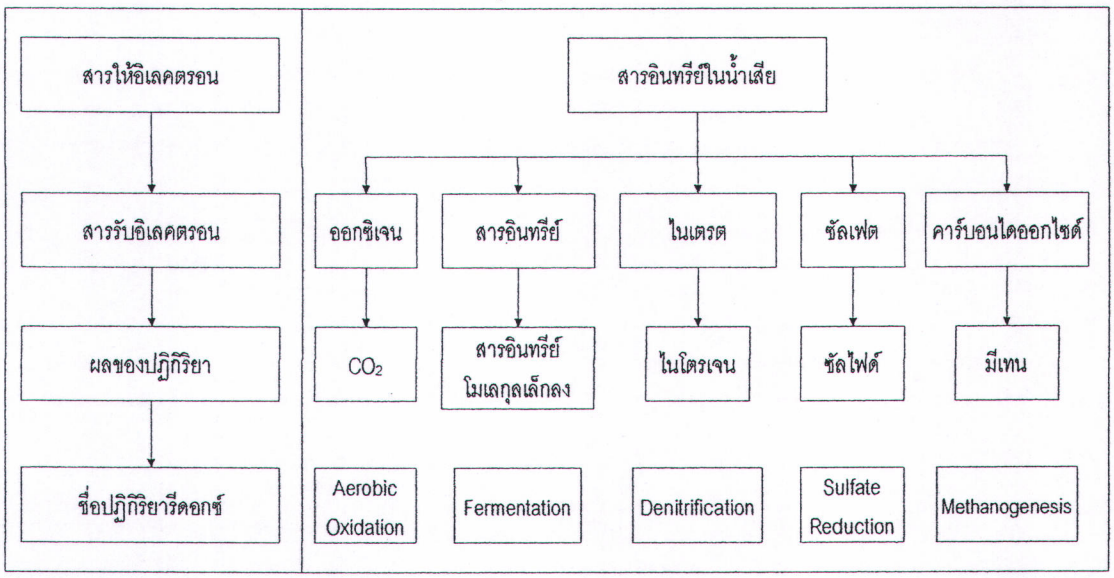
บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 แนวคิดและทฤษฎีการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

2.1.1 กลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ของกระบวนการไร้ออกซิเจน

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียจะเกิดขึ้นจากปฏิกิริยาการถ่ายเทอิเลคตรอนระหว่างสารให้อิเลคตรอน และสารรับอิเลคตรอนด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันหรือรีดอกซ์ โดยสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งมีพลังงานสูงจะเป็นสารให้อิเลคตรอน และสารชนิดอื่นๆเป็นสารรับอิเลคตรอน ถ้าปฏิกิริยาเป็นแบบใช้ออกซิเจนสารรับอิเลคตรอนคือออกซิเจน แต่ถ้าสารรับอิเลคตรอนคือคาร์บอนไดออกไซด์หรือสารอื่นๆ เช่น ไนเตรต ซัลเฟต ฯลฯ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบไร้ออกซิเจน (กรมควบคุมมลพิษ, 2542) ดังภาพที่ 2.1

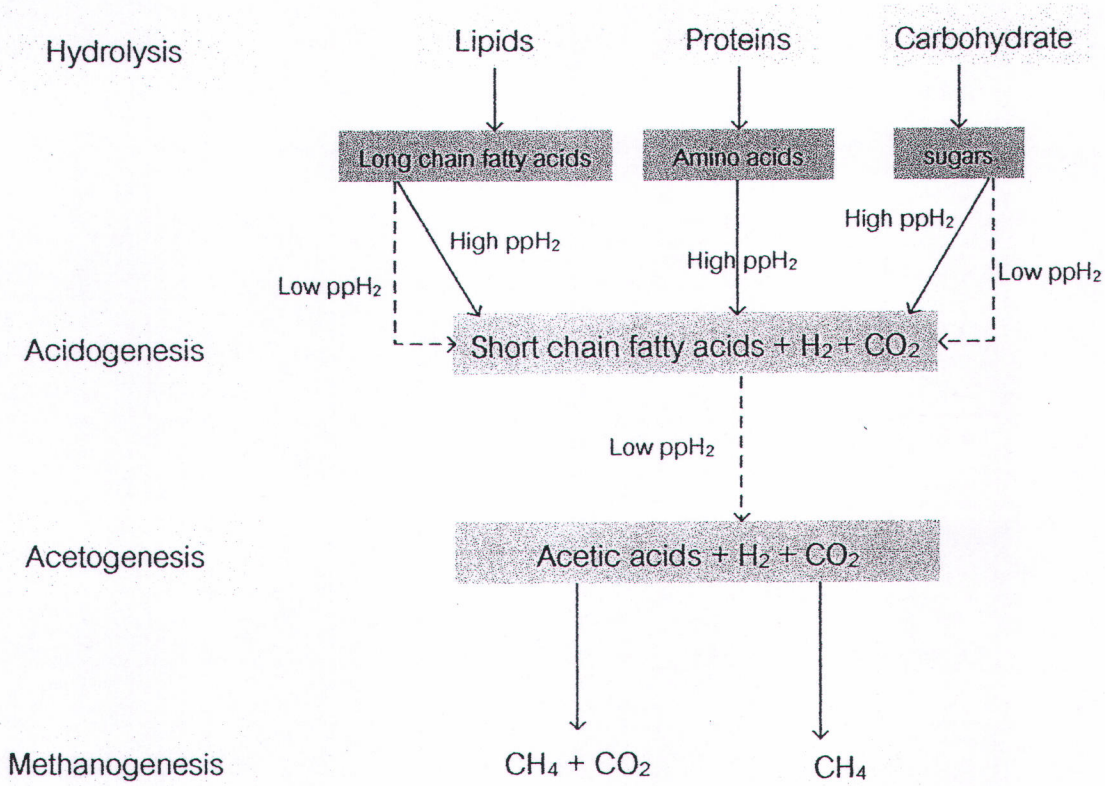


ภาพที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย

(ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2542)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเกิดจากการเปลี่ยนรูปสารโมเลกุลใหญ่ที่ซับซ้อน ที่อยู่ในน้ำเสียให้เป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งต้องการเอนไซม์จากจุลินทรีย์ที่ต่างกันหลายกลุ่ม ดังแสดงในภาพที่ 2.2 ขั้นตอนที่แตกต่างกันในถังหมักไร้ออกซิเจนเกิดจากสารตั้งต้นที่ต่างกัน ได้แก่ โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน โดยกระบวนการแปลงรูปที่ต่างกันสี่กระบวนการล้วนมีลักษณะเด่นที่ต่างกัน ขั้นตอนดังกล่าวเกิดขึ้นตามลำดับขั้นดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (hydrolysis)
ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)
ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)
ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)



หมายเหตุ: ppH_2 คือ Hydrogen partial pressure

ภาพที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยกระบวนการไร้ออกซิเจน
(ที่มา: Sam-soon และคณะ, 1987)

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

เป็นขั้นตอนที่สารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่และซับซ้อน เช่น คาร์โบไฮเดรต ไขมัน และโปรตีน จะถูกจุลินทรีย์ย่อยสลายโดยใช้เอนไซม์ที่ปล่อยออกมาภายนอกเซลล์ (Extracellular Enzyme) ทำให้ได้สารอินทรีย์ที่มีขนาดเล็กลง เช่น กรดอะมิโน กลูโคส เป็นต้น จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลาย คือจุลินทรีย์จำพวกแฟคัลเททีฟ (Facultative bacteria) เวลาที่ใช้ในการย่อยสลายสาร แต่ละชนิดนั้นขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของ เอนไซม์ อุณหภูมิ และการสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ เป็นต้น อย่างไรก็ตามเอนไซม์ จะมีความจำเพาะเจาะจงในการเลือกเร่งปฏิกิริยาและชนิดของสารที่เข้าทำปฏิกิริยา การทำงาน ของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ เป็นต้น ดังนั้นการย่อยสลายสารอินทรีย์แต่ละชนิดจึงใช้เวลาต่างกัน

ขั้นตอนที่ 2 การสร้างกรด (Acidogenesis)

ในขั้นตอนนี้สารอินทรีย์โมเลกุลเล็กซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์ของการย่อยสลายในขั้นตอนแรก จะถูกเปลี่ยนให้เป็นกรดอินทรีย์โมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก กรดวาเลอริก และ กรดแลคติก เป็นต้น โดยมีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด นอกจากนี้ยังมีก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจนเกิดขึ้น โดยทั่วไปกลุ่มจุลินทรีย์สร้างกรดอาจจะสร้างปัญหาต่อการย่อยสลาย สารอินทรีย์ หากมีการสร้างกรดอินทรีย์ในปริมาณมากเกินกว่าที่กลุ่มจุลินทรีย์ที่เป็นตัวสร้างมีเทน จะนำไปใช้ได้ทัน ทำให้ค่าพีเอชของระบบจะลดลงและส่งผลกระทบต่อการดำรงชีพของกลุ่ม จุลินทรีย์สร้างมีเทน สำหรับการกำหนดชนิดของผลผลิตในขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการคือ ชนิดของสารที่ผ่านมาจากขั้นตอนที่ 1 และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen Partial Pressure) โดยผลของปฏิกิริยาที่ได้มีความแตกต่างกัน ซึ่งในการย่อยสลายของกลูโคสในสภาวะที่ ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำจะได้ผลผลิตคือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และ คาร์บอนไดออกไซด์ ส่วนในสภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ผลผลิตที่ได้จะอยู่ ในรูปของกรดอะซิติก กรดโพรไพโอนิก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังสมการที่ 2.1 และ สมการที่ 2.2

สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนต่ำ

$$C_6H_{12}O_6 + 2H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + 2CO_2 \uparrow + 4H_2 \uparrow \qquad (2.1)$$

สภาวะความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนสูง

$$C_6H_{12}O_6 \longrightarrow CH_3CH_2COOH + CH_3COOH + CO_2 \uparrow + H_2 \uparrow \qquad (2.2)$$

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติก (Acetogenesis)

เนื่องจากกระบวนการนี้เป็นขั้นตอนการเชื่อมต่อระหว่างกระบวนการสร้างกรดและกระบวนการสร้างมีเทน ดังนั้นเพื่อให้เกิดผลผลิตในรูปก๊าซมีเทนสูงสุดกรดอินทรีย์ที่เกิดในขั้นตอนนี้ควรอยู่ในรูปที่จุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนสามารถนำไปใช้ได้ง่ายได้แก่ กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เมทานอล และเมธิลามิน แต่เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะไม่สามารถใช้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีคาร์บอนอะตอมเกินกว่าสองอะตอม เช่น กรดโพรไพโอนิก กรดบิวทิริก เป็นสารอาหารโดยตรงในการผลิตมีเทนได้ ดังนั้นในกรณีที่กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่สร้างขึ้นยังอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนมากกว่าสองอะตอม จึงมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องทำการย่อยกรดอินทรีย์เหล่านั้นให้มีอะตอมของคาร์บอนลดลง ซึ่งเกิดขึ้นได้จากการทำงานของจุลินทรีย์ที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen producing acetogenic bacteria) ที่สามารถย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่าสองอะตอม ให้เป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะความดันย่อยของไฮโดรเจนต่ำ ดังสมการที่ 2.3 และ 2.4

$$CH_3CH_2COOH\ (\text{Propionic acid}) + H_2O \longrightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3H_2 \qquad (2.3)$$

$$CH_3CH_2CH_2COOH\ (\text{Butyric acid}) + H_2O \longrightarrow 2CH_3COOH + 2H_2 \qquad (2.4)$$

แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ดังกล่าวนี้จะช่วยไม่ให้เกิดการสะสมตัวของกรดโพรไพโอนิก และกรดบิวทิริกในถังปฏิกิริยา ที่อาจส่งผลทำให้ค่าพีเอชในระบบลดลงจนกระทั่งยับยั้งการทำงานของกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Methanogens) ได้

ขั้นตอนที่ 4 การสร้างมีเทน (Methanogenesis)

กรดอะซิติก ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไฮโดรเจน จากขั้นตอนที่ผ่านมาจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ผ่าน 2 กระบวนการย่อย ดังนี้

กระบวนการที่ 1

เกิดการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนโดยจุลินทรีย์กลุ่ม Acetoclastic methanogens (ได้แก่ *Methanosarcina* และ *Methanothrix* รวมเรียก *Methanoseata*) ซึ่งก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้คิดเป็นประมาณ 70% ของก๊าซมีเทนที่สามารถเกิดขึ้นได้ในระบบ ดังสมการที่ 2.5

$$CH_3COOH \xrightarrow{(\text{Aceticlastic methanogens})} CH_4 + CO_2 \qquad \Delta G = -31\ \text{kJ/mol} \qquad (2.5)$$

กระบวนการที่ 2

เกิดจากจุลินทรีย์กลุ่ม Hydrogen-utilizing methanogens ซึ่งสร้างก๊าซมีเทนจากไฮโดรเจนโดยใช้ไฮโดรเจนเป็นตัวให้อิเลคตรอน และมีคาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเลคตรอน ดังสมการที่ 2.6

$$CO_2 + 4H_2 \xrightarrow{\text{(Hydrogen-utilizing methanogens)}} CH_4 + H_20 \quad \Delta G = -135.4\ kJ/mol \qquad (2.6)$$

นอกจากนี้จุลินทรีย์ชนิดนี้สามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารเพียงอย่างเดียวเนื่องจากกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการที่ 2.7

$$HCOOH \longrightarrow CO_2 + H_2 \qquad (2.7)$$

จุลินทรีย์สร้างมีเทนเจริญเติบโตได้ช้า และสภาพแวดล้อมมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สร้างมีเทนมาก โดยพีเอชที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5-7.2 นอกจากนี้จุลินทรีย์ในกลุ่มนี้สามารถใช้ได้เพียงสารอาหารที่มีโครงสร้างที่ไม่ซับซ้อน ดังนั้นการเติบโตของจุลินทรีย์สร้างมีเทนจึงขึ้นอยู่กับการทำงานของจุลินทรีย์ในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและขั้นตอนการสร้างกรด โดยจุลินทรีย์กลุ่ม *Methanosarcina* บางชนิดจะหยุดการเจริญเติบโตที่อุณหภูมิ 65°ซ โดยที่อุณหภูมิ 60°ซ จะพบ *Methanobacterium* เป็นจำนวนมาก ดังนั้นอุณหภูมิจึงมีผลต่อการสร้างมีเทนของจุลินทรีย์ ส่วนจุลินทรีย์รีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate-reducing bacteria) ทำให้เกิดปัญหาในระบบ เมื่อมีซัลเฟตอยู่ในน้ำเสีย โดยจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ ซึ่งมีความเป็นพิษต่อกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน

2.1.2 ข้อได้เปรียบของระบบบำบัดไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบที่ชัดเจน 2 ประการ คือ ความต้องการพลังงานต่ำและอัตราการเกิดสลัดจ์ต่ำ โดยมีรายละเอียดดังนี้

1. ความต้องการพลังงาน

ระบบบำบัดไร้ออกซิเจนจะได้มีเทน ซึ่งเป็นก๊าซที่สามารถนำมาใช้เป็นพลังงานได้ โดยพลังงานที่ถูกสร้างขึ้นสามารถประมาณได้ง่ายๆ ดังนี้ สมมุติ 80% ของสารอินทรีย์ในน้ำของระบบบำบัดไร้ออกซิเจนจะถูกย่อยสลาย โดย 1 กก.ซีโอดี/วัน จะเปลี่ยนเป็นมีเทน 800 ก./วัน ซึ่งมีเทนจะให้ความร้อน 2.98 กิโลแคลอรี/ก.ซีโอดี ดังนั้นการย่อยสลายสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/วัน จะให้พลังงานเท่ากับ 2.98 x 800 = 2,400 กิโลแคลอรี/วัน หรือ เท่ากับ 117 วัตต์ หากสมมุติว่าปัจจัยการใช้พลังงานอย่างมีประสิทธิภาพเท่ากับ 0.3 เพื่อแปลงพลังงานจากมีเทนนี้ให้อยู่ในรูปพลังงาน

ไฟฟ้า ดังนั้น สารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/วัน สามารถเปลี่ยนเป็นพลังงานไฟฟ้าได้ 35 วัตต์ (Haandel และคณะ, 1996)

ส่วนการบำบัดแบบใช้ออกซิเจน ซึ่งปกติในน้ำเสียจะมีออกซิเจนน้อย จึงต้องการอุปกรณ์ เช่น เครื่องเติมอากาศทางกล เพื่อเพิ่มปริมาณออกซิเจนให้กับน้ำ โดยทั่วไปความต้องการออกซิเจนต่ำสุดสำหรับการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนมีค่าประมาณ 1 ใน 3 ของการย่อยสลายมวลซีโอดี ในทางปฏิบัติความต้องการนี้จะมีค่าสูงกว่าค่าในทางทฤษฎีเสมอ เนื่องจากการย่อยสลายตัวเองของมวลจุลินทรีย์ (Endogenous respiration) ระบบโดยทั่วไปต้องการออกซิเจนสำหรับการออกซิเดชันสารอินทรีย์ประมาณ 0.5 ถึง 0.75 กก.ออกซิเจน/กก.ซีโอดี ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสภาพการเดินระบบ ซึ่งหมายความว่าต้องการออกซิเจน 0.5-0.75 กก./วัน สำหรับสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/วัน โดยเครื่องเติมอากาศส่วนใหญ่ต้องการพลังงานสำหรับการเคลื่อนย้ายออกซิเจนจากบรรยากาศไปสู่วัฏภาคน้ำของระบบบำบัดน้ำเสีย 1 กิโลวัตต์-ชม./กก.ออกซิเจน หรือ 42 วัตต์/กก.ออกซิเจน/วัน นอกจากนั้นยังต้องรักษาอัตราการถ่ายเทออกซิเจนไว้ที่ 0.5-0.75 กก.ออกซิเจน/วัน ทำให้พลังงานที่ต้องการจะอยู่ในช่วง 20-30 วัตต์ แต่ในทางกลับกัน สำหรับกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน จะได้พลังงาน 35 วัตต์สำหรับสารอินทรีย์ 1 กก.ซีโอดี/วัน ซึ่งเป็นที่แน่ชัดว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

2. อัตราการเกิดสลัดจ์

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพทั้งหมดจะมีการผลิตสลัดจ์ส่วนเกิน ซึ่งจะต้องมีการกำจัดออกจากระบบ สลัดจ์ที่เกิดขึ้นเกิดจากการผสมกันของของแข็งอินทรีย์และอนินทรีย์ ผ่านหลายกระบวนการได้แก่ ฟล็อกกูเลชันของของแข็งแขวนลอยอนินทรีย์ และการประสานรวมตัวกับส่วนผสมของจุลินทรีย์และของแข็งอินทรีย์ที่ไม่ได้ถูกย่อยสลายทางชีวภาพ นอกจากนี้ยังเกิดจากการดูดติดของอนุภาคสารอินทรีย์และสิ่งที่เหลือจากการย่อยสลายตัวเองที่ยังคงเหลืออยู่หลังจากจุลินทรีย์สลายตัว

สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Yield coefficient) และอัตราการสลายตัวสำหรับจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนมีค่าสูงกว่าจุลินทรีย์สร้างมีเทน ในระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนการผลิตสลัดจ์จะสูงขึ้นถ้าสารอาหารในระบบไม่ได้มีเพียงกรดไขมันระเหย เพราะในทางปฏิบัติการเปลี่ยนรูปแบบไร้ออกซิเจนมีจุลินทรีย์ที่ทำงานเกี่ยวข้องกัน ดังนั้นการผลิตสลัดจ์ส่วนเกินในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนอาจมีค่าถึง 0.10 มก.วีเอสเอส/มก.ซีโอดี ถ้าสลัดจ์ชีวภาพถูกผลิตจากสารอินทรีย์ที่ซับซ้อนหรือสูงกว่านี้เมื่อในระบบมีสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้

อัตราการย่อยสลายตัวที่ต่ำมากของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนแสดงดังตารางที่ 2.1 ซึ่งเป็นข้อได้เปรียบที่สำคัญที่สุดของกระบวนการนี้ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรม โดยเฉพาะอุตสาหกรรมที่มีการผลิตเป็นฤดู เช่น น้ำตาล มันฝรั่ง การผลิตไวน์ จุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนจะยังคงมีชีวิตอยู่ได้หลายเดือนแม้ไม่มีการให้อาหาร ในขณะที่จุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนจะสลายตัวในสองถึงสามสัปดาห์เมื่อขาดสารอาหาร

ตารางที่ 2.1 ค่าจลนพลศาสตร์สำหรับการบำบัดซีโอดีละลาย

ค่าสัมประสิทธิ์	หน่วย	ค่า ที่ 20 °C	
		ช่วง	ค่าทั่วไป
Y			
Fermentation	g VSS/g COD	0.06-0.12	0.10
Methanogenesis	g VSS/g COD	0.02-0.06	0.04
Overall combined	g VSS/g COD	0.05-0.10	0.08
k_d			
Fermentation	g/g-d	0.02-0.06	0.04
Methanogenesis	g/g-d	0.01-0.04	0.02
Overall combined	g/g-d	0.02-0.04	0.03
μ_m			
35 °C	g/g-d	0.30-0.38	0.35
30 °C	g/g-d	0.22-0.28	0.25
25 °C	g/g-d	0.18-0.24	0.20
K_s			
35 °C	mg/L	60-200	160
30 °C	mg/L	300-500	360
25 °C	mg/L	800-1100	900
Methane			
Production at 35 °C	m^3/kg COD	0.4	0.4
Density at 35 °C	kg/m^3	0.6346	0.6346
Content of gas	%	60-70	65
Energy content	kJ/g	50.1	50.1

(ที่มา: Metcalf และ Eddy, 2003)

ถึงแม้ว่าจุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนจะมีการสลายตัวเร็ว แต่มวลชีวภาพจะยังสูงเนื่องจากค่าสัมประสิทธิ์ยิลด์มีค่าสูง ของแข็งที่ถูกผลิตขึ้นจะยังคงมีสัดส่วนของจุลินทรีย์ที่มีชีวิตสูง ซึ่งยังคงมีการสลายตัวต่อไปอีก ดังนั้นสลัดจ์ที่ถูกผลิตในระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนจะไม่คงตัวถ้าไม่เก็บไว้ในที่ที่มีระบบเติมอากาศ (มากกว่า 30-50 วัน ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ) สัดส่วนของจุลินทรีย์ที่มีชีวิตจะลดลงถ้าอยู่ในสภาพที่มีออกซิเจนแต่ไม่มีอาหาร (ถังหมักเติมออกซิเจน) หรือในถังหมักไร้ออกซิเจน โดยสัดส่วนของของแข็งชีวภาพที่ย่อยสลายได้จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน ขนาดของถังคงตัว (Stabilization tank) โดยทั่วไปจะมีขนาดใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์ในระบบบำบัด และจะเสียค่าใช้จ่ายในการทำให้สลัดจ์คงตัวประมาณ 40-60% ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดทั้งหมด ในขณะที่ของแข็งชีวภาพจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะมีความคงตัวมากกว่า ดังนั้นสลัดจ์ส่วนเกินจากระบบบำบัดแบบไร้อากาศจึงไม่ต้องการระบบบำบัดเพิ่มเติมนอกจากระบบรีดน้ำออกจากสลัดจ์ ตารางที่ 2.2 สรุปข้อได้เปรียบที่แน่ชัดว่าธรรมชาติและปริมาณสมมูล (Stoichiometric) ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีข้อได้เปรียบเหนือกว่าระบบบำบัดที่ใช้ออกซิเจน

ตารางที่ 2.2 เปรียบเทียบข้อได้เปรียบระหว่างระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนและไร้ออกซิเจน

ข้อได้เปรียบ	ระบบใช้ออกซิเจน	ระบบไร้ออกซิเจน
ความต้องการพลังงาน (วัตต์/กิโลกรัมซีโอดี/วัน)	20-30	-35 (ได้พลังงาน)
การผลิตสลัดจ์ (กิโลกรัมวีเอสเอส/กิโลกรัมซีโอดี)	0.2-0.3	0.05-0.15
ลักษณะของสลัดจ์ส่วนเกิน	ไม่คงตัว	มีเสถียรภาพ
ความทนทานของจุลินทรีย์เมื่อไม่มีอาหาร	น้อยกว่า 2 สัปดาห์	หลายเดือน

(ที่มา: Haandel และคณะ, 1996)

นอกจากข้อได้เปรียบดังกล่าวข้างต้นแล้ว ยังมีปัจจัยอย่างอื่นที่สำคัญอีก 2 ประการ ในการเลือกระบบบำบัดน้ำเสีย ได้แก่

1. ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง ทำให้ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เหลือในน้ำออกจะต่ำ

2. สามารถเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนได้ที่เวลากักน้ำที่สั้นลง ถังปฏิกิริยาที่ใช้จึงมีขนาดเล็กลง

ปัจจัยทั้งสองเกี่ยวข้องกับค่าจลนพลศาสตร์ของการกำจัดสารอินทรีย์ที่สามารถใช้อธิบายความเร็วในการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์และการเดินระบบกับสภาพแวดล้อมในการ

บำบัดน้ำเสีย ภายใต้เงื่อนไขที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนจำนวนจุลินทรีย์จะเพิ่มมากขึ้น และทำให้สามารถเพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์ และความเร็วไหลขึ้นได้โดย ประสิทธิภาพการบำบัดของสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้จะขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ ดังต่อไปนี้

(1) ธรรมชาติของสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลาย
(2) ความเหมาะสมของปัจจัยทางสภาวะแวดล้อมสำหรับระบบบำบัดไร้ออกซิเจน
(3) จำนวนจุลินทรีย์ที่ยังมีชีวิตที่เหลืออยู่ในระบบ
(4) การสัมผัสกันระหว่างสารอินทรีย์ในน้ำเข้า และจำนวนจุลินทรีย์ในระบบ
(5) การออกแบบระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน เช่น การเดินระบบแบบอนุกรม
(6) ระยะเวลากักน้ำเสียในระบบ

2.1.3 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ปัจจัยที่สำคัญที่มีผลต่อการย่อยสลายในระบบไร้ออกซิเจน มีดังนี้

อุณหภูมิ

อุณหภูมิจะมีผลอย่างมากต่อกระบวนการย่อยสลายของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน อัตราการเปลี่ยนรูปของกระบวนการหมักจะมีค่าสูงสุดอยู่ระหว่าง 35 และ 40°ซ สำหรับช่วงเมโซฟิลิกและประมาณ 55°ซ สำหรับช่วงเทอโมฟิลิก แต่การบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปจะใช้เพียงช่วงเมโซฟิลิกเท่านั้น (Henze และ Harremoes, 1983) ดังนั้นสามารถสรุปผลของอุณหภูมิที่มีต่อการหมักแบบไร้ออกซิเจนได้ดังนี้

(1) ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม คือ 30-40°ซ

(2) สำหรับอุณหภูมิที่ต่ำกว่าช่วงที่เหมาะสม อัตราการย่อยสลายจะลดลงโดยประมาณ 11 เปอร์เซ็นต์ต่อ 1 °ซ ที่ลดลง และสอดคล้องกับสมการของอาเรเนียส (Arhenius equation) ดังสมการที่ 2.8

$$r_t = r_{35} k^{(t-35)} \qquad (2.8)$$

เมื่อ t = อุณหภูมิ (°ซ)

r_t, r_{35} = อัตราการย่อยสลายที่อุณหภูมิ t และ 35°ซ ตามลำดับ

สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ห้องสมุดงานวิจัย

กรดไขมันระเหย (Volatile fatty acid, VFA) และสภาพด่าง (Alkalinity)

การเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของกรดไขมันระเหยจะมีผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์ผลิตมีเทนไม่สามารถนำผลผลิตที่เกิดจากจุลินทรีย์สร้างกรดไปใช้ได้ทัน ส่งผลให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหย ทำให้พีเอชในระบบลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทน จนในที่สุดอาจทำให้ระบบล้มเหลว ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเติมสภาพด่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบ และรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพด่างถ้าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์สูงระบบสามารถทำงานได้ดี ถ้ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำประสิทธิภาพของระบบจะลดลง และหากไม่แก้ไขระบบจะล้มเหลวได้

พีเอชในถังปฏิกรณ์

ค่าพีเอชและเสถียรภาพของพีเอชในถังปฏิกิริยาไร้ออกซิเจนนับว่ามีความสำคัญอย่างยิ่ง เพราะการสร้างมีเทนจะเกิดที่อัตราสูงเมื่อพีเอชถูกควบคุมให้อยู่ในช่วงที่เป็นกลาง ที่พีเอชต่ำกว่า 6.3 หรือสูงกว่า 7.8 อัตราการผลิตมีเทนจะลดลง โดยจุลินทรีย์ที่ผลิตกรดจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชไม่ว่าสูงหรือต่ำเกินไปน้อยกว่าจุลินทรีย์สร้างมีเทน จึงทำให้การสร้างกรดจะเกิดมากกว่าการสร้างมีเทนส่งผลทำให้เกิดการเหม็นเปรี้ยว (Souring) ภายในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนควรอยู่ระหว่าง 6.6 -7.4 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ
ห้องสมุดงานวิจัย
วันที่ 21 พ.ค. 2555
เลขทะเบียน 246203
เลขเรียกหนังสือ

สารพิษ

น้ำเสียที่จะบำบัดโดยใช้วิธีทางชีววิทยาไม่ควรมีสารพิษ เนื่องจากสารพิษจะรบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบ หรือยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ทำให้ระบบล้มเหลวได้ ความรุนแรงของสารพิษจะขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารพิษนั้นๆ ด้วย โดยสารที่มีความเป็นพิษต่อระบบได้แก่

<u>พิษของอิออนบวก และโลหะหนัก</u>

อิออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม (Na^+) โปตัสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ธาตุอาหารเหล่านี้ถ้ามีในระดับความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อจุลินทรีย์แต่ถ้ามีมากเกินความจำเป็นจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ปกติไอออนบวกที่มีวาเลนซีสูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าอิออนบวกที่มีวาเวนซีต่ำ ดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ความเข้มข้นอิออนบวกที่ส่งผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ชนิดอิออนบวก	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

(ที่มา: McCarty, 1964)

พิษของอิออนบางชนิดสามารถลดความเป็นพิษลงได้เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ แต่ในทางตรงกันข้ามอาจจะมีความเป็นพิษมากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกับอิออนชนิดอื่นได้เช่นเดียวกัน นอกจากนี้โลหะหนักยังมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน โดย Cu^{2+} มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมากที่สุด ซึ่งความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์พอเหมาะ เนื่องจากซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนักได้เกลือของโลหะหนักที่ไม่ละลายน้ำ อย่างไรก็ตามโลหะหนักบางชนิดยังมีความจำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ แม้จะมีความต้องการในปริมาณเพียงเล็กน้อย

<u>พิษของกรดอินทรีย์ระเหย</u>

ในกรณีที่ระบบมีกรดอินทรีย์ระเหยมากเกินไป เช่น ในสภาวะที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมาก จุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะสร้างกรดอินทรีย์ระเหยออกมามาก ถ้าระบบมีกำลังของบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอ จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง ซึ่งจะส่งผลเสียต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

<u>พิษของแอมโมเนีย</u>

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียมาจากการย่อยสลายโปรตีน โดยไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนีย (NH_3) ดังสมการที่ 2.9

$$NH_4^+ \longleftrightarrow NH_3 + H^+ \qquad (2.9)$$

ปริมาณของแอมโมเนียมอิออนที่มีอยู่ในระบบจะขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ ที่พีเอชประมาณ 7 จะมีแอมโมเนียประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด และจะมีแอมโมเนียมไอออนประมาณ 99% แต่ในกรณีที่ระบบมีพีเอชสูงขึ้น ปริมาณของแอมโมเนียจะมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ซึ่งแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากกว่าแอมโมเนียมอิออน ถ้าในระบบมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมากกว่า 150 มก./ล. จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ในขณะที่จุลินทรีย์สามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมอิออนได้สูงถึง 3,000 มก./ล. ดังนั้นการรักษาค่าพีเอชให้มีค่าประมาณ 7 หรือต่ำกว่า จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมอิออนซึ่งมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า

ผลของก๊าซไฮโดรเจน

ขั้นตอนต่างๆ ของกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน จะมีการผลิตไฮโดรเจนตลอดเวลา ซึ่งเกิดจากปฏิกิริยาการปลดปล่อย H^+ ของ NADH ดังสมการที่ 2.10

$$2NADH \longleftrightarrow 2NAD^+ \qquad (2.10)$$

ซึ่งผลจากปฏิกิริยาดังกล่าวนี้ ทำให้เกิด NAD^+ เป็นตัวรับอิเลคตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์ ดังสมการที่ 2.11

$$NAD + e^- + H^+ \longrightarrow NADH \qquad (2.11)$$

หากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ Hydrogen Utilizing methanogens ใช้ไฮโดรเจนในการผลิตมีเทน จึงไม่เกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจน ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนจึงมีค่าต่ำตลอดเวลา แต่ถ้าการทำลายไฮโดรเจนไม่เกิดขึ้นหรือไม่มีประสิทธิภาพจะเกิดการสะสมตัวของไฮโดรเจนจนถึงจุดอิ่มตัว ทำให้ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าสูง ส่งผลต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนในขั้นตอนการสร้างกรดอินทรีย์ระเหยและขั้นตอนการสร้างกรดอะซิติก ดังนี้

ผลกระทบต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหย

จุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทนจะปลดปล่อย H^+ จาก NADH โดยการเปลี่ยนกรดไพรูวิกไปเป็นกรดโพรไพโอนิกภายใต้สภาวะที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนที่มีระดับสูงกว่า 2×10^{-3} บรรยากาศ ดังสมการที่ 2.12

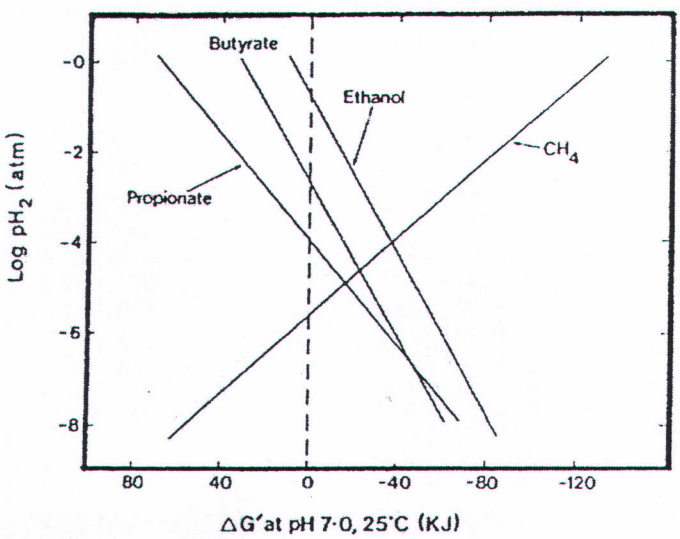
$$CH_3COOH + 2NADH + ADP + P \longrightarrow CH_3CH_2COOH + 2NAD^+ + 2ATP + H_2O \qquad (2.12)$$

ผลกระทบต่อการสร้างกรดอะซิติก

ในขั้นตอนการสร้างกรด (Acetogenesis) เป็นขั้นตอนที่มีการเปลี่ยนแปลงกรดอินทรีย์ระเหยที่มีจำนวนคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม ให้เป็นกรดอะซิติกโดย Acetogenic bacteria หลังจากนั้นจึงจะใช้กรดอะซิติกในการเปลี่ยนกรดโพรไพโอนิกไปเป็นกรดอะซิติกแสดงได้ดังสมการที่ 2.13

$$CH_3CH_2COOH + 2H_2O \longrightarrow CH_3COOH + CO_2 + 3H_2 \qquad (2.13)$$

จะพบว่าในปฏิกิริยาดังกล่าวจะมีไฮโดรเจนเกิดขึ้นหากไม่มีการกำจัดไฮโดรเจนจะไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาเปลี่ยนกรดโพรไพโอนิกไปเป็นกรดอะซิติกได้ ซึ่งการที่ความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนมีค่าเปลี่ยนแปลงไป จะทำให้ค่าพลังงานอิสระเปลี่ยนแปลงตามไปด้วย ดังแสดงในภาพที่ 2.3



ภาพที่ 2.3 การเปลี่ยนค่าพลังงานอิสระเมื่อความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (Hydrogen partial pressure) มีค่าเปลี่ยนแปลง

(ที่มา: McInerney และคณะ, 1980)

เมื่อค่าความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูงกว่า 9 x 10^{-5} บรรยากาศจะทำให้กรดโพรไพโอนิกสะสมอยู่ในระบบส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบมีค่าต่ำลงจนอยู่ในสภาวะที่ไม่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ และยังพบว่ากรดโพรไพโอนิกเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ไร้ออกซิเจน เมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 1,000 มก./ล.

ผลของซัลเฟต

หากน้ำเสียที่มีปริมาณของซัลเฟตมากจะพบการเจริญของจุลินทรีย์ที่สามารถเปลี่ยนซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ซึ่งได้แก่ กลุ่มจุลินทรีย์รีดิวซ์ซัลเฟต (Sulfate-Reducing Bacteria ; SRB) เช่น *Desulfovibrio sp. Desulfotomaculum sp.* ซึ่งสามารถใช้ซัลเฟต(SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้ายได้ดังสมการที่ 2.14

$$SO_4^{2-} + 4H_2 + H^+ \longrightarrow HS^- + 4H_2O \qquad \Delta G = -152.2 \text{ kJ/mol} \qquad (2.14)$$

จุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจะแย่งอาหารกับจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนโดยสามารถใช้อะซิเตทและไฮโดรเจนเป็นสารอาหารได้ดีกว่าจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน ทำให้ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบมีมีเทนลดลง นอกจากนี้การเกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ปริมาณมากอาจเป็นพิษกับจุลินทรีย์ในระบบได้ แต่ถ้าพิจารณาในแง่ของการใช้ไฮโดรเจนเป็นสารอาหาร จุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟต จะทำงานสัมพันธ์กับจุลินทรีย์ที่ผลิตไฮโดรเจน ซึ่งจะช่วยทำให้ความดันพาร์เชียลของก๊าซไฮโดรเจนมีค่าต่ำเสมอ ส่งผลทำให้การสะสมตัวของก๊าซไฮโดรเจนลดลง ดังนั้นจุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ซัลเฟตจึงมีบทบาทต่อการสร้างกรดอินทรีย์ระเหยและมีผลกระทบต่อการสร้างกรดอะซิติกจากกรดโพรไพโอนิกด้วย

สารอาหารเสริม

การบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนมีข้อดีคือมีปริมาณของเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาน้อยกว่ากระบวนการแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการปริมาณสารอาหารเสริมเช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ต่ำกว่า โดยปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ในกระบวนการไร้ออกซิเจนต้องการอย่างน้อยควรมีสัดส่วน BOD:N:P = 100:1.1:0.2 แม้ว่าจุลินทรีย์เหล่านี้จะต้องการปริมาณของธาตุอาหารบางอย่างน้อย แต่ก็ขาดไม่ได้ มิฉะนั้นระบบจะไม่สามารถดำเนินได้อย่างมีประสิทธิภาพ ธาตุดังกล่าวได้แก่ เหล็ก โคบอลท์ นิเกิล และซัลเฟอร์(ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ดีการเติมธาตุอาหารดังกล่าวแก่จุลินทรีย์ทำให้เกิดปัญหา ซึ่งมีสาเหตุมาจากซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ แตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ เช่น เหล็กรวมกับซัลไฟด์เป็นผลึกที่

ไม่ละลายน้ำทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจเลี่ยงประเด็นดังกล่าวโดยใช้การเติม Yeast Extract หรือ Molorganite ให้แก่ระบบโดยตรง

การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ

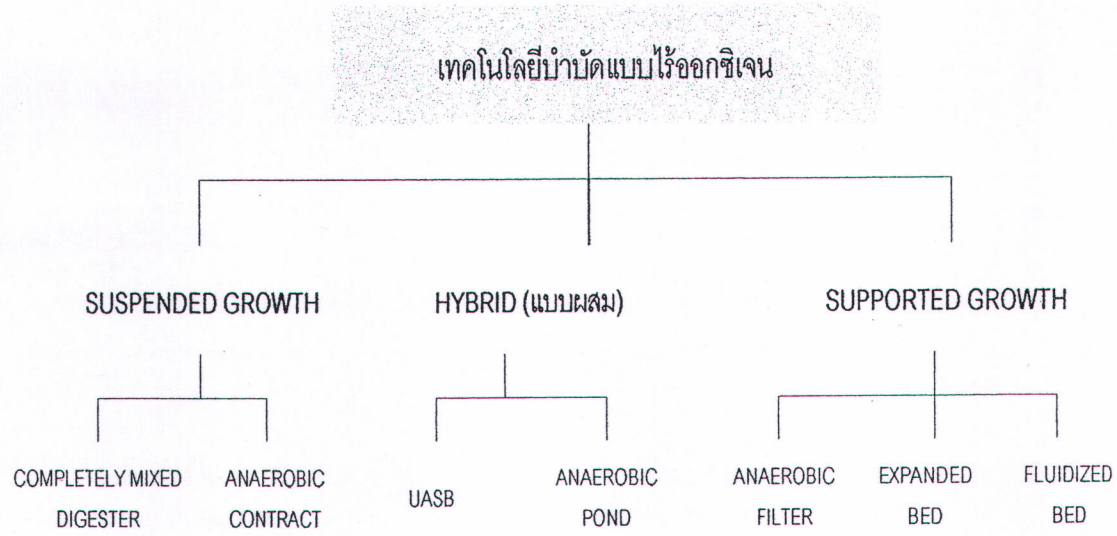
การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีความสำคัญมาก เพราะถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด คือการใช้วัสดุตัวกลางสำหรับเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ และการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดให้มีความเหมาะสม ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดอื่นๆ เนื่องจากมีการใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็ก ทำให้มีพื้นที่ผิวสำหรับให้จุลินทรีย์ยึดเกาะจำนวนมากขึ้น ดังนั้นจึงทำให้มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้น ซึ่งส่งผลให้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูงตามไปด้วย

อัตราภาระสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate)

อัตราภาระสารอินทรีย์เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์ และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ โดยปกตินำ้เสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดควรมีอัตราภาระสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัด ถ้ามีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงเกินไป จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลง หรืออาจทำให้ระบบล้มเหลวได้

2.2 รูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนสามารถใช้ในการบำบัดน้ำเสีย หรือสลัดจ์ ขึ้นอยู่กับรูปแบบของถังปฏิกรณ์ ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีรูปแบบต่างๆ ดังแสดงในภาพที่ 2.4 โดยมีรายละเอียดดังนี้



ภาพที่ 2.4 รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ
(ที่มา: แซน.อี. 68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์, 2546)

- จุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย (Suspended Growth) เป็นรูปแบบที่มีการกวนให้จุลินทรีย์ผสมกับน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ และจำเป็นต้องมีถังตกตะกอน เพื่อแยกน้ำที่ผ่านการบำบัดและเชื้อจุลินทรีย์ให้ออกจากกัน โดยมีการหมุนเวียนเชื้อกลับเข้าสู่ถังปฏิกิริยาอีกครั้ง
- จุลินทรีย์อยู่ติดกับตัวกลาง (Supported Growth) เนื่องจากจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมักจะตกตะกอนได้ไม่ดี ทำให้หลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว จึงมีการทำให้จุลินทรีย์เกาะติดอยู่กับตัวกลาง และเสมือนว่าตัวกลางนั้นถูกใช้เป็นตัวกรองให้จุลินทรีย์ไม่หลุดไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัด
- แบบผสม (Hybrid) เป็นการนำข้อดีมาใช้และตัดปัญหาข้อด้อยจาก 2 รูปแบบข้างต้น

โดยข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนรูปแบบต่างๆ สามารถเปรียบเทียบและสรุปได้ดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนชนิดต่างๆ

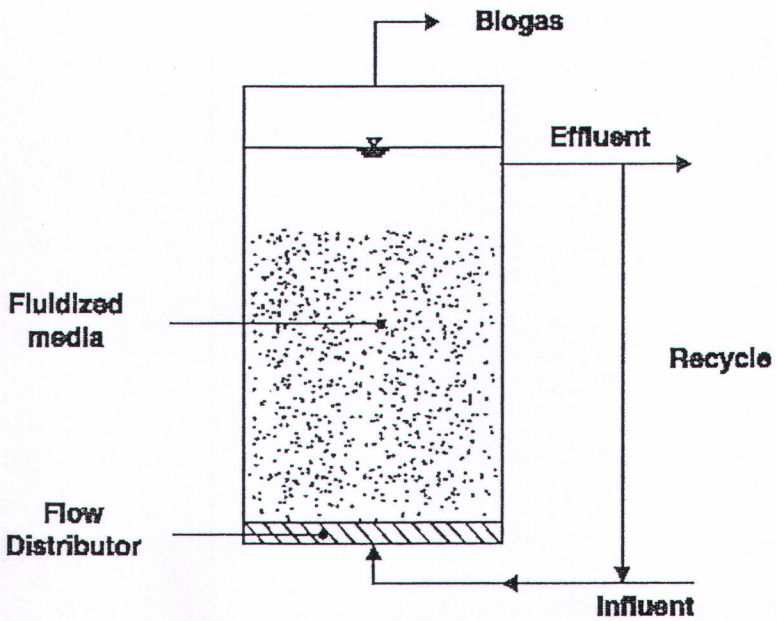
ข้อพิจารณา	จุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย	แบบผสม	จุลินทรีย์อยู่ติดกับตัวกลาง
ความเข้มข้นของจุลินทรีย์	ต่ำ	สูง	สูง
อายุตะกอน (SRT)	ต่ำ	สูง	สูง
การใช้บำบัดน้ำเสียเมื่อมีอนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาคของแข็งได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็งได้บ้าง
การใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม
การใช้บำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นต่ำ	ไม่เหมาะสม	เหมาะสม	เหมาะสม
ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย	จำกัด	สูง	สูง
ความทนต่อสารพิษและการเปลี่ยนแปลงสภาวะการทำงาน	มีข้อจำกัดเนื่องจากอายุตะกอนต่ำ	มีอายุตะกอนสูงจึงมีเสถียรภาพดี	มีอายุตะกอนสูงจึงมีเสถียรภาพดี
สภาพทางชลศาสตร์ในถังปฏิกิริยา	ใช้เครื่องกวน	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำหรือใช้ก๊าซชีวภาพเป่า	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำหรือใช้ก๊าซชีวภาพเป่า
การใช้พลังงาน	ต่ำที่สุด	สูงถ้ามีการหมุนเวียนน้ำ	สูง ถ้าเป็นแบบ Fluidized

(ที่มา: แซน.อี. 68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์, 2546)

2.3 ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anaerobic fluidized bed)

2.3.1 ความเป็นมาและลักษณะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีลักษณะคล้ายคลึงกับระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจนโดยมีน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน จัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) แบบไร้ออกซิเจน และมีวัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กเท่าเม็ดทรายเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ โดยอัตราการไหลของน้ำเสียจะต้องสูงมากพอที่จะทำให้เกิดการลอยตัวของวัสดุตัวกลาง ซึ่งวัสดุตัวกลางที่นิยมใช้ในการทดลองในห้องปฏิบัติการ ได้แก่ ทราย แอนทราไซต์ และถ่านกัมมันต์ เป็นต้น การใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กทำให้ระบบบำบัดมีพื้นที่ผิวจำเพาะ (คิดต่อหน่วยปริมาตร) สูง ซึ่งเท่ากับมีพื้นที่ผิวให้จุลินทรีย์เกาะจำนวนมากในระบบ ส่งผลให้อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบสูงตามไปด้วย ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบจึงมีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดแบบอื่นๆ อย่างไรก็ตาม จากลักษณะการทำงานซึ่งต้องใช้พลังงานสูงในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวตลอดเวลา จึงก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายประการ โดยองค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด แสดงได้ดังรูปที่ 2.5



ภาพที่ 2.5 องค์ประกอบของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

(ที่มา ; http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/625r00008/html/html/tfs5.htm)

ในการเดินระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดนอกจากใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางแล้ว ยังสามารถใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลางได้โดยในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม และของเสียอันตราย (Hickey และคณะ, 1992) ขนาดของถ่านกัมมันต์ที่ใช้อยู่ในช่วงประมาณ 0.6-0.8 มม. และมีความเร็วของน้ำเสียเข้าระบบ 20-24 ม./ชม. การใช้ถ่านกัมมันต์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดแบบไร้ออกซิเจนมีข้อดีหลายประการ เช่น ช่วยลดปริมาณสารพิษ และช่วยกักเก็บจุลินทรีย์ในระบบทำให้มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพมากเนื่องจากมีรูพรุนมาก เป็นต้น แต่การใช้ถ่านกัมมันต์ก็มีข้อจำกัดหลายประการ เช่น มีราคาแพง โดยการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมบางชนิดและของเสียอันตรายก็ยังคงมีความจำเป็นต้องใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลาง

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูงในแง่ของการกำจัดซีโอดี โดยเมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าระบบ 10-20 กก.โอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่า 90% ซึ่งประสิทธิภาพของระบบจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียที่นำมาบำบัด (Metcalf และ Eddy, 2003) ดังแสดงในตารางที่ 2.5 ซึ่งเป็นข้อมูลที่ได้จากการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ

ตารางที่ 2.5 สมรรถนะของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย

ชนิดของน้ำเสีย	อุณหภูมิ (°ซ)	อัตราภาระสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)	เวลากักน้ำ (ชม.)	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (%COD Removal)
กรดซิตริก	35	42	24	70
แป้ง	35	8.2	105	99
นม	35	3-5	12-18	71-85
กากน้ำตาล	35	12-30	3-8	50-95
กลูโคส	35	10	12	95
เยื่อกระดาษ	35	3-18	3-62	60-80

(ที่มา: Metcalf และ Eddy, 2003)

2.3.2 สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Fluidization)

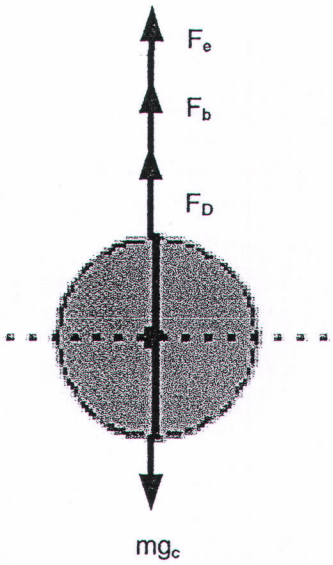
เมื่อของเหลวที่มีความเร็วต่ำไหลผ่านชั้นของอนุภาคของแข็งอนุภาคเหล่านี้จะยังไม่เคลื่อนที่ แต่เมื่อเพิ่มความเร็วของของเหลวอย่างคงที่จนถึงระดับหนึ่งอนุภาคของแข็งจะเริ่มเคลื่อนที่และแขวนลอยอยู่ในของไหล สภาวะนี้เรียกว่า "ฟลูอิดไดซ์เซชัน" ส่วนคำว่า "ฟลูอิดไดซ์เบด" คือคำที่ใช้อธิบายถึงสภาวะที่อนุภาคของแข็งนั้นแขวนลอยอยู่ในของไหลอย่างสม่ำเสมอจนกระทั่งมีลักษณะคล้ายกับเป็นความหนาแน่นของของไหล

2.3.3 องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์ ได้แก่ ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ (Minimum fluidizing velocity) ความเร็วสุดท้ายของการอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ (Terminal velocity of fluidization) และลักษณะของการกระจายตัวของการไหล ในการเกิดสภาวะนี้ค่าความเร็วจะต้องมากพอ แต่ไม่เกินกว่าค่าความเร็วสุดท้ายของวัสดุตัวกลาง เพื่อไม่ให้วัสดุตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ โดยองค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์มีดังนี้

ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์

เมื่อผ่านของไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางบรรจุอยู่ และเพิ่มความเร็วของของไหลให้มากขึ้นเรื่อยๆ จะพบว่าที่ระดับความเร็วหนึ่งกลุ่มอนุภาคจะเริ่มขยับตัว ความเร็วนี้เป็นค่าที่สำคัญมาก เนื่องจากถ้าหากต้องการให้อนุภาคอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์จะต้องให้ความเร็วของไหลสูงกว่าหรือเท่ากับความเร็วนี้ ความเร็วดังกล่าวเรียกว่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ อย่างไรก็ตามถึงแม้ว่าที่ความเร็วนี้อนุภาคจะเริ่มเข้าสู่สภาวะฟลูอิดไดซ์ แต่ถ้าต้องการให้เกิดสภาวะที่มีการเคลื่อนที่อย่างสม่ำเสมอจะต้องใช้ความเร็วสุดท้ายที่ทำให้ชั้นเบดสูง 1.5 เท่าของความสูงชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน(เสฏฐา ศาสนนันทน์, 2538) โดยการคำนวณหาความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันสามารถทำได้โดยใช้สมมติฐานที่ว่าในขณะที่ตัวกลางเริ่มลอยตัวเป็นอิสระอยู่นั้น ตัวกลางจะอยู่ในสภาวะสมดุลของแรงสองแรงที่กระทำบนวัสดุตัวกลาง คือแรงที่เกิดจากน้ำหนักของวัสดุตัวกลางเองกับแรงพยุงจากของไหล หรือเกิดจากแรงเสียดทานกับแรงต้านของของไหลนั่นเอง ดังแสดงในภาพที่ 2.6



ภาพที่ 2.6 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหลในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

เมื่อวัตถุเคลื่อนที่ผ่านของไหล ทำให้เกิดแรงที่กระทำต่อวัตถุ ดังแสดงในสมการที่ 2.15

$$\frac{m}{g_c}\frac{du}{dt} = F_e - F_b - F_D \qquad (2.15)$$

โดยที่

M = มวลของวัตถุที่เคลื่อนที่ผ่านของไหล

g_c = Newton's-law proportionality factor (32.174 ฟุต-ปอนด์/ปอนด์-วินาที^{2})

F_e = แรงกระทำจากภายนอก (นิวตัน)

F_b = Buoyant force หรือ แรงพยุง (นิวตัน)

F_D = Drag force (นิวตัน)

สามารถคำนวณหาค่า F_e F_b และ F_D ได้จากสมการที่ 2.16 - 2.18 ดังนี้

$$F_e = \frac{ma_e}{g_c} \qquad (2.16)$$

$$F_b = \frac{m\rho a_\epsilon}{\rho_p g_c} \qquad (2.17)$$

$$F_D = \frac{C_D u_0^2 \rho A_p}{2g_c} \qquad (2.18)$$

โดยที่

a_e = ความเร่งของอนุภาคเนื่องจากแรงจากภายนอก (เมตร/วินาที^{2})

ρ = ความหนาแน่นของของไหล (กรัม/ลบ.ซม.)

ρ_p = ความหนาแน่นของอนุภาค (กรัม/ลบ.ซม.)

C_D = สัมประสิทธิ์แรงต้าน (Drag coefficient)

u_0 = ความเร็วของของไหล (เมตร/วินาที)

A_p = พื้นที่ของอนุภาค (ตารางเมตร)

สำหรับปริมาณช่องว่างในชั้นตัวกลางต่ำสุด ขณะที่ตัวกลางเริ่มขยับนั้นจะมีค่ามากกว่าปริมาณช่องว่างที่อยู่ในชั้นตัวกลางนิ่งเล็กน้อย โดยในขณะที่ชั้นตัวกลางยังอยู่ในลักษณะของค่าต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน สมการของความดันลดยังสามารถเอามาประยุกต์ได้ เมื่อแทนค่าสมการความดันลดในสมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) จะได้สมการที่ 2.19

$$\frac{150\mu\overline{V}_{0M}}{\varphi_s^2 D_p^2}\frac{(1-\varepsilon_M)}{\varepsilon_M^3}+\frac{1.75\rho\overline{V}^2{}_{0M}}{\varphi_s D_p}\frac{1}{\varepsilon_M^3}=g(\rho_p-\rho) \qquad (2.19)$$

โดยที่

$\overline{V}_{0M}$ = ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ซม./วินาที)

D_p = ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ซม.)

ϕ_s = สภาพความกลม (Sphericity)

ρ = ความหนาแน่นของของไหล(กรัม/ลบ.ซม.)

ρ_p = ความหนาแน่นของอนุภาค (กรัม/ลบ.ซม.)

ε_M = ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

g = ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก (ซม./วินาที^{2})

μ = ความหนืดของของไหล (ตร.ซม./วินาที ที่อุณหภูมิ 30 $^{\circ}$ซ)

ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเป็นความเร็วที่ทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ความเร็วนี้ต้องไม่ทำให้อนุภาคของตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกิริยา โดยค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะส่งผลต่อค่าความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (minimum porosity for fluidization) และมีความสัมพันธ์กันดังสมการที่ 2.20 และ สมการที่ 2.21

$$L = L_M \frac{1-\varepsilon_M}{1-\varepsilon} \tag{2.20}$$

$$\left(\frac{\varepsilon}{\varepsilon_M}\right)^m = \frac{\overline{V}_0}{\overline{V}_{0M}} \tag{2.21}$$

โดยที่

L_M = ความสูงของชั้นเบดเมื่อเริ่มมีการฟลูอิดไดซ์เซชัน (ซม.)

L = ความสูงของชั้นเบดที่ความเร็วสุดท้าย (ซม.)

$\overline{V}_0$ = ความเร็วสุดท้าย (ซม./วินาที)

m = ค่าคงที่ที่ประมาณจากค่า Renold's number

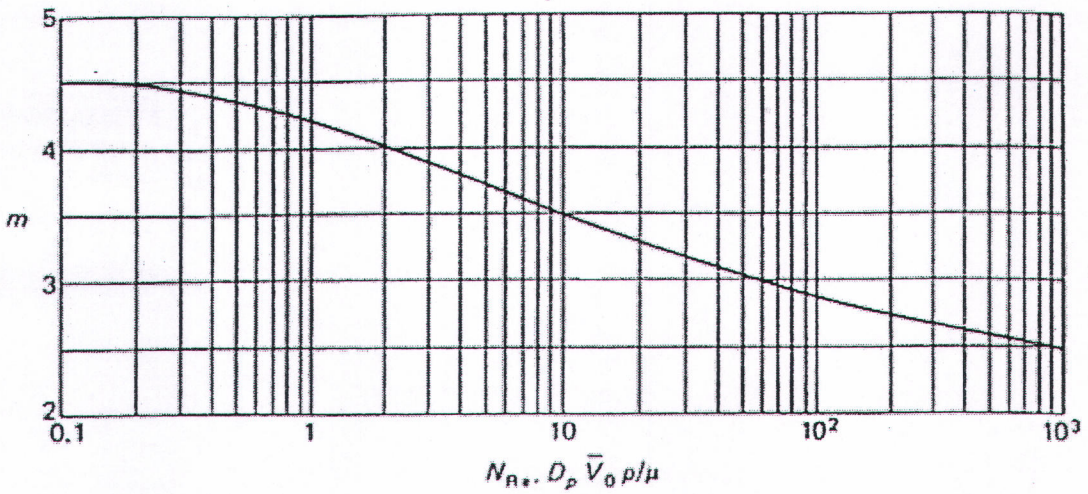
ε = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย

$$N_{Re,p} = \frac{D_p \overline{V}_{0M} \rho_p}{\mu} \tag{2.22}$$

โดยที่

$N_{Re,p}$ = Reynold's numbers

ค่า m จะหาได้จากการคำนวณหาค่า Reynold's numbers จาก Stoke's law ดังสมการที่ 2.22 แล้วนำค่า Reynolds numbers มาใช้ในการหาค่า m จากภาพที่ 2.7 โดยการแทนค่า m ในสมการที่ 2.21 เพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย เมื่อกำหนดให้ชั้นเบดมีการขยายตัว 1.5 เท่าของชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์



ภาพที่ 2.7 กราฟความสัมพันธ์ระหว่างเลขเรย์โนลด์กับค่า m ที่ใช้ในการคำนวณค่าความเร็วสุดท้าย (ที่มา: McCabe และคณะ, 1993)

ตัวกระจายการไหล (Distributor)

ลักษณะของการไหลที่อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะสม่ำเสมอหรือไม่ขึ้นอยู่กับตัวกระจายของไหล ซึ่งตัวกระจายของไหลมีไว้เพื่อไม่ให้อนุภาคหลุดลงมาข้างล่างของถังปฏิกรณ์และสามารถให้ของไหลไหลผ่านตัวกระจายของไหลออกได้เต็มผิวหน้าตัด โดยที่ความเร็วของของไหลที่เหนือตัวกระจายของไหลควรจะเท่ากันทุกจุด (เสฏฐา ศาสนนันทร์, 2538) นอกจากนี้การติดตั้งถังปฏิกรณ์ควรตั้งให้ตรงเพื่อให้เกิดการหมุนเวียนอย่างสม่ำเสมอ และเท่ากันทุกจุดของของไหลภายในถังปฏิกรณ์

2.3.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อดีและข้อเสีย ดังนี้

<u>ข้อดีของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด</u>

(1) วัสดุตัวกลางมีพื้นที่ผิวมากทำให้มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพสูง
(2) สามารถควบคุมความหนาของมวลชีวภาพบนตัวกลางให้เหมาะสมได้โดยการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดในถังปฏิกรณ์
(3) สามารถรับน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงได้เนื่องจากระบบมีการผสมและเจือจางน้ำเสียโดยการหมุนเวียนน้ำ
(4) มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลาย

ข้อเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

(1) สิ้นเปลืองพลังงานในการเดินระบบเนื่องจากต้องใช้เครื่องสูบน้ำในการทำให้วัสดุตัวกลางอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์

(2) ระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำเมื่อของแข็งอยู่ในน้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณสูง

(3) ใช้ระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบนาน

2.4 การระบุชนิดและวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ในปัจจุบันได้มีการนำกระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจนมาใช้ประโยชน์ในการกำจัดสารอินทรีย์ปริมาณสูงในน้ำเสีย ซึ่งนอกจากจะได้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโดยตรงแล้ว ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังให้ก๊าซชีวภาพที่สามารถนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานทดแทนอีกด้วย โดยประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เช่น องค์ประกอบทางกายภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ลักษณะสมบัติและองค์ประกอบของน้ำเสีย ซึ่งปัจจัยดังกล่าวจะส่งผลกระทบโดยตรงต่อจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นปัจจัยหลักที่ควบคุมประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียคือ จุลินทรีย์ที่อยู่ภายในระบบนั่นเอง จากการศึกษาพบว่าจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนนั้นสามารถแบ่งออกได้เป็นสองกลุ่มหลัก ได้แก่ กลุ่มจุลินทรีย์ที่ไม่สร้างมีเทน (Non-methanogen) และกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน (Methanogen) สำหรับข้อมูลของจุลินทรีย์ของทั้งสองกลุ่มนี้มีอยู่ค่อนข้างจำกัด โดยวิธีการที่ใช้ตรวจสอบชนิดของจุลินทรีย์ที่ใช้กันอยู่ทั่วไปจะใช้ Culture based methods เช่น Direct plate count หรือ Most Probable Number (MPN) แต่เนื่องจากวิธีการเหล่านี้ต้องอาศัยการเพาะเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์บนอาหารเลี้ยงเชื้อ ซึ่งเทคนิคดังกล่าวมีข้อจำกัด จึงทำให้จุลินทรีย์บางกลุ่มไม่สามารถทำการเพาะเลี้ยงได้ ทำให้ไม่เคยมีการตรวจพบและไม่มีการศึกษา นอกจากนี้ยังต้องใช้เวลานาน ดังนั้นจึงได้มีการนำเทคนิค Fluorescent In Situ Hybridization (FISH) มาใช้ในการตรวจเพื่อระบุชนิดของจุลินทรีย์ และใช้เทคนิค Lipid phosphate concentration เพื่อระบุปริมาณจุลินทรีย์ในทางอ้อม ซึ่งวิธีการเหล่านี้ให้ความถูกต้องแม่นยำและให้ผลที่รวดเร็วกว่าด้วย

2.4.1 Fluosescent In Situ Hybridization (FISH)

วิธีการวิเคราะห์แบบ In situ hybidization เป็นเทคนิคที่ถูกใช้เพื่อตรวจหากรดนิวคลิอิกในดีเอ็นเอหรืออาร์เอ็นเอภายในเซลล์ที่ละลายอยู่ในสารละลายบัฟเฟอร์ (Cell suspension) หรือเป็นชิ้นเนื้อ (Tissue) ซึ่งเซลล์เหล่านี้ยังคงรูปร่างที่สมบูรณ์เหมือนเดิมอยู่ โดยเทคนิคนี้ประกอบด้วย 3 ขั้นตอน ดังนี้

1. การเตรียมผนังเซลล์ให้มีความเหมาะสมเพื่อให้สายนิวคลีโอไทด์ขนาดประมาณ 50-100 นิวคลีโอไทด์ หรือที่เรียกว่าโพรบ (Probe) เข้าไปจับได้ ซึ่งในขั้นตอนนี้จะเป็นการใช้เอนไซม์ย่อยโปรตีน (Proteolytic enzyme) เข้าไปช่วยย่อยผนังเซลล์

2. การทำลายสภาพของโพรบ (Denature) และชักนำให้โพรบเข้าไปจับกับกรดนิวคลิอิกเป้าหมายที่มีลำดับนิวคลีโอไทด์คู่สมกับโพรบภายในเซลล์ได้

3. การตรวจตามผลที่ได้โดยสังเกตจากสัญญาณที่เกิดขึ้นจากสายติดฉลากที่เกาะบนโพรบ เทคนิค In situ hybridization จะทำให้เกิดผลการทดลองที่ถูกต้องแม่นยำหรือไม่นั้นขึ้นกับปัจจัยหลายประการ ซึ่งปัจจัยอย่างหนึ่งที่สำคัญคือ โพรบ โดยควรเลือกชนิดของโพรบให้เหมาะสมและอาจติดฉลากด้วยสารปลอดรังสี เช่น การใช้สารเรืองแสง (Fluorochrome) จึงทำให้เทคนิคนี้เรียกว่า FISH

การใช้เทคนิคนี้ในการศึกษาจุลินทรีย์จะต้องมีการเลือกใช้โพรบ โดยโพรบที่ใช้นั้นจะต้องมีความจำเพาะเจาะจงกับจุลินทรีย์ที่สนใจทำการศึกษาในระดับไฟลัมไปจนถึงสปีชีส์ เมื่อโพรบเข้าจับกับจุลินทรีย์เป้าหมายก็สามารถตรวจสอบได้จากการเรืองแสง ดังนั้นการศึกษานิเวศวิทยาของจุลินทรีย์โดยใช้เทคนิคชีวโมเลกุลวิธีนี้จะทำให้สามารถทราบถึงชนิดและจำนวนของจุลินทรีย์ที่อาศัยอยู่อย่างแท้จริงในระบบที่ต้องการศึกษา โดยเทคนิค FISH เป็นที่ยอมรับและนำมาใช้ในการศึกษาจุลินทรีย์ในสภาพแวดล้อมต่างๆ เช่น ตะกอนดิน แหล่งน้ำธรรมชาติ และระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นต้น (Amann และคณะ, 2001)

2.4.2 Lipid phosphate concentration

ฟอสโฟไลปิด (Phospholipids) เป็นองค์ประกอบของผนังเซลล์ ประกอบด้วยกรดไขมัน กลุ่มของฟอสเฟต แอลกอฮอล์ และส่วนที่เป็นแกนกลาง (backbone) เช่น ฟอสโฟไลปิดที่มีกลีเซอรอลเป็นแกนกลางเรียกว่า กลีเซอโรฟอสโฟไลปิด (glycerophospholipid) เป็นต้น การหาปริมาณของจุลินทรีย์ด้วยวิธีการสกัดและสังเคราะห์ปริมาณของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีที่ง่าย สามารถใช้กับตัวอย่างที่มีปริมาณน้อยได้ และเหมาะสมกับการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์บนตัวกลางที่ไม่สามารถใช้วิธีการอื่นๆ ได้ โดยปริมาณเซลล์ที่ได้เป็นเซลล์ที่มีชีวิต ซึ่งในปัจจุบันได้มีการนำมาประยุกต์ใช้ในการหาปริมาณจุลินทรีย์ทางอ้อมในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.5.1 การใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย

Converti และคณะ (1990) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไวน์ พบว่าระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีสูง โดยมีอัตราการกำจัดซีโอดี 91% และ 62% เมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์เข้าระบบ 6.2 และ 48.2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ตามลำดับ ซึ่งระบบบำบัดจะมีประสิทธิภาพที่ดีเมื่อควบคุมพีเอชของระบบให้มีค่าอยู่ระหว่างในช่วงที่เป็นกลาง คือ 6.5-7.5

Balaguer และคณะ (1992) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียของระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ sepiolite เป็นวัสดุตัวกลาง เพื่อบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตเหล้าองุ่น โดยป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ 9-36 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน มีระยะเวลากักน้ำ 0.5-2 วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 70.5-88.6% โดยในระยะเริ่มเดินระบบ จะป้อนน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์ 0.47-5.16 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน ซึ่งใช้เวลาในระยะเริ่มเดินระบบประมาณ 2 เดือน

Borja และ Banks (1995) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตไอศกรีมที่มีความเข้มข้นซีโอดี 5.2 ก./ล. โดยในการทดลองนี้ควบคุมอุณหภูมิของระบบที่ 35 °ซ ซึ่งระบบมีประสิทธิภาพในกำจัดซีโอดี 94.4% เมื่อมีอัตราภาระสารอินทรีย์ 15.6 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน และมีระยะเวลากักน้ำ 8 ชม.

Borja และคณะ (2001) ศึกษาระบบการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตโปรตีนจากเมล็ดทานตะวัน โดยใช้ระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด และใช้ saponite เป็นวัสดุตัวกลาง พบว่า เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้นซีโอดีเฉลี่ย 10.6 ก./ล. เข้าสู่ระบบที่ระยะเวลากักน้ำระหว่าง 1.1 - 20 วัน ระบบจะมีอัตราภาระสารอินทรีย์ระหว่าง 9.30 – 0.6 ก.ซีโอดี/ล.-วัน ประสิทธิภาพในการลดซีโอดีเท่ากับ 80.0 - 98.3% และ โดยที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 9.3 ก./ล.-วัน ค่าสัมประสิทธิของการผลิตก๊าซมีเทนมีค่า 0.33 ล.มีเทน/ก.ซีโอดี และพบว่าค่าความเป็นด่างทั้งหมด อยู่ระหว่าง 2000-2400 มก./ลิตร ของแคลเซียมคาร์บอเนต เพื่อควบคุมไม่ให้ค่าพีเอชต่ำกว่า 7 และเมื่อเพิ่มค่าอัตราภาระสารอินทรีย์เป็น 12.1 ก.ซีโอดี/ล.-วัน ที่ระยะเวลากักน้ำ 0.87 วัน พบว่าระดับของกรดไขมันระเหยได้และอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพความเป็นด่างมีค่าต่ำกว่าค่าที่ทำให้ระบบล้มเหลว(0.3-0.4) ซึ่งระบบบำบัดจะอยู่ในสภาวะสร้างกรด

Liang และคณะ (2007) ศึกษาการผลิตก๊าซไฮโดรเจนจากระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดโดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลาง โดยป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 10 ก./ล. ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 0.5-4 ชม. หรือป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 10-30 ก./ล. ที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 1 ชม. มีสัดส่วนก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้น 57-61% และอัตราการเกิดก๊าซไฮโดรเจนที่ยอมรับได้เท่ากับ 0.94 โมล-ไฮโดรเจน/โมล-กลูโคส

Sowmeyan และ Swaminathan (2008) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดแบบน้ำเสียไหลลงโดยใช้ perlite เป็นวัสดุตัวกลางเพื่อบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูงที่มีซีโอดีประมาณ 12.2 ก.-ซีโอดี/ล. โดยการทดลองที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 6.11- 35.09 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ที่ความเข้นข้นซีโอดีคงที่ และแปรผันระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 2 – 0.19 วัน ผลการทดลองพบว่าที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 0.19 วันระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีประมาณ 84%

Furukawa และ คณะ (2009) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดเจลทำจากโพลีไวนิลแอลกอฮอล์เป็นวัสดุตัวกลาง บำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากเหล้าข้าวโพด ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 25 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 10 ชม. พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 96% และเมื่อลดระยะเวลากักเก็บน้ำเสียเป็น 6 ชม. ที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 27.5 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี 91%

Haroun และ Idris (2009) ศึกษาการใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ถ่านกำมันต์เป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียจริงจากอุตสาหกรรมฟอกย้อมที่มีค่าซีโอดีเฉลี่ย 810 มก./ล. โดยทดลองที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 4 8 และ 12 ชม. ในสภาวะที่มีการเติมธาตุอาหารเพิ่มเติมและแปรผันค่าการเติมกลูโคสเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีสูงสุด ผลการทดลองพบว่าที่ระยะเวลากักเก็บน้ำเสีย 12 ชม. อัตราภาระสารอินทรีย์ 4.4 กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน และมีการเติมกลูโคสจนน้ำเสียมีค่าซีโอดี 2,200 มก./ล. ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุดคือมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี กำจัดบีโอดี และกำจัดสีเท่ากับ 98 95 และ 65% ตามลำดับ

2.5.2 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

Kida และคณะ (1990) ทำการศึกษาเกี่ยวกับวัสดุตัวกลางซึ่งเป็นปัจจัยมีความสำคัญมากที่สุดต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนของระบบ AFBR ในงานวิจัยนี้ได้เลือกใช้วัสดุตัวกลาง 8 ชนิด ได้แก่ Cristobalite, Zeolite, Vermiculite, Granular active carbon, Granulated clay, Pottery stone, Volcanic ash และ Slag จากผลการศึกษาพบว่าปัจจัยด้านลักษณะพื้นผิวของวัสดุตัวกลาง(เรียบ-ขรุขระ)จะมีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดของระบบมากกว่าปัจจัยด้านขนาดพื้นที่ผิวของวัสดุ(พื้นที่ผิวมาก-น้อย)โดยวัสดุตัวกลางที่มีผิวขรุขระจะทำ

ให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพดีกว่าวัสดุตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวมากกว่า โดยวัสดุตัวกลางที่ทำให้ระบบบำบัดสามารถรับอัตราภาระสารอินทรีย์ได้ 8 ก./ล.-วัน ได้แก่ Cristobalite ซึ่งมีพื้นที่ผิว (50 ตร.ม./ก.) ซึ่งน้อยกว่า Granular active carbon (1,125 ตร.ม./ก.) แต่มีพื้นผิวที่ขรุขระมากกว่า นอกจากนี้ประจุที่ผิวของวัสดุตัวกลางก็มีความสำคัญเช่นกัน โดยเมื่อเปรียบเทียบระหว่าง Cristobalite ที่ผิวมีประจุบวกกับ Zeolite ที่ผิวมีประจุลบ ที่พีเอช 7 พบว่า จุลินทรีย์สามารถเกาะที่ผิวของ Cristobalite ได้ดีกว่า Zeolite เนื่องจากโดยทั่วไปจุลินทรีย์มีประจุเป็นลบ ดังนั้นวัสดุตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับการยึดเกาะของจุลินทรีย์ใน AFBR ควรมีพื้นที่ผิวที่ขรุขระและมีประจุบวก

Calderon และคณะ (1996) ศึกษาการใช้วัสดุตัวกลางในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด โดยในงานวิจัยนี้เลือกใช้วัสดุตัวกลางที่แตกต่างกัน 3 ชนิด ได้แก่ Kaolin Pozzolana และ Biolite ซึ่งเป็นวัสดุตัวกลางที่นิยมใช้ในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด จากการศึกษาพบว่า เมื่อใช้วัสดุตัวกลางทั้ง 3 ชนิด ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกัน โดยวัสดุที่มีพื้นผิวขรุขระจะทำให้เกิดการเกาะตัวของจุลินทรีย์ได้ดีกว่าวัสดุที่มีพื้นผิวเรียบ

2.5.3 การใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสีย

จากปัญหาในการกำจัดยางรถยนต์เก่าและการนำกลับมาใช้ใหม่ยังคงเป็นสัดส่วนที่น้อยมากเมื่อเทียบกับปริมาณยางรถยนต์ที่ถูกทิ้งในแต่ละปี จึงได้มีการนำเอายางรถยนต์เก่านั้นกลับมาใช้ในงานที่เกี่ยวกับการบดอัดถนน (Azizian และคณะ,2003) นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่นำเอายางรถยนต์เก่านี้มาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งงานวิจัยดังกล่าว ได้แก่

Park และคณะ (2006) ศึกษาถึงความเหมาะสมในการนำเม็ดยางจากเศษยางรถยนต์เก่า (Tire Derived Rubber Particles:TDRP) มาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดทางชีวภาพโดยทำการทดลองทั้งในสภาพที่มีออกซิเจน ไร้ออกซิเจน และกึ่งไร้ออกซิเจน ซึ่งระบบที่ใช้ในการทดลองนี้ได้แก่ Trickling filter, Denitrification filter และ Hybrid- static granular bed reactor (hybrid SGBR) โดยระบบ Trickling filter ใช้เศษยางขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 3 ซม. และระบบ Hybrid SGBR ใช้เศษยางบดละเอียดขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.2 มม.เป็นวัสดุตัวกลาง จากการทดลองพบว่า

- ระบบ Trickling filter ที่ใช้เศษยางรถยนต์เก่านั้นสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึง 90%
- ระบบ Hybrid SGBR นั้นหลังจากการใส่เศษยางรถยนต์เก่าแล้ว anaerobic granular sludge จะเกาะตัวที่เม็ดยางและมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้มากกว่า 90%

- ระบบ Anoxic TDRP filter นั้นพบว่าสามารถกำจัด NO_3-N ได้มากกว่า 97%

นอกจากนี้จากการทดลองยังพบว่า ยางรถยนต์เก่าที่ใช้เป็นตัวกลางนั้นไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบและยังให้พื้นที่ผิวที่ดีต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์อีกด้วย

สถิตรัตน์ รอดอารี (2551) ศึกษาผลของชนิดและขนาดของวัสดุตกตะกอนที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการตกตะกอนของระบบเอเอสโดยใช้วัสดุช่วยตกตะกอน 3 ชนิดได้แก่ ทาลถ่านกำมันต์และเศษยางรถยนต์บดละเอียด โดยเม็ดยางที่นำมาใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางประมาณ 110-848 ไมโครเมตร จากการทดลองพบว่าวัสดุช่วยตกตะกอนทั้ง 3 ชนิดเข้ากันได้กับจุลชีพในระบบ และทำให้ความเร็วเริ่มต้นของการตกตะกอนเพิ่มขึ้น โดยทาลมีประสิทธิภาพในการตกตะกอนได้ดีที่สุด รองลงมาได้แก่ถ่านกำมันต์และเม็ดยางบดละเอียด ตามลำดับ

2.5.4 การศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

Amann และคณะ (1995) และ บุญกอบ วิริยพงศ์สุธี และคณะ (2548) รายงานว่า FISH เป็นเทคนิคที่มีประสิทธิภาพสูงในการศึกษากลุ่มประชากรของจุลินทรีย์ เนื่องจากทำให้ทราบถึงชนิดและจำนวนของจุลินทรีย์ได้อย่างแท้จริง โดยเป็นการศึกษาความสัมพันธ์ตามสายวิวัฒนาการ และสามารถใช้เทคนิค FISH ในการศึกษากลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในระบบนิเวศต่างๆ ได้

Arnaiz และคณะ (2005) ทำการวิเคราะห์ปริมาณจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางในระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดด้วยการวิเคราะห์ปริมาณฟอสโฟไลปิด โดยวัสดุตัวกลางที่ได้ทำการศึกษาในงานวิจัยนี้ ได้แก่ perlite และ sepiolite จากการทดลองพบว่า sepiolite มีปริมาณของมวลชีวภาพที่เกาะอยู่บนผิวมากกว่า perlite เมื่อเปรียบเทียบในรูปของของแข็งระเหยและความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิด โดยการหาความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีการที่ดีสำหรับใช้ในการอธิบายการยึดเกาะของจุลินทรีย์กับวัสดุตัวกลาง และยังสามารถหาปริมาณของจุลินทรีย์ได้โดยตรง รวมทั้งใช้ในการเปรียบเทียบการยึดเกาะของจุลินทรีย์บนผิววัสดุตัวกลางภายใต้สภาวะที่ไร้ออกซิเจน และจัดว่าเป็นวิธีที่เหมาะสมที่สุดสำหรับใช้ในการศึกษาเกี่ยวกับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

Boonapatcharoen และคณะ (2007) ได้ศึกษาชนิดและกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกไฮบริด (Anaerobic hybrid reactor หรือ AHR) ในการบำบัดน้ำเสียจากแป้งมันสำปะหลัง เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีความเข้มข้น 8 ก.ซีโอดี/ล. และมีระยะเวลากักน้ำ 8 วัน โดยใช้เทคนิค Fluorescent in situ hybridization (FISH) ในการติดตามชนิดของจุลินทรีย์ทั้งกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน และกลุ่มจุลินทรีย์ไม่สร้างมีเทน พบว่าจุลินทรีย์ส่วนใหญ่ที่พบในถังปฏิกรณ์ได้แก่ *Methanosaeta spp.* และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียเป็น 10 ก.ซีโอดี/ล. (เพิ่มอัตราภาระสารอินทรีย์เป็นสองเท่า) ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลง และปริมาณของก๊าซ

มีเทนที่เกิดขึ้นลดลงด้วย โดยจุลินทรีย์ที่พบส่วนใหญ่มีลักษณะคล้ายกับ*Methanosarcina* นอกจากนี้ในงานวิจัยนี้ยังพบว่า ปริมาณของมีเทนที่เกิดขึ้นนั้นจะขึ้นอยู่กับ ความเหมาะสมทางสภาพแวดล้อม และปริมาณสารอาหารที่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

จากการศึกษาและรวบรวมผลงานวิจัยที่ผ่านมาดังกล่าวข้างต้น จะเห็นได้ว่ามีงานวิจัยหลายเรื่องที่รายงานถึงการประยุกต์ใช้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดกับการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมหลายประเภท โดยมีการทดลองใช้วัสดุตัวกลางประเภทต่างๆ อย่างหลากหลาย ในสภาวะที่ทำการปรับเปลี่ยนระยะเวลากักน้ำและอัตราภาระสารอินทรีย์ค่าต่างๆ เพื่อให้ได้สภาวะที่เหมาะสมที่จะทำให้ระบบทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีในน้ำเสีย โดยสามารถแยกสรุปเป็นประเด็นต่างๆ ได้ดังนี้

1. ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูง เมื่อใช้อัตราภาระสารอินทรีย์ประมาณ 10 กก./ลบ.ม.-วัน
2. ระยะเวลากักน้ำที่เหมาะสมประมาณ 0.34-2.0 วัน
3. วัสดุตัวกลางที่ใช้ควรไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ มีพื้นที่ผิวมาก มีลักษณะพื้นผิวขรุขระ และที่พื้นผิวมีประจุเป็นลบ
4. เทคนิค FISH มีประสิทธิภาพสูงในการศึกษากลุ่มประชากรของจุลินทรีย์
5. การวิเคราะห์ความเข้มข้นของฟอสโฟไลปิดเป็นวิธีการที่ดีสำหรับใช้ในการหาปริมาณจุลินทรีย์บนพื้นผิววัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด

แม้ว่าจะไม่มีงานวิจัยที่กล่าวถึงการใช้เม็ดยางบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด มีเพียงงานวิจัยของ Park และคณะ (2006) ที่นำเม็ดยางมาเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียประเภทอื่น และสถิตรัตน์ รอดอารี (2551) ที่นำเม็ดยางบดละเอียดมาใช้เป็นวัสดุช่วยตกตะกอนในระบบเอเอส แต่ด้วยคุณสมบัติที่ไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ สามารถเป็นเป้าสัมผัสและมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียสูงดังที่ได้กล่าวมาข้างต้น จึงเป็นแนวทางที่น่าสนใจในการนำยางบดละเอียดที่ได้จากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้ นอกจากนี้ได้เลือกใช้เทคนิค FISH และการวิเคราะห์ปริมาณฟอสโฟไลปิดมาใช้ในการศึกษากลุ่มจุลินทรีย์เพื่อจำแนกชนิดและหาปริมาณจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในระบบบำบัดอีกด้วย