ให้ได้ตะกอนที่มีเสถียรภาพก่อนนำไปทิ้งโดยการกลบฝัง ซึ่งกระบวนการไร้ออกซิเจนที่มักใช้ก็คือ ถังหมักแบบธรรมดา หรือถังหมักแบบสองเฟส (Two-phase anaerobic digestion)

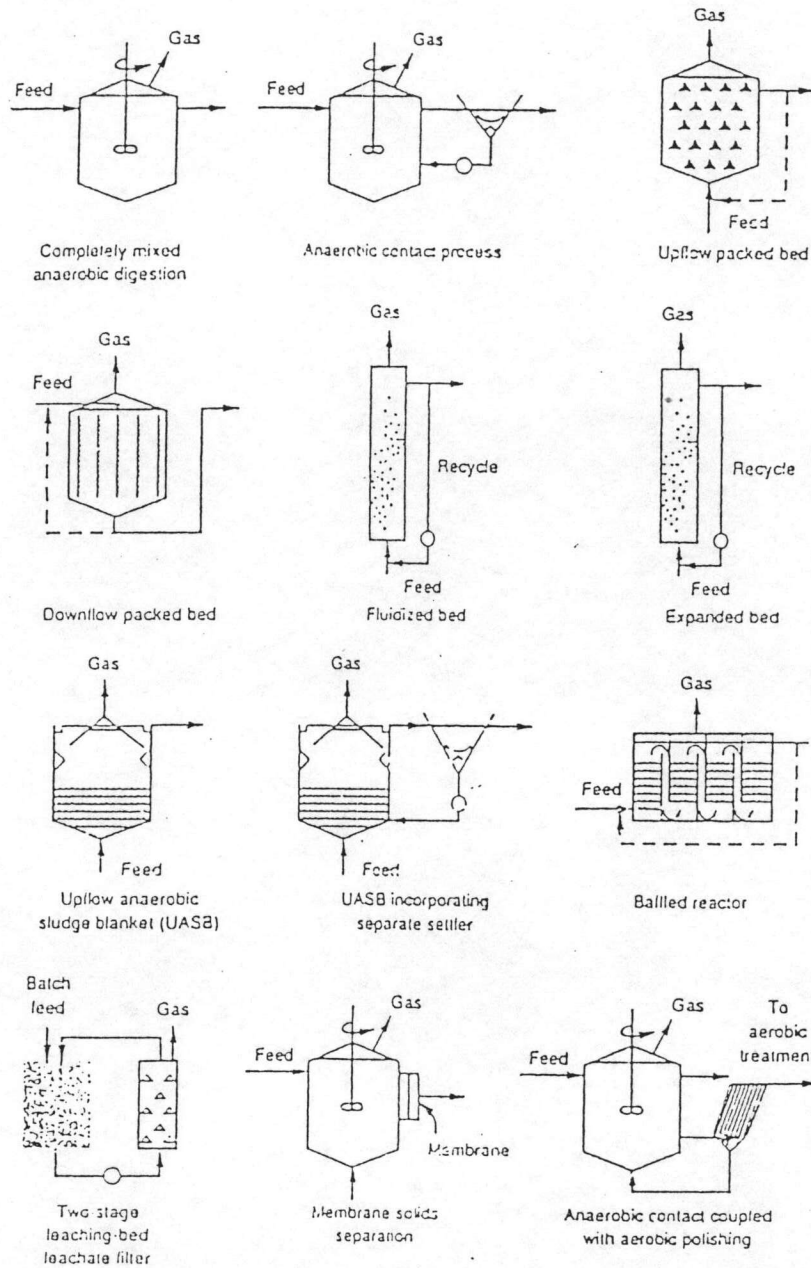
2. ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย โดยใช้ลดความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นหลัก ซึ่งกระบวนการดังกล่าว ได้แก่ ระบบ Anaerobic contact, Anaerobic filter, Anaerobic fluidized bed (AFB), Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) เป็นต้น แต่ละระบบมีความเหมาะสมในการใช้งานแตกต่างกันไป โดยลักษณะของแต่ละระบบแสดงดังรูปที่ 2.5

กระบวนการไร้ออกซิเจนมักมีลักษณะเฉพาะแตกต่างจากการบำบัดแบบใช้ออกซิเจนหลายประการเช่น

- สลัดจ์ที่ได้มีน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน
- ได้ก๊าซชีวภาพ คือ ก๊าซมีเทน สามารถใช้เป็นแหล่งพลังงานได้
- ต้องการอาหารเสริมต่ำ (ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส)
- ความมีเสถียรภาพในการทำงานของระบบต่ำ เป็นต้น

2.2.1 ความเป็นมาของระบบ UASB

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนของระบบ UASB ได้ถูกพัฒนาขึ้นมาในเวลาไม่นานนัก Standers (1966) พบว่าการเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ให้มีอยู่ในถังหมักได้เป็นจำนวนมาก โดยติดตั้งถังตกตะกอนไว้ตอนบนของถังหมัก จะทำให้ใช้เวลาในการบำบัดน้ำเสียสั้นลง และรับปริมาณน้ำเสียเข้าระบบได้มากขึ้นด้วย การมีออร์แกนิกโหลดสูงๆ จะทำให้เกิดก๊าซ ซึ่งทำให้มีการผสมที่ดีในชั้นจุลินทรีย์ [Heertjes และ van der Meer, 1983] Lettinga และคณะ (1980) ได้พัฒนาระบบดังกล่าว โดยเลี้ยงให้มีจุลินทรีย์เกาะตัวเป็นกลุ่มหรือเป็นเม็ด พร้อมทั้งพัฒนาอุปกรณ์ที่ใช้ในการแยกน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ และก๊าซชีวภาพ (Gas-solid separator, GSS device) จึงเริ่มมีการใช้ระบบ UASB เรื่อยมาจนถึงปัจจุบัน ตารางที่ 2.2 แสดงการใช้ระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียในประเทศเนเธอร์แลนด์จนถึงเดือนกันยายน 1990



รูปที่ 2.5 ลักษณะของระบบต่างๆ ในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน [Metcalf & Eddy, 1991]

ตารางที่ 2.2 จำนวนโรงบำบัดน้ำเสียที่ใช้ระบบ UASB ก่อนเดือนกันยายน 1990

[Malina และ Pohland, 1992]

| Wastewater | Number of UASBs | UASB-volume (m ³) |
|--------------------------------------|-----------------|-------------------------------|
| Alcohol | 20 | 52,000 |
| Bakers' Yeast | 5 | 9,900 |
| Bakery | 2 | 347 |
| Brewery | 30 | 60,600 |
| Candy | 2 | 350 |
| Canneries | 3 | 2,800 |
| Chemical | 2 | 2,600 |
| Chocolate | 1 | 285 |
| Citric acid | 2 | 6,700 |
| Coffee | 2 | 1,300 |
| Dairy and cheese | 6 | 2,300 |
| Distillery | 8 | 24,000 |
| Domestic sewage | 3 | 3,200 |
| Fermentation | 1 | 750 |
| Fruit juice | 3 | 4,600 |
| Fructose production | 1 | 240 |
| Landfil leachate | 6 | 2,495 |
| Paper and pulp | 28 | 67,197 |
| Pharmaceutical | 2 | 400 |
| Potato processing | 27 | 25,610 |
| Rubber | 1 | 650 |
| Sewage sludge liquor | 1 | 1,000 |
| Slaughterhouse | 3 | 950 |
| Soft drinks | 4 | 1,385 |
| Starch(barley,corn,potato ,wheat) | 16 | 33,500 |
| Sugar processing | 19 | 23,100 |
| Vegetable and fruit | 3 | 2,800 |
| Yeast | 4 | 8,550 |
| Total | 205 | 339,609 |

Source : Biogas technology in the Netherlands, publication by the Netherlands Agency for Energy and the Environment (Anonymous, 1988) and information from Biotim, Gb Biothane International, Paques BV and ATO.

2.2.2 ข้อดีข้อเสียของระบบ UASB

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ UASB ได้รับความสนใจมากขึ้น เนื่องจากสามารถใช้บำบัดน้ำเสียที่ออร์แกนิกโหลดสูงๆ โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูง ข้อดีข้อเสียของระบบ UASB ในการบำบัดน้ำเสียมีดังนี้

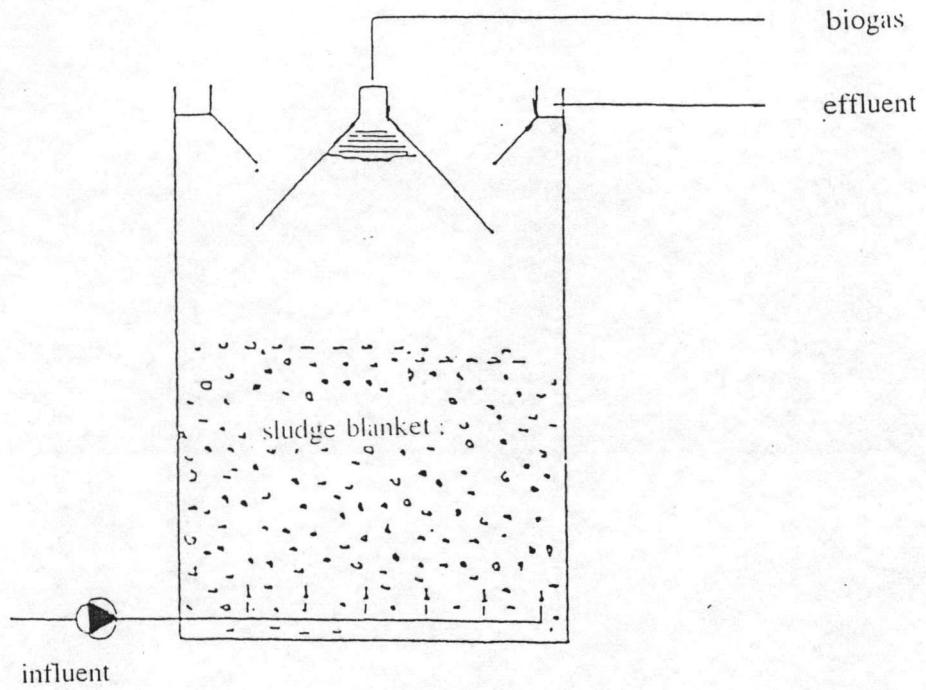
ตารางที่ 2.3 ข้อดีข้อเสียของระบบ UASB

| ข้อดี | ข้อเสีย |
|--|--|
| 1. มีความต้องการพลังงานต่ำ เนื่องจากไม่มีการเติมอากาศ | 1. ต้องการอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพที่เหมาะสม เพื่อช่วยในการกวน |
| 2. ไม่ต้องใช้สารตัวกลาง ทำให้ลดค่าใช้จ่ายลง | 2. ต้องเลี้ยงจุลินทรีย์ให้จับตัวเป็นเม็ด มิฉะนั้นจะด้อยประสิทธิภาพ |
| 3. เกิดตะกอนจุลินทรีย์ส่วนเกินน้อย | 3. ต้องพยายามรักษาตะกอนของจุลินทรีย์ในระบบให้เหมาะสม และควบคุมการล้างออก |
| 4. สามารถรับภาระสารอินทรีย์ (Organic load) ได้สูง | 4. ต้องใช้เวลาในการ start-up ระบบ ก่อนข้างนาน |
| 5. ผลผลิตที่ได้คือ ก๊าซชีวภาพ (ก๊าซมีเทน) สามารถนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้ | 5. แบคทีเรียโดยเฉพาะพวกผลิตมีเทน มีความสามารถเจริญเติบโตได้ดี ในช่วงสภาวะเหมาะสมที่แคบ เช่น pH 6.5-7.2 |

2.2.3 ลักษณะและการทำงานของระบบ UASB

ระบบการทำงานแบบ UASB เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการปล่อยน้ำเสียจากด้านล่างสู่ด้านบนของถังปฏิกรณ์ โดยไม่ต้องมีสารตัวกลางหรือวัสดุอื่นใดมาช่วยในการพองมวลจุลินทรีย์ และลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์แบบ UASB จะเป็นรูปทรงสี่เหลี่ยม หรือทรงกระบอกก็ได้ โดยจะแบ่งออกเป็น 2 ส่วน (รูปที่ 2.6) คือ

1. ส่วนที่เป็นถังหมักพร้อมด้วยระบบป้อนน้ำเสียซึ่งอยู่ทางด้านล่างของถัง
2. ส่วนที่แยกน้ำ, ก๊าซ และตะกอนแขวนลอย ซึ่งอยู่ส่วนบนของถังหมัก โดยมีอุปกรณ์แยกก๊าซ, น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์ออกจากกัน ประกอบด้วยแผ่นเอียงทำมุมประมาณ 45-60 องศา [Lettinga และ Hulshoff Pol, 1986] ซึ่งช่วยในการป้องกันมิให้ตะกอนจุลินทรีย์ที่ฟุ้งกระจายโดยก๊าซชีวภาพหลุดออกไปจากถังหมัก ในการทำงานของระบบ UASB จะมีการเติมเชื้อ



รูปที่ 2.6 ลักษณะทั่วไปของถังปฏิกรณ์แบบ UASB [Souza, 1986]

แบบที่เรียกเข้าสู่ถังปฏิกิริยา จากนั้นสร้างสภาวะที่เหมาะสม เพื่อให้เกิดชั้นของตะกอน จุลินทรีย์ที่มีความหนาแน่นและรวมกันเป็นเม็ด ซึ่งจะมีความเร็วในการจมตัวลงสู่ก้นถังปฏิกิริยาสูง และเกิดเป็นชั้นของสลัดจ์นอน ส่วนกลุ่มที่มีความหนาแน่นต่ำ และมีความเร็วในการจมตัวต่ำกว่าจะลอยอยู่เป็นชั้นของสลัดจ์ฟุ้ง

เมื่อน้ำเสียถูกป้อนเข้าสู่ด้านล่างของถังปฏิกิริยา จุลินทรีย์จะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ทำให้เกิดเซลล์ และก๊าซขึ้น โดยก๊าซที่เกิดขึ้น (ส่วนใหญ่เป็นก๊าซมีเทน) และความเร็วของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบ จะทำให้ตะกอนจุลินทรีย์ลอยสู่ด้านบน และเกิดการสัมผัสกันระหว่างน้ำเสียดังกล่าวกับตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ เมื่อน้ำเสียเคลื่อนที่จนถึงส่วนบนของถังซึ่งมีอุปกรณ์แยกก๊าซ, น้ำเสีย และตะกอนแขวนลอย ที่จะทำหน้าที่แยกก๊าซที่เกิดขึ้นไปยังส่วนเก็บก๊าซ ตะกอนจุลินทรีย์จะตกลงสู่ก้นถังปฏิกิริยา ส่วนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกทางด้านบนของถัง ตารางที่ 2.4 แสดงวัตถุประสงค์ในการติดตั้งอุปกรณ์แยกก๊าซ, น้ำเสีย และตะกอนจุลินทรีย์

จะเห็นได้ว่า ลักษณะสำคัญของระบบ UASB คือ การเลี้ยงจุลินทรีย์ให้เกาะเป็นเม็ดซึ่งมีความหนาแน่น และน้ำหนักมาก เพื่อที่จะตกตะกอนได้ดี เป็นสิ่งสำคัญของระบบนี้ เพราะถ้าไม่มีการรวมตัวเป็นเม็ด จะทำให้เกิดการชะออก (wash-out) ของตะกอนจุลินทรีย์ได้ เป็นผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรืออาจล้มเหลวได้ นอกจากนี้การป้องกันน้ำเสียที่เข้าระบบไม่ให้เกิดเป็นช่องก็เป็นสิ่งสำคัญ เพราะมิฉะนั้นจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบลดลงได้

ตารางที่ 2.4 วัตถุประสงค์ในการติดตั้ง GSS device สำหรับระบบ UASB

[Lettinga และ Hulshoff Pol, 1991]

1. เพื่อแยก และนำก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นออกจากถังปฏิกิริยา
2. เพื่อป้องกันการชะออก (wash-out) ของจุลินทรีย์ ซึ่งทำให้ประสิทธิภาพของระบบดีขึ้น
3. เพื่อให้สลัดจ์ตกตะกอนกลับไปด้านล่างของถังปฏิกิริยา
4. เพื่อป้องกันไม่ให้ตะกอนจุลินทรีย์ในชั้น blanket ขยายตัว และฟุ้งกระจายอย่างรวดเร็วเข้าไปในส่วนตกตะกอน
5. เพื่อให้ น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีคุณภาพที่ดี

2.2.4 กลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

Hulshoff Pol และคณะ (1983) [อ้างถึงใน ชำนาญ, 2538] ได้ศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยสังเกตจากพฤติกรรมในการคงอยู่ หรือการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ (รูปที่ 2.7) และกล่าวถึงขั้นตอนของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไว้เป็น 3 ขั้นตอน ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 (อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ < 2 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน)

ในขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนเริ่มต้น เมื่อป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังยูเอเอสบีแล้ว ชั้นตะกอนล่างจะเกิดการขยายตัว เนื่องจากน้ำเสียที่ป้อนเข้าไป และก๊าซที่เกิดในระบบ รวมทั้งจุลินทรีย์จำพวกเส้นใย (filamentous organisms) ที่เกิดขึ้น ทำให้ตะกอนจุลินทรีย์จมตัวได้น้อยลง

ขั้นตอนที่ 2 (อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 2-5 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน)

ในขั้นตอนนี้จะมีอัตราการสูญเสียตะกอนแขวนลอยสูงมาก เนื่องจากการเพิ่มอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ทำให้เกิดการผลิตก๊าซมากขึ้น และเกิดการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็กๆ ออกนอกถัง ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่ และหนักจะสามารถคงอยู่ในถังต่อไปได้ ซึ่งนับว่าเป็นการคัดเลือกของระบบให้มีการสร้างจุลินทรีย์ และรวมตัวกันของตะกอนจุลินทรีย์ให้มีลักษณะเป็นเม็ดตะกอนจมอยู่ในส่วนล่างของถัง ขนาดของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จะมีขนาดใหญ่ขึ้น (อาจมีขนาดใหญ่ถึง 5 มม.)

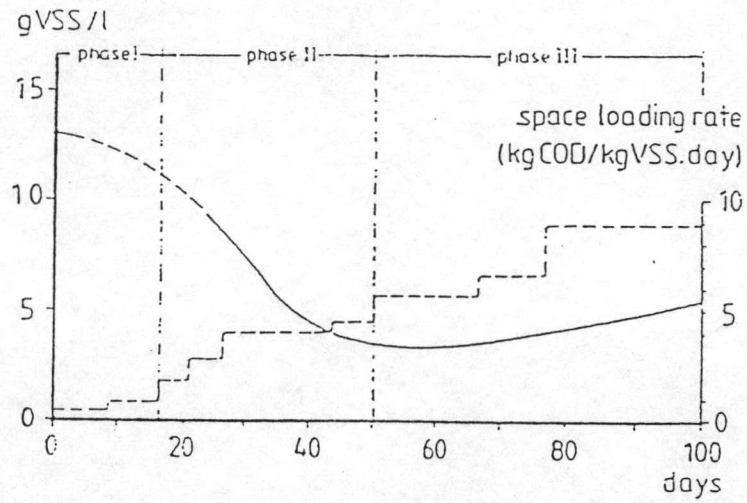
ขั้นตอนที่ 3 (อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ > 3-5 กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน)

ขั้นตอนนี้เป็นขั้นตอนที่อัตราการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีมากกว่าการหลุดออกของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งหลังจากระบบได้ผ่านขั้นตอนนี้แล้ว ระบบจะสามารถรับอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ได้มากขึ้น จนถึงค่าสูงสุดที่ระบบสามารถจะรับได้ ซึ่งจากการทดลองที่ผ่านมาระบบอาจรับได้สูงถึง 50กก.ชีโอดี/ลบ.ม.-วัน

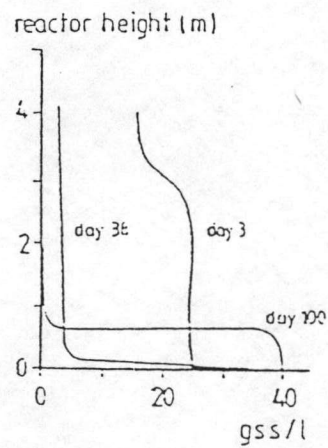
ลักษณะของการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในทั้ง 3 ขั้นตอน แสดงในรูปที่ 2.8 ซึ่งใช้เส้นกราฟความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ (g.SS/l) ตามความสูงของถังแสดงถึงขั้นตอนทั้งสามดังกล่าว

Sam-Soon และคณะ (1987) [อ้างถึงใน ชำนาญ, 2538] ทำการทดลองระบบยูเอเอสบีเพื่อศึกษาถึงที่มา และสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้น้ำแอปเปิ้ลเป็นน้ำเสีย และให้ข้อสังเกต ดังนี้:

การเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์เกิดขึ้นจากพฤติกรรมของ H_2 - Utilizing methane bacteria ชนิดหนึ่ง คือ Methanobacterium Strain AZ (M. Strain AZ) ในสภาพที่มี hydrogen partial pressure และอัตราส่วน ATP/ADP สูง โดย M. Strain AZ จะใช้ H_2 เป็นแหล่งพลังงาน และสร้างกรดอะมิโนที่จำเป็นได้ แต่ไม่สามารถสร้าง cysteine ซึ่งเป็นกรดอะมิโนชนิดหนึ่งและมีความ



รูปที่ 2.7 การเพิ่มขึ้นของปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ และภาระบรรทุกสารอินทรีย์ระหว่างขั้นตอนการเกิดเมืงตะกอนจุลินทรีย์ในถังยูเอสบี [Hulshoff Pol, et al, 1983]



รูปที่ 2.8 ปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ตามความสูงของถังยูเอสบี [Hulshoff Pol, et al, 1983]

สำคัญในการสร้างโปรตีนพลาสมาซิม ทำให้ต้องอาศัย cysteine จากภายนอกเซลล์ (เช่น ในน้ำเสีย หรือจากการตายของเซลล์) และปริมาณ $\text{NH}_3\text{-N}$ ที่เพียงพอ ซึ่งปริมาณ cysteine จากภายนอก ที่มีจำกัด จะทำให้ M. Strain AZ สร้างกรดอะมิโนขึ้นในปริมาณมาก และปล่อยออกมาภายนอก เซลล์แล้วรวมตัวกันเป็น polypeptide ล้อมรอบจุลินทรีย์ ทำให้เกิดลักษณะของเม็ดตะกอน จุลินทรีย์ขึ้น

นอกจากนี้ Sam-Soon และคณะ (1987,1990) [อ้างถึงใน ชำนาญ, 2538] ยังได้สรุป ลักษณะสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ไว้ดังนี้

1. ระบบต้องมี hydrogen partial pressure สูง
2. ปริมาณ $\text{NH}_3\text{-N}$ ในระบบ ต้องมีในปริมาณที่เพียงพอ
3. ปริมาณ cysteine ในระบบ ต้องมีจำกัด
4. ค่าพีเอชในระบบควรเป็นกลาง
5. ลักษณะการไหลของน้ำเสียต้องเป็นลักษณะ plug flow

นอกจากงานของ Sam-Soon และ Hulshoff Pol ที่ได้อธิบายถึงขั้นตอนในการเกิดเม็ด แล้ว ยังได้มีความพยายามในการศึกษาถึงชนิดของแบคทีเรียที่มีส่วนสำคัญในการเกิดเม็ด และ ขั้นตอนการเกิดเม็ดดังกล่าว โดยทดลองกับน้ำเสีย VFA (กรดไขมันระเหยชนิดต่างๆ คือ กรดบิวทิริก กรดโพรพิโอนิก และกรดอะซิติก) พบว่า แบคทีเรียที่มีส่วนสำคัญในการสร้างเม็ดก็คือ Methanotrix และ Methanosarcina โดยที่ Methanotrix จะมีลักษณะเป็นเส้นใย คล้าย filamentous ในระบบ AS ส่วน Methanosarcina จะมีลักษณะเป็น irregular cocci หรือ cysts ซึ่งเปรียบได้กับ floc ในระบบ AS ซึ่งแบคทีเรียทั้งสองชนิดนี้จะใช้กรดอะซิติกเป็นอาหาร และเปลี่ยนรูปเป็นมีเทน ดังนั้น ปริมาณของสารอาหารดังกล่าวส่งผลต่อปริมาณแบคทีเรียแต่ละชนิด รูปที่ 2.9 และตารางที่ 2.5 แสดงค่า K_s และ μ_{\max} ของ Methanotrix และ Methanosarcina

ตารางที่ 2.5 ค่า K_s และ μ_{\max} ของ Methanotrix และ Methanosarcina

[Hulshoff Pol, 1994]

| ชนิดแบคทีเรีย | K_s (mM acetate) | μ_{\max} (d^{-1}) |
|------------------------|--------------------|----------------------------------|
| Methanotrix soehgenii | 0.2 | 0.1 |
| Methanosarcina barkeri | 5.0 | 0.45 |

จากค่า K_s และ μ_{max} ของ *Methanotrix* และ *Methanosarcina* จากตารางที่จะเห็นได้ว่า *Methanotrix* มีความสามารถในการแย่งอะซิเตทได้ดีกว่าที่ความเข้มข้นต่ำกว่า 1 mM (ดูรูป 2.9) ซึ่งพฤติกรรมที่แตกต่างกันของแบคทีเรียทั้งสองชนิดนี้ สภาพที่มีความเข้มข้นของอะซิเตทต่างกัน ทำให้ในเม็ดจุลินทรีย์มีปริมาณของจุลินทรีย์ในแต่ละชนิดต่างกัน ส่งผลให้รายละเอียดของเม็ดตะกอนต่างกัน

de Zeeuw (1988) ได้จำแนกชนิดของเม็ดที่เกิดขึ้นในระบบยูเอเอสบีโดยใช้น้ำเสีย VFA ได้ลักษณะ และส่วนประกอบของเม็ดแตกต่างกัน ซึ่งสามารถแบ่งได้ 3 แบบ ตามตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 รายละเอียดของเม็ดตะกอนแต่ละชนิดในระบบยูเอเอสบี [de Zeeuw, 1988]

-
- A : เม็ดกลม, แน่น มีส่วนประกอบส่วนใหญ่เป็นแบคทีเรียรูปร่างแบบ rod คล้าย *Methanotrix soehngeni* หรือเรียกว่า “rod-granules”
- B : “filamentous granules” เป็นเม็ดกลมมากบ้างน้อยบ้าง โดยมีแบคทีเรียลักษณะ filamentous คล้าย *Methanotrix soehngeni* เป็นส่วนใหญ่พันติดกับอนุภาคเนื้ออย่างหลวมๆ
- C : เป็นเม็ดกลม, แน่น ที่มีแบคทีเรียกลุ่มหลักเป็น *Methanosarcina*
-

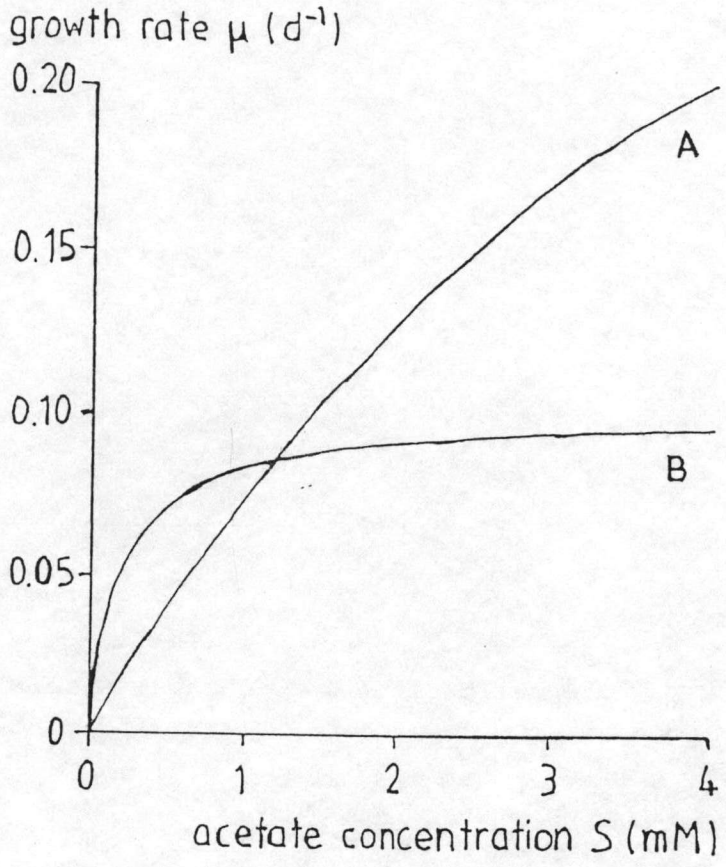
สำหรับปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกิดเม็ดในแบบต่างๆ ประกอบด้วยอัตราภาระบรรทุกคัดพันธุ์(selection pressure) ซึ่งเป็นผลรวมระหว่าง hydraulic loading rate และ gas loading rate ที่ส่งผลต่อขนาด และความแน่นของเม็ด, ความเข้มข้นของอะซิเตทที่ส่งผลต่อชนิดของแบคทีเรีย ค่าซีไอดีของน้ำเสียเข้าก็เป็นปัจจัยที่สำคัญเช่นเดียวกัน รายละเอียดของปัจจัยที่ส่งผลต่อการเกิดเม็ดลักษณะต่างๆ จะกล่าวถึงในหัวข้อถัดไป

2.2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดเม็ดของตะกอนจุลินทรีย์

จากการศึกษาถึงกลไกการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ทำให้ทราบถึงปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อการเกิดเม็ดของตะกอนจุลินทรีย์ด้วย ซึ่งมีด้วยกันหลายปัจจัย เช่น อัตราภาระบรรทุกคัดพันธุ์ ค่าซีไอดีของน้ำเสียเข้า และลักษณะของน้ำเสีย

2.2.5.1 อัตราภาระบรรทุกคัดพันธุ์ [Lettinga, Zehnder, Grotenhuis และ Hulshoff Pol, 1987]

จากหัวข้อที่แล้วซึ่งได้มีการศึกษาการเกิดเม็ดตะกอนของระบบยูเอเอสบีกับน้ำเสีย VFA และได้จำแนกลักษณะของเม็ดไว้ 3 แบบตามตารางที่ 2.6 แล้ว พบว่าปัจจัยสำคัญที่ส่ง



รูปที่ 2.9 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของอะซิเตท และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (μ) ของ *Methanosarcina barkeri* (A) และ *Methanothrix soehgenii* (B) [Hulshoff Pol, 1994]

ผลต่อลักษณะของเมื่อดังกล่าวประกอบด้วย hydraulics loading rate หรืออัตราไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบซึ่งจะส่งผลต่อ upflow velocity หรือความเร็วไหลขึ้น กับ gas loading rate หรือปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นซึ่งมีผลต่อการกวนในชั้นสลัดจ์และความเร็วไหลขึ้น ทำให้เกิดการคัดเลือกจุลินทรีย์ในระบบ จึงรวมเรียกค่าทั้งสองว่า “อัตราภาระบรรทุกกักพันธุ” ลักษณะของเมื่อดจุลินทรีย์ที่สังเกตได้ และปัจจัยที่ส่งเกี่ยวข้องแสดงไว้ดังรูปที่ 2.10

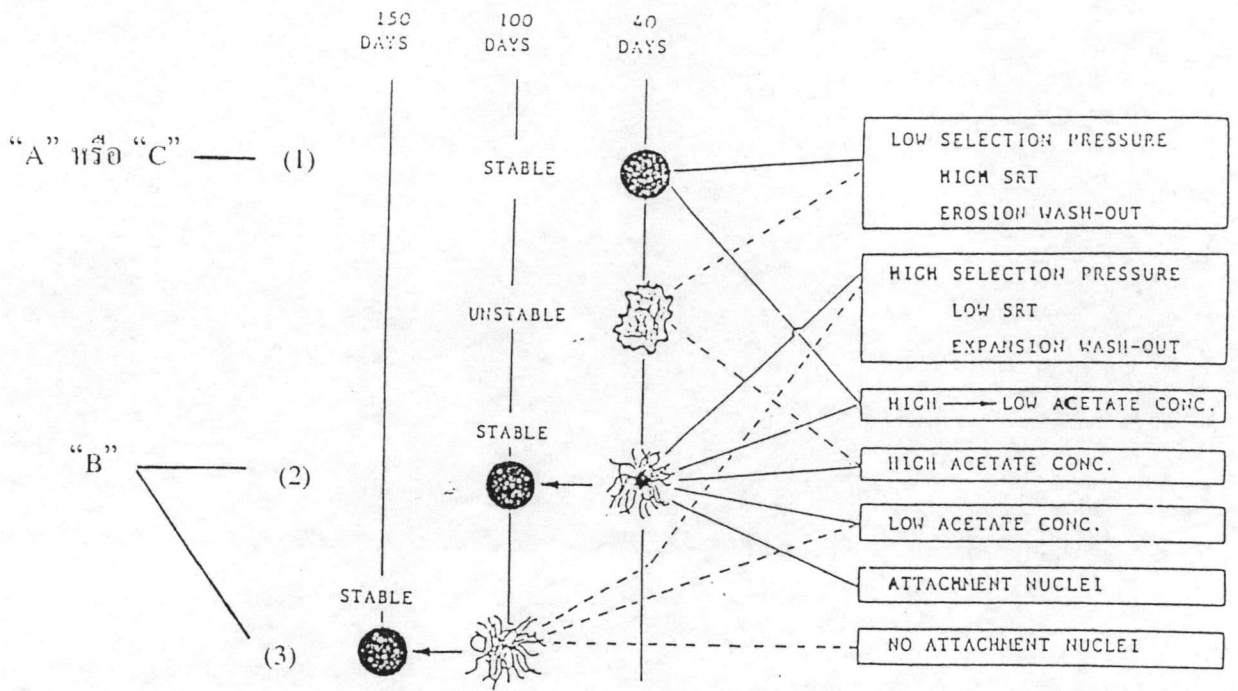
จากรูป 2.10 แสดงให้เห็นการเกิดเม็ดตะกอนที่เสถียร ที่ระยะเวลาต่างๆ กัน จำนวน 3 แบบ คือ แบบที่ (1), (2) และ (3) โดยมีปัจจัยที่ทำให้เกิดเม็ดแบบต่างๆ เนื่องมาจากความแตกต่างของอัตราภาระบรรทุกที่ใช้ ซึ่งจากรูปแสดงให้เห็นว่า เม็ดตะกอนแบบที่ (1) นั้นเกิดจากการใช้อัตราภาระบรรทุกที่ต่ำ และมี SRT สูง ทำให้เกิดการชะออกของจุลินทรีย์แบบ erosion คือที่ตะเล็กละน้อย ซึ่งเป็นการคัดเลือกจุลินทรีย์ให้แก่ระบบ สภาพเช่นนี้ทำให้เม็ดตะกอนที่ได้มีลักษณะกลมและแน่น โดยแบคทีเรียกลุ่มหลักที่จะประกอบขึ้นเป็นเม็ดตะกอนนั้นขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของอะซิเตทซึ่งจะมีผลต่อชนิดของแบคทีเรียที่จะเกิดขึ้นดังกล่าว K_d และ μ_{max} ที่ได้กล่าวถึงมาแล้วข้างต้น (ดูตารางที่ 2.5 และรูปที่ 2.9) ความเข้มข้นของอะซิเตทที่มีค่าต่ำจะทำให้มีแบคทีเรียคล้าย Methanothrix แบบ rod เป็นส่วนสำคัญ หรือแบบ “A” (ดูตารางที่ 2.6) และเมื่อความเข้มข้นของอะซิเตทสูง จะทำให้ได้เม็ดแบบ “C” ซึ่งมีแบคทีเรียคล้าย Methanosarcina เป็นส่วนใหญ่

ส่วนเม็ดแบบที่ (2) และ (3) เกิดจากการใช้อัตราภาระบรรทุกที่สูง ทำให้เกิดการชะออกเนื่องจากการขยายตัวของตะกอนจุลินทรีย์ และมี SRT ต่ำ จะทำให้ได้เม็ดแบบ “B” ที่มีแบคทีเรียแบบเส้นใยคล้าย Methanothrix ยึดเกาะกันอย่างหลวม ซึ่งอาจจะเกาะกับอนุภาคเหนียวหรือไม่ก็ได้ จากลักษณะดังกล่าวส่งผลให้ต้องใช้เวลาในการสร้างเม็ดตะกอนที่นานขึ้น

นอกจากลักษณะของเม็ดตะกอนที่แน่นหลวมต่างกันเนื่องจากสาเหตุของอัตราภาระบรรทุกที่แตกต่างกันแล้ว ยังพบว่า อัตราภาระบรรทุกมีผลต่อขนาดของเม็ดตะกอนด้วย โดยเมื่อมีความเร็วของน้ำเสียเพิ่มขึ้นส่งผลให้ขนาดเม็ดตะกอนใหญ่ขึ้นด้วย [Guiot, Arcand และ Chavarie, 1992]

2.2.5.2 ซีโอดีของน้ำเสีย

ซีโอดีในน้ำเสียที่มีค่าสูง หมายถึงปริมาณกรดไขมันระเหยที่มีค่าสูงขึ้นตามเนื่องจากการย่อยสลายสารอาหารที่จะได้กรดไขมันระเหยเกิดขึ้น ซึ่งกรดไขมันระเหยที่มีค่าสูงจะส่งผลเสียต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน เนื่องจากแบคทีเรียสร้างกรดที่่อยสลายสารอาหารได้เร็วกว่า ดังนั้น การที่น้ำเสียมีความเข้มข้นสูงจะทำให้มีแบคทีเรียสร้างกรดเกาะอยู่กับเม็ดจุลินทรีย์มากขึ้น



รูปที่ 2.10 ปัจจัยที่มีผลต่อลักษณะของเมือตะกอนในระบบยูเอสบี

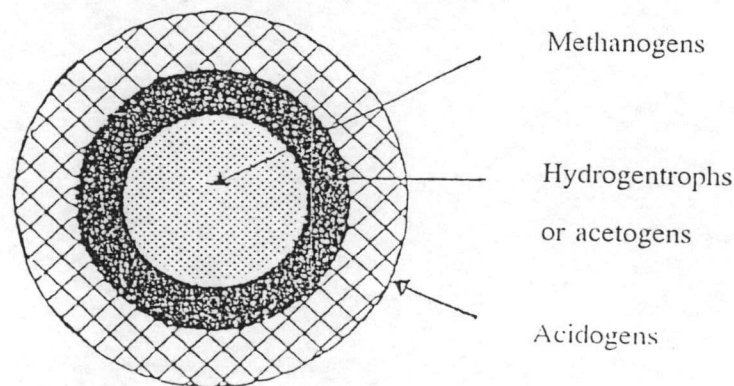
[Lettinga, Zehnder, Grotenhuis และ Hulshoff Pol, 1987]

ส่งผลต่อขนาดของเม็ดตะกอน [Grotenhuis, et al, 1991] นอกจากนี้ ในทางกลับกันการใช้ขนาดเม็ดตะกอนที่ใหญ่เกินไปไปบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำนั้น ทำให้เกิดโพรงขึ้นภายในเม็ดตะกอน เนื่องจากสารอาหารของจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในถูกย่อยสลายหมดไปก่อน ทำให้จุลินทรีย์ที่อยู่ใจกลางของเม็ดตะกอนไม่ได้รับอาหารและเกิดการย่อยสลายเป็นโพรงภายในเม็ดตะกอน [Kosaric, 1990]

2.2.5.3 ส่วนประกอบของน้ำเสีย

ส่วนประกอบของน้ำเสีย ที่นี้หมายถึง ชนิดของสารอาหารในน้ำเสียว่ามีความซับซ้อน หรือย่อยสลายได้ยากง่ายเพียงใด ซึ่งจากที่ได้แบ่งลักษณะของเม็ดตะกอนไว้ 3 แบบตามตารางที่ 2.7 นั้น เป็นการทดลองกับน้ำเสียที่มีสารอาหารจำพวกกรดไขมันระเหยเท่านั้น ในขณะที่เมื่อลักษณะของน้ำเสียมีความซับซ้อนมากขึ้น ก็จะพบแบคทีเรียชนิดอื่นเช่น acidogens ในโครงสร้างของเม็ดตะกอนด้วย โดยที่โครงสร้างของเม็ดตะกอนจะเป็นผลที่คงมาจากชนิดของสารอาหารในน้ำเสีย รูปที่ 2.11 แสดงโครงสร้างของเม็ดตะกอนที่ทดลองกับน้ำเสียประเภทน้ำตาล (ซูโครส)

นอกจากลักษณะของน้ำเสียที่มีความซับซ้อนมากขึ้นจะส่งผลให้ได้โครงสร้างของเม็ดตะกอนที่ซับซ้อนมากขึ้นดังรูปที่ 2.11 แล้ว ในการวิจัยที่ผ่านมายังพบว่าลักษณะของน้ำเสียยังส่งผลต่อลักษณะของเม็ดตะกอนที่ได้ด้วย คือ ลักษณะของน้ำเสียที่มีสารอาหารจำพวกที่ให้พลังงานสูง (energy-rich) เช่น คาร์โบไฮเดรต และน้ำตาล จะก่อให้เกิดการเกิดเม็ดที่ดี [Lettinga et al, 1980, Hulshoff Pol, 1989 และ Yang and Anderson, 1993] ส่วนลักษณะของน้ำเสียที่มีสารอาหารจำพวกโปรตีนจะก่อให้เกิดเม็ดที่ไม่ดี และเป็นปุย (fluffy) [Thaveesri, 1994]



รูปที่ 2.11 โครงสร้างของเม็ดตะกอนที่ทดลองกับน้ำเสียประเภทน้ำตาล (ซูโครส)
[Thaveesri, 1994]

2.3 ปัจจัยแวดล้อมที่มีผลต่อระบบ UASB

2.3.1 อุณหภูมิ (Temperature)

ระบบ UASB สามารถทำงานในช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสม สำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ 2 ช่วง คือ

- ช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) ในช่วงนี้จะมีอุณหภูมิประมาณ 50-65 °ซ.
- ช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) จะมีอุณหภูมิประมาณ 20-45 °ซ.

แม้ว่าในช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) จะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) แต่นิยมให้แบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) ในการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากพบว่าพวกเทอร์โมฟิลิกจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิมากกว่า ดังนั้น การรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอ จึงมีความสำคัญมากกว่าจะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด

2.3.2 พีเอช

แบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Methanogens) มีความไวต่อค่าพีเอชมากที่สุด โดยขั้นตอน methanogenesis จะเกิดขึ้นได้ที่พีเอช 6.5-8.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็วเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.2 ในขณะที่แบคทีเรียชนิดที่สร้างกรด (Acidogens) ยังสามารถทำงานได้ที่พีเอช 6.0-6.5

นอกจากนี้ ค่าพีเอชยังส่งผลทางอ้อมต่อแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน โดยที่ค่าพีเอชดังกล่าวจะส่งผลต่อรูปปฏิกิริยาของสารต่างๆ เช่น volatile fatty acid, NH_3 และ H_2S ซึ่งจะมีความเป็นพิษต่อแบคทีเรียแตกต่างกัน ดังจะกล่าวในรายละเอียดต่อไป

2.3.3 สารอาหาร (Substrate)

สารอาหารในน้ำเสียเกี่ยวพันโดยตรงกับชนิดของกลุ่มแบคทีเรียในระบบ และประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยในการศึกษาที่ผ่านมาพบว่า สารอาหารที่ต่างชนิดกันมีอัตราการย่อยสลายที่ช้าเร็วแตกต่างกัน โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าโปรตีน และไขมัน ในขณะที่ไขมันมักจะย่อยสลายได้ช้าในถังย่อยไร้ออกซิเจน [O' Rourke, 1968] แม้ไขมันที่อยู่ในรูปสารละลายจะสามารถย่อยสลายได้เร็ว แต่ไขมันมักอยู่ในรูปที่ไม่ละลายและย่อยสลายได้ช้า [Hulshoff Pol, 1994]

2.3.4 สารอาหารเสริม (Nutrient)

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนมีข้อดีอย่างหนึ่ง คือ มีเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาน้อยกว่าแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้น จึงต้องการสารอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่ำกว่า McCarty (1964) กล่าวว่า จุลินทรีย์ต้องการปริมาณธาตุไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอย่างน้อยควรมีอัตราส่วน $BOD : N : P = 100 : 1.1 : 0.2$ หรือ $COD : N : P = 350 : 5 : 1$ นอกจากนี้อัตราส่วนระหว่าง COD ต่อ N ยังมีผลต่อลักษณะเมื่อดักด้วย โดยทำให้เม็ดยังมีลักษณะเป็นปุยเมื่ออัตราส่วนดังกล่าวสูงถึง $100 : 10$ [Thaveesri, 1994]

ในปัจจุบันพบว่า แบคทีเรียผลิตมีเทนยังต้องการธาตุบางอย่างในปริมาณน้อยแต่ขาดไม่ได้ (trace element) มีฉะนั้นระบบไม่อาจดำเนินไปอย่างมีประสิทธิภาพได้เช่น เหล็ก, โคบอลต์, นิกเกิล และซัลเฟอร์ (ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดี การเติมธาตุดังกล่าวให้กับแบคทีเรียลำบากเนื่องจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากรน้ำได้ เช่น เหล็กรวมกับซัลไฟด์เป็นผลึกที่ไม่ละลายน้ำ ทำให้แบคทีเรียไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยเติม Yeast Extract หรือ Milorganite ให้แก่ระบบโดยตรง

2.3.5 สารพิษ (Toxic)

น้ำเสียที่จะบำบัดด้วยกรรมวิธีทางชีววิทยาไม่ควรมีสารที่เป็นพิษอยู่ เพราะจะไปรบกวนการทำงานของแบคทีเรียในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโต โดยเฉพาะแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน ทำให้ระบบเกิดความล้มเหลวได้ ความรุนแรงของพิษขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของนั้นๆ ด้วยสารที่เป็นพิษต่อระบบ ได้แก่

พิษของไอออนบวก และโลหะหนัก

ไอออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ซึ่งธาตุเหล่านี้โดยปกติในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปจนเกิดความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามีมากเกินไปจนเกิดความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ปกติไอออนบวกที่มีวาเลนซ์สูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ

ตารางที่ 2.7 ความเข้มข้นที่กระตุ้นและยับยั้งไอออนบวก [McCarty, 1964]

| ชนิดไอออนบวก | ความเข้มข้น (มก./ล.) | | |
|------------------|----------------------|----------------|------------|
| | กระตุ้น | ยับยั้งปานกลาง | ยับยั้งมาก |
| Na ⁺ | 100-200 | 3,500-5,500 | > 8,000 |
| K ⁺ | 200-400 | 2,500-4,500 | >12,000 |
| Ca ²⁺ | 100-200 | 2,500-4,500 | > 8,000 |
| Mg ²⁺ | 75-150 | 1,000-1,500 | > 3,000 |

พิษของไอออน สามารถลดความเป็นพิษลงได้ (antagonism) เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na⁺ มีความเข้มข้น 3,500 มก./ล. สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้ามี Mg²⁺ และ Ca²⁺ ที่มีความเข้มข้นเหมาะสมอยู่ระหว่าง 50-1,000 มก./ล. แต่ในทางตรงกันข้าม ไอออนบางชนิดจะไปเพิ่มความเป็นพิษให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน (synergism)

การยับยั้งจากโลหะหนัก (heavy metal) มีผลต่อกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน Mosey and Hughes (1975) ศึกษาพบว่า Cu²⁺ มีผลต่อระบบมากที่สุด ดังตารางที่ 2.8

ตารางที่ 2.8 ความเข้มข้นของโลหะหนักที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ในการยับยั้งประสิทธิภาพ 50 % [Mosey and Hughes, 1975]

| โลหะหนัก | ความเข้มข้น (มก./ล.) |
|------------------|----------------------|
| Fe ⁺ | 1-10 |
| Zn ²⁺ | 10 ⁻⁴ |
| Cd ²⁺ | 10 ⁻⁷ |
| Cu ⁺ | 10 ⁻¹² |
| Cu ²⁺ | 10 ⁻¹⁶ |

ความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์พอเหมาะ เพราะซัลไฟด์สามารถรวมกับโลหะหนักเป็นเกลือของโลหะหนักซึ่งไม่ละลายน้ำ แต่อย่างไรก็ดี โลหะหนักบางประเภทยังมีความจำเป็นสำหรับแบคทีเรีย แม้จะในปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม

พิษของกรดไขมันระเหย

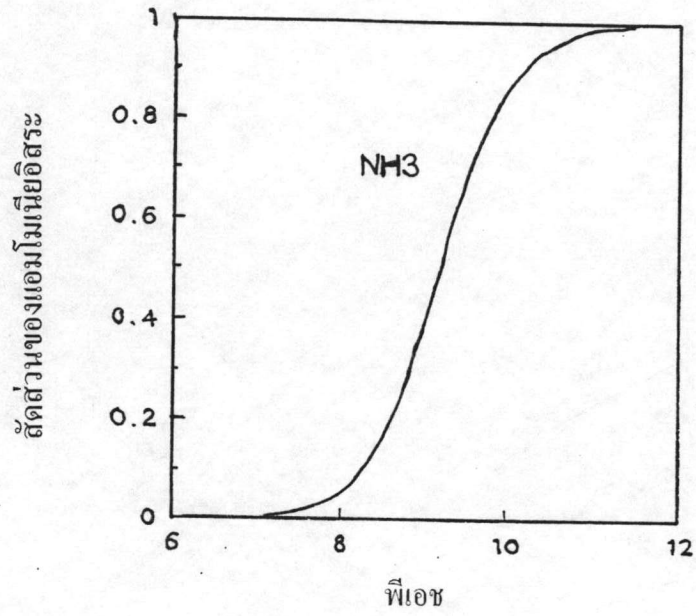
กรดไขมันระเหยถ้าถูกสร้างขึ้นมามากเกินไป เช่น ในสถานะที่มีสารอินทรีย์ หรืออาหารเข้ามามากแบคทีเรียที่ผลิตกรดจะผลิตกรดไขมันระเหยออกมามาก หากว่าระบบมีกำลังของบัพเฟอร์ไม่เพียงพอ จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงส่งผลกระทบต่อการทำงานของแบคทีเรียชนิดผลิตมีเทนได้

พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในน้ำเสียของระบบไร้ออกซิเจนมาจากการย่อยสลายพวกโปรตีน และได้ผลผลิตเป็นรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือแอมโมเนีย (NH_3) ทั้งนี้ขึ้นกับค่าพีเอชของระบบ



โดยปริมาณของแอมโมเนียมไอออนนี้มีความสัมพันธ์กับค่าพีเอชตามรูปที่ 2.12 คือ ที่พีเอชประมาณ 7 ความเข้มข้นของแอมโมเนียจะมีประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด โดยจะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออน 99% แต่ถ้าพีเอชมีค่าสูงขึ้นปฏิกิริยาจะไปทางขวามือมากขึ้น ทำให้เกิดแอมโมเนียมาก ซึ่งแอมโมเนียจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียมากกว่าแอมโมเนียมไอออน โดยความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียคือมากกว่า 150 มก./ล. ในขณะที่แบคทีเรียสามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออนได้สูงถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้น การรักษาพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งเป็นพิษต่อระบบน้อยกว่า ตารางที่ 2.9 แสดงผลของความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน



รูปที่ 2.12 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าพีเอชและรูปไอออนของแอมโมเนีย

[Hulshoff Pol, 1994]

ตารางที่ 2.9 ผลของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสีย
แบบไร้ออกซิเจน [McCarty, 1964]

| แอมโมเนียในโตรเจน (มก./ล.) | ผลต่อระบบ |
|-------------------------------|---------------------------------|
| 50-200 | ปริมาณพอเหมาะ |
| 200-1,000 | ยังไม่เกิดผลชัด |
| 1,500-3,000 | เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าที่เอชสูง |
| > 3,000 | เป็นพิษโดยตรง |

2.3.6 ซัลเฟต

การที่น้ำเสียมีปริมาณของซัลเฟตมาก จะทำให้มีแบคทีเรียที่สามารถรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ได้ โดย Sulfate-Reducing Bacteria (SRB) เช่น *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* ซึ่งจะใช้ซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ ในการศึกษาถึงพฤติกรรมของแบคทีเรียในการที่จะรีดิวซ์ซัลเฟต หรือสร้างมีเทนนั้นสามารถอธิบายได้จากค่า $\Delta G'$ ตามตารางที่ 2.10

ตารางที่ 2.10 ค่า $\Delta G'$ ในการรีดิวซ์ซัลเฟต และสร้างมีเทน [Hideki, et al, 1994]

| ปฏิกิริยา | $\Delta G'$ (kJ) |
|---|------------------|
| 1. $4\text{H}_2 + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \longrightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$ | -152.2 |
| 2. $4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \longrightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$ | -135.6 |
| 3. $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \longrightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{S}$ | -47.6 |
| 4. $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$ | -31.0 |
| 5. $4\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{SO}_4^{2-} \longrightarrow 4\text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{HCO}_3^- + 3\text{HS}^- + \text{H}^+$ | -150.6 |
| 6. $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \longrightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2$ | 76.1 |
| 7. $4\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 12\text{H}_2\text{O} \longrightarrow 4\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{CH}_4$ | -102.4 |

จากตารางข้างต้นจะเห็นว่าในปฏิกิริยาที่รีดิวซ์ซัลเฟตเป็นซัลไฟด์ (ปฏิกิริยาที่ 1 และ 3) ทั้งที่ใช้ไฮโดรเจนและกรดอะซิติกเป็นสารตั้งต้นนั้นมีค่า $\Delta G'$ เป็นลบมากกว่าแสดงว่าให้พลังงานมากกว่าในปฏิกิริยาที่สร้างมีเทน (ปฏิกิริยาที่ 2 และ 4) เมื่อมีสารตั้งต้นชนิดเดียวกัน ดังนั้นปฏิกิริยารีดิวซ์ซัลเฟตโดยแบคทีเรียที่รีดิวซ์ซัลเฟต (SRB) จึงสามารถเกิดขึ้นได้ง่ายกว่าปฏิกิริยาที่สร้างมีเทนโดยแบคทีเรียที่ผลิตมีเทน (Methanogens) การที่น้ำเสียมีซัลเฟตจึงทำให้ได้ผลผลิตที่เป็นก๊าซมีเทนลดน้อยลง และได้ก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีกลิ่นเหม็นที่พีเอชต่ำ และอาจเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ แต่หากพิจารณาในแง่ของการย่อยสลายกรดไพรูวอิกเป็นกรดอะซิติกแล้วนั้น (ปฏิกิริยาที่ 5 ถึง 7) จะพบว่าการรีดิวซ์ซัลเฟตที่เกิดขึ้น จะช่วยลดการสะสมตัวของกรดไพรูวอิกในระบบด้วย ดังนั้น การที่มีซัลเฟตในน้ำเสียจึงมิได้ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี แต่ปริมาณซัลเฟตในน้ำเสียที่มีสูงเกินไปจะทำให้ SRB เป็นแบคทีเรียกลุ่มหลักแทน Methanogens [Hideki, et al, 1994]

สำหรับปริมาณซัลเฟตที่เป็นพิษต่อระบบ พบว่ามีความสัมพันธ์กับค่าพีเอช โดยที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ 250 มก./ล. จะส่งผลยับยั้งต่อระบบ 50% ที่พีเอช 6.4-7.2 แต่จะส่งผลเช่นเดียวกันที่ความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ 90 มก./ล. เมื่อพีเอชสูงถึง 7.8-8.0 [Koster, 1989]

2.4 ปัจจัยที่ใช้ในการควบคุมระบบยูเอสบี

2.4.1 พีเอช, สภาพด่าง, กรดไขมันระเหย (pH, Alkalinity, Volatile Fatty Acid)

สภาพด่าง และกรดไขมันระเหย มีความสัมพันธ์กับค่าพีเอชอย่างมากในแง่ของกลไกในการตรวจสอบ และควบคุมค่าพีเอชของระบบ โดยกรดไขมันระเหยที่ผลิตโดยพวกแบคทีเรียที่สร้างกรด (Acidogens) ซึ่งส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบลดลงนั้น ควรมีค่าประมาณ 200 - 400 มก./ล. ในรูปของกรดอะซิติก ถ้าปริมาณกรดไขมันระเหยเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว จะเป็นสัญญาณแสดงว่าระบบเสถียรล้มเหลว ถ้าพบว่าความเข้มข้นของกรดไพรูวอิกมากกว่า 1,000 มก./ล. จะเป็นพิษต่อแบคทีเรีย ส่วนสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต จะเป็นตัวแสดงให้ทราบถึงกำลังของบัฟเฟอร์ (buffer capacity) ของระบบ โดยถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำไม่พอเพียง ปริมาณของกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งสภาพดังกล่าวจะไม่เกิดขึ้นถ้ามีกำลังของบัฟเฟอร์มากพอ โดยทั่วไปในการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนควรมีค่าสภาพด่างประมาณ 1,500 - 2,000 มก./ล. ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต อัตราส่วนของความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย (มก./ล. ในรูปของกรดอะซิติก) ต่อสภาพด่างไบคาร์บอเนต (มก./ล. ในรูปของ

แคลเซียมคาร์บอเนต) ก็เป็นค่าที่ใช้ในการแสดงกำลังของบัพเฟอร์อีกทางหนึ่ง โดยถ้าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังของบัพเฟอร์สูง แต่ถ้าอัตราส่วนดังกล่าวมีค่ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังของบัพเฟอร์ต่ำ อาจทำให้ระบบมีประสิทธิภาพลดลงได้

สารเคมีที่ใช้ในการควบคุมพีเอช ได้แก่ การเติมสารประกอบไบคาร์บอเนต หรือคาร์บอเนตให้แก่ระบบ เช่น โซดาแอช (Na_2CO_3), ปูนขาว (CaCO_3) เป็นต้น โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) เป็นสารที่ละลายน้ำได้ดี และเป็นการเติมไบคาร์บอเนตให้แก่ระบบโดยตรง แต่ราคามักจะสูงกว่าสารเคมีชนิดอื่น [Kirsch และ Sykes, 1971, ธีระ เกรอด, 2535]

2.4.2 การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ

การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีความสำคัญมาก เพราะหากมีการหลุดออกไป (wash-out) ของแบคทีเรียมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบโดยใช้อุปกรณ์แยกก๊าซ น้ำเสียและตะกอนจุลินทรีย์ (Gas-solid separator) ซึ่งเป็นอุปกรณ์แยก 3 สถานะที่ติดตั้งเพื่อให้สามารถกักตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในระบบได้นาน ดังนั้น การออกแบบที่ดีสำหรับอุปกรณ์แยก 3 สถานะจึงเป็นสิ่งจำเป็น

2.4.3 อัตราการะบรทุกสารอินทรีย์

อัตราการะบรทุกสารอินทรีย์ นับว่าเป็นปัจจัยสำคัญอีกอย่างหนึ่งที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์ และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ น้ำเสียควรมีอัตราการะบรทุกสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ เพราะถ้ามีมากกว่าเช่น กรณี shock load จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง

2.4.4 การกระจายน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์

เนื่องจากระบบยูเอเอสบีเป็นระบบที่ไม่ต้องการออกซิเจน จึงไม่มีการเติมอากาศที่ช่วยในการกวน ดังนั้น ในการจัดระบบการจ่ายน้ำเสียเข้าจะต้องมีความเหมาะสม เพื่อให้เกิดการสัมผัสกันระหว่างตะกอนจุลินทรีย์ และน้ำเสียอย่างทั่วถึง และป้องกันการไหลัดวงจร (short circuit) และเป็นช่อง (channelling) ของน้ำเสีย นอกจากนี้ระบบจ่ายน้ำเสียเข้าควรออกแบบให้สามารถทำความสะอาดได้ง่าย เนื่องจากเมื่อใช้งานไประยะเวลาหนึ่งอาจเกิดการอุดตันได้

2.4.5 ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน (Oxidation-Reduction Potential)

ปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนจากสารหนึ่งไปสู่อีกสารหนึ่ง เรียกว่า ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction reaction) หรือปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox reaction) ซึ่งเป็นผลรวมของปฏิกิริยาออกซิเดชัน (ปฏิกิริยาที่มีการให้อิเล็กตรอน) และปฏิกิริยารีดักชัน (ปฏิกิริยาที่มีการรับอิเล็กตรอน) ความแตกต่างทางด้านศักย์ภาพ หรือความสามารถในการให้และรับอิเล็กตรอนระหว่างปฏิกิริยาทั้งสอง อาจวัดได้ด้วยค่าออกซิเดชัน-รีดักชัน โปเทนเชียล หรือเรียกสั้นๆ ว่า โออาร์พี(ORP)

ปฏิกิริยาทางชีวเคมีที่เกิดขึ้นในน้ำส่วนใหญ่มักเป็นปฏิกิริยารีดอกซ์ คือ มีสารที่ให้อิเล็กตรอน (Oxidizing agent) และสารที่รับอิเล็กตรอน (Reducing agent) ควบคู่กันเสมอ สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย มักเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และเป็นแหล่งพลังงานที่สำคัญ ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจน จะมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งจะออกซิไดส์สารอินทรีย์ให้มีพลังงานลดลง ส่วนในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน สารที่รับอิเล็กตรอนจะเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ หรือกรดอะซิติกแทน

ในการนำเอาโออาร์พี มาใช้ควบคุมกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน พบว่า มีตัวแปรที่มีผลต่อค่าที่วัดได้หลายประการ คือ

1. ชนิดของจุลินทรีย์
2. สภาพของจุลินทรีย์
3. วัฏภาคของการเจริญเติบโต (Growth phase) ของมวลจุลินทรีย์
4. ปัจจัยทางสภาวะแวดล้อม รวมทั้งชนิด และปริมาณของสารภายในระบบ
5. ระยะเวลาในการวัด

จากงานวิจัยต่างๆ ปรากฏว่า ได้ค่าโออาร์พีในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนแตกต่างกันไปตามตารางที่ 2.11

ตารางที่ 2.11 ผลงานวิจัยเกี่ยวกับค่าโออาร์พีที่วัดได้ในสภาพไร้ออกซิเจน [พิพัฒน์, 2529]

| ผู้วิจัย | โออาร์พี (E_h), mV | หมายเหตุ |
|-------------------|------------------------|---|
| Reed & Orr (1934) | -200 | ศึกษาจากแบคทีเรีย 15 ชนิด จำพวก Clostridium spp. |
| Dirasian (1963) | -276 ถึง -288 | ศึกษาจากถังหมักไร้ออกซิเจน |
| Grune (1965) | -130 ถึง -223 | ศึกษาจากถังหมักไร้ออกซิเจนที่รับน้ำเสียจากบ้านเรือน |

อย่างไรก็ตาม ค่าไออาร์พีสามารถนำมาประเมินลักษณะของปฏิกิริยาในระบบอย่างคร่าวๆ ได้ ดังแสดงตามตารางที่ 2.12

ตารางที่ 2.12 ค่าไออาร์พีของปฏิกิริยาในระบบบำบัดน้ำเสียแบบอื่นๆ [มันสิน, 2536]

| ประเภทของปฏิกิริยา | ไออาร์พี (mV) |
|-----------------------|---------------|
| แอโรบิกออกซิเดชัน | +300 |
| ไนตริฟิเคชัน | +100 |
| ดีไนตริฟิเคชัน | 0 |
| การย่อยแบบไร้ออกซิเจน | |
| - สร้างกรดอินทรีย์ | -300 |
| - สร้างมีเทน | -500 |

2.5 การศึกษาที่ผ่านมา

2.5.1 การบำบัดน้ำเสียชนิดต่างๆ

Lettinga และผู้ร่วมงาน ได้เริ่มทำการค้นคว้า และทดลองระบบยูเอเอสบี ตั้งแต่ปี ค.ศ. 1971 ดังนี้

ค.ศ.1971 ขนาดของถังที่ใช้ทดลองมีปริมาตรตั้งแต่ 2.7-61 ลิตร ความสูง 0.30-1.05 เมตร ใช้น้ำเสียจากโรงงานต่างๆ เช่น โรงงานน้ำตาล โรงงานอาหารกระป๋อง ซึ่งมีค่าซีโอดีตั้งแต่ 5,000-20,000 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีอยู่ระหว่าง 65-95 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 10-14 กก.ซีโอดี/ม³-วัน

ค.ศ.1975 ทำการทดลองโดยใช้ถังขนาดปริมาตร 6 ลบ.ม. ความสูง 3 ม. บำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลและโรงงานที่ใช้มะเขือเทศเป็นวัตถุดิบ มีค่าซีโอดีระหว่าง 2,000-16,500 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 60-95 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 10-45 กก.ซีโอดี/ม³-วัน

ค.ศ.1976 ใช้ถังปฏิกริยาสูง 6 เมตร ปริมาตร 30 ลบ.ม. บำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล รับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 16.7 กก.ซีโอดี/ม³-วัน และได้นำข้อมูลดังกล่าวไปใช้ในการออกแบบถังยูเอเอสบี

ค.ศ.1977 ขนาดปริมาตรถังปฏิกริยา 200 ลบ.ม. ความสูง 4.5 เมตร บำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาล มีค่าซีโอดีระหว่าง 4,000-5,200 มก./ล. เวลาถักน้ำเสีย 6-8 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 87-95 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 14-16 กก.ซีโอดี/ม³-วัน

ค.ศ.1983 ได้ทดลองนำระบบยูเอเอสบีมาใช้บำบัดน้ำเสียชุมชน ทำการทดลองโดยใช้ถังปริมาตร 120 ลิตร ความสูง 2 เมตร ค่าซีโอดีระหว่าง 320-950 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 5-20 °ซ. ใช้เวลาถักน้ำเสีย 12 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 65-90 % อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 100-200 ลิตร ของก๊าซ/กก.ซีโอดีเข้าสู่ระบบ

Hulshoff Pol และคณะ (1983) ได้ศึกษาขบวนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระดับห้องปฏิบัติการพบว่า เมื่ออัตราการบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าประมาณ 2-5 กก.ซีโอดี/ม³-วัน จะเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ขึ้น โดยได้แบ่งขั้นตอนการเกิดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ออกเป็น 3 ขั้นตอน

Christensen, Gerick และ Eblen (1984) ได้ทำการทดลองโดยใช้ถังยูเอเอสบีปริมาตร 2,200 ลบ.ม. บำบัดน้ำเสียจากโรงงาน Ore-Ida ซึ่งใช้มะเขือเทศเป็นวัตถุดิบ ซีโอดี 2,500 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 35 °ซ. มีเวลาถักน้ำเสีย 21.2 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 65-90 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 3 กก.ซีโอดี/ม³-วัน

Wiegant และ Lettinga (1985) ได้ทำการทดลองในห้องปฏิบัติการเพื่อศึกษาผลการทดลองที่อุณหภูมิ 55 °ซ. โดยใช้ปริมาตร 5.75 ลิตร และใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี 14,650 มก./ล. เวลาพักน้ำเสีย 3.2 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 77.6 % ที่ค่าภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์ 104 กก. ซีโอดี/ม³-วัน

Cail และ Barford (1985) ได้ศึกษาลักษณะของตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังยูเอเอสบีเปรียบเทียบกับถังปฏิกรณ์แบบ Upflow flocc ซึ่งใช้โพลีอิเล็กโทรไลต์ (polyelectrolyte) ช่วยในการตกตะกอนจุลินทรีย์ โดยใช้น้ำเสียจากโรงงานทำผลไม้เป็นสารอาหารที่มีค่าซีโอดี 7,500 มก./ล. พบว่า ตะกอนจุลินทรีย์ในถังยูเอเอสบีมีลักษณะเป็นเส้นใยสานกันอย่างหนาแน่น (filamentous granular) ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ในถัง Upflow flocc มีลักษณะเป็นแท่ง (rod shaped) เกะกันเป็นจำนวนมาก นอกจากนี้ยังพบว่า โพลีอิเล็กโทรไลต์จะช่วยเพิ่มขนาดปริมาณตะกอนจุลินทรีย์และป้องกันการเกิดตะกอนจุลินทรีย์แบบเส้นใย

Sonia และผู้ร่วมงาน (1986) ได้ทดลองนำระบบยูเอเอสบีมาใช้ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน เมืองเซาเปาโล ประเทศบราซิล โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 105 ลิตร ที่เวลาพักน้ำประมาณ 4 ชั่วโมง พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในฤดูหนาว และฤดูร้อนประมาณ 82-83 % อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 110-119 ลิตร/กก.ซีโอดีที่เข้าสู่ระบบ และนำข้อมูลดังกล่าวมาใช้ออกแบบถังขนาด 120 ลบ.ม. รับน้ำเสียชุมชน 30 ม³/ชั่วโมง ที่เวลาพักน้ำ 4 ชั่วโมง สามารถกำจัด ซีโอดีได้ดี และมีราคาถูกเมื่อเทียบกับระบบที่ใช้อยู่ในขณะนั้น

Lalit Kumar Agrawal (1991) ได้ทดลองระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบีปริมาตร 140 ลิตร ความสูง 4 เมตร บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ซีโอดีประมาณ 500 มก./ล. ที่เวลาพักน้ำ 8-24 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 85 % ที่ภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์ 1.56 กก.ซีโอดี/ม³-วัน อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 128 ลิตร/กก.ซีโอดีที่กำจัด ใช้เวลาในการศึกษาทดลอง 6 เดือน

Krispa Shankar Singh (1992) ได้ทำการศึกษาทดลองต่อจาก Lalit Kumar Agrawal (1991) โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีประมาณ 500 มก./ล. ที่เวลาพักน้ำ 3-6 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 92 % ที่เวลาพักน้ำ 3 ชั่วโมง ที่ภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์ 4 กก. ซีโอดี/ม³-วัน อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ 141 ลิตร/กก.ซีโอดีที่กำจัด ใช้เวลาในการศึกษาทดลอง 6 เดือน

Moosbrugger และผู้ร่วมงาน (1993) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานต้มเหล้า (Lauter tun) โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 6.5 ลิตร ความสูง 0.9 ม. บำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีประมาณ 13,000 มก./ล. และมีการเติมสารบางอย่างเพื่อปรับ

สภาพให้เหมาะสมพบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 9 กก.ซีโอดี/ม³-วัน และมีอัตราเวียนส่วนตะกอน 22:1 จะมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากกว่า 92 %

Moosbrugger และผู้ร่วมงาน (1993) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตไวน์อ่อน โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 10.5 ลิตร ความสูง 1.5 ม. บำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดี 20,000-30,000 มก./ล. พบว่า ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 9 กก.ซีโอดี/ม³-วัน และทดลองใช้อัตราเวียนส่วนตะกอน 33:1, 20:1 และ 7:1 จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงกว่า 94 %

ณรงค์ จิตต์จรุงเกียรติ (2529) ได้ทำการศึกษาโดยนำระบบยูเอเอสบีมาใช้บำบัดน้ำเสียจากกากถั่วเหลืองที่มีค่าซีโอดีระหว่าง 13,784-43,734 มก./ล. ใช้เวลากักน้ำ 5 วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 95 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประมาณ 2.67 กก.ซีโอดี/ม³-วัน ผลิตก๊าซมีเทนได้ 170 ลิตร/วัน

พิระพงษ์ พิทยากร (2530) ได้นำระบบยูเอเอสบีมาใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำและพีเอชสูง โดยใช้น้ำเสียของโรงงานผลิตเครื่องคั้สำเร็จรูปจากถั่วเหลือง และเครื่องคั้อัดลมต่างๆ แบ่งการทดลองเป็น 2 ชุด คือ ชุดแรกไม่มีถังสร้างกรด และชุดที่สองมีถังสร้างกรด โดยถังยูเอเอสบีมีขนาด 14.3 ลิตร ความสูง 2.75 เมตร ถังสร้างกรดมีขนาด 16 ลิตร ความสูง 2 เมตร การทดลองชุดแรก มีค่าซีโอดีระหว่าง 923-1,260 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 57-94 % การทดลองชุดที่สองมีค่าซีโอดีระหว่าง 797-1,209 มก./ล. ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 89-95 % ทั้งสองชุดการทดลองใช้เวลากักน้ำ 4-24 ชั่วโมง

สมพงษ์ นิลประยูร และ เสนีย์ กาญจนวงศ์ (2536) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียชุมชนของระบบยูเอเอสบี โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาดปริมาตร 24.4 ลิตร สูง 3 เมตร บำบัดน้ำเสียชุมชนจากมหาวิทยาลัยเชียงใหม่ โดยนำมาเติมน้ำตาลให้มีค่าซีโอดีประมาณ 228.6-241.3 มก./ล. ใช้เวลากักน้ำ 4.5-24 ชั่วโมง มีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.22-1.59 กก.ซีโอดี/ม³-วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 76.4-88.1 % อัตราผลิตก๊าซชีวภาพ 25.6-101.3 ลิตร/กก.ซีโอดีที่เข้าสู่ระบบ

สมคะเน จริตงาม (2538) ได้ทดลองเปรียบเทียบสมรรถนะการทำงานของของอุปกรณ์แยกก๊าซ ตะกอนแขวนลอย 3 แบบ โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 12.75, 13 และ 18 ลิตร ความสูง 1.40-1.45 ม. บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจากน้ำสับปะรดเข้มข้น ให้มีค่าซีโอดีประมาณ 3,000 มก./ล. ที่เวลากักน้ำ 6-12 ชั่วโมง พบว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 6 กก.ซีโอดี/ม³-วัน จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 90-95 % โดยมีอัตราผลิตก๊าซชีวภาพ 250-350 ลิตร/กก.ซีโอดีที่กำจัด

และที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 กก.ซีโอดี/ม³-วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 30-50 % และอัตราผลิตก๊าซชีวภาพ 290-350 ลิตร/กก.ซีโอดีที่กำจัด

ชำนาญ ภายประสิทธิ์ (2538) ได้ทำการศึกษาถึงประสิทธิภาพของระบบยูเอเอสบีและสมรรถนะการทำงานของของอุปกรณ์แยกก๊าซ-ตะกอนแขวนลอย 2 แบบ โดยใช้ถังยูเอเอสบีขนาด 192 ลิตร ความสูง 2.05-2.30 ม. ทำการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์เช่นเดียวกับสมกะเน จริตงาม (2538) แต่ใช้ความเข้มข้นสูงกว่าคือ ซีโอดีประมาณ 9,000-12,000 มก./ล. ที่เวลาดักน้ำ 24 ชั่วโมงพบว่าที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 9 กก.ซีโอดี/ม³-วัน ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 80-90 % โดยมีอัตราผลิตก๊าซชีวภาพ 314-343 ลิตร/กก.ซีโอดีที่กำจัด และที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 กก.ซีโอดี/ม³-วัน จะให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 83-90 % และอัตราผลิตก๊าซชีวภาพ 290-350 ลิตร/กก.ซีโอดีที่กำจัด

2.5.2 การบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนโดยระบบยูเอเอสบี

ในงานวิจัยที่ผ่านมาที่ได้ทดลองบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนนั้น มี 2 ประเด็นที่น่าสนใจอยู่ 2 ประเด็น คือ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี และปัญหาการลอยตัวที่เกิดขึ้นจากการบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีน

2.5.2.1 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี

ในการศึกษาระบบยูเอเอสบีเพื่อบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนนั้น ประเด็นที่มีความสำคัญก็คือ ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ เนื่องจากที่ผ่านมาระบบยูเอเอสบีสามารถกำจัดซีโอดีได้สูงถึง 90% แต่เป็นการใช้กับน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต (น้ำตาล) ผลการศึกษาที่ได้มีดังนี้

Moosbrugger, Loewenthal และ Marais (1990) ศึกษาการเกิดเม็ดในระบบยูเอเอสบี โดยทดลองบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ประเภทโปรตีนจาก casein (polypeptides หรือกลุ่มของกรดอะมิโน 19 ชนิด) สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีซีโอดี 10,000 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงสุด 65 กก.ซีโอดี/ม³-วัน โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 95 % นอกจากนี้ยังสรุปว่า แอมโมเนียที่เกินจากความต้องการไนโตรเจนสำหรับการสร้างเม็ดแล้ว ช่วยเพิ่มสภาพค้างให้แก่ระบบด้วย

Fang, H.H.P. และผู้ร่วมงาน (1994) ทดลองบำบัดน้ำเสียโปรตีนที่ถูก hydrolyzed แล้วด้วยระบบยูเอเอสบี โดยใช้อัตราส่วน F/M 0.81 กรัมซีโอดี/กรัมVSS-วัน เวลาดัก

น้ำ 9 ชั่วโมง พบว่าสามารถกำจัดซีโอดีได้ 84 % ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 32 กก.ซีโอดี/ม³-วัน โดยไม่พบปัญหาการเกิดฟอง (foaming) และการลอยตัว (sludge flotation)

ผลที่ได้จากงานวิจัยทั้งสองเป็นไปในทางเดียวกัน คือ ระบบยูเอเอสบีสามารถบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนได้ แต่มีข้อสังเกตคือ โปรตีนในน้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยดังกล่าว อยู่ในรูปของกรดอะมิโน หรือถูก hydrolyzed แล้ว ซึ่งผลผลิตที่ได้จากการ hydrolyzed โปรตีนก็คือ กรดอะมิโนนั่นเอง [Sawyer & McCarty, 1978] นี้แสดงว่าในการใช้ระบบยูเอเอสบีบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนนั้นควรจะทำให้โปรตีนอยู่ในรูปของกรดอะมิโน โดยปล่อยให้มีการ hydrolyzed โปรตีนดังกล่าวก่อน

2.5.2.2 ปัญหาการเกิดการลอยตัว

การเกิดการลอยตัวของเชื้อจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนนั้น ที่ผ่านมาได้มีการศึกษาและวิเคราะห์ถึงสาเหตุของการเกิดการลอยตัวไว้ดังนี้

Hulshoff Pol และ Lettinga (1986) ได้มีการตั้งข้อสังเกตไว้ว่า ในการ start-up ระบบยูเอเอสบีเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนนั้น มักจะมีแนวโน้มที่จะเกิดปัญหาการลอยตัวของสลัดจ์ ซึ่งสามารถแก้ไขโดยการ pre-coagulation of proteins

Lettinga และ Hulshoff Pol (1991) สรุปว่าน้ำเสียประเภทโปรตีนก่อให้เกิดปัญหาการเกิดฟอง (foaming) ในระบบยูเอเอสบี นอกจากนี้ในการศึกษายังพบว่า โปรตีนในน้ำเสียที่อยู่ในรูปของคอลลอยด์จะถูกจับ (entrapment) อยู่ในชั้นสลัดจ์ ทำให้เมื่อตะกอนมีลักษณะเป็นปุย และเกิดการหลุดออกของชั้นสลัดจ์จากระบบอย่างรวดเร็ว (sudden washout) และเกือบสมบูรณ์เมื่อทำการเดินระบบเป็นระยะเวลาสั้น โดยในการแก้ไขปัญหาดังกล่าวได้แนะนำให้ทำการทำความสะอาดเชื้อดังกล่าวเป็นระยะๆ

Thaveesri และผู้ร่วมงาน (1994) ทำการศึกษาผลกระทบของอินทรีย์ในโตรเจน และแอมโมเนียมในโตรเจนต่อระบบยูเอเอสบี สรุปว่าน้ำเสียประเภทโปรตีน (COD:N = 10:1) ก่อให้เกิดฟล็อกที่เป็นปุย (fluffy floc) และหลุดออกจากระบบ เกิดจากกลไกในการย่อยสลายสารอาหารจำพวกโปรตีน ไม่ใช่แอมโมเนียมที่เป็นผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยสลายดังกล่าว โดยในการย่อยสลายโปรตีนนั้นแบคทีเรียจะปล่อยเอนไซม์ proteinase ออกมา จึงเป็นไปได้ว่าเอนไซม์ดังกล่าวได้ส่งผลต่อการรวมกันเป็นเม็ดของจุลินทรีย์ ทำให้ได้เม็ดที่มีลักษณะเป็นปุย

เมื่อทำการพิจารณาปัญหาการลอยตัวที่เกิดขึ้น กับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจากงานวิจัยที่ผ่านมาแล้ว สามารถสรุปได้ดังนี้

1. การบำบัดน้ำเสียประเภทโปรตีนด้วยระบบยูเอเอสบี ก่อให้เกิดปัญหาการเกิดฟองและการลอยตัว ในขณะที่หากปล่อยให้มีการ hydrolyzed โปรตีนในน้ำเสียก่อน ระบบจะสามารถบำบัดน้ำเสียดังกล่าวได้โดยไม่พบปัญหาดังกล่าว และมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงถึง 80%
2. โปรตีนที่อยู่ในรูปคอลลอยด์ในน้ำเสีย คือ สาเหตุของการลอยตัวที่เกิดขึ้น โดยคอลลอยด์ดังกล่าว จะถูกดูดติดไว้ที่ผิวของเม็ดตะกอน ทำให้ก๊าซที่เกิดขึ้นถูกจับไว้ในชั้นจุลินทรีย์ และเมื่อปล่อยให้เกิดลักษณะเช่นนี้นานๆ จะส่งผลให้เชื้อจุลินทรีย์เกิดการลอยตัว
3. น้ำเสียประเภทโปรตีน (COD:N = 10:1) ก่อให้เกิดเชื้อจุลินทรีย์ที่มีลักษณะเป็นปุย