

บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

2.1 น้ำเสียชุมชน

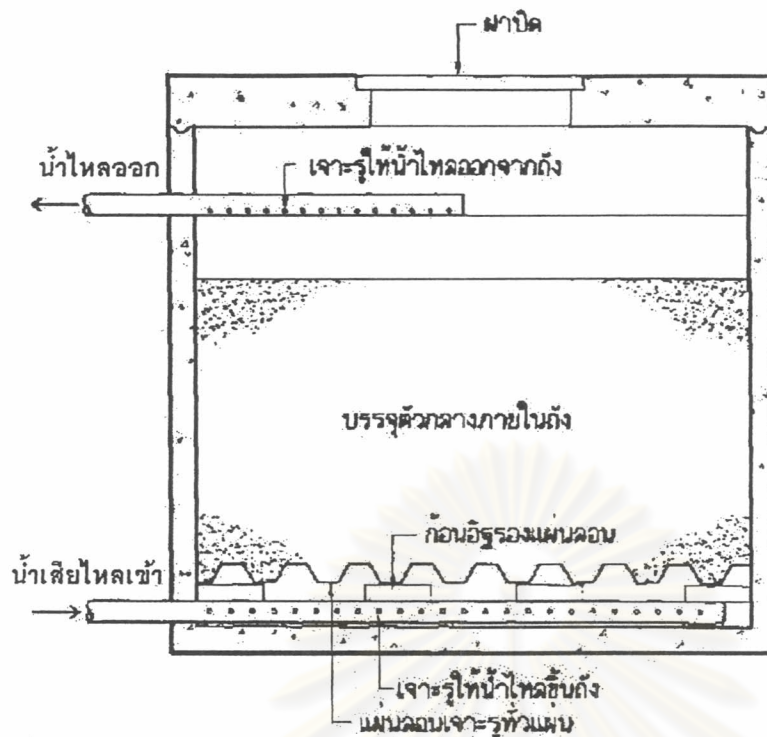
น้ำเสียชุมชน คือ น้ำทิ้งที่ถูกใช้แล้วจากแหล่งชุมชนต่างๆ โดยมากเป็นน้ำประปาที่ได้ถูกใช้มาแล้ว สำหรับชุมชนในที่นี้หมายถึง บ้านพักอาศัย อาคารพาณิชย์ต่างๆ ในที่นี้รวมถึงน้ำฝนที่ไหลลงท่อระบายน้ำทิ้ง ซึ่งในประเทศไทยน้ำเสียและน้ำฝนจะไหลลงท่อระบายน้ำทิ้งท่อเดียวกัน

ลักษณะสมบัติของน้ำเสียชุมชนประกอบด้วยส่วนที่แขวนลอยและส่วนที่ละลายน้ำ ทั้งในรูปของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์รวมทั้งจุลชีพต่างๆ โดยทั่วไปน้ำเสียชุมชนมีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นสารมลพิษแบบย่อยสลายได้ โดยเฉพาะ BOD ส่วนที่เหลือประกอบด้วยจุลชีพและสารเคมีบางประเภทที่ย่อยสลายไม่ได้ เริ่มแรกน้ำเสียจะมีสีเทาดำ ชุ่น ประกอบด้วยสารเจือปนนานาชนิด มีสภาพไม่น่าดู และมีพิษเนื่องจากประกอบไปด้วยจุลชีพที่เป็นเชื้อโรคหลายชนิด ในประเทศเราซึ่งมีอุณหภูมิสูง น้ำเสียจะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนอย่างรวดเร็ว ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสภาพและเน่าเหม็น ซึ่งโดยทั่วไปจะเป็นกลิ่นของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S)

2.2 ถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic Filter)

ถังกรองไร้อากาศเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพซึ่งใช้จุลชีพชนิดไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic Microorganism) ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ได้เป็น ก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ ไฮโดรเจนซัลไฟด์ และน้ำ

รูปร่างของถังกรองไร้อากาศเป็นถังปิด ภายในบรรจุตัวกลาง(Filter Media) เพื่อให้จุลชีพเกาะติดและทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ไหลผ่าน ชั้นของตัวกลางจะจมอยู่ใต้น้ำเพื่อรักษาสภาพไร้อากาศ ดังภาพที่ 2.1 ลักษณะของตัวกลางต้องมีช่องว่างพอสมควร เพื่อให้น้ำตะกอนไหลผ่านได้อย่างสม่ำเสมอซึ่งจะทำให้ น้ำเสียสัมผัสกับแบคทีเรียได้อย่างทั่วถึง และต้องทนต่อการกัดกร่อน อีกทั้งยังช่วยในการแยกก๊าซให้ออกจากตะกอน และทำให้จุลชีพถูกกักอยู่ในระบบ อย่างไรก็ตามปัญหาที่ต้องแก้ไขคือ ต้องหาวิธีการกระจายน้ำเสียให้ไหลเข้าได้อย่างสม่ำเสมอ เรื่องการอุดตันก็เป็นปัญหาเหมือนกัน แต่สามารถแก้ไขหรือบรรเทาได้โดยให้มีการตกตะกอนน้ำเสียก่อนส่งเข้าถังกรองไร้อากาศ



ภาพที่ 2.1 ถังกรองไร้อากาศ (เกรียงศักดิ์, 2543)

2.2.1 กลไกของกระบวนการย่อยแบบไร้อากาศ

การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลชีพในกระบวนการย่อยแบบไร้อากาศ มีลักษณะแตกต่างจากกระบวนการแบบเติมอากาศ คือ ไม่มีออกซิเจนอิสระซึ่งเป็นสารรับอิเล็กตรอนมาเกี่ยวข้อง โดยปฏิกิริยาเคมีของกระบวนการ เป็นปฏิกิริยาที่สารอินทรีย์ถูกเปลี่ยนโดยจุลชีพไปเป็นก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่น ๆ เล็กน้อย โดยมีลักษณะเป็นขั้นตอนที่ซับซ้อน

แบคทีเรียในกระบวนการย่อยแบบไร้อากาศมี 2 ชนิด ได้แก่

1. แบคทีเรียแบบไม่สร้างมีเทน

แบคทีเรียชนิดนี้มี 2 ชนิด คือ แบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจน (Obligate Anaerobes) และแบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนบ้าง (Facultative) โดยแบคทีเรียในกลุ่มนี้จะสร้างไฮโดรเจนจากกรดอินทรีย์ขนาดใหญ่ และทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อมระหว่างแบคทีเรียที่สร้างมีเทน และแบคทีเรียที่สร้างกรดแบบธรรมดา

2. แบคทีเรียแบบที่สร้างมีเทน

แบคทีเรียชนิดนี้จะเจริญได้ช้า และยังเป็นเซลล์ที่มีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงมาก โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทนนี้แบ่งออกได้เป็น 2 ชนิด คือ

1) แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน โดยนำคาร์บอนมาจากคาร์บอนไดออกไซด์ และพลังงานจากไฮโดรเจน หลายชนิดใช้กรดฟอร์มิกเป็นอาหารอย่างเดียว เพราะว่าแตกตัวเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการ

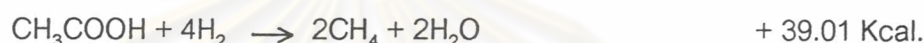


โดยแบคทีเรียชนิดนี้จะไวต่อการเปลี่ยนแปลงของ pH มาก โดยช่วง pH ที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโต คือ 6.7-7.4 ซึ่งจะสร้างมีเทนดังสมการต่อไปนี้



โดยจะเรียกแบคทีเรียชนิดนี้ว่า *Hydrogenotrophic methanogen*

2) แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากกรดอะซิติก โดยใช้อะซิเตต เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน ซึ่งจะใช้พลังงานพอเพียงสำหรับการดำรงชีพโดยการสร้างมีเทน ดังสมการต่อไปนี้



นอกจากการสร้างมีเทนจากการออกซิเดชันไฮโดรเจน มีเทนส่วนใหญ่ยังสร้างจากการแตกตัวของอะซิเตต ดังสมการ



พบว่าแบบนี้จะให้พลังงานน้อยกว่าแบบที่ออกซิเดชันไฮโดรเจน ในปัจจุบันยังไม่มีกรณีชัดว่าส่วนไหนสำคัญกว่ากัน แต่พอสรุปได้ว่า กลไกการสร้างมีเทนจะมีอะซิเตตเป็นตัวสำคัญ โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทน เรียกว่า *Acetoclastic Methanogen*

2.2.2 ขั้นตอนของปฏิกิริยาการย่อยแบบไร้อากาศ

แบ่งออกได้เป็น 4 ขั้นตอน คือ

- กระบวนการไฮโดรไลซิส(Hydrolysis)

เป็นกระบวนการย่อยสารโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นโมเลกุลเล็ก เช่น กลูโคส กรดอะมิโน และกรดไขมัน โดยการปล่อยเอนไซม์ของแบคทีเรียในการย่อย ในขั้นตอนนี้ยังไม่มีกรดคาร์บอกซิลิก เป็นแค่การย่อยสารโมเลกุลใหญ่ให้เล็กลง

- กระบวนการสร้างกรด(Acidogenesis)

ผลจากปฏิกิริยาแรก จะถูกแบคทีเรียพวกสร้างกรดนำไปใช้ เพื่อผลิตกรดระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid) เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก เป็นต้น ซึ่งเป็นกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ และมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว

- กระบวนการสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหย(Acetogenesis)
กรดไขมันระเหยที่ได้จากกระบวนการAcidogenesis จะถูกแบคทีเรีย Acetogenic เปลี่ยนให้เป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ขั้นตอนนี้จะเกิดขึ้นได้เฉพาะสภาวะที่ไฮโดรเจนมีความดันพาร์เชียลต่ำเท่านั้น กระบวนการสร้างมีเทน กรดอะซิติก และไฮโดรเจน จะถูกแบคทีเรียใช้สร้างก๊าซมีเทนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน นอกจากกรดอะซิติก และไฮโดรเจนแล้ว แบคทีเรียอาจใช้สารอาหารอื่นผลิตมีเทนได้ เช่น เมทานอล และกรดฟอร์มิก เป็นต้น
- กระบวนการสร้างมีเทน(Methanogenesis)
กรดอะซิติก ไฮโดรเจน กรดฟอร์มิก และคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นผลผลิตจากปฏิกิริยาของแบคทีเรียที่สร้างกรด จะถูกใช้โดยแบคทีเรียอีกประเภทหนึ่งเพื่อสร้างมีเทน ซึ่งแบคทีเรียประเภทนี้เรียกว่า แบคทีเรียที่สร้างมีเทน

2.2.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการย่อยแบบไร้อากาศ

- อุณหภูมิ
การย่อยสลายสารอินทรีย์ในกระบวนการย่อยแบบไร้อากาศนั้น อุณหภูมิที่เหมาะสมมีอยู่ 2 ช่วง คือ ช่วงการทำงานของ Mesophilic Bacteria จะมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 30-40°C. และช่วงการทำงานของ Thermophilic Bacteria จะมีอุณหภูมิอยู่ระหว่าง 45-55°C. โดยอุณหภูมินั้นมีผลต่อการผลิตก๊าซของแบคทีเรียเป็นอย่างมาก การลดหรือเพิ่มอุณหภูมิแม้เพียง 2-3 °C. จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงก๊าซมีเทนเป็นอย่างมาก
- พีเอช
ค่าพีเอชจะมีค่าการเปลี่ยนแปลงช้ามากเมื่อค่าของกรดโวลาทิลส์มีการเปลี่ยนแปลง ดังนั้นค่าพีเอช จึงเป็นตัวบ่งชี้ที่แสดงผลออกมาได้ช้าสำหรับการแก้ไขสภาวะในระบบหมักแบบไร้อากาศ เมื่อเปรียบเทียบกับค่าของกรดโวลาทิลส์ แต่อย่างไรก็ตามค่าพีเอชยังเป็นสิ่งสำคัญในการควบคุมระบบการย่อยแบบไร้อากาศ โดยพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 6.7-7.4 (McCarty, 1964) ซึ่งเหมาะแก่การทำงานของแบคทีเรียที่สร้างมีเทน
- ระยะเวลาที่กักน้ำเสีย(HRT) และอายุตะกอน(SRT)
SRT เป็นตัวแปรอีกตัวหนึ่งที่มีอิทธิพลต่อการทำงานของเครื่องกรองไร้อากาศ Mueller และ Mancini (1975) ได้สรุปว่า SRT ที่เหมาะสมในการทำงานของเครื่องกรองไร้อากาศไม่ควรต่ำกว่า 100 วัน ทั้งนี้เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างมีเทน มีอัตราการเจริญช้า ส่วน HRT ที่มีค่ามากจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีสูง

การลดค่า HRT ของเครื่องกรอง จะทำให้แบคทีเรียมีเวลาสัมผัสน้ำเสียได้น้อยลง ก็จะมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดจากระบบได้มาก ซึ่งมีผลให้ค่า SRT ลดลง และทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอต์ลดลงด้วย

- **สภาพความเป็นต่าง**

สภาพความเป็นต่างทั้งหมด จะมีความสำคัญน้อยกว่าสภาพต่างไบคาร์บอเนต เพราะในระบบไร้อากาศ สภาพต่างทั้งหมดจะมีการเปลี่ยนแปลงน้อย ส่วนสภาพต่างไบคาร์บอเนตจะทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์เมื่อมีการดอินทรีย์ระเหยเกิดขึ้นในระบบ

ปัจจัยที่สำคัญกว่าสภาพความเป็นต่าง คือ อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดโวลทาไทล์ต่อระดับสภาพความเป็นต่างไบคาร์บอเนต (VFA : HCO_3) ตราบใดที่อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดโวลทาไทล์น้อยกว่า 0.4 ระบบจะมีบัฟเฟอร์สูง แต่ถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าสูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบกำลังอยู่ในขั้นที่ฟิเอซ จะลดลงอย่างรวดเร็วหากมีกรดโวลทาไทล์เพิ่มอีกเพียงเล็กน้อย ด้วยเหตุนี้ระหว่างการควบคุมจึงจำเป็นต้องตรวจค่าอัตราส่วนนี้กับอัตราการเปลี่ยนแปลงของมัน

- **ความเป็นพิษ**

กรดอินทรีย์ระเหยง่าย มีผลต่อแบคทีเรียในระบบไร้ออกซิเจน เพราะจะทำให้ค่าฟิเอซลดลง ดังนั้นระบบจะประสบความสำเร็จได้ จะต้องมีการควบคุมการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่ายกับการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเป็นก๊าซมีเทนให้สมดุลกัน โดยทั่วไประบบไร้ออกซิเจนควรจะมีปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายประมาณ 50-500 มก./ล. (ในเทอมกรดอะซิติก)

แอมโมเนีย เป็นอีกสารหนึ่งที่เกิดจากการที่โปรตีนในน้ำเสียชุมชนสลายตัว ไนโตรเจนจะถูกปล่อยในรูปของแอมโมเนีย โดยที่แอมโมเนียจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) หรือแอมโมเนียอิสระ (NH_3) นั้น ขึ้นกับค่าฟิเอซของระบบ ถ้าฟิเอซเท่ากับหรือต่ำกว่า 7.2 แล้วแอมโมเนียเกือบทั้งหมดจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งมีพิษน้อย

แคทไอออนของโลหะเบา เกิดจากการที่ต้องควบคุมระบบโดยต้องรักษาค่าฟิเอซให้เป็นกลาง จึงมีการเติมเบส ซึ่งต้องระมัดระวังแคทไอออนของโลหะเบาที่เกี่ยวข้องกับเบสเกือบทั้งหมดซึ่งแคทไอออนของโลหะเบาเหล่านี้ ได้แก่ โซเดียม โปตัสเซียม แคลเซียม และแมกนีสิ

ซัลไฟด์ เกิดในระบบไร้ออกซิเจนจากการรีดักชันของซัลเฟตที่มีอยู่ในน้ำเสียที่เข้าระบบ และในการสลายตัวของโปรตีน ถ้าความเข้มข้นของซัลไฟด์ละลาย มากกว่า 200 มก./ล. ปฏิกริยาของแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทนจะถูกยับยั้ง การเติมโลหะหนักจะเข้าไปจับกับซัลไฟด์สร้างผลิตภัณฑ์ไม่ละลาย (Lawrence และคณะ, 1964)

โลหะหนัก ส่วนที่จะเป็นพิษคือส่วนที่ละลายน้ำเท่านั้น ความเข้มข้นละลายของมันสามารถลดลงจนไม่เป็นพิษต่อระบบ โดยการตกผลึกด้วยซัลไฟด์ (Lawrence และคณะ, 1964)

- ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน (Oxidation-Reduction Potential : ORP)

ปฏิกิริยาที่ถ่ายเทอิเล็กตรอนจากสารหนึ่งไปสู่อีกสารหนึ่งเรียกว่า ปฏิกิริยาออกซิเดชัน -รีดักชัน (Oxidation-Reduction Reaction) หรือปฏิกิริยารีดอกซ์ (Redox Reaction) ซึ่งเกิดจากผลรวมของเรียกว่าปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน

ความแตกต่างด้านความสามารถให้หรือรับอิเล็กตรอนระหว่างปฏิกิริยาทั้งสอง อาจวัดได้ด้วยค่าศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน หรือเรียกสั้นๆว่า ORP ปฏิกิริยาเคมีเกิดขึ้นในน้ำส่วนใหญ่มักเป็นปฏิกิริยารีดอกซ์ โดยที่สารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสียมักเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และเป็นแหล่งพลังงานสำคัญซึ่งในระบบแบบไร้ออกซิเจนจะใช้คาร์บอนไดออกไซด์หรือกรดอะซิติกเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ถ้าค่า ORP เป็นบวก แสดงว่ามีความสามารถในการรับอิเล็กตรอน แต่ถ้าค่า ORP เป็นลบ แสดงว่าเป็นตัวให้อิเล็กตรอน

ประโยชน์ของ ORP ในการบำบัดน้ำเสีย

- 1) ใช้เพื่อควบคุมปัญหาด้านกลิ่นจากโรงบำบัดน้ำเสีย
- 2) ควบคุมการเติมอากาศในขบวนการย่อยตะกอน
- 3) ควบคุมระบบหมักแบบไร้ออกซิเจน
- 4) ควบคุมปัญหาที่เกิดจากออกซิแดนซ์ หรือรีดักแทนท์ในโรงงานอุตสาหกรรม

2.2.4 ปัจจัยที่ผลต่อสมรรถนะของถังกรองไร้อากาศ

1. ลักษณะของน้ำเสีย

น้ำเสียที่นำมาใช้กับถังกรองไร้อากาศ ควรมีคุณสมบัติ ดังนี้

1) ต้องคำนึงถึงปริมาณสารอาหารที่จำเป็นสำหรับแบคทีเรียในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย McCarty (1964) ได้กล่าวว่า ปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่แบคทีเรียต้องการนั้น ควรมีอัตราส่วน $BOD_5 : N : P = 100 : 1.1 : 0.2$

2) ไม่มีสารเป็นพิษ และสารยับยั้งการทำงานของแบคทีเรีย สารเหล่านี้ได้แก่ โลหะหนัก เกลืออินทรีย์ ซัลไฟด์ กรดโวลาทิล และ แอมโมเนีย เป็นต้น ซึ่งอาจยอมให้มีได้แต่ไม่มากเกินไป กำหนดที่จะก่อให้เกิดอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ

3) ปริมาณสารแขวนลอยต่ำ ทั้งนี้เพื่อขจัดปัญหาการอุดตันของระบบ

2. ชนิดและคุณสมบัติของตัวกลาง

ตัวกลางที่บรรจุภายในเครื่องกรองไร้อากาศ มีหน้าที่กันไม่ให้เซลล์แบคทีเรียหลุดออกไปจากระบบ อีกทั้งยังเป็นที่ยึดเกาะของแบคทีเรียซึ่งจะมีผลทำให้เซลล์หลุดออกจากระบบน้อย เซลล์จึงอยู่ในระบบนาน ซึ่งจะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดน้ำเสียสูงด้วย

ตัวกลางที่ใช้ในปัจจุบันมี 2 ชนิด คือ

- 1) ตัวกลางจากธรรมชาติ เช่น หิน กรวด ถ่าน เศษไม้ และเปลือกหอย เป็นต้น
- 2) ตัวกลางจากวัสดุสังเคราะห์ เช่น พลาสติก เป็นต้น

ตัวกลางที่ต่างชนิดกันจะมีคุณสมบัติต่างกัน การเลือกชนิดตัวกลางต้องคำนึงถึงประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย และราคาของชนิดตัวกลาง ตัวกลางที่มีประสิทธิภาพดีควรมีพื้นที่ผิวมาก และมีค่าความพรุนสูง เพื่อลดปัญหาการอุดตัน ปัญหาการเกิดการไหลลัดเส้นทาง และปัญหาด้านชลศาสตร์ การใช้ตัวกลางเป็นหินหรือกรวดจะมีผลต่อการออกแบบโครงสร้างในการรับน้ำหนักถัง การใช้ตัวกลางพลาสติกจะช่วยแก้ปัญหาด้านโครงสร้างเพราะมีน้ำหนักเบา แต่ก็มีราคาสูงมาก เมื่อเทียบกับราคาของพวกหินหรือกรวด

3. ความลึกและลักษณะการวางตัวของชั้นตัวกลาง

จากข้อสมมุติฐานของงานวิจัยที่ผ่านมา ที่ตำแหน่งความสูงต่างๆในถังกรอง จะมีหน้าที่และอิทธิพลต่อการทำงานของระบบต่างกันไป กล่าวคือการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียส่วนใหญ่เกิดขึ้นเฉพาะที่บริเวณก้นถังกรอง ซึ่งจะมีประสิทธิภาพในการลดค่าซีโอดีเกิดขึ้นมาก ชั้นตัวกลางตอนบนจะมีหน้าที่ในการช่วยดักตะกอนจุลชีพ ให้อยู่ในระบบไม่ให้หลุดหายไปกับน้ำทิ้ง

เรื่องชัย เจียภพร (2528) ศึกษาการเปรียบเทียบสมรรถนะของถังกรองไร้ออกซิเจนที่มีตัวกลางเต็มถัง และตัวกลางครึ่งถัง เพื่อหาแนวโน้มความเป็นไปได้ที่จะลดขนาดความสูงของถังกรองไร้อากาศ เพื่อลดต้นทุนของตัวกลางที่ใช้ พบว่าการกำจัดสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะเกิดขึ้นที่ชั้นความสูง 30 เซนติเมตรจากก้นถังกรอง

4. ความสูงของถังกรองไร้อากาศ

โดยทั่วไปความสูงของถังกรองจะอยู่ในช่วง 1.0-1.8 เมตร ความสูงที่น้อยกว่านี้อาจมีโอกาสทำให้น้ำเสียมีการไหลลัดวงจร (Short Circuit) ได้ง่าย ส่วนสูงที่มากกว่า 1.80 เมตร ดูเหมือนจะเป็นการสิ้นเปลืองมากกว่าที่จะได้ประสิทธิภาพที่เพิ่มขึ้นจากเดิม แต่อย่างไรก็ตาม การเพิ่มความสูงของถังกรองต้องสัมพันธ์กับ พื้นที่หน้าตัดของถัง และระยะเวลาที่น้ำเสีย ทั้งนี้เพื่อให้แบคทีเรียมีเวลาอยู่ในถังกรองได้นาน

5. ระยะเวลาที่กักน้ำ

การลดค่าระยะเวลาที่กักน้ำของถังกรองไร้อากาศ จะทำให้แบคทีเรียมีเวลาสัมผัสน้ำเสียได้น้อยลง จะมีผลทำให้ตะกอนแบคทีเรียหลุดจากระบบได้มาก ซึ่งมีผลให้ค่าอายุตะกอนลดลง และทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีลดลงด้วย

6. ระยะเวลาที่กักตะกอน

Mueller และ Mancini (1975) สรุปว่าระยะเวลาที่กักตะกอนที่เหมาะสมในการทำงานของเครื่องกรองไร้อากาศไม่ควรต่ำกว่า 100 ชม. เนื่องจากแบคทีเรียที่สร้างมีเทนมีอัตราการเจริญช้า

7. ค่าภาระสารอินทรีย์(Organic Loading)

การเปลี่ยนแปลงอัตราการป้อนน้ำเสีย จะมีผลต่อค่าภาระสารอินทรีย์และเวลากักน้ำโดยตรง ซึ่งจะมีผลกระทบต่อเซลล์จุลชีพที่แขวนลอยหรือเกาะติดอยู่ตามช่องว่างของชั้นตัวกลาง ทำให้ตะกอนจุลชีพมีโอกาสหลุดลอยไปกับน้ำทิ้งเพิ่มขึ้น และอาจทำลายต่อสภาวะสมดุลย์ของกระบวนการทางชีวเคมีของระบบได้ เพราะปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายจะสะสมขึ้นในระบบอย่างรวดเร็วจนถึงขั้นยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้างมีเทน ทำให้ระบบถึงขั้นล้มเหลวได้

2.2.5 ข้อดีและข้อเสียของถังกรองไร้อากาศ

• ข้อดี

- 1) การทำงานของถังกรองไร้อากาศ แบคทีเรียจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งส่วนใหญ่ให้กลายเป็นมีเทน สารอินทรีย์ส่วนน้อยเท่านั้นที่จะเปลี่ยนเป็นเซลล์ ซึ่งมีผลให้ลดปัญหาในการกำจัดตะกอนส่วนเกินที่จะเกิดขึ้น
- 2) ให้ผลผลิตสุดท้ายเป็นก๊าซมีเทน ซึ่งนำไปใช้เป็นเชื้อเพลิงได้
- 3) เครื่องกรองไร้ออกซิเจนไม่ต้องการแยกตะกอนแบคทีเรีย ออกจากน้ำทิ้งที่ไหลออกจากเครื่องกรองกลับมาใช้อีก เพราะตัวกลางจะทำหน้าที่กรองแบคทีเรียเอาไว้แล้ว
- 4) เซลล์ของแบคทีเรียจะถูกละสมอยู่ในเครื่องกรองมากขึ้นตลอดเวลา ทำให้เครื่องกรองมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้สูง
- 5) ต้องการธาตุอาหาร (Nutrient) น้อยกว่าระบบชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน
- 6) การฟื้นตัวของระบบเกิดขึ้นได้รวดเร็ว
- 7) เนื่องจากไม่ต้องการใช้ออกซิเจนในการทำงานของจุลชีพ ทำให้ไม่สิ้นเปลืองพลังงานในการเติมอากาศ
- 8) ตะกอนหลุดออกไปกับน้ำทิ้งน้อย เนื่องจากมีตัวกลางคอยกั้น

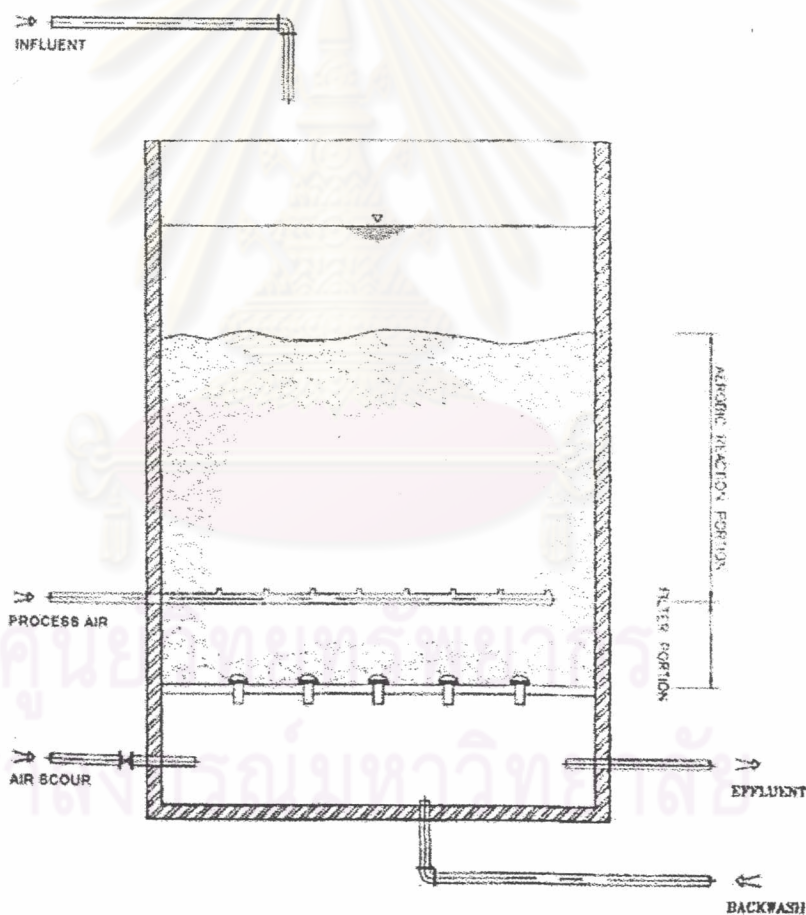
• ข้อเสีย

- 1) มีก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ และบางครั้งมีปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็น
- 2) ไม่เหมาะสมกับน้ำที่มีตะกอนแขวนลอยสูง เพราะอาจทำให้มีปัญหาอุดตันได้
- 3) ในกรณีตัวกลางเป็นหิน จะทำให้จำเป็นต้องมีโครงสร้างที่แข็งแรงใหญ่โต แต่กรณีตัวกลางเป็นพวกวัสดุสังเคราะห์ น้ำหนักจะเบาแต่มีข้อเสียคือราคาแพง
- 4) การทำงานภาคปฏิบัติจริงๆ ยังมีปัญหาเกี่ยวกับการกระจายน้ำซึ่งจะมีผลทำให้เกิดการไหลลัดเส้นทาง (Short Circuit) ได้
- 5) กำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ได้น้อย
- 6) ระยะเวลาในการเริ่มต้นการทำงานของระบบ(Start Up) นานกว่าระบบที่เติมอากาศ

2.3 ถังกรองชีวภาพเติมอากาศ (Biological Aerated Filter : BAF)

2.3.1 ลักษณะการทำงาน

กระบวนการบำบัดน้ำเสียเป็นแบบใช้ออกซิเจนโดยอาศัยจุลชีพที่ยึดติดผิวตัวกลาง (fixed film process) เป็นชั้นบางๆ เรียกว่า ฟิล์มชีวภาพ (biofilm) ตัวกลางที่ใช้ต้องมีคุณสมบัติที่เหมาะสม เพื่อไม่ให้เกิดขบวนการเดินทางและการแพร่กระจายของอากาศและน้ำเสีย การเติมอากาศให้ระบบจะต้องพอเพียงกับความต้องการของจุลชีพเพื่อใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียนั้น การกรองสามารถเกิดได้ที่ความลึกด้านล่างของชั้นตัวกลาง กลไกการกำจัดสารอินทรีย์และสารแขวนลอยในน้ำเสียจะเกิดตลอดทั้งชั้นตัวกลางของถังกรองสำหรับส่วนกรองด้านล่างที่ไม่ได้เติมอากาศ จะทำหน้าที่กำจัดตะกอนแขวนลอยทำให้น้ำทิ้งใสไม่ต้องใช้ถังตกตะกอน



ภาพที่ 2.2 ถังกรองชีวภาพเติมอากาศ (Degrémont, 1991)

ถึงกรองชีวภาพเติมอากาศ เมื่อบำบัดน้ำเสียไประยะหนึ่งจะมีมวลจุลินทรีย์เติบโตมากในระบบ เกิดการสะสมตะกอนแขวนลอยในชั้นตัวกลางทำให้ถึงกรองเกิดการอุดตัน จึงจำเป็นต้องหยุดพักเพื่อทำการล้างย้อนถึงกรอง (back wash) โดยควบคุมจากระดับน้ำสูญเสีย (head loss) ที่กำหนดไว้ ซึ่งมีระยะประมาณ 1-2 เมตร

2.3.2 กลไกการกำจัดสารอินทรีย์

ในการกำจัดสารอินทรีย์ของมวลจุลินทรีย์ จะมีทั้งขบวนการถ่ายมวลสารและปฏิกิริยาชีวเคมีเกิดขึ้นพร้อมๆ กัน ดังนี้

การขนถ่ายมวลสาร

การขนถ่ายมวลของทั้งสารอินทรีย์และออกซิเจนในน้ำเสียไปยังเซลล์ของแบคทีเรียที่อยู่ภายในเมือกจุลชีพเป็นขบวนการแพร่ซึม ตามกฎของฟิค (Fick's Law) ดังสมการ

$$N = -D \frac{ds}{dy}$$

โดยที่ N = อัตราการแพร่ซึมมวล M/L^2t

D = สัมประสิทธิ์แพร่ซึม L^2/t

s = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ M/L^3

y = ระยะทาง L

ปฏิกิริยาชีวเคมี

ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นเป็นแบบใช้ออกซิเจน โดยแบคทีเรียจะย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพื่อเป็นพลังงานในการเจริญเติบโต สร้างเซลล์ใหม่ และย่อยสลายแบคทีเรียที่ตายแล้ว ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น ซึ่งขั้นตอนในการขนถ่ายมวลสารและการเกิดปฏิกิริยาเคมี มีลำดับขั้นตอนการกำจัดสารอินทรีย์ ดังนี้

1. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขตร่วม (Interface) ระหว่างชั้นของเหลวและฟิล์มชีวภาพ
2. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทผ่านเขตร่วมไปยังชั้นของฟิล์มชีวภาพ
3. มีการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย โดยพวกจุลชีพในชั้นของฟิล์มชีวภาพ
4. มีการถ่ายเทผลิตภัณฑ์ที่ได้ คือ CO_2 H_2O จากชั้นฟิล์มชีวภาพ
5. ผลิตภัณฑ์ได้นี้จะถูกถ่ายเทต่อจากเขตร่วมไปยังชั้นของเหลว

อัตราการย่อยสลายอินทรีย์อาจถูกควบคุมโดยออกซิเจน และ/หรือสารอินทรีย์ กล่าวคือ ชั้นนอกปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นแบบใช้ออกซิเจน ส่วนในชั้นถัดเข้าไปปฏิกิริยาย่อยสลายสารอินทรีย์จะเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจน ปฏิกิริยาย่อยสลายสารโดยใช้ออกซิเจนอิสระเร็วกว่าแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมี ที่เกิดในชั้นแอโรบิคเป็นส่วนใหญ่ ความหนาของชั้นแอโรบิคนี้เรียกว่า ความหนาประสิทธิภาพ (Effective Depth) ซึ่งขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ ความหนาแน่นจุลชีพ และอัตราการใช้สารอินทรีย์ (Substrate Uptake Rate)

ความหนาประสิทธิภาพ (Effective Depth)

ลักษณะชั้นของฟิล์มชีวภาพ อาจแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ แอโรบิค และแอนแอโรบิค ได้มีการทดลองพบว่าอัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวภาพเพิ่มขึ้นเมื่อความหนาของฟิล์มชีวภาพเพิ่มขึ้น แต่อัตราการใช้สารเคมีจะคงที่เมื่อความหนาของฟิล์มชีวภาพหนากว่าความหนาของชั้นแอโรบิค โดยความหนาของชั้นแอโรบิคประมาณ 70-100 ไมโครเมตร (ศุภมิตร, 2533 อ้างจาก Komergay and Andrews, 1986) ซึ่งการกำจัดสารอินทรีย์ จะเกิดที่เฉพาะชั้นผิวบนๆของฟิล์มชีวภาพเท่านั้น ดังนั้นในการเพิ่มประสิทธิภาพระบบกระทำได้โดยเพิ่มความหนาของชั้นแอโรบิค หรือ การใช้ก๊าซออกซิเจนแทนอากาศ เป็นต้น

สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจน

ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียภายใต้สภาวะมีออกซิเจนอิสระ (Aerobic Decomposition) ปฏิกิริยาชีวเคมีนี้ประกอบด้วยสารให้อิเลคตรอน (Electron Donor) ซึ่งได้แก่สารอินทรีย์ต่างๆ กับสารรับอิเลคตรอน (Electron Acceptor) ซึ่งได้แก่ ออกซิเจนที่อยู่ในรูปละลายน้ำ อัตราการดูดกลืนสารอินทรีย์โดยเมือกจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียอาจถูกควบคุมโดยสารให้อิเลคตรอน และ/หรือสารรับอิเลคตรอน (ในที่นี้หมายถึงสารอินทรีย์ และ/หรือ ออกซิเจนละลายน้ำ) ซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในน้ำเสีย อัตราการถ่ายมวลของสารทั้งสอง และสัมประสิทธิ์ปฏิกิริยาย่อยสลาย (Stoichiometric Coefficient)

การขาดแคลนสารอินทรีย์ และ/หรือออกซิเจน จะขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ กล่าวคือ ที่ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำค่าหนึ่ง อัตราการใช้สารอินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 3 ระยะ คือ ระยะแรก อัตราการใช้สารอินทรีย์จะเพิ่มขึ้นเป็นเส้นตรง เมื่อความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ระยะนี้อัตราการดูดกลืนสารอินทรีย์จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นของสารอินทรีย์ (Substrate Limit)

ระยะที่ 2 เป็นระยะที่อัตราการใช้สารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราการเพิ่มขึ้นลดน้อยลง ในระยะนี้อัตราการผลิตสารอินทรีย์ถูกควบคุมโดยทั้งสารอินทรีย์และออกซิเจน (Substrate and Oxygen Limit)

ระยะที่ 3 เป็นระยะที่อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยเมือกจุลินทรีย์คงที่ ไม่ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์มากเท่าใดก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออกซิเจนละลายน้ำถูกใช้หมด ทำให้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น ระยะนี้อัตราการผลิตสารอินทรีย์จึงถูกควบคุมและจำกัดโดยออกซิเจน (Oxygen Limit)

การเกาะและการหลุด (Growth and Slaughting of the Biofilm)

การเกิด/เกาะของฟิล์มชีวภาพสามารถเกิดได้โดยง่าย เมื่อตัวกลางสัมผัสกับน้ำเสีย ฟิล์มชีวภาพจะเกิดขึ้นระยะเวลา 14 วัน ภายใต้สภาวะมีออกซิเจน (Henze และคณะ, 1995)

ฟิล์มชีวภาพแบ่งเป็นสองชนิด ชนิดแรกคือ ชนิดฟิล์มแน่น โดยฟิล์มชีวภาพเกาะจับกัน และแขวนลอยตัวอยู่ในน้ำมีผิวเรียบ ชนิดที่สองคือ ชนิดเส้นใย เกิดจากแบคทีเรียชนิดเส้นใยหลายชนิดมายึดเกาะกัน โดยทั่วไปเป็นชนิด *Chlamydocyberiales Sphaerotilus Natans* ความหนาแน่นแบคทีเรียแบบฟิล์มชีวภาพจะมีปริมาณ 10 ถึง 100 กก.VSS/ลบ.ม. แต่ที่พบส่วนใหญ่จะมีความหนาแน่น 40-60 กก.VSS/ลบ.ม.

2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

ถังกรองชีวภาพเติมอากาศ เป็นกรรมวิธีบำบัดน้ำเสียที่รวมเอากระบวนการทางชีวเคมี และการกรองน้ำ มาใช้งานร่วมกัน ดังนั้นหลักการและองค์ประกอบที่มีผลต่อการทำงานของถังกรองน้ำก็จะมีลักษณะเช่นเดียวกับการขจัดสิ่งสกปรก โดยเฉพาะอย่างยิ่งอนุภาคแขวนลอยที่ปะปนอยู่ในน้ำ โดยกรรมวิธีการกรองทั่วไป (สิทธิชัย เขียวยืนยง, 2525)

1. ลักษณะของน้ำเสีย ลักษณะของน้ำเสียที่ใช้ในการออกแบบระบบกรองชีวภาพจะมีดังนี้ BOD₅ COD ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส TSS และอื่นๆ

BOD₅ และ COD เป็นตัวบ่งชี้ถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่มีในน้ำเสีย ซึ่งระบบจะรับได้มากน้อยเพียงใดขึ้นอยู่กับทั้งปริมาตรความจุของถัง และพื้นที่ผิวของตัวกลาง สำหรับค่า BOD₅ ของจะเป็นตัวบ่งชี้ว่ามีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพมากน้อยเพียงใด แต่สำหรับ COD จะสามารถบ่งชี้ได้อย่างประมาณว่ามีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้

ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส เป็นสารที่จำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัด แต่ต้องมีอย่างพอเหมาะดังที่ทราบกันคือ ต้องมีปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย

ประมาณเท่ากับ $BOD_5:N:P = 100:5:1$ หรือ $COD:N:P = 150:5:1$ โดยทั่วไปเนื่องจากระบบนี้มีปริมาณการผลิตเซลล์ใหม่ หรือ Net Yield ค่อนข้างต่ำทำให้จุลชีพจึงมีความต้องการสารอาหารพวกไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปด้วย

ของแข็งแขวนลอย (TSS) เป็นปัจจัยที่ค่อนข้างสำคัญโดยเฉพาะพวกของแข็งแขวนลอยประเภทสารอนินทรีย์จะมีผลร้ายต่อระบบ เพราะจะไปแย่งพื้นที่จุลชีพเกาะบนผิวตัวกลาง ขณะเดียวกันทำให้ไปอุดตันในชั้นกรองได้มาก ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และนำความยุ่งยากในการล้างย้อนระบบบ่อยครั้งมาก จึงจำเป็นที่ต้องทำการกำจัดหรือแยกออกจากน้ำเสียก่อนที่จะไหลเข้าระบบ ยิ่งถ้าใช้ตัวกลางที่มีค่าพื้นที่ผิวจำเพาะค่อนข้างสูง จำเป็นต้องทำการกำจัดสารแขวนลอยในน้ำเสียออกมาให้ได้มากที่สุดก่อน เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดการอุดตันง่ายในระบบ เมื่อพิจารณาถึงปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้น โดยต้องการลดปริมาณสลัดจ์ลงในระบบอาจใช้กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองกับถังกรองชีวภาพจมน้ำ หรือแบบถังกรองไร้อากาศกับถังกรองชีวภาพ

2. ชนิดตัวกลางสารกรอง ตัวกลางที่ใช้ในระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ ควรมีคุณสมบัติ ดังนี้ (Tyagi, 1990)

- 1) มีความสามารถในการยึดเกาะกับฟิล์มชีวภาพได้ดี
- 2) มีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง
- 3) มีความพรุนสูง และเมื่อเป็นชั้นกรองต้องสามารถอัดแน่นได้
- 4) มีความต้านทานต่อการไหลของน้ำต่ำ
- 5) สามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงทางเคมีและทางชีวได้ดี
- 6) มีความสามารถในการจับของแข็งแขวนลอยได้ดี
- 7) มีลักษณะรูปร่างคงที่ การไหลของน้ำจะได้สม่ำเสมอเมื่อผ่านชั้นตัวกลาง
- 8) มีค่าความแตกต่างของความถ่วงจำเพาะระหว่างสารกรองและน้ำน้อย เพื่อโครงสร้างถังกรองจะได้ไม่รับน้ำหนักมาก
- 9) มีราคาถูกและจัดหาได้ง่าย
- 10) มีความสะดวก ง่ายต่อการขนส่ง และประกอบติดตั้ง

เนื่องจากการเลือกตัวกลางให้มีคุณสมบัติครบดังกล่าวไม่อาจจะทำ ดังนั้นการเลือกตัวกลางที่เหมาะสมจึงควรคำนึงถึงองค์ประกอบตามลำดับดังนี้

- 1) วัตถุประสงค์ในการบำบัด และข้อจำกัดในการออกแบบคูแลร์กษาระบบ
- 2) พิจารณวิเคราะห์เลือกรูปร่าง และขนาดให้เหมาะสมกับการใช้งาน
- 3) การเลือกตัวกลางที่มีสัมประสิทธิ์พื้นที่ผิวสูง จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของถังกรอง แต่จะเกิดการอุดตันได้เร็วเช่นกัน

- 4) สัมประสิทธิ์พื้นที่ผิว ไม่ควรมากกว่า $100 \text{ ม.}^2/\text{ม.}^3$ มากนัก และภาวะบรรทุกสารอินทรีย์เข้าระบบไม่ควรมากกว่า $1 \text{ กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน}$ เพื่อลดอัตราการอุดตันที่เกิดขึ้นแก่ตัวกลาง

3. ภาวะบรรทุกชลศาสตร์ (Hydraulic Loading) หมายถึง อัตราการไหลของน้ำเสียต่อหนึ่งหน่วยพื้นที่หน้าตัดของถังกรองชีวภาพ ซึ่งบางครั้งอาจเรียกว่า Surface Loading Rate ซึ่งค่าภาวะบรรทุกชลศาสตร์สามารถหาได้จากสมการ

$$q = Q/A$$

โดยที่

$$q = \text{ค่าภาวะบรรทุกชลศาสตร์ (ม.}^3/\text{ม.}^2\text{-ชม.)}$$

$$Q = \text{อัตราการไหลของน้ำเสีย (ม.}^3/\text{ชม.)}$$

$$A = \text{พื้นที่หน้าตัดของถังกรอง (ม.}^2\text{)}$$

ภาวะบรรทุกชลศาสตร์จะมีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพเนื่องจาก จะกระทบต่อระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง

4. ภาวะสารอินทรีย์ (Volumetric Organic Loading) หมายถึง อัตราการจ่ายสารอาหารเข้าสู่ระบบต่อหนึ่งหน่วยปริมาตรของตัวกลาง โดยสารอาหารจะวัดในรูปของบีโอดี หรือซีโอดี สามารถหาได้จากสมการ

$$q_o = QS_o/V$$

โดยที่

$$q_o = \text{ค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร (กก./ม.}^3\text{-วัน)}$$

$$S_o = \text{ความเข้มข้นของสารอาหารที่เข้าสู่ระบบ (กก./ม.}^3\text{)}$$

$$Q = \text{อัตราการไหลของน้ำเสีย (ม.}^3/\text{วัน)}$$

$$V = \text{ปริมาตรของตัวกลาง (ม.}^3\text{)}$$

ค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูง จะมีผลโดยตรงต่อลักษณะสมบัติน้ำทิ้งทำให้น้ำทิ้งมีคุณสมบัติไม่ดี และทำให้ความถี่การล้างยอนของถังกรองต้องล้างบ่อยขึ้น การออกแบบให้ถังกรองรับภาวะบรรทุกสารอินทรีย์สูงยังต้องคำนึงถึงระบบการเติมอากาศให้ทั่วถึง และเพียงพอต่อชั้นกรอง

5. ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง (Empty Bed Contact Time) หมายถึง ระยะเวลาที่น้ำเสียไหลผ่านชั้นตัวกลางในถังกรอง โดยไม่คิดปริมาตรตัวกลางที่อยู่ในถังกรอง ซึ่งสามารถหาได้จากสมการ

$$EBCT = H/q$$

โดยที่

$$EBCT = \text{ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง (ชั่วโมง)}$$

H = ความสูงของชั้นตัวกลางในถังกรอง (ม.)

q = ค่าภาระบรรทุกทุกชนิดศาสตร์

หากระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลางมีค่าต่ำ จะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่ทั่วถึง หรือย่อยสลายสารอินทรีย์ไม่ทัน ซึ่งทำให้น้ำทิ้งจะมีลักษณะสมบัติไม่ดีพอ การออกแบบตามปกติจะใช้ประมาณ 1-2 ชั่วโมง

6. การเติมอากาศ (Process Air) วิธีการเติมอากาศแก่ระบบ มีผลโดยตรงต่อความสามารถในการบำบัดน้ำเสีย ถ้าน้ำเสียมีความเข้มข้นสูงการถ่ายเทออกซิเจนจากการเติมอากาศควรเป็นไปอย่างรวดเร็ว เพื่อจุลชีพสามารถใช้ออกซิเจนในการบำบัดน้ำเสียได้ทัน

ปริมาณความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำในระบบจะมีผลต่อระยะลึกของชั้นใช้อากาศ (Aerobic Layer) (เกรียงศักดิ์, 2543 อ้างจากงานวิจัยของ Haug และ Mc Carty, 1972.) ได้พบว่าถ้ามีการเติมออกซิเจนในน้ำเสียก่อนไหลเข้าระบบ จะช่วยทำให้ระบบเกิดปฏิกิริยา Nitrification ขึ้นคือ แอมโมเนียในน้ำเสียถูกเปลี่ยนเป็นไนไตรท์ และต่อเนืองกันไปเป็นไนเตรท ในทางกลับกันระบบต้องการปริมาณความเข้มข้นออกซิเจนละลายที่ต่ำเท่าที่ทำให้เกิดการใช้พลังงานในการเติมอากาศอย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด ดังนั้นจึงไม่จำเป็นต้องทำให้ความเข้มข้นของออกซิเจนในระบบมีมากเกินไป พบว่ามีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในระบบประมาณ 2-3 มก./ล. DO ก็น่าจะเป็นเพียงพอ

สำหรับระบบเติมออกซิเจนโดยตรงจะเกิดปัญหาที่ค่า TSS ของน้ำทิ้งมีค่าค่อนข้างสูง เนื่องจากในระบบมีการปั่นป่วนน้ำภายในระบบ ทำให้เศษฟิล์มจุลชีพหลุดออกบ้าง ซึ่งระบบนี้อาจดำเนินระบบไปจนถึง 6 เดือน ด้วยการถ่ายน้ำสัปดาห์ละหนึ่งถึงสองครั้ง

7. ปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้น ปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้นของระบบกรองชีวภาพจะมีไม่มากนักเมื่อเทียบกับของระบบตะกอนเร่ง ซึ่งเป็นข้อดีอีกข้อของระบบนี้เพราะไม่ต้องลงทุนก่อสร้างระบบบำบัดและกำจัดสลัดจ์ขนาดใหญ่ (เกรียงศักดิ์, 2543 อ้างจากงานวิจัยของ Iwai และคณะ, 1994.) ได้ระบุผลข้อมูลของค่ากิโกรัม VSS ต่อ กิโกรัม BOD₅ ถูกกำจัดมีประมาณเท่ากับ 0.18 ณ ค่าภาระอินทรีย์เชิงปริมาตรเท่ากับ 0.47 กก.BOD₅/ม³-วัน ของระบบกรองชีวภาพจมน้ำ ซึ่งค่า VSS ที่เกิดขึ้นอยู่ในอัตราเท่ากับ 0.18 มีค่าเพียง 25-35% ของระบบตะกอนเร่ง และ Iwai ยังพบอีกว่าระบบกรองชีวภาพจมน้ำที่ใช้ทดลองซึ่งแบ่งระบบถังกรองออกเป็นสามส่วนได้มีผลทดลองของปริมาณ VSS ในสลัดจ์ทั้งหมดเท่ากับ 53.3 38.2 และ 34.4% ตามลำดับ และแน่นอนที่สุดคือถ้ามีค่าภาระอินทรีย์เข้าไปในระบบมากขึ้นเท่าใดก็จะส่งผลให้เกิดสลัดจ์มากตามด้วย

2.3.4 ข้อดีและข้อเสียของระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

ข้อดี

- 1) การเริ่มเดินระบบสามารถทำได้สะดวกและง่าย ปกติใช้เวลาประมาณ 1-2 สัปดาห์ ในการสร้างฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง
- 2) การควบคุมการทำงานและการดูแลรักษาทำได้ง่าย เนื่องจากระบบไม่จำเป็นต้องมี ถังตกตะกอน ทำให้ไม่ต้องกังวลปัญหาเรื่องตะกอนไม่จมตัว(Bulking)
- 3) มีความสามารถในการรับภาระบรรทุกได้สูง
- 4) สามารถทนและรับ Shock Load ได้ เนื่องจากในถังกรองมีปริมาณจุลินทรีย์สูง และ หลากหลายชนิด ทำให้ระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาวะต่างๆได้รวดเร็ว
- 5) ประหยัดพื้นที่ในการติดตั้ง จากการศึกษาเปรียบเทียบระบบถังกรองชีวภาพที่ติดตั้ง เสร็จแล้ว พบว่าระบบถังกรองชีวภาพใช้อากาศ ใช้พื้นที่ในการก่อสร้างน้อยกว่าระบบ แอ็คติเวตเต็ดสลัดจ์ทั่วไป 10 เท่า (Boller และคณะ, 1994)
- 6) การก่อสร้างหรือติดตั้งเพิ่มเติม สามารถกระทำได้ง่าย

ข้อเสีย

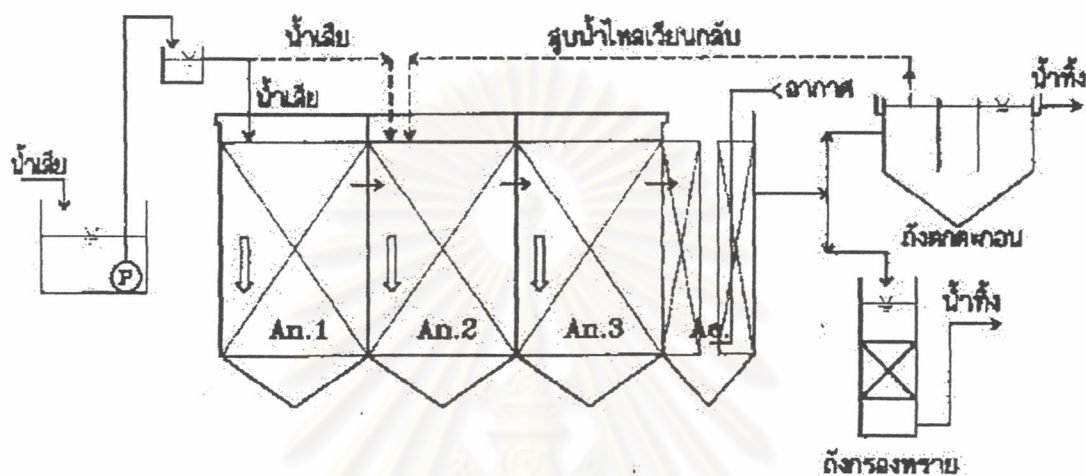
- 1) ต้องมีการหยุดระบบเพื่อทำการล้างย้อน(Back Wash) ซึ่งความถี่ในการล้างย้อนขึ้น กับภาระบรรทุกขลศาสตร์และภาระบรรทุกสารอินทรีย์
- 2) น้ำเสียที่เข้าระบบต้องมีค่าสารแขวนลอยไม่สูงนัก

2.4 ระบบบำบัดร่วมถังกรองแบบแอนแอโรบิกและแอโรบิก

(Anaerobic-Aerobic Filter System)

ระบบบำบัดร่วมที่ใช้กระบวนการบำบัดแบบแอนแอโรบิกร่วมกับกระบวนการบำบัดแบบแอโรบิก คือต้องการนำข้อดีของทั้ง 2 ระบบมาใช้ ข้อดีหลักใหญ่ๆ ของระบบแอนแอโรบิกคือ ไม่ใช้พลังงานไฟฟ้า และมีสลัดจ์เกิดขึ้นน้อย ส่วนข้อดีหลักใหญ่ๆ ของระบบแอโรบิกคือ ได้คุณภาพน้ำทิ้งที่โดยปกติจะได้มาตรฐาน ดังนั้นการรวมระบบบำบัดน้ำทิ้งทั้ง 2 จึงเป็นระบบบำบัดที่เหมาะสม ระบบบำบัดร่วมนี้ยังสามารถกำจัดสารไนโตรเจนออกจากน้ำเสียได้อีกด้วยคือ เมื่อน้ำเสียถูกเติมอากาศจนเกิดไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ซึ่งเกิดการเปลี่ยนแปลงสารประกอบไนโตรเจนไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท จากนั้นน้ำที่ผ่านถังกรองใช้อากาศสูบลับมาที่ถังไร้อากาศ อาจทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ซึ่งเกิดการเปลี่ยนแปลงสารไนเตรทไปเป็นก๊าซไนโตรเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียวิธีนี้จะมีประโยชน์และเหมาะสมกับน้ำเสียชุมชนหรือน้ำเสียจากอาคารบ้านเรือน (เกรียงศักดิ์, 2543 อ้างจากงานวิจัยของ Iwai และคณะ, 1994.) ร่วมกันศึกษา ระบบบำบัดร่วมถึงกรองแบบแอนแอโรบิกและแอโรบิกสำหรับน้ำเสียชุมชน รูปแบบกระบวนการบำบัดได้แสดงไว้ในภาพที่ 2.3 โดยประกอบด้วยถังกรองแบบแอนแอโรบิก 3 ถัง และตามด้วยถังกรองแบบแอโรบิก 1 ถัง น้ำที่ออกจะผ่านถังตกตะกอนหรือถังกรองทรายด้วย

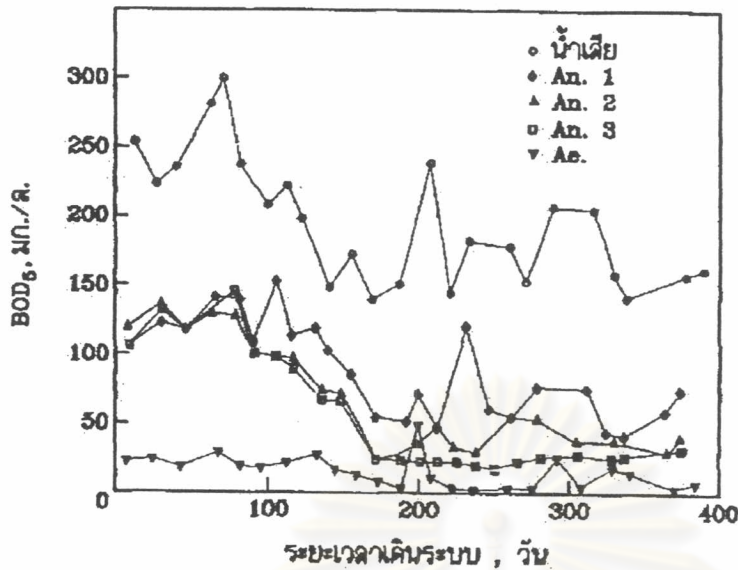


An. = ถังกรองแบบแอนแอโรบิกใช้ตัวกลาง 140 ตร.ม./ลบ.ม.

Ae. = ถังกรองแบบแอโรบิกใช้ตัวกลาง 140 ตร.ม./ลบ.ม.

ภาพที่ 2.3 กระบวนการบำบัดน้ำเสียร่วมถึงกรองแบบแอนแอโรบิกและแอโรบิก (Annerobic-Aerobic Filter System) (Iwai และ Kitao, 1994)

ผลการวิเคราะห์หาประสิทธิภาพบำบัดน้ำเสียของระบบ ได้แสดงไว้ในรูปกราฟดังภาพที่ 2.4 ซึ่งจะเห็นได้ชัดเจนนํ้าเสียเมื่อผ่านถังกรองไร้อากาศถังแรก BOD_5 ก็จะถูกลดอย่างมากเช่น จาก BOD_5 250 มก./ล. ตกเหลือ BOD_5 80 มก./ล. แต่เมื่อผ่านถังกรองไร้อากาศถังที่ 2 จะมี BOD_5 เหลือ 40 มก./ล. เมื่อผ่านถังกรองไร้อากาศถังที่ 3 จะมี BOD_5 เหลือ 30 มก./ล. และเมื่อผ่านถังกรองแบบใช้อากาศจะเหลือใกล้ๆ 10 มก./ล. โดยมีระดับค่าภาระ BOD_5 ประมาณ 0.16-0.23 กก. BOD_5 /ลบ.ม.-วัน พบว่าจะมีสลัดจ์เกิดขึ้นจากถังกรองไร้อากาศเท่ากับ 0.32 กก./กก. BOD_5 ที่ถูกกำจัด



ภาพที่ 2.4 ประสิทธิภาพบำบัดน้ำเสียของระบบถังกรองแบบไร้อากาศและใช้อากาศ (Iwai และ Kitao, 1994)

ถ้าพิจารณาจากภาพที่ 2.4 จะมีการสูบน้ำทิ้งออกจากถังตกตะกอนกลับมาที่ถังกรองไร้อากาศที่ 2 ผสมกับน้ำเสียที่ไหลเข้ามาผสมด้วย จึงเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบ ทำให้ระบบสามารถกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้ด้วย โดยที่มีการไหลเวียนกลับของน้ำทิ้งกลับที่ถังกรองไร้อากาศ 2 ประมาณ 100% ของปริมาณน้ำเสียไหลเข้า จะเห็นได้ว่าระบบบำบัดนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ถึง 65.3% ซึ่งเป็นที่พอใจ ถ้ามีปริมาณไหลเวียนกลับมาอาจเป็น 2-3 เท่าของน้ำเสียเข้า ก็จะทำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากขึ้น

2.5 แนวความคิดของเครื่องกรองผสมชั้นตัวกลางหลายชนิด

ระบบบำบัดน้ำเสียด้วยเครื่องกรองผสมชั้นตัวกลางหลายชนิดนี้ เป็นระบบที่พัฒนาปรับปรุงจากระบบบำบัดน้ำเสียร่วมถังกรองไร้อากาศและใช้อากาศ (Anaerobic-Aerobic Filter System) โดยมีการเพิ่มชนิดของตัวกลางเพื่อนำข้อดีของตัวกลางแต่ละชนิดมาใช้ที่เหมาะสม กลไกการกำจัดประกอบด้วย กลไกทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยกระบวนการกรอง กระบวนการกรองแบบใช้อากาศ และกระบวนการกรองแบบไร้อากาศ สำหรับตัวกลางที่ใช้ส่วนใหญ่พิจารณาจากวัสดุที่หาได้ง่ายในท้องถิ่น และเศษวัสดุเหลือทิ้งซึ่งคาดว่าจะสามารถลดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างระบบได้

2.5.1 เศษพลาสติก

เป็นตัวอย่างที่มีคุณสมบัติหลายประการคือ พื้นที่ผิวมาก เบา และทนทาน เป็นต้น แต่มีข้อเสียคือราคาแพง อย่างไรก็ตามในการวิจัยนี้ได้ใช้เศษขวดพลาสติกประเภทโพลีเอทิลีน ซึ่งจะเป็นการลดค่าใช้จ่าย และหาได้ง่าย

Harper และคณะ (1990) ศึกษาการใช้ถังกรองไร้อากาศขนาด 3.2 m^2 ภายในบรรจุด้วยตัวอย่างที่ผลิตจากโพลีเอทิลีน เส้นผ่านศูนย์กลาง 15 ซม. พื้นที่ผิว $98 \text{ m}^2/\text{m}^3$ และมีเปอร์เซ็นต์ช่องว่างเท่ากับ 98% บำบัดน้ำเสียจากโรงงานฆ่าหอยเชลล์ มีระยะเวลาที่น้ำ 21 ชั่วโมง โดยมีค่าภาระอินทรีย์ 2.8 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน จากการทดลองครั้งนี้พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีโดยเฉลี่ยประมาณ 70%

2.5.2 เศษไม้

เศษไม้ที่ใช้ในการวิจัยนี้ เป็นเศษกิ่งไม้แห้งที่หาได้ทั่วไป โดยบรรจุในถังกรองที่ 2 ซึ่งไม่มีการเติมอากาศ ดังนั้นกลไกการกำจัดจะเป็นการย่อยแบบไร้อากาศ

Davis และ Seagren (1999) วิเคราะห์การกำจัดไนเตรทจากน้ำฝน (Stormwater runoff) โดยปรับปรุงแนวคิดจากระบบ bioretention โดยเฉพาะการปรับปรุงการรวม anoxic zone เข้ากับ overdrain ซึ่งจะประเมินความสามารถในการกำจัดไนเตรทจากระบวนการ denitrification ในการประเมินนี้จะพิจารณา สภาวะ denitrification ที่ดีที่สุด กำหนดค่าตัวแปรในการออกแบบระบบ bioretention ดังนี้

1. การกำหนด electron donor และ carbon source ซึ่งจะคงที่ในระยะเวลานาน แต่จะไม่จำกัดกระบวนการ denitrification นี้จะเป็นทั้ง organic substrate สำหรับ chemoorganotrophic denitrifying bacteria หรือเป็น inorganic substrate สำหรับ chemolithotrophic denitrifying bacteria
2. ค่าที่เหมาะสมที่สุดของระบบโดย electron donors ซึ่งให้ค่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทและคุณภาพน้ำที่ดีที่สุด (โดยการเปลี่ยนค่า hydraulic retention time ในรูปขนาดของ anoxic zone ในระบบ bioretention และเปลี่ยนตัวอย่างโดยเปลี่ยน ทราบ และ กรวดผสม และ สัดส่วนของ electron donor ต่อตัวอย่าง)
3. ประเมินประสิทธิภาพของระบบที่เหมาะสมที่สุดภายใต้สภาวะที่รับภาระไม่ต่อเนื่อง เช่น คาดว่าอยู่ในภาคสนาม และขยายขนาดในสภาวะที่เหมาะสมที่สุดเป็นขนาดทดลองในระบบ bioretention ค่าที่เหมาะสมที่สุดที่ลงตัวระหว่างน้ำฝนที่มีค่าอัตราไหลสูง ระดับการบำบัด และค่าใช้จ่าย จะถูกศึกษาต่อไป

เลือก inorganic substrate 1 ชนิด คือ ซัลเฟอร์ และ organic substrate 6 ชนิด คือ alfalfa เศษใบไม้ กระจาดขางหนังสือพิมพ์ ขี้เลื่อย ฟางข้าว และเศษไม้ เพื่อใช้เป็น electron donor (Vogan, 1993; Blowes, 1994; Robertson และ Cherry, 1995; Volokita, 1996; Schipper และ Vojvodic-Vukovic, 1998; Shikora และ Keeney, 1976; Zhang และ Shan, 1999)

ในการประเมินค่า organic substrate จะแบ่งออกเป็น 2 ชุดการทดลอง โดยชุด 1 ใช้ alfalfa กระจาดขางหนังสือพิมพ์ และเศษใบไม้ ส่วนชุด 2 ขี้เลื่อย เศษไม้ และฟางข้าว โดย alfalfa กระจาดขางหนังสือพิมพ์ และฟางข้าว จะถูกเตรียมโดยหั่นและร่อนผ่านตะแกรงขนาด 4 มม. ขี้เลื่อย เศษใบไม้ จะถูกเตรียมโดยร่อนผ่านตะแกรงขนาด 2 มม. เศษไม้จะถูกเตรียมโดยหั่น ผสม และร่อนผ่านตะแกรงขนาด 2 มม.

ในการประเมินค่า inorganic substrate ซัลเฟอร์ โดยในชุดการทดลอง 3 ซัลเฟอร์ (International Sulfur, Inc., Mt. Pleasant, TX) จะร่อนผ่านตะแกรงโดยแบ่งเป็น 2 ขนาด คือ ขนาดใหญ่ 2 - 2.36 มม. และขนาดเล็ก 0.6 - 1.18 มม. โดยมีตัวแปร 3 ค่าในการทดลองเปรียบเทียบนี้ : ซัลเฟอร์ขนาดใหญ่อย่างเดียว ซัลเฟอร์ขนาดใหญ่ร่วมกับหินปูน และ ซัลเฟอร์ขนาดเล็ก ร่วมกับหินปูน โดยหินปูน(Southdown, Inc., Easton, PA) จะร่อนผ่านตะแกรงให้มีขนาดระหว่าง 0.6-1.18 มม. และถูกเติมเข้าไปเพื่อเป็น buffer

มวลของวัสดุจะถูกผสมกับทราย silica ซึ่งถูกล้างเพื่อให้มีผลกระทบจากอินทรีย์คาร์บอนที่เหลืออยู่ให้น้อยที่สุด ซึ่งส่วนผสมนี้จะถูกบรรจุใน Plexiglas column ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 6.4 ซม. ยาว 40 ซม. มีจุดเก็บตัวอย่างจากศูนย์กลางทุกระยะ 10 ซม. ตามความยาวของ column โดยมีจำนวนทั้งหมด 4 column ซึ่งจะถูกรวบรวมขึ้นสำหรับแต่ละการทดลองซึ่งรวมถึง column ซึ่งใช้เป็นตัวควบคุมด้วย ซึ่งจะบรรจุด้วยทราย silica เท่านั้น น้ำตัวอย่างที่เข้าและออกจากจุดเก็บตัวอย่างของ column จะถูกแยกจากวัสดุรองตะแกรงที่ทำจากสแตนเลสสตีล 2 ชั้น โดยตะแกรงที่จุดเข้าจะถูกกรองรับด้วย Plexiglas plate ซึ่งมีรูขนาด 0.4 ซม. เพื่อการกระจายน้ำผ่าน column ตะแกรงที่จุดออกจะถูกยึดด้วย rubber stopper และ column ทั้ง 4 นี้จะทำงานที่อุณหภูมิห้อง (22°C)

column จะถูกเติมเชื้อด้วย supernatant (ตกตะกอนที่อุณหภูมิห้องภายใน 24 ชม.) ของระบบตะกอนเร่งขั้นที่สองซึ่งมีกระบวนการ denitrification เกิดขึ้น ในการเพาะเชื้อใน column เชื้อจะถูกสูบเข้าไปใน column แบบไหลขึ้น และเวียนกลับเข้าสู่ column เป็นระยะเวลา 2 วัน

ภายหลังการเพาะเชื้อ 2 วันแล้ว, น้ำฝนสังเคราะห์จะถูกเติมลงในแต่ละ column แบบไหลขึ้นด้วยอัตราไหล 4 ซม./ชม.(2.2 มล./นาที่) น้ำฝนสังเคราะห์เตรียมขึ้นจากน้ำประปา โดยเติมไนเตรท 2.0 มก./ล.ของไนโตรเจน CaCl_2 120 มก./ล. Na_2HPO_4 0.6 มก./ล.ของฟอสฟอรัส และ pH

ปรับให้อยู่ที่ 7 (Davis และ Seagren, 1999) กำจัดคลอรีนในน้ำประปาด้วย NaHSO_3 และกำจัด O_2 ด้วย N_2 โดยจะมีค่า DO. ต่ำกว่า 2 ppm.

ผลการทดลองในแต่ชุด column โดยใช้เวลา 35-40 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาเพียงพอสำหรับระบบที่จะเข้าสู่ระยะค่อนข้างคงตัว ซึ่งมีความเกี่ยวข้องกับการกำจัดไนเตรท และเปอร์เซ็นต์การกำจัดไนเตรทโดยเฉลี่ยจะถูกคำนวณในแต่ละชุดการทดลองดังนี้

ในชุดการทดลองที่ 1 การกำจัดไนเตรทใน column ที่บรรจุ alfalfa และกระดาษหนังสือพิมพ์ เป็น 100% ในขณะที่ column ที่บรรจุเศษใบไม้ ประมาณ 60% และสำหรับชุด column ควบคุม อยู่ที่ 7% อย่างไรก็ตาม น้ำที่บำบัดแล้วจาก column ที่บรรจุ alfalfa นี้มีกลิ่นเกิดขึ้น ความขุ่นเพิ่มขึ้น (เป็น 27 NTU) และมีค่า TKN เหลืออยู่ (2-3 มก./ล. ไนโตรเจน) ในขณะที่จากชุดทดลองที่ใช้กระดาษหนังสือพิมพ์ และเศษใบไม้ จะไม่มีปัญหาเหล่านี้

ชุดการทดลองที่ 2 ซึ่งมีวัสดุที่ใช้เป็น organic electron donors คือ ชี้อ้อย ฟางข้าว และเศษไม้ ทั้งหมดนี้มีคุณสมบัติที่ดีมาก คือ กำจัดไนเตรทได้มากกว่า 95% เมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ต่ำกว่า 10% อย่างไรก็ตามตัวแปรที่ใช้วัดคุณภาพน้ำอื่น ๆ ยังไม่แน่นอน โดยเฉพาะใน column ที่บรรจุฟางข้าว มีค่า TKN เหลืออยู่สูง (0.5-1.4 มก./ล. ของไนโตรเจน) และมีค่าความขุ่นสูง (ประมาณ 16 NTU) ในชุดทดลองที่ใช้ ชี้อ้อย และเศษไม้ ยังเหลือค่า TKN ในระดับเท่าๆกัน (ประมาณ 0.3 มก./ล. ของไนโตรเจน) ในช่วง quasi-steady-state ค่าความขุ่นในชุดการทดลองที่ใช้เศษไม้ สูงกว่าที่ใช้ชี้อ้อย (ค่าเฉลี่ย 2.4 NTU เทียบกับ 0.8 NTU) อย่างไรก็ตามในระบบที่ใช้เศษไม้จะกำจัดไนเตรทได้ดีกว่าในระบบที่ใช้ชี้อ้อยตลอดช่วงการทดลอง และแสดงการกำจัดไนเตรทได้รวดเร็วกว่าตามความยาวของ column

ชุดการทดลองที่ 3 มีเพียงชุดทดลองที่ใช้ ชัลเฟอร์ขนาดเล็ก/หินปูน ที่ให้คุณสมบัติดีตลอดการทดลอง โดยกำจัดไนเตรทได้ 90% เมื่อระบบค่อนข้างคงตัวแล้ว ในชุดทดลองที่ใช้ ชัลเฟอร์ขนาดใหญ่อย่างเดียว และที่ใช้ ชัลเฟอร์ขนาดใหญ่/หินปูน กำจัดไนเตรทได้เพียง 30% เมื่อระบบค่อนข้างคงตัว ในขณะที่ชุดควบคุมกำจัดได้เพียง 10% เท่านั้น ความเข้มข้นของชัลเฟอร์ ในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วของทั้ง 3 ชุดทดลองนี้ ใกล้เคียงกันมาก เมื่อเทียบกับการกำจัดไนเตรท ไม่มีแนวโน้มที่เด่นชัดนักสำหรับข้อมูลค่าความเป็นด่าง มีค่า buffer เพียงพอไม่ว่าจะมีการเติมหินปูนหรือไม่ แม้ว่าค่าความเป็นด่างในชุดทดลองที่มี ชัลเฟอร์อย่างเดียว จะต่ำอยู่บ้างก็ตาม ซึ่งผลการทดลองนี้อ้างตามค่าความเป็นด่างในน้ำฝนสังเคราะห์ (ประมาณ 30 มก./ล. ของหินปูน) ซึ่งเพียงพอที่จะ buffer กรดที่เกิดขึ้นในการทดลองซึ่งไม่มีการเติมหินปูนนี้ ในชุดทดลองที่ใช้ ชัลเฟอร์ขนาดเล็ก/หินปูน มีค่าไนโตรเจนค่อนข้างสูง เมื่อระบบค่อนข้างคงตัว (ประมาณ 0.5-0.6 มก./ล. ของไนโตรเจน) ค่าความขุ่นต่ำ (น้อยกว่า 0.4 NTU) ในทุกชุดการทดลองที่ใช้ชัลเฟอร์

จากชุดการทดลองที่ 1 และ 2 สำหรับ organic substrate ได้แก่ alfalfa กระดาษหนังสือพิมพ์ ชีลี้อย ฟางข้าว และเศษไม้ ทั้งหมดนี้ดูเหมือนว่าจะเป็น electron donors และ carbon source ที่มีประสิทธิภาพ สำหรับการกำจัดไนเตรทจากน้ำฝน อย่างไรก็ตาม มีจุดที่ควรพิจารณาว่าคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบ bioretention อาจไม่ได้กำจัดไนเตรทออกจากระบบด้วยกระบวนการ denitrification จากค่ากำหนดนี้ กระดาษหนังสือพิมพ์ และเศษไม้ เป็นตัวเลือกที่ดีที่สุด เนื่องจากให้คุณภาพน้ำและการกำจัดไนโตรเจนที่ดีกว่า organic substrate อื่นๆ ในระบบที่ใช้ alfalfa และ ฟางข้าว ทั้งคู่ยังคงมี TKN ค่อนข้างสูง ไนเตรทกำจัดได้หมดที่ความลึก 20 ซม. และเกิด sulfate reduction อย่างชัดเจน มีค่าอธิบายต่อค่า TKN ที่ยังคงสูงนี้ว่า alfalfa และฟางข้าวมีค่าอัตรา C:N ต่ำกว่าชีลี้อย เศษไม้ และกระดาษหนังสือพิมพ์ (Rynk, 1992) ดังนั้นจึงเป็นไปได้ที่ในระบบที่ใช้ alfalfa และฟางข้าวจะเกิด ammonification มากกว่า เป็นผลให้ค่า TKN เพิ่มขึ้น เป็นที่ทราบว่าจุลินทรีย์บางชนิดรวมถึง sulfate-reducing bacteria (Hansen, 1994) สามารถ reduce ไนเตรทไปเป็นแอมโมเนีย และเป็นสาเหตุของ TKN ในน้ำที่บำบัดแล้ว กระบวนการของจุลินทรีย์นี้เกิดในสภาพไร้อากาศ เมื่อคาร์บอนที่สามารถนำไปใช้ได้มีมากเมื่อเทียบกับไนเตรทที่นำไปใช้ได้ (Tiedje และคณะ, 1982) กระบวนการ reduction ไนเตรท ไปเป็นแอมโมเนียไม่เป็นที่ต้องการในระบบ bioretention เพราะไนโตรเจนจะถูกสะสมไว้ นี่เป็นข้อคิดเห็นเชิงวิศวกรรมของระบบ bioretention สำหรับกระบวนการ denitrification เพราะระดับไนเตรทที่ค่อนข้างต่ำ ร่วมกับความจำเป็นในการเตรียม electron donor หรือ carbon source ในปริมาณที่เหมาะสมเพื่อรักษาระบบในช่วงต่อไป อย่างไรก็ตามในระยะยาวปัญหานี้จะลดลง

ผลจากชุดทดลองที่ 3 ที่ใช้ ซัลเฟอร์ มีจุดที่น่าสนใจคือ แม้ว่าซัลเฟอร์ปริมาณเท่ากันจะถูกเติมลงไปในแต่ละ column และมี buffer เพียงพอ การกำจัดไนเตรทที่ดีกว่าเกิดขึ้นใน column ที่ใช้ ซัลเฟอร์ขนาดเล็ก/หินปูน ซึ่งเป็นผลจากการที่มีพื้นที่ผิวของซัลเฟอร์ ที่นำไปใช้ได้ต่อหน่วยมากขึ้นเมื่อขนาดอนุภาคซัลเฟอร์เล็กลง จึงมีพื้นที่ผิวมากกว่า ในการสัมผัสน้ำที่มีไนเตรท และสำหรับการเจริญของจุลินทรีย์แบบ denitrifying (Liu, 1992 อ้างถึงใน Zhang และ Shan, 1999) มีความเป็นไปได้ว่าเมื่อมีค่าเวลาพักทางชลศาสตร์นานขึ้น ระบบที่มีอนุภาคขนาดใหญ่ จะมีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรทเพิ่มขึ้น (Koenig และ Liu, 1996) จากการประเมินนี้ ระบบที่ใช้ ซัลเฟอร์ขนาดเล็ก/หินปูน เป็นตัวเลือกที่ดีที่สุด แม้จะมีข้อสังเกตว่ามี ไนเตรทเหลืออยู่สูงก็ตาม ซึ่งจะต้องศึกษาต่อไป การสะสมไนเตรท เป็นลักษณะของ chemolithotrophic denitrifying bacterium *Thiobacillus denitrificans* (Baalsrud และ Baalsrud, 1954) ซึ่งอาจเป็นไปได้ที่ความเข้มข้นของไนเตรทจะลดลงถ้าระยะเวลาที่นานขึ้น (Sikora และ Keeney, 1976)

2.5.3 เศษคอนกรีต

คอนกรีตเป็นวัสดุที่ก่อรูปจากซีเมนต์ น้ำ ทราย หิน และสารเคมีเพิ่มเติม ส่วนประกอบหลักของคอนกรีตมีดังนี้

- 1) Calcareous Material เช่น หินปูน และซอลด์
- 2) Argillaceous Material เช่น (ถ้าพบในดินเหนียว และชั้นหิน)
- 3) Iron Oxide Material เช่น Iron ore หรือ Laterite

ออกไซด์ที่พบในส่วนผสมของคอนกรีต คือ

- 1) Major oxides ได้แก่ CaO SiO_2 Al_2O_3 Fe_2O_3
 - 3 CaO SiO_2 (tricalciumsilicate)
 - 2 CaO SiO_2 (dicalciumsilicate)
 - 3 CaO Al_2O_3 (tricalciumaluminate)
 - 4 CaO Al_2O_3 Fe_2O_3 (tetracalciumalumino ferrite)
- 2) Minor oxides ได้แก่ MgO Na_2O TiO_2 P_2O_5 และ gypsum

พูนศิริ ลินธุรัตน์ (2543) ศึกษาประสิทธิภาพของกระบวนการกรองที่ใช้เศษคอนกรีตเป็นสารกรองเพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 จากการศึกษาพบว่า การที่เศษคอนกรีตมีพื้นที่ผิวมากและอัตราการไหลของน้ำเข้าระบบต่ำจะทำให้โอกาสในการที่น้ำสัมผัสกับแคลเซียมคาร์บอเนตและซิลิกา มีมากขึ้น ดังนั้นน้ำที่ออกจากระบบที่ได้จึงมีค่าความเป็นสูงขึ้นจากไฮดรอกไซด์ คาร์บอเนต และไบคาร์บอเนต

2.5.4 ถ่านเคลือบไคโตแซน (Chitosan-coated Charcoal)

ถ่านเคลือบไคโตแซนที่ใช้ในงานวิจัยนี้บรรจุในถังกรองที่ 3 และ 4 ซึ่งมีการเติมอากาศ ดังนั้นกลไกการกำจัดจะเป็นการกรองแบบใช้อากาศ

ถ่านกัมมันต์

ถ่านกัมมันต์มีโครงสร้างเป็นกลุ่มของคาร์บอน ซึ่งมีลักษณะคล้ายกราฟไฟท์ แต่แตกต่างกันที่พื้นที่ผิวภายในที่มากมายของถ่านกัมมันต์ ซึ่งโครงสร้างของถ่านกัมมันต์นี้เป็นไมโครคริสตัลไลต์ (Microcrystallites) ประกอบด้วยวงแหวนหกเหลี่ยมด้านเท่าของอะตอมคาร์บอนผสมกัน

ถ่านกัมมันต์มีคุณสมบัติบางประการที่จำเป็นสำหรับการบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะอย่างยิ่งคือ พื้นที่ผิว ความพรุน และโครงสร้างทางเคมี ซึ่งถ่านที่มีวัสดุพื้นฐานเป็นคาร์บอนนี้มีพื้นที่ผิว และ

ความพรุนสูง ซึ่งพื้นที่ผิวมีความสัมพันธ์กับขนาด และรูของ ความพรุน ซึ่งมีค่าแตกต่างกันขึ้นอยู่กับ อุณหภูมิ และการออกซิไดซ์ของวัสดุระหว่างกระบวนการแอดดิเวชัน

โดยปกติถ่านกัมมันต์ทั่วไปมีพื้นที่ผิวอยู่ระหว่าง 450-1500 m^2/g และมีปริมาตรความพรุนอยู่ในช่วงระหว่าง 0.5-1.5 ml./g. (Faust และ Aly, 1987) ซึ่งถ่านกัมมันต์แต่ละชนิดมีพื้นที่ผิวที่แตกต่างกัน อย่างไรก็ตามพื้นที่ผิวจริงที่ใช้ในการดูดติดผิวสารประกอบอินทรีย์จากน้ำเสียขึ้นอยู่กับสารที่ถูกดูดติด

Kitsuwannakul (1988) ศึกษากระบวนการ Biocarbon Filter โดยคอลัมน์ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 15 ซม. สูง 1.40 ม. จำนวน 2 ชุด จะถูกบรรจุด้วยตัวกลาง ถ่านกัมมันต์ขนาด 0.74 มม. แอนทราไซต์ขนาด 2.00 มม. และ กรวดขนาด 4.00 มม. น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียชุมชนภายใน A.I.T. ซึ่งผ่านการตกตะกอนมาเป็นระยะเวลา 1 ชม. โดยมีคุณสมบัติดังนี้ pH 7.6 ความขุ่น 30 NTU. SS 0.09 มก./ล. COD 144 มก./ล. BOD 67 มก./ล. NO_2-N 0.03 มก./ล. NO_3-N 0.12 มก./ล. NH_3-N 10 มก./ล. Org-N 5 มก./ล. TKN 13 มก./ล. Ortho-P 2.0 มก./ล. และ TP 2.3 มก./ล. โดยมีค่าสัดส่วน BOD:N:P เป็น 30:6:1

น้ำเสียชุมชนภายใน A.I.T. ซึ่งผ่านการตกตะกอน 1 ชม. นี้ จะถูกป้อนเข้าสู่คอลัมน์แบบกึ่งต่อเนื่อง โดยมีค่าภาระบรรจุทุกชดศาสตร์ 20-40 m^3/m^2 -วัน ซึ่งใกล้เคียงกับค่าที่ใช้สำหรับในระบบตกตะกอนเร่ง และระบบโปรยกรอง พบว่าค่าภาระบรรจุทุกชดศาสตร์ที่เหมาะสมที่สุด คือ 35.34 m^3/m^2 -วัน ค่าอัตราการเติมอากาศที่เหมาะสมที่สุด คือ 0.50 ลิตร/นาที่ ที่ STP ซึ่งวัดค่าออกซิเจนละลายได้ 5-7 มก./ล. กระบวนการนี้ใช้เวลาพักน้ำ 10-15 นาที ความลึกของชั้นตัวกลาง Biocarbon มีผลต่อค่าไนโตรเจนแต่ไม่มีนัยสำคัญ

สำหรับกระบวนการ Biocarbon แบบไหลลง ที่ใช้ตัวกลางถ่านกัมมันต์ขนาด 0.74 มม. กำจัด COD และ BOD_5 ได้ 85-90% TKN 65% และ TP 40-50% ตามลำดับ การดูดติดผิวของถ่านกัมมันต์ 0.15 มก./ล. ถ่านกัมมันต์ ค่า COD และ BOD_5 ของน้ำที่บำบัดแล้ว คือ 10-30 มก./ล. และ 20 มก./ล. ตามลำดับ

สำหรับกระบวนการ Biocarbon แบบไหลลง ที่ใช้ตัวกลางแอนทราไซต์ขนาด 2.00 มม. จะกำจัด COD และ BOD_5 ได้ 85% TKN 65% และ TP 40% ตามลำดับ โดยตัวกลางแอนทราไซต์ พบว่าเป็นตัวกลางที่มีรูปร่างเสถียรมากกว่า ดูดซับได้ดีกว่า และมีประสิทธิภาพในการหยุดพักระบบดีกว่า

ไคโตแซน

ไคโตแซนและไคตินจัดอยู่ในหมวดของโพลีเมอร์ชีวภาพซึ่งเป็นกลุ่มเดียวกับพวกเซลลูโลส ซึ่งมีอยู่มากมาย แม้ไคตินและไคโตแซนจะเป็นโพลีเมอร์ชีวภาพในกลุ่มเดียวกันก็ตาม คือ

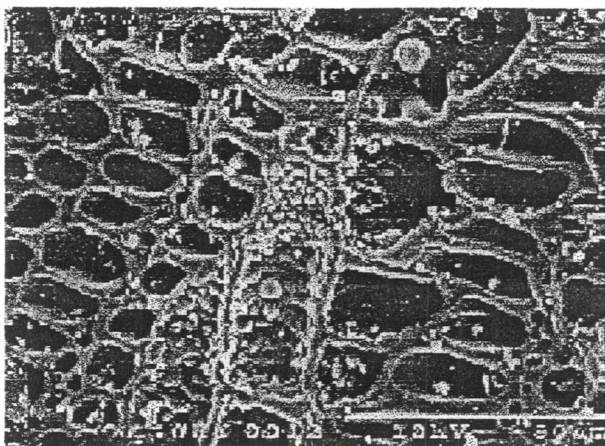
คาร์โบไฮเดรต แต่มีคุณสมบัติทางเคมีที่ต่างกันในส่วนขององค์ประกอบ ซึ่งทำให้ไคตินและไคโตแซนมีคุณสมบัติทางเคมี และกายภาพที่คล้ายกันและแตกต่างกันจากเซลลูโลส

ไคโตแซน (Chitosan) เป็นสารโพลีเมอร์ประจุบวกซึ่งเป็นอนุพันธ์ของไคตินที่เกิดจากการแยกหมู่อะซิติก (Deacetylation) ออกจากไคตินเกิดเป็นหมู่อะมิโนอิสระที่สามารถจับโปรตอนและทำให้โพลีเมอร์ที่ได้มีประจุรวมเป็นบวก ด้วยเหตุนี้ไคโตแซนจึงมีคุณสมบัติที่ละลายได้ในสารละลายหลายชนิด ซึ่งมีพีเอชในช่วงที่เป็นกรดต่ำกว่า 5.5 และทำให้การใช้ประโยชน์ของไคโตแซนสูงกว่าของไคติน

คุณสมบัติของไคตินและไคโตแซน ไคตินบริสุทธิ์จะมีสีขาวไม่ละลายน้ำ กรดอ่อน ต่างอ่อน ต่างแก่ และตัวทำละลายอินทรีย์ส่วนใหญ่ แต่ละลายในกรดฟอสฟอริกบริสุทธิ์ สารละลายไฮโปคลอไรต์ และกรดแอมโมเนียม นอกจากนี้ยังพบว่าสารละลาย N,N-dimethylacetamide (DMAC)-5% SicL และ N-methyl-2-pyrrolidone(NMP)-5% LiCl สามารถละลายไคตินโดยไม่มีผลทำลายโครงสร้างของไคติน ไคโตแซนสามารถละลายได้ในสารละลายหลายชนิด ได้แก่ สารละลายกรดอินทรีย์เจือจาง เช่น กรดฟอสฟอริก กรดอะซิติก กรดไพโรพิโอนิก กรดออกซาลิก กรดมาโลนิก กรดซัคซินิก กรดอะดิพิก กรดแลคติก กรดไพรูวิก กรดมาลิก กรดทาร์ทาริก และกรดซิตริก นอกจากนี้สามารถละลายในกรดไนตริก กรดไฮโปคลอริกเจือจาง และกรดเปอร์คลอริก และละลายได้เล็กน้อยในกรดฟอสฟอริก แต่ไม่ละลายในกรดซัลฟูริก ไคโตแซนไม่ละลายน้ำ แต่สามารถละลายได้ในรูปเกลือของกรดหลายชนิด ยกเว้นเกลือซัลเฟต และเกลือซัลไฟท์ ไคโตแซนไม่ละลายในตัวทำละลายอินทรีย์ทั่วไป แต่ละลายในสารพอลิออลที่มีสภาพเป็นกรด เช่น ละลายในส่วนผสมระหว่างกลีเซอรอลและน้ำ(3:1) ที่มีกรดอะซิติกเข้มข้นร้อยละ 1.0 คุณสมบัติอีกประการหนึ่งของสารละลายไคโตแซน คือ ความหนืดซึ่งจะมีค่ามากหรือน้อยขึ้นกับปัจจัยหลายประการ เช่น น้ำหนักและโครงสร้างของโมเลกุล อัตราส่วนความเข้มข้นระหว่างไคโตแซนและกรด เป็นต้น

ถ่านเคลือบไคโตแซน

จากงานวิจัยของ Matsumoto (1997) ซึ่งศึกษาระบบ Natural Circulation System กล่าวว่า ได้มีการพัฒนาถ่านเคลือบไคโตแซนเพื่อเพิ่มแหล่งจุลชีพในระบบ โดยจากการตรวจสอบยืนยันว่าโพรงขนาดเล็กมากของถ่านเคลือบไคโตแซนเป็นแหล่งยึดเกาะของจุลชีพ และใช้เป็นเกราะป้องกันจากโปรโตซัว ในขณะที่จุลชีพไม่สามารถยึดเกาะได้อย่างมีประสิทธิภาพกับถ่านที่ไม่มีการเคลือบไคโตแซน



ภาพที่ 2.5 จุลชีพในโพรงของถ่านเคลือบโคโคเดแซน (Matsumoto, 1997)

2.5.5 ถ่าน (Ordinary Charcoal)

กระบวนการเป็นการกรองและการดูดติดผิว เพื่อป้องกันกลิ่น สารแขวนลอย สารอินทรีย์ที่หลงเหลืออยู่ และจุลชีพที่จะหลุดออกมา

Condren (1990) ได้ศึกษาถึงกรองชีวภาพเดิมอากาศ โดยใช้ตัวกลาง 2 ชนิด คือ แอคติเวตเต็ดคาร์บอนและไบโอดาไมนซึ่งเป็นพวกดินเหนียวแข็ง และอ้างถึง OTV สามารถสรุปได้ดังนี้

1. ถังกรองชีวภาพเดิมอากาศที่ใช้แอคติเวตเต็ดคาร์บอนเป็นตัวกลาง จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ได้ดีกว่าที่ใช้ไบโอดาไมนเป็นตัวกลาง
2. ขนาดตัวกลางมีผลต่อบีโอดีและของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้ง การใช้สารตัวกลางขนาดเล็กจะมีประสิทธิภาพในการลดสารอินทรีย์ และของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าตัวกลางขนาดใหญ่ แต่ก็ต้องมีอัตราล้างย้อนที่มากกว่า
3. ขนาดตัวกลางมีผลต่อปริมาตรช่องว่างในชั้นตัวกลาง ซึ่งเป็นแหล่งเก็บตะกอนแขวนลอยที่เกิดจากการเจริญของจุลชีพในระบบ

2.6 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

ขจร สมสาย (2538) ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ถังปฏิริยาแบบตัวกลางพลาสติกจมน้ำใช้ออกซิเจน-น้ำไหลขึ้น ความสูงของตัวกลางพลาสติกในถังปฏิริยา 4 ระดับ คือ ไม่มีตัวกลางพลาสติก มีตัวกลางพลาสติกในถังปฏิริยาสูงร้อยละ 25 50 และ 75 ของความสูงถังปฏิริยา โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณบรรทุกของสารอินทรีย์ระหว่าง 0.66-0.91 กรัมซีโอดี/ลิตร/วัน และการเก็บข้อมูลจะเก็บเป็นครั้งไม่ต่อเนื่องกัน

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการลดปริมาณสารอินทรีย์ของชุดทดลองที่ 1 2 3 และ 4 มีค่าร้อยละ 88.65 89.50 92.42 และ 92.52 ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการลดของแข็ง

แขวนลอยร้อยละ 84.65 84.73 86.73 และ 87.42 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ในเกณฑ์มาตรฐานของระบบแบบตะกอนเร่งทั่วไป เมื่อพิจารณาผลของความสูงตัวกลางพบว่าทำให้ประสิทธิภาพของระบบเพิ่มขึ้น โดยในถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางร้อยละ 50 และร้อยละ 75 จะมีประสิทธิภาพสูงกว่าในถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลาง และมีตัวกลางร้อยละ 25 อย่างมีนัยสำคัญ

วิชัย ชินบุรพา (2538) ศึกษาประสิทธิภาพของถังกรองไร้อากาศที่มีตัวกลางเป็นหิน เศษคอนกรีต และพลาสติก เพื่อนำมาใช้ร่วมกับน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ โดยใช้ท่อพีวีซี ขนาด 5 นิ้ว สูง 1.20 ม. บรรจุตัวกลางแบบเต็มถึง น้ำเสียสังเคราะห์ค่าซีไอดี 300 มก./ล. ทดลองที่ระยะเวลาพักน้ำ 9 และ 12 ชม. คิดเป็นออร์แกนิกโหลดตั้ง 0.80 และ 0.60 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน พบว่าประสิทธิภาพในการลดค่าซีไอดีสูงสุดเกิดที่ระยะเวลาพักน้ำ 12 ชม. โดยตัวกลางหิน เศษคอนกรีต และพลาสติก มีค่าใกล้เคียงกันเท่ากับร้อยละ 92.6 92.2 และ 93.2 ตามลำดับ ค่าใช้จ่ายต่อกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัดมีค่าต่ำสุดที่เวลาพักน้ำ 12 ชม. โดยตัวกลางเศษคอนกรีตมีค่าต่ำสุดเท่ากับ 11.14 บาท/กรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด ตัวกลางพลาสติกมีค่าสูงสุด 73.05 บาท/กรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด สำหรับตัวกลางหินจะมีค่า 18.21 บาท/กรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัดของตัวกลางพลาสติกมีค่าสูงสุด 0.344 ลิตร/ กรัมซีไอดีที่ถูกกำจัด ที่เวลาพักน้ำ 9 ชม. และเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนเท่ากับ 66.85

วีระพันธ์ วัฒนวีระเดช (2539) ศึกษาความเป็นไปได้ของถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่สำหรับบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ถึงปฏิกริยาที่ใช้เส้นผ่านศูนย์กลาง 15 ซม. ใช้ทรายขนาด 2 มม. ถึง 4 มม. และถ่านแอนทราไซท์ขนาด 0.8 มม. ถึง 2 มม. เป็นตัวกลางสารกรอง ตัวกลางมีปริมาตร 30 ลิตร การหมุนเวียนล้างตัวกลางจะกระทำทุก 6 ชั่วโมง สำหรับอัตราการล้างตัวกลาง 2 และ 5 วัน และกระทำทุก 3 ชั่วโมง สำหรับอัตราการหมุนเวียนล้างตัวกลาง 0.5 และ 1 วัน เพื่อจำลองการล้างตัวกลางแบบต่อเนื่อง โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ควบคุมที่ค่าภาระสารอินทรีย์ 1 2 5 และ 10 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราล้างตัวกลาง 2 วัน และใช้ค่าอัตราการล้างตัวกลาง 0.5 1 2 และ 5 วัน ที่ภาระสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน การทดลองทั้งหมดควบคุมให้ค่าภาระบรรทุกทางน้ำเท่ากับ 2 ม./ชม. ทำให้ค่าเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลางเท่ากับ 51 นาที

พบว่าถังกรองชีวภาพที่ใช้ถ่านแอนทราไซท์เป็นตัวกลาง เมื่อควบคุมอัตราการล้างตัวกลาง 2 วัน ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 5 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน น้ำเสียซีไอดีเข้า 170 มก./ล. ได้ซีไอดีน้ำทิ้ง 15.70 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี 91% ตะกอนแขวนลอยน้ำทิ้งไม่เกิน 14 มก./ล. ทำให้ไม่ต้องมีถังตกตะกอน และเมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 2 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน สามารถใช้อัตราล้างตัวกลาง 5 วัน น้ำเสียซีไอดีเข้า 70 มก./ล. ได้ซีไอดีน้ำทิ้ง 5 มก./ล. ประสิทธิภาพ

ภาพการกำจัดซีโอดี 92% ตะกอนแขวนลอยน้ำทิ้ง 5.33 มก./ล. ระบบไม่ต้องมีถังตกตะกอน ระบบมีอัตราการทิ้งของแข็งประมาณ 0.45 กก.เอสเอส/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด ความสัมพันธ์ระหว่าง ค่าอายุตะกอนและอัตราการหมุนเวียนล้างตัวกลางดังสมการ $\theta_c = 0.273\theta_m + 0.0819$

สัญญาวัล อิงคภาคย์ (2539) ศึกษาความเป็นไปได้ในการลดซีโอดีและสี ออกจากน้ำชะมูลฝอยด้วยกระบวนการดูดติดผิวโดยใช้ถ่านกัมมันต์ ถ่านไม้ และถ่านแกลบ โดยศึกษาลักษณะทางกายภาพของสารดูดติดผิว การทดลองแบบแบทช์ทดสอบไอโซเทอมการดูดติดผิว และการทดลองแบบต่อเนื่องศึกษาความสามารถการดูดติดผิวโดยใช้ถ่านดูดติดผิวแบบแห้ง ป้อนน้ำเสียแบบไหลลงเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.03 ม. ความสูง 3 ม. ความสูงชั้นสารดูดติดผิว 0.3 0.6 0.9 และ 1.2 ม. ใช้ น้ำชะมูลฝอยจริง ความเข้มข้นซีโอดีเริ่มต้น 250 500 750 และ 1,000 มก./ล. และที่ความเข้มข้นซีโอดีเริ่มต้นของน้ำเสียจริง และอัตราการระบรทุกทางน้ำ 0.15 0.30 0.6 และ 1.2 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-ชม}$.

ผลการทดลองพบว่าถ่านไม้ และถ่านแกลบ ไม่มีความเป็นไปได้ทางวิศวกรรม เนื่องจากความสามารถในการดูดติดผิวซีโอดีและสีต่ำ ส่วนถ่านกัมมันต์มีความเป็นไปได้ทางวิศวกรรม โดยประสิทธิภาพเริ่มต้นสามารถลดซีโอดี และสี อยู่ในช่วง 78-89 เปอร์เซ็นต์ และ 37-96 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-ชม}$. ตามลำดับ ในการทดลองที่ชั้นความสูงถ่านกัมมันต์ 1.2 เมตร อัตราการระบรทุกทางน้ำ 0.15 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-ชม}$. ความเข้มข้นซีโอดีเริ่มต้น 250 มก./ล. มีความสามารถในการลดซีโอดี และสีสูงสุด โดยมีประสิทธิภาพเริ่มต้นของการลดซีโอดี และสี เท่ากับ 97 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-ชม}$. และ 96 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-ชม}$. ตามลำดับ

โรมรัน ว่องวิไลรัตน์ (2542) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูงด้วยระบบถังกรองไร้อากาศชนิดไฮบริดบรรจุตัวกลางพลาสติกโพลีเอทิลีน ใช้ถังกรองไร้อากาศพีวีซีใส่ทรงระบอบกจำนวน 2 ชุด สูง 2.80 เมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.07 ม. ตัวกลางพลาสติกโพลีเอทิลีนขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 70 มม. สูง 22 มม. เปอร์เซ็นต์ช่องว่าง 90% และพื้นที่ผิว $109\text{m}^2/\text{m}^3$ ของตัวกลาง ซึ่งลอยครั้งถึงตอนบนของถังกรอง ความสูงของชั้นตัวกลาง 1.25 ม. ป้อนน้ำเสียเป็นแบบไหลขึ้น น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้มีค่าซีโอดี 5500 มก./ล. ตัวแปรอิสระคืออัตราการป้อนน้ำเสีย 7.5 10 15 และ 30 ลิตร/วัน คิดเป็นอัตราการอินทรีย์ 3.67 4.89 7.33 และ 14.67 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ร้อยละ 96 72 64 และ 44 ตามลำดับ ที่เอชน้ำทิ้ง 7.05 6.88 6.80 และ 6.41 ตามลำดับ ไออาร์พี -315 -303 -319 และ -308 มิลลิโวลท์ ตามลำดับ ตะกอนแขวนลอย 782 796 1080 และ 1198 มก./ล. ตามลำดับ ความเป็นด่าง 1432 1360 1229 และ 1477 มก./ล.-หินปูน กรดระเหยง่าย 428 583 615 และ 935 มก./ล.กรดอะซิติก ปริมาณก๊าซที่ผลิตได้ 9.2 24.7 29 และ 38.9 ลิตร/วัน ตามลำดับ ก๊าซมีเทน 57.6 52.9 50.2 และ 50.3% ตามลำดับ อัตราการผลิตก๊าซมีเทน 0.12 0.24 0.24 และ 0.27 ลิตร/กรัมซีโอดีที่ถูก

กำจัด ตามลำดับ สรุปได้ว่าถังกรองไร้อากาศชนิดไฮบริดจะมีประสิทธิภาพสูงเมื่อมีค่าอัตราการอินทรีย์ต่ำ และเชื่อว่าตัวกลางช่วยป้องกันตะกอนจุลชีพไม่ให้เกิดจากระบบ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงขึ้นเมื่อทำการทดลองที่อัตราการอินทรีย์ต่ำกว่า 14.67 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

พูนศิริ สิ้นธุรัตน์ (2543) ศึกษากระบวนการกรองที่ใช้เศษคอนกรีตเป็นสารกรองเพื่อปรับปรุงคุณภาพน้ำทิ้งชุมชนที่ผ่านการบำบัดขั้นที่ 2 จากอาคารวิทยกิตติ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ถังกรองบรรจุเศษคอนกรีตบดน้ำเสียแบบไหลลง เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.044 ม. ความสูงคอลัมน์ 2.5 ม. ตัวแปรคือ ขนาดเศษคอนกรีต(0.4-0.6 มม. 0.7-1.2 มม. และ 1.6-2.0 มม.) อัตราการไหลของน้ำ(1 5 และ 10 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม.) และ ระดับความลึกของชั้นสารกรอง(0.5 1.0 และ 1.5 ม.)

พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่เหมาะสมที่สุด เมื่อใช้เศษคอนกรีตขนาด 1.6-2.0 มม. อัตราการไหลของน้ำเสีย 5 ลบ.ม./ตร.ม.-ชม. และความลึกของชั้นเศษคอนกรีต 1.5 ม. ปริมาณน้ำที่กรองได้ 46.8 ลิตร ที่เวลาเดินระบบ 6 ชม. โดยพีเอชของน้ำทิ้ง 8.4 และสามารถลดของแข็งแขวนลอย ซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรเจนทั้งหมด ไนเตรท และฟอสฟอรัสทั้งหมด ได้เฉลี่ยร้อยละ 89.3 46.8 24.2 22.7 49.4 และ 53.6 ตามลำดับ ดังนั้นเศษคอนกรีตซึ่งเป็นวัสดุเหลือใช้และหาได้ง่ายในท้องถิ่น สามารถใช้กำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งชุมชน มีความเป็นไปได้สูงสำหรับนำมากำจัดไนเตรท และฟอสฟอรัสทั้งหมด

วชิรา สันพนวัฒน์ (2543) ศึกษาความเป็นไปได้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียโดยถังกรองชีวภาพแบบไหลลง ที่ใช้เปลือกหอยขนาด 5-10 มม. ความหนาแน่น 2.52 กรัม/ลบ.ชม. เป็นตัวกลาง น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ ซีโอดีประมาณ 300 มก./ล. และควบคุมอัตราส่วนซีโอดี:ไนโตรเจน:ฟอสฟอรัส ให้ใกล้เคียงน้ำเสียชุมชนประมาณ 300:40:10 ตลอดการทดลอง

การทดลองแบ่งเป็น 5 ชุด โดยชุดที่ 1 และ 2 ความสูงชั้นตัวกลาง 2 และ 1.5 ม. ตามลำดับ ความเร็วการไหลลงน้ำเสีย 0.62 ม./ชม. พบว่าถ้าต้องการควบคุมระบบให้รับภาระบรรทุกอินทรีย์เพิ่มขึ้นได้ ต้องใช้ความสูงชั้นตัวกลาง 1.5 ม. ซึ่งยังคงประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีไว้ได้ร้อยละ 97 และ 95 กำจัดที่เคเอ็นร้อยละ 96 และ 90 และกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ร้อยละ 30 และ 28 ส่วนชุดที่ 3-5 ใช้ความสูงชั้นตัวกลาง 1.5 ม. แต่แปรผันความเร็วการไหลลงน้ำเสียเป็น 1.08 1.54 และ 2 ม./ชม. ได้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี 95 88 และ 80 ตามลำดับ กำจัดที่เคเอ็นได้ร้อยละ 54 24 และ 19 ตามลำดับ และกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้ร้อยละ 23 23 และ 18 ตามลำดับ แสดงว่าการเพิ่มภาระบรรทุกอินทรีย์จาก 3 ถึง 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ยังคงรักษาการกำจัดซีโอดีสูงไว้ได้แต่อัตราการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดลดลงอย่างเห็นได้ชัด สรุปได้ว่าสามารถนำเปลือกหอยเป็นตัวกลางในถังกรองชีวภาพในการกำจัดซีโอดีได้เช่นเดียวกับการใช้ตัวกลางชนิดอื่น