



ทบทวนเอกสาร

2.1 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่สลับกับถังกรอง

กระบวนการถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ (Moving Bed Reactor) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาแบบใช้อากาศ ถูกคิดค้นขึ้นครั้งแรกที่ประเทศนอร์เวย์ (Rusten และคณะ, 1998)

กระบวนการนี้ทำงานอย่างต่อเนื่อง โดยจุลินทรีย์ที่เติบโตเกาะติดบนตัวกลางเป็นฟิล์มบางๆ เรียกว่า ฟิล์มจุลินทรีย์ (biofilm) จะเคลื่อนที่ไปพร้อมกับน้ำภายในถังปฏิกรณ์โดยการเป่าอากาศ ตัวกลางที่ใช้โดยทั่วไปมีรูปร่างเป็นทรงกระบอกสังเคราะห์ขึ้นจากโพลีสไตรีน โดยมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายนอก 10-15 มิลลิเมตร มีค่าความถ่วงจำเพาะ 0.95 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร มีค่าความพรุนมากกว่าร้อยละ 90 ทำให้ความดันน้ำสูญเสียมีค่าต่ำ เป็นผลให้ระยะเวลาในการกรองยาวนาน (Odegaard และคณะ, 1994) เนื่องจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ที่เป็นระบบจุลินทรีย์ที่เกาะติดผิวตัวกลางจึงมีปริมาณจุลินทรีย์มากกว่าระบบจุลินทรีย์แบบแขวนลอย ทำให้สามารถลดพื้นที่ในการติดตั้งและมีระยะเวลาที่น้ำเสียสั้น (Chui และคณะ, 1996)

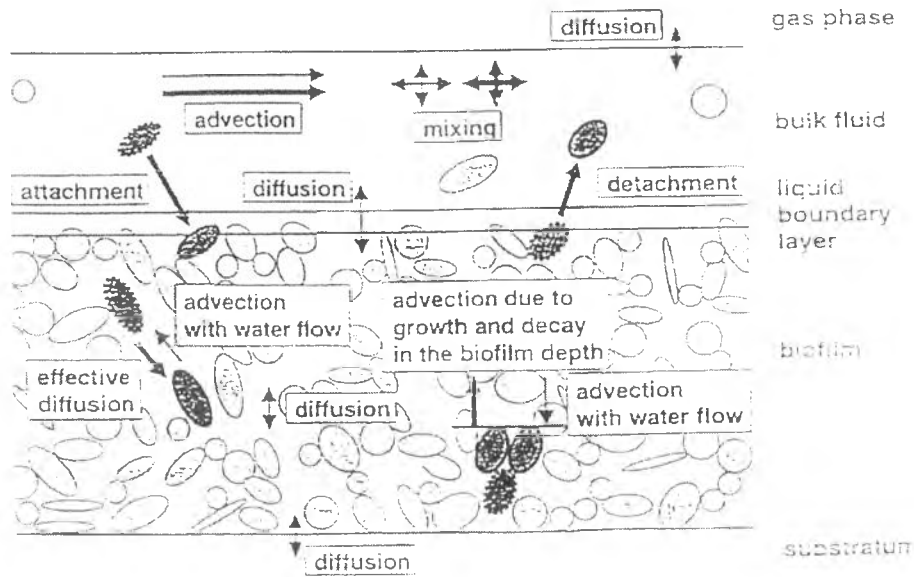
เทคโนโลยีฟิล์มจุลินทรีย์เกาะติดผิวตัวกลางนี้นำไปประยุกต์ในการบำบัดน้ำเสียขั้นที่ 2 ของน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม เพื่อกำจัดสารประกอบอินทรีย์และแอมโมเนีย เช่นเดียวกับการเกิดไนตริฟิเคชันในการบำบัดน้ำเสียขั้นที่ 3 (Tertiary Nitrification) ระบบที่ประกอบด้วยจุลินทรีย์ที่เกาะติดตัวกลางและที่แขวนลอยเป็นระบบที่มีปริมาณจุลินทรีย์มากสามารถช่วยยกระดับระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge Systems) ในโรงบำบัดน้ำเสียชุมชน (Mohamed และคณะ, 1998)

น้ำที่ผ่านการเติมอากาศจากถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่แล้วจะไหลไปสู่ถังกรอง เมื่อบำบัดน้ำเสียไประยะหนึ่งจะเกิดการสะสมตะกอนแขวนลอยในชั้นตัวกลางในถังกรองทำให้ถังกรองเกิดการอุดตันจึงจำเป็นต้องสลับการทำงานระหว่างถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่กับถังกรอง โดยถ่ายน้ำใสส่วนบนของถังกรองและทำการล้างย้อนที่ถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่เพื่อรวบรวมน้ำที่เกิดจากการล้างย้อนส่วนนี้กลับไปถังกรองที่กำลังจะสลับเป็นถังปฏิกรณ์เพื่อเป่าอากาศใหม่อีกครั้ง ส่วนตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่บางส่วนจะถูกนำไปทิ้งเพื่อควบคุมค่าอายุตะกอน (Sludge Age)

2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบจุลินทรีย์ยึดติดตัวกลาง

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบจุลินทรีย์ยึดติดตัวกลางเริ่มได้รับความนิยมในการใช้งานมากขึ้น เนื่องจากลักษณะของฟิล์มจุลินทรีย์ที่มีมวลจุลินทรีย์ความเข้มข้นสูงทำให้สามารถรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้มาก และมีคุณภาพน้ำทิ้งดีโดยไม่ต้องมีการแยกของแข็งออก

ลักษณะการใช้สารอินทรีย์ในผิวของชั้นฟิล์มจุลินทรีย์สามารถแสดงได้ในรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 กระบวนการเคลื่อนย้ายภายในผิวชั้นฟิล์มจุลินทรีย์แบบหลายพันธ์ (Wanner และ Reichert, 1995 อ้างถึงใน รัชพล, 2540)

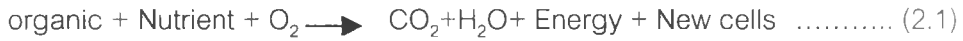
ในกระบวนการแบบยึดติดตัวกลางนี้ สามารถแบ่งเป็นอีก 2 กระบวนการ ได้คือ

2.2.1 กระบวนการที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Aerobic Process)

เป็นการถ่ายเทมวลสารอินทรีย์กับออกซิเจนบนพื้นผิวที่แตกต่างกัน(Heterogenous Nature) ระหว่างผิวฟิล์มจุลินทรีย์ ซึ่งเป็นมวลจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนตัวกลางกับผิวของเหลวโดยรอบ ดังแสดงในรูป 2.2 โดยมีขั้นตอนดังนี้

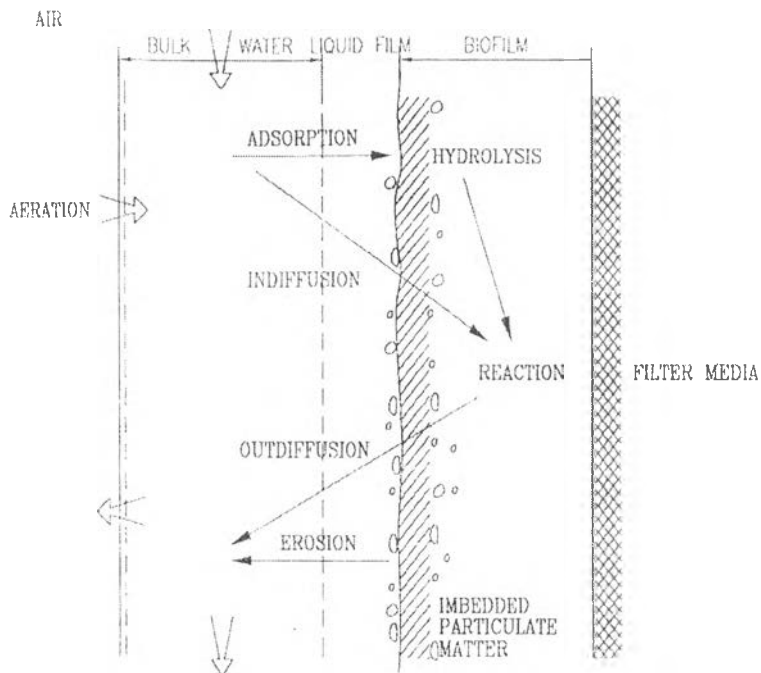
1. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลาย จะถ่ายเทจากชั้นของเหลวไปยังเขตร่วม (interface) ระหว่างชั้นของเหลวและฟิล์มจุลินทรีย์
2. สารอินทรีย์และออกซิเจนละลายผ่านเขตร่วมไปยังชั้นของฟิล์มจุลินทรีย์
3. จุลินทรีย์ในชั้นฟิล์มจุลินทรีย์จะทำการใช้สารอินทรีย์และออกซิเจนทำให้เกิดผลผลิตคือ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ พลังงาน และเซลล์ใหม่ดังสมการที่ 2.1

bacteria

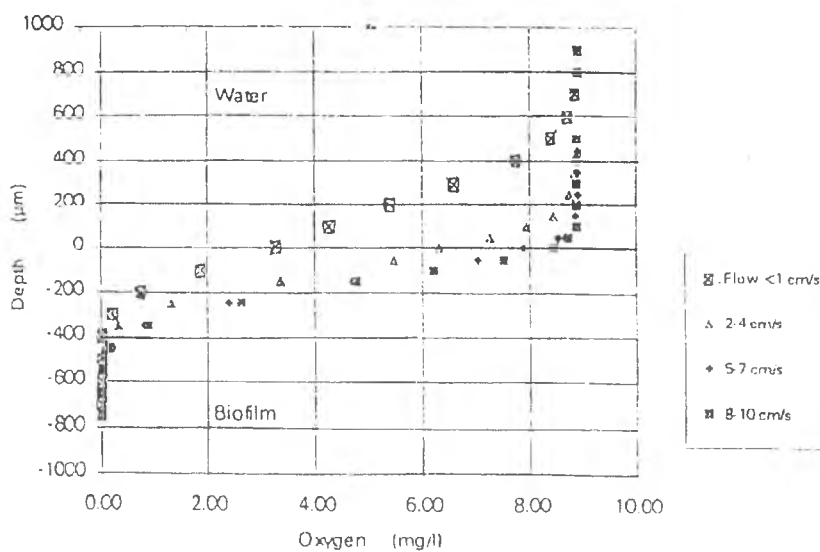


4. ผลผลิตที่ได้ (ยกเว้นเซลล์ใหม่ที่จะเกาะตัวหนาขึ้น) จะถูกถ่ายเทออกจากเขต
 ร่วมไปยังชั้นของเหลว

ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในผิวฟิล์มจุลินทรีย์ชั้นนอกจะเป็นส่วนที่ออกซิเจน
 สามารถแพร่ผ่านชั้นผิวเข้าไปก็จะเป็นจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายและส่วนชั้นที่อยู่ลึก
 เข้าไปในผิวฟิล์มที่ออกซิเจนแพร่ผ่านเข้าไปไม่ถึงจะเป็นจุลินทรีย์ชนิดที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อย
 สลาย ซึ่งแสดงความสามารถในการละลายของออกซิเจนแพร่ผ่านผิวฟิล์มชีวภาพได้ ในรูปที่ 2.3
 โดยปฏิกิริยาการย่อยสลายโดยใช้ออกซิเจนจะเร็วกว่าแบบที่ไม่ใช้ออกซิเจน ทำให้อัตราการย่อยสลาย
 จะเป็นแบบใช้ออกซิเจน อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จึงขึ้นกับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในชั้นแอโร
 บิคเป็นส่วนใหญ่ ความหนาของชั้นแอโรบิกนี้เรียกว่า ความหนาประสิทธิผล (effective depth)
 ขึ้นกับองค์ประกอบต่างๆ ได้แก่ ความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำ
 ความหนาแน่นจุลินทรีย์ และอัตราดูดซึมสารอินทรีย์ (substrate uptake rate)

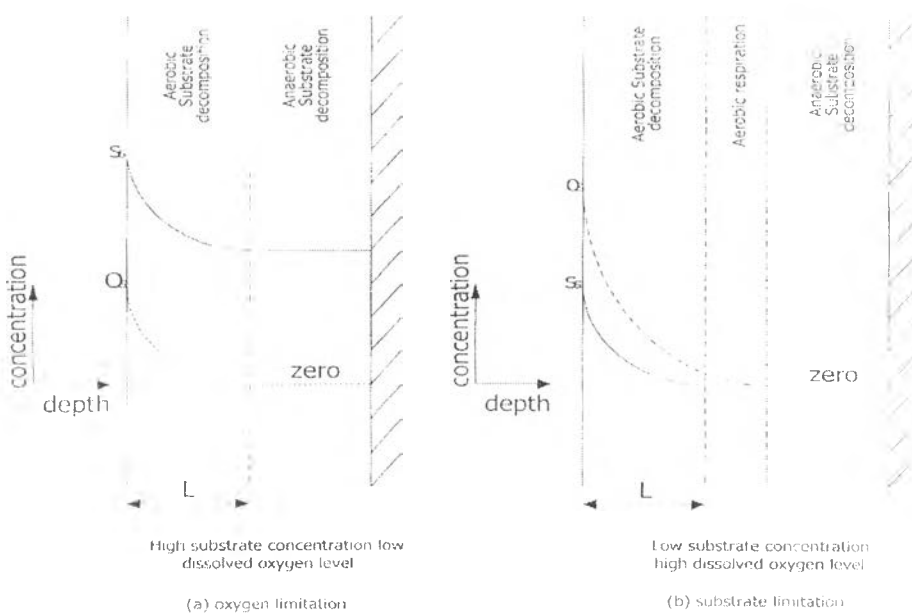


รูปที่ 2.2 แสดงปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นของการย่อยสลายสารอินทรีย์ทั้งในชั้นของเหลว
 และชั้นฟิล์มชีวภาพ (Arvin และ Harremoos, 1990)



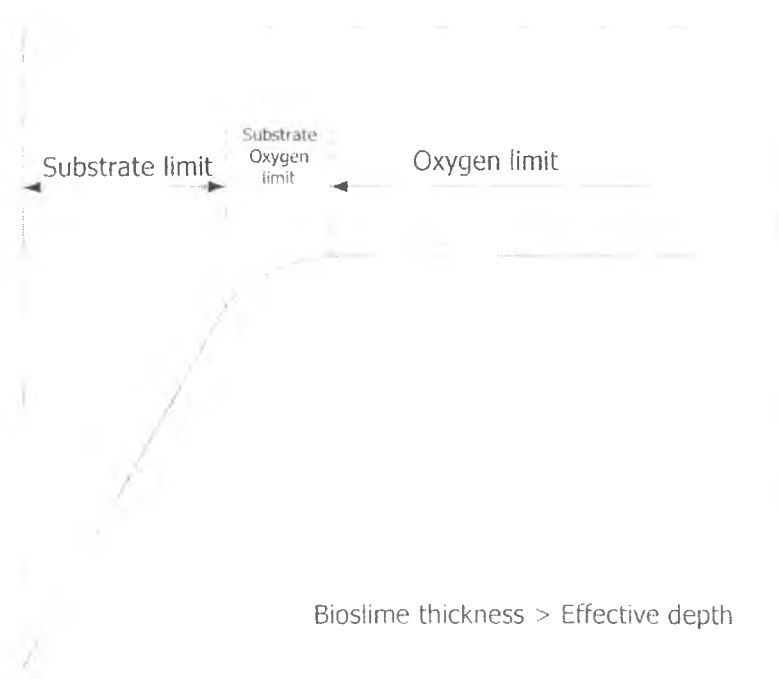
รูปที่ 2.3 ค่าระดับออกซิเจนในชั้นของเหลวและชั้นฟิล์มจุลินทรีย์แบบออกโตโทรบ-เฮเทอโรโทรบภายใต้ความเร็วในการไหลที่แตกต่างกัน (Horn, 1992)

2.2.1.1 ความหนาประสิทธิผล ลักษณะชั้นเมือกจุลินทรีย์ที่มีความหนามากอาจแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ แอโรบิก (Aerobic layer) และแอนแอโรบิก (Anaerobic layer) ดังแสดงในรูปที่ 2.4



รูปที่ 2.4 ลักษณะชั้นเมือกจุลินทรีย์ในกรณีความเข้มข้นสารอินทรีย์และออกซิเจน (Tomlinson และ Snaddon, 1966 อ้างถึงใน ศุภมิตร, 2533)

2.2.1.2 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจน ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียแบบใช้ออกซิเจนอิสระ (Aerobic Decomposition) ปฏิกริยาชีวเคมีนี้ประกอบด้วยสารให้อิเลคตรอน (Electron donor) ซึ่งได้แก่สารอินทรีย์ต่างๆ กับสารรับอิเลคตรอน (Electron acceptor) ซึ่งได้แก่ออกซิเจนซึ่งอยู่ในรูปละลายน้ำ อัตราการดูดกลืนสารอินทรีย์โดยเมือกจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียนั้นอาจถูกควบคุมโดยสารให้อิเลคตรอน และ/หรือ สารรับอิเลคตรอน (ในที่นี้หมายถึงสารอินทรีย์และ/หรือ ออกซิเจนละลายน้ำ) ซึ่งขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ ความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำในน้ำเสีย อัตราการถ่ายเทมวลของสารทั้งสอง และสัมประสิทธิ์ปฏิกริยาย่อยสลาย (Stoichiometric coefficient)



รูปที่ 2.5 สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และ/หรือ ออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้เมือกจุลินทรีย์ (Tomlinson และ Snaddon, 1966 อ้างถึงใน ศุภมิตร, 2533)

รูปที่ 2.5 แสดงสภาพขาดแคลนสารอินทรีย์ และ/หรือ ออกซิเจน ซึ่งจะเห็นว่าขึ้นกับความเข้มข้นสารอินทรีย์ กล่าวคือ ที่ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำหนึ่งอัตราดูดกลืนสารอินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 3 ช่วง คือ ช่วงแรกอัตราดูดกลืนสารอินทรีย์จะเพิ่มขึ้นเป็นเส้นตรงเมื่อความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ช่วงนี้อัตราดูดกลืนสารอินทรีย์จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นสารอินทรีย์ (Substrate limit) ช่วงที่สองเป็นช่วงที่อัตราดูดกลืนสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราเพิ่มขึ้นลดน้อยลง ในช่วงนี้อัตราดูดกลืนสารอินทรีย์ถูกควบคุมโดยทั้งสารอินทรีย์และออกซิเจน (Substrate and oxygen limit) ส่วนช่วงที่สามเป็นช่วงที่อัตราดูดกลืน

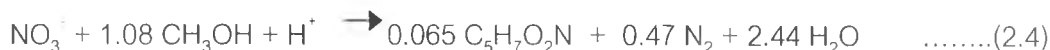
สารอินทรีย์โดยเมื่อจุลินทรีย์คงที่ไม่ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นสารอินทรีย์มากเท่าใดก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออกซิเจนละลายน้ำถูกใช้หมดทำให้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้นดังนั้นในช่วงนี้ อัตราการดูดกลืนสารอินทรีย์จึงถูกควบคุมและจำกัดโดยออกซิเจน (Oxygen limit)

2.2.2 กระบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Anaerobic Process)

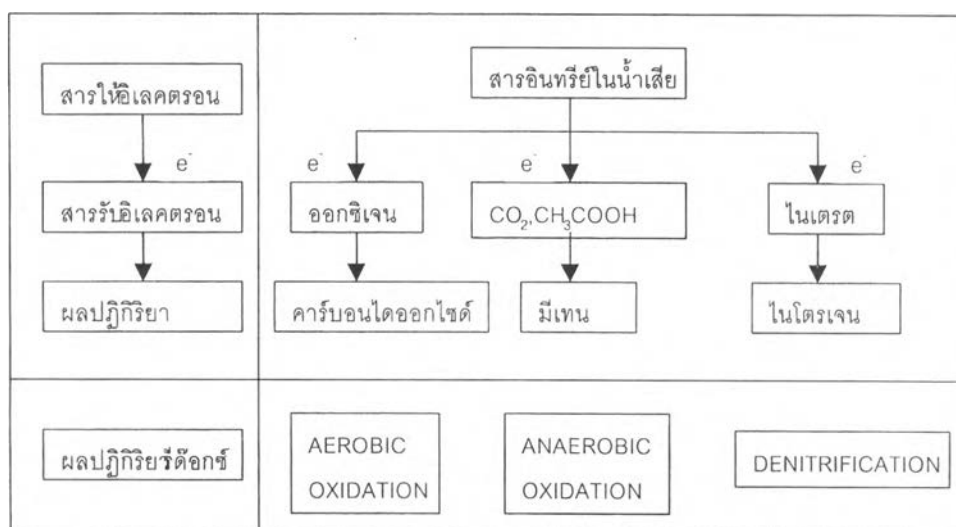
ปฏิกิริยาที่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลาย จะมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแต่ในกระบวนการที่ไม่ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นปฏิกิริยาที่เกิดจากสารอินทรีย์ทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน และมีพวกสารประกอบของออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ไนเตรท เป็นต้น ซึ่งถ้าคาร์บอนไดออกไซด์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนเรียก ปฏิกิริยาแอนแอโรบิก หรือถ้าไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนก็เรียกปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในรูปที่ 2.6 โดยสมการของกระบวนการแสดงในสมการที่ 2.2 ถึง 2.4



Anaerobic process



Denitrification Process



รูปที่ 2.6 ปฏิกิริยาของกระบวนการแลกเปลี่ยนอิเล็กตรอนในการย่อยสลายสารอินทรีย์
(มันสิน ตัณฑุลเวศม์, 2525: 263)

2.3 กลไกการกรองที่มีผลต่อถังกรองชีวภาพ

การกำจัดอนุภาคแขวนลอยออกจากของไหลในการกรองโดยใช้เครื่องกรองที่มีทรายเป็นตัวกรองรวม 8 กระบวนการ คือ

- 2.3.1 การดักอนุภาคแขวนลอยโดยตรง (direct sieving)
- 2.3.2 การตกตะกอน (sedimentation)
- 2.3.3 การกระทบเนื่องจากความเฉื่อย (inertial impaction)
- 2.3.4 การเคลื่อนที่แบบบราวเนียน (brounian movement)
- 2.3.5 โอกาสที่เกิดการสัมผัสกัน (chance of contact)
- 2.3.6 การแพร่กระจาย (diffusion)
- 2.3.7 อิทธิพลของแรง แวน เดอร์ วาลส์ (van der waals forces)
- 2.3.8 อิทธิพลจากประจุไฟฟ้า (electro kinetic effects)

ซึ่งในแต่ละกระบวนการมีหลักการและทฤษฎีสรุปโดยย่อได้ดังนี้

2.3.1 การดักอนุภาคแขวนลอยโดยตรง (direct sieving)

เกิดขึ้นเนื่องจากอนุภาคแขวนลอยมีขนาดใหญ่กว่าช่องว่างระหว่างตัวกลางในเครื่องกรอง ในกรณีนี้อนุภาคแขวนลอยถูกดักไว้โดยตรงเขียนได้ดังสมการ

$$P_s \cong \frac{D}{d}$$

โดยที่

- P_s = ค่าความเป็นไปได้ในการกำจัดอนุภาคแขวนลอย
- D = เส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคแขวนลอย, มิลลิเมตร
- d = เส้นผ่านศูนย์กลางของเม็ดทรายหรือตัวกลาง, เซนติเมตร

แต่ทั้งนี้ความเร็วของการไหลผ่านชั้นทรายชั้นนั้นจะต้องน้อยมากๆ

แบคทีเรียซึ่งมีขนาดทั่วไปอยู่ระหว่าง 1-10 ไมครอนและตะกอนย่อยๆของสารจำพวกเหล็กและอลูมิเนียมที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางโดยทั่วไปอยู่ระหว่าง 20-50 ไมครอนก็ไม่สามารถถูกดักโดยเม็ดทรายหรือตัวกลาง สมมุติว่า ขนาดของเม็ดทรายมีเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.4 มิลลิเมตร จะทำให้ช่องว่างระหว่างเม็ดทรายมีขนาด 62 ไมครอน ดังนั้น ตัวกรองดังกล่าวจะไม่สามารถดักอนุภาคแขวนลอย (Colloidal Matter) โดยทั่วไปที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางอยู่ระหว่าง 0.001-0.1 ไมครอนได้

แต่อนุภาคแขวนลอย (suspended particle) นั้น จะถูกดักอยู่ระหว่างรอยต่อของสารกรอง (interstitial straining) ในขณะที่น้ำไหลผ่านช่องว่างระหว่างเม็ดทรายนี้จะมีความเร็วในการไหลเพิ่มขึ้นและทำให้อนุภาคแขวนลอยกระทบกันจนเกิดการรวมตัวกันในที่สุด อนุภาคที่เกาะรวมตัวกันนั้นจะมีขนาดใหญ่ขึ้นและถูกดักไว้ในช่องว่างระหว่างเม็ดทรายนั้น เมื่อเวลานานเข้าอนุภาคถูกดักไว้ในขณะไหลผ่านทรายกรองจะทำให้เกิดการอุดตันได้ง่ายและทำให้ค่าของระดับน้ำสูญเสียเพิ่มขึ้นตามเวลาอย่างรวดเร็วซึ่งต้องแก้ไขโดยใช้ขนาดทรายกรองขนาดใหญ่ขึ้นเพื่อไม่ต้องล้างเครื่องกรองบ่อยๆ

2.3.2 การตกตะกอน (sedimentation)

เกิดขึ้นโดยอนุภาคแขวนลอยซึ่งมีขนาดเล็กกว่าช่องว่างระหว่างเม็ดทรายที่ไม่ถูกดักโดยตรง จะตกตะกอนบนผิวของเม็ดทรายโดยกระบวนการแบบถึงตกตะกอน

ประสิทธิภาพของการตกตะกอนบนผิวทรายนั้น ส่วนใหญ่ขึ้นอยู่กับอัตราการกรองและความเร็วในการตกตะกอนของอนุภาคแขวนลอย

2.3.3 การกระทบเนื่องจากความเฉื่อย (inertial impaction)

เกิดขึ้นเนื่องจากของเหลวที่มีอนุภาคต่างๆที่มีความหนาแน่นสูงประกอบอยู่เมื่อไหลไปกระทบโดยตรงกับผิวของทรายกรองของเหลวก็จะเบี่ยงเบนตัวให้พ้นจากเม็ดทรายที่ขวางอยู่ นั้น จากหลักความเฉื่อยสารที่มีความหนาแน่นต่ำกว่าจะเปลี่ยนทิศทางได้เร็วกว่าสารที่มีความหนาแน่นสูง ดังนั้นน้ำที่อยู่ในของเหลวจะเปลี่ยนทิศทางได้เร็วกว่าอนุภาคที่มีความหนาแน่นสูงกว่าก็จะทำให้อนุภาคดังกล่าวเกิดความเฉื่อยเปลี่ยนทิศทางไม่ทันและติดอยู่กับผิวของชั้นกรองในที่สุด ทั้งนี้มีองค์ประกอบที่สำคัญหลายอย่างด้วยกัน เช่น ตำแหน่งของอนุภาค ความแตกต่างระหว่างความหนาแน่นของของเหลวกับอนุภาค มุมของการกระทบ เป็นต้น นอกจากนี้ยังพบว่าความเร็วในการไหลเป็นตัวกลางที่สำคัญที่จะเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดอนุภาค เนื่องจาก

ความเฉื่อยนี้ ซึ่งจะเพิ่มขึ้นตามหลักของแรงไฮดรอลิก (hydraulic loadings) แต่หลักการดังกล่าวนี้สังเกตเห็นได้ยาก

2.3.4 การเคลื่อนที่แบบบราวเนียน (brounian movement)

เกิดขึ้นเนื่องจากการไหลไม่คงตัวของของเหลวซึ่งทำให้อนุภาคต่างๆแยกตัวจากสารแขวนลอย และจะทำให้สารแขวนลอยนี้เบี่ยงเบนไปจากแนวของกระแสน้ำจนเข้าไปสัมผัสกับผิวของทรายกรอง

2.3.5 โอกาสที่เกิดการสัมผัสกัน (chance of contact)

เกิดจากอนุภาคแขวนลอยมีโอกาสที่จะสัมผัสกับตัวกลางอื่นเนื่องมาจากการไหลผ่านส่วนที่แคบ

ค่าความน่าจะเป็นในการกำจัดอนุภาคแขวนลอยออกจากของไหลนั้น เป็นสัดส่วนโดยตรงกับค่ากำลังที่สองของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของสารแขวนลอยและเป็นสัดส่วนผกผันกับค่ากำลังที่สามของขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของตัวกลาง

2.3.6 การแพร่กระจาย (diffusion)

เกิดขึ้นเนื่องจากปรากฏการณ์ที่ว่าสารละลายจะพยายามแพร่กระจายไปสู่บริเวณที่มีความเข้มข้นต่ำกว่า และสำหรับอนุภาคแขวนลอยเล็กๆ ในของเหลวนั้นจะมีลักษณะการแพร่กระจายเช่นเดียวกัน

2.3.7 อิทธิพลของแรง แวน เดอร์ วาลส์ (van der waals forces)

มีแรงหลายชนิดที่ทำให้เกิดแรงดึงดูดหรือผลักรั้วกันของโมเลกุล แต่ที่มีกำลังมากที่สุดคือแรง van der waals ซึ่งแรงนี้แปรผันกับกำลังที่เจ็ดของระยะระหว่างโมเลกุลซึ่งอยู่ในสถานะของเหลวสำหรับแรงดึงดูดระหว่างโมเลกุลชนิดเดียวกัน (cohesive forces) เป็นอีกแรงหนึ่งที่ช่วยเสริมดังนั้นเมื่อรวมแรงทั้งหมดแล้วก็จะได้ค่าตัวแปรผกผันกับกำลังสามของระยะทางระหว่างโมเลกุลเพิ่มขึ้น ดังนั้นจึงไม่ใช่กระบวนการสำคัญในการกำจัดความขุ่นหรือสารแขวนลอย แต่จะเป็นแรงสำคัญในการควบคุมสารแขวนลอยไว้ไม่ให้แยกตัวออกจากกันได้ง่าย

2.3.8 อิทธิพลจากประจุไฟฟ้า (electro kinetic effects)

เป็นผลเนื่องจากการแตกตัวของประจุไฟฟ้า (ionization) และการดูดกลืนของประจุ (absorption) ของอนุภาคแขวนลอยที่แพร่กระจายตัวในน้ำและเกิดประจุไฟฟ้าขึ้นที่ผิวของมันต่อมาก็จะทำให้เกิดประจุไฟฟ้าชนิดต่างๆ กันและอยู่รอบๆ ชั้นแรกการกระทบกันของประจุไฟฟ้าที่หยุดนิ่งระหว่างอนุภาคชนิดเดียวกันที่อยู่ชั้นนอกจะทำให้อนุภาคแพร่กระจายได้ แรงกระทบกันจะมีผลอย่างมากสำหรับประจุไฟฟ้าที่อยู่ในของเหลว ประจุไฟฟ้าที่อยู่บนผิวของตัวกรองอาจจะเป็นตัวที่บ่งความคงตัวของอนุภาคแขวนลอย ซึ่งจากการทดลองพบว่า การกำจัดอนุภาคแขวนลอยจะดีขึ้นถ้าประจุต่างกัน

2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อระดับสมรรถนะของถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่

ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของถังกรองชีวภาพ ประกอบด้วย

2.4.1 ตัวกลางกรอง

ตัวกลางกรองที่นำมาใช้เป็นชั้นกรอง ควรมีคุณลักษณะดังต่อไปนี้

- ขนาดของตัวกลางกรอง ควรเลือกใช้ที่มีขนาดเหมาะสม จะทำให้มีอัตราการกรองน้ำที่สูงขึ้น ในขณะที่เดียวกันสามารถกักเก็บสารแขวนลอยได้ดี
- ความหนาแน่น ควรมีค่าใกล้เคียงกับความหนาแน่นของน้ำ เพื่อโครงสร้างถังกรองจะได้ไม่รับน้ำหนักมาก และเพื่อประหยัดพลังงานที่ใช้ในการล้างตัวกลาง
- ความแข็ง ชั้นวัสดุกรองจะต้องยังคงรูปร่างและขนาดเดิม
- ความทนการขัดสีในขั้นตอนการล้าง วัสดุกรองที่ร่วนจะเกิดรอยสึกในตัวเอง ทำให้การใช้งานในการเดินระบบไม่เป็นผลดี
- ความพรุน แบบที่เรียกว่าเจริญเติบโตได้ดีในบางพื้นที่ เช่น บริเวณรูพรุนเล็กๆ ตามช่องว่างระหว่างตัวกลาง
- ความทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงทางเคมีและทางชีวเคมีได้ดี
- สภาพของพื้นผิวเหมาะสำหรับการยึดเกาะของจุลินทรีย์
- ไม่มีสารพิษหรือโลหะหนักที่สามารถละลายน้ำได้เป็นองค์ประกอบ
- มีความสะดวกและง่ายต่อการขนส่งประกอบและติดตั้ง

หน้าที่หลักของตัวกลางกรองที่มีต่อระบบคือ

- (1) ใช้เป็นวัสดุให้จุลินทรีย์มาเกาะยึดเป็นฟิล์มชีวภาพอยู่ที่ผิว
- (2) กรองสารแขวนลอยต่างๆ

2.4.2 ระบบการเติมอากาศ

การเติมออกซิเจนให้กับระบบสามารถทำได้โดยการละลายของออกซิเจนในบรรยากาศ หรือการเติมออกซิเจนบริสุทธิ์ หรือการเติมอากาศเข้าไปในถังปฏิกรณ์โดยตรงเนื่องจาก การเติมออกซิเจนโดยการเติมอากาศเข้าไปในถังปฏิกรณ์โดยตรงมีราคาถูกและจัดหาได้ง่าย จึงเป็นที่นิยมใช้กระบวนการเติมอากาศ ควรใช้หัวเติมอากาศที่มีความแข็งแรง ไม่อุดตัน และให้ ประสิทธิภาพการถ่ายเทสูง

2.4.3 กระบวนการล้าง

กระบวนการล้างเป็นขั้นตอนที่มีความสำคัญ เนื่องจากตัวกลางกรองจะถูกอุดตัน จากการสร้างฟิล์มชีวภาพและเกิดฟิล์มชีวภาพส่วนเกิน ดังนั้นจึงต้องกำจัดออกจากถังปฏิกรณ์ เพื่อรักษาความสามารถของตัวกลางกรองได้อย่างเต็มประสิทธิภาพ

สิ่งสำคัญเพื่อให้กระบวนการล้างมีความเหมาะสม ประกอบด้วย

- พลังงานที่ต้องใช้
- ปริมาณอากาศและน้ำที่ใช้ในการล้างตัวกลางกรอง

2.4.4 ภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ (hydraulic loading)

ภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ หมายถึง อัตราการไหลของน้ำเสียต่อหนึ่งหน่วยพื้นที่ หน้าตัดของถังกรองชีวภาพ ซึ่งบางครั้งอาจเรียกว่า surface loading rate ค่าภาระบรรทุกทาง ชลศาสตร์สามารถหาได้จากสมการ

$$q = Q/A$$

โดยที่	q	=	ค่าภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ (ลบ.ม./ตร.ม.- ชม.)
	Q	=	อัตราการไหลของน้ำเสีย (ลบ.ม./ชม.)
	A	=	พื้นที่หน้าตัดของถังกรอง (ตร.ม.)

ภาระบรรทุกทางชลศาสตร์จะมีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพเนื่องจากจะกระทบต่อระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง กล่าวคือ ถ้าค่าภาระบรรทุกทางชลศาสตร์มากจะทำให้ระยะเวลาที่จุลินทรีย์สัมผัสกับน้ำเสียมีค่าต่ำ ทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียไม่ทั่วถึงหรือย่อยสลายสารอินทรีย์ไม่ทัน น้ำทิ้งจะมีลักษณะสมบัติไม่ดีพอ

2.4.5 ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร (volumetric organic loading)

ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร หมายถึง อัตราการจ่ายสับสเตรทเข้าสู่ระบบต่อ หนึ่งหน่วยปริมาตรของตัวกลางสารกรองโดยสารอาหารจะวัดในรูปของบีโอดี หรือ ซีโอดี ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร สามารถหาได้จากสมการ

$$q_0 = QS_0/V$$

โดยที่

q_0 = ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ทางปริมาตร (กก./ลบ.ม.-วัน)

Q = อัตราการไหลของน้ำเสีย (ลบ.ม./วัน)

S_0 = ความเข้มข้นของสับสเตรทที่เข้าสู่ระบบ (กก./ลบ.ม.)

V = ปริมาตรของตัวกลางสารกรอง (ลบ.ม.)

ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงจะมีผลโดยตรงต่อลักษณะสมบัติน้ำทิ้งทำให้น้ำทิ้งมีคุณสมบัติไม่ดีและทำให้ความถี่การล้างย้อนสารกรองต้องล้างบ่อยขึ้น การออกแบบให้ถังกรองรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง ต้องคำนึงถึงระบบการเติมอากาศให้ทั่วถึง และเพียงพอต่อชั้นกรอง

2.4.6 ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง (empty bed contact time)

ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง หมายถึงระยะเวลาที่น้ำไหลผ่านชั้นกรองในถังกรอง โดยไม่คิดปริมาตรตัวกลางที่อยู่ในถังกรอง ค่าระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลางสามารถหาได้จากสมการ

$$EBCT = \frac{H}{q}$$

โดยที่

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

$$H = \text{ความสูงของชั้นตัวกลางในถังกรอง (เมตร)}$$

$$q = \text{ค่าการะบรทุกทางน้ำ (ลบ.ม./ตร.ม.-ชั่วโมง)}$$

ค่าระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียเมื่อไม่คิดตัวกลาง มีผลต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพ นอกจากนี้การออกแบบระบบถังกรองชีวภาพสามารถใช้ค่า EBCT ทำนายลักษณะน้ำทิ้งได้ด้วย

2.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่

เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge Process) มีดังนี้

2.5.1 ข้อดีของระบบถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่

- 1) ประหยัดพื้นที่ในการติดตั้ง เนื่องจากใช้เวลากักน้ำเสียสั้นทำให้ปริมาตรของถังปฏิกรณ์มีขนาดเล็กและโครงสร้างมีลักษณะในแนวตั้ง ดังนั้นจึงไม่ต้องการพื้นที่มาก นอกจากนี้ระบบดังกล่าวไม่มีความจำเป็นต้องมีถังตกตะกอนชั้นที่สอง
- 2) ไม่มีความเสี่ยงของการชะออกเพราะมวลจุลินทรีย์เกาะติดกับตัวกลางกรอง ดังนั้นกระบวนการนี้จึงสามารถรับอัตราการไหลที่มีการเปลี่ยนแปลงได้ดี
- 3) การเจือจางน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงเพื่อให้บำบัดได้ง่ายขึ้นกระทำได้ง่าย
- 4) การเริ่มเดินระบบสามารถทำได้เร็ว
- 5) การควบคุมการทำงานและบำรุงรักษาสามารถทำได้ง่าย เนื่องจากระบบไม่ต้องการหมุนเวียนตะกอนกลับและระบบไม่จำเป็นต้องมีถังตกตะกอนจึงไม่เกิดปัญหาเกี่ยวกับตะกอนไม่จมตัว
- 6) สามารถทนและรับการเปลี่ยนแปลงภาระบรทุกอย่างเฉียบพลัน (shock load) ได้เนื่องจากในถังปฏิกรณ์ชีวภาพมีปริมาณจุลินทรีย์สูงและมีหลากหลายชนิด ทำให้ระบบสามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาวะต่างๆ ได้รวดเร็วเมื่อพบกับภาวะผิดปกติโดยเฉียบพลัน
- 7) สามารถก่อสร้างหรือติดตั้งเพิ่มเติมเมื่อน้ำเสียมีปริมาณมากขึ้นได้ง่าย

2.5.2 ข้อเสียของระบบถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่

- 1) เนื่องจากระบบมีการหมุนเวียนล้างตัวกลางตลอดเวลา ทำให้สิ้นเปลืองพลังงาน

2) ต้องมีการหยุดระบบเพื่อทำการล้างย้อน (back wash) ความถี่ในการล้างย้อน ขึ้นกับภาระบรรทุกทางชลศาสตร์และภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ทำให้การออกแบบควรมีหลายหน่วย และต้องคำนึงถึงภาระบรรทุกทางชลศาสตร์ต้องเพิ่มขึ้นทันทีเมื่อมีการล้างย้อนถึงกรองหน่วยใด หน่วยหนึ่ง

2.6 รายงานและผลการวิจัยที่เกี่ยวกับถังกรองชีวภาพแบบเดิมอากาศ

วีระพันธ์ (2539) ได้ทำการศึกษาดังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่เพื่อบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยใช้แอนทราไซต์ขนาด 1.8 มม. ถึง 2.0 มม. เป็นตัวกลางสารกรองเพื่อให้จุลินทรีย์ใช้เป็นที่ยึดเกาะยีสต์ พบว่า

1) ถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่ เมื่อควบคุมอัตราการหมุนเวียนล้างตัวกลางกรองเท่ากับ 2 วัน ถังกรองสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 5 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ซีโอดีน้ำเข้าเท่ากับ 170 มก./ล. ได้ซีโอดีน้ำทิ้งเท่ากับ 15.70 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 91 ตะกอนแขวนลอยน้ำทิ้งเท่ากับ 6.57 มก./ล. น้ำทิ้งใสไม่ต้องมีถังตกตะกอน

2) เพื่อการประหยัดพลังงาน ถังกรองสามารถควบคุมอัตราการหมุนเวียนล้างตัวกลางได้เท่ากับ 5 วัน ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ซีโอดีน้ำเข้า 70 มก./ล.จะได้ซีโอดีน้ำทิ้ง 5 มก./ล. ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีร้อยละ 92 ตะกอนแขวนลอยน้ำทิ้ง 5.33 มก./ล. น้ำทิ้งใสไม่ต้องมีถังตกตะกอน

3) ปริมาณของแข็งทิ้งจะเพิ่มขึ้น เมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น และมีค่าอัตราการทิ้งของแข็ง (observed yield) ประมาณ 0.45 กก. เอสเอส/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด

4) ความสัมพันธ์ระหว่างค่าอายุตะกอนกับค่าอัตราการหมุนเวียนล้างตัวกลางจะมีลักษณะเป็นสมการเส้นตรง ดังนี้

$$\theta_c = 0.273 \theta_m + 0.0819$$

โดยที่ $\theta_c =$ อายุตะกอน (วัน)

$\theta_m =$ อัตราการหมุนเวียนล้างตัวกลาง (วัน)

Rusten, Mccoy, Proctor และ Silijudalen(1984) ได้ทำการศึกษาดังกรองชีวภาพโดยใช้ถังกรองขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 เมตร ชั้นกรองสูง 1.2 เมตร โดยใช้ตัวกลาง 2 ชนิดคือ

PLASdek S19 และ PLASdek S12 ซึ่งมีพื้นที่ผิวจำเพาะเท่ากับ 140 ตร.ม./ลบ.ม. และ 230 ตร.ม./ลบ.ม. ตามลำดับ สรุปได้ดังนี้

1) คุณภาพน้ำที่ขึ้นกับภาวะบรรทุksารอินทรีย์เป็นหลัก การออกแบบถังกรองชีวภาพ จึงควรคำนึงถึงภาวะบรรทุksารอินทรีย์ แม้ว่าน้ำเสียจะมีความเข้มข้นสูงและภาวะบรรทุksารทางคลศศาสตร์ต่ำหรือน้ำเสียเข้มข้นต่ำแต่ภาวะบรรทุksารทางคลศศาสตร์สูงประสิทธิภาพในการบำบัดวัดในรูปของการกำจัดซีโอไซด์มีค่าลดลงจากร้อยละ 57 เมื่อภาวะบรรทุksารอินทรีย์เพิ่มขึ้นจาก 5 กรัม ซีโอไซด์/ตร.ม.-วัน เป็น 120 กรัม ซีโอไซด์/ ตร.ม.-วัน

2) การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิระหว่าง 10 - 20 องศาเซลเซียส ไม่มีผลกระทบต่อการทำงานของระบบ

3) การถ่ายเทออกซิเจนของระบบเป็นไปด้วยดีในตัวกกลางทั้งสองชนิด โดยมีอัตราการเติมอากาศ เท่ากับ 10 - 15 ลบ.ม. อากาศ/กก.ซีโอไซด์ที่ถูกกำจัด

Amar, Partos, Granet, Faup และ Audic (1986) ได้ศึกษาการทำงานของแบบจำลองถึงปฏิกรณ์ชั้นกรองนิ่งแบบไหลขึ้นในการบำบัดน้ำเสียชุมชนซึ่งผ่านการตกตะกอนชั้นที่หนึ่งแล้ว โดยตัวกกลางใน แบบจำลองนี้ ใช้ดินเผาซึ่งมีฮีมาไทต์ (hematite) และแมกนีไทต์ (magnetite) เป็นส่วนประกอบ มีความพรุน 0.5 ขนาดสัมฤทธิ์ 2.7 มม. พบว่า

1) ปริมาณของของแข็งแขวนลอยทั้งหมดในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าระหว่าง 10 และ 20 มก./ลิตร สำหรับชั้นกรองที่มีความลึกในช่วง 2-3 เมตร และมีอัตราการกรอง 3-6 ลบ.ม./ ตร.ม. - ชม.

2) กิจกรรมของมวลจุลินทรีย์มีค่าคงที่ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์

3) ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดี ประมาณร้อยละ 80

4) น้ำล้างย้อนที่ใช้ประมาณร้อยละ 5 ของปริมาตรน้ำที่กรองได้

5) การผลิตตะกอนส่วนเกินเท่ากับ 1 กก. ต่อ 1 กก.บีโอดี ที่ถูกกำจัด และตะกอนเหล่านี้คล้ายกับตะกอนชีวภาพที่เกิดขึ้นจากกระบวนการตะกอนเร่งแบบอัตราการบำบัดสูง

Stensel, Brenner, Lee, Meller และ Rakness (1988) ได้ทดลองถังกรองชีวภาพโดยใช้ถังกรองขนาด 3.7 x 6.4 x 3.7 ลบ.ม. และใช้ดินเหนียวแข็งเป็นตัวกกลาง สรุปได้ว่า

1) ใช้น้ำในการล้างสารกรอง 7 - 10 % ของน้ำที่บำบัดได้

2) ที่ภาวะบรรทุksารทางน้ำ 2.4 เมตร/ชั่วโมง จะทำให้เกิดของแข็ง 2.5 กก.ทีเอสเอส/กก.ทีบีโอดีที่ถูกกำจัด และที่ภาวะบรรทุksารทางน้ำที่ต่ำกว่าก็จะให้ของแข็งต่ำกว่า

- 3) ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยของน้ำล้างสารกรองมีค่า 1500 มิลลิกรัม/ลิตร
- 4) อัตราการเติมอากาศ 20 ลบ.ม./กก.ที่บีโอดี ที่เข้าระบบ ซึ่งจะทำให้ออกซิเจนละลายน้ำเฉลี่ยในถังปฏิกรณ์ 1.5 มิลลิกรัม/ลิตร

Dillon และ Thomas (1990) ได้ทดลองโดยใช้ถังกรองขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.3 เมตร สูง 4.3 เมตร และใช้หินชนวนขนาด 3 - 6 มิลลิเมตร เป็นตัวกลาง ชั้นกรองสูง 2 เมตร พบว่า

- 1) น้ำทิ้งมีคุณภาพดีเมื่ออัตราการบรรทุกสูงถึง 4.1 กก.บีโอดี/ลบ.ม.-วัน (9.2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน)
- 2) ปริมาณของตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นจากระบบประมาณ 0.63 - 1.06 กก.เอสเอส/กก.บีโอดีห้าที่ถูกลำจัด
- 3) น้ำที่ใช้ในการล้างชั้นกรองประมาณร้อยละ 12 - 35 ของปริมาตรน้ำที่กรองได้

Rogalla และ Bourbigot (1990) ได้ศึกษาทดลองการทำงานของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลขึ้นโดยใช้น้ำเสียชุมชน ตัวกลางในถังกรองสูง 3-4 เมตร มีปริมาตร 0.2-0.3 ลูกบาศก์เมตร น้ำทิ้งจะไหลผ่านถังตกตะกอนแบบลามลลา (lamellar settlers) จากการทดลองพบว่า

- 1) ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ ตะกอนแขวนลอยน้ำทิ้งมีค่าเกือบคงที่ต่ำกว่า 10 มก./ล. และซีโอดีน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่า 50 มก./ล. ซึ่งไม่สามารถบำบัดโดยทางชีวภาพ
- 2) ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูง 15 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน น้ำทิ้งจะมีค่าตะกอนแขวนลอยโดยเฉลี่ย 15 มก./ล. และมีค่าซีโอดี ประมาณ 60 มก./ล.

Okubo, Itoh และ Miki (1990) ได้ทดลองถังกรองชีวภาพเติมอากาศโดยใช้เม็ดเซรามิคขนาด 4-7 มิลลิเมตร เป็นตัวกลาง มีพื้นที่ผิวจำเพาะเท่ากับ 600 - 700 ตร.ม./ลบ.ม. และมีความถ่วงจำเพาะ 1.5 ขนาดถังกรองชีวภาพมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1,000 มิลลิเมตร และสูง 3,900 มิลลิเมตร น้ำเสียจะผ่านการบำบัดขั้นต้นซึ่งเป็นถังกรองไหลขึ้น ก่อนจ่ายไปบำบัดต่อในถังกรองชีวภาพ ระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียทั้งหมดเท่ากับ 1.5 - 2 ชั่วโมง จากการทดลองพบว่า

- 1) ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.7 กิโลกรัม/ลบ.ม.-วัน หรือน้อยกว่า ความเข้มข้นน้ำเสียเข้าถังกรองเท่ากับ 60 - 90 มิลลิกรัม/ลิตร และ เอสเอสเท่ากับ 30 - 50 มิลลิกรัม/ลิตร จะได้บีโอดีน้ำทิ้งเท่ากับ 10 มิลลิกรัม/ลิตร
- 2) เมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 3 กิโลกรัม/ลบ.ม.-วัน จะได้ค่าบีโอดีน้ำทิ้งเท่ากับ หรือน้อยกว่า 20 มิลลิกรัม/ลิตร และประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีเท่ากับ 85 - 92 %

3) เอสเอสน้ำทิ้งเท่ากับหรือต่ำกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร เมื่อภาระบรรทุกบีโอดีเท่ากับหรือน้อยกว่า 3 กิโลกรัม/ลบ.ม.-วัน น้ำทิ้งจะมีลักษณะใส และไม่ต้องมีถังตกตะกอน

4) เนื่องจากระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียประมาณ 2 ชั่วโมงทำให้ระบบมีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปประมาณ 5 - 10 เท่า

Pujol, Canler และIwema (1992) ได้ศึกษาถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศและทำการประเมินทางด้านเทคนิคของโรงบำบัดน้ำเสีย 8 แห่ง โดยแบ่งออกเป็นกระบวนการบำบัดแบบไหลขึ้น 4 แห่ง และอีก 4 แห่ง เป็นกระบวนการบำบัดแบบไหลลง พบว่า

1) ถังกรองสามารถผลิตน้ำทิ้งคุณภาพดี มีค่าซีโอดีต่ำกว่า 90 มก./ลิตร เมื่อภาระบรรทุกต่ำกว่า 6 กก.ซีโอดี/ลบ.ม. - วัน และความสัมพันธระหว่างซีโอดีน้ำทิ้งกับภาระบรรทุกสารอินทรีย์สามารถเขียนได้ดังสมการ

$$Y = 9.82 X + 15.83$$

โดยที่

$$Y = \text{ค่าซีโอดีน้ำทิ้ง (มก./ลิตร)}$$

$$X = \text{ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (กก.ซีโอดี/ ลบ.ม.-วัน)}$$

2) ประสิทธิภาพการบำบัดของการบำบัดขั้นที่หนึ่ง ควรมีค่าความเข้มข้นซีโอดีต่ำกว่า 300 มก./ลิตร ในกรณีที่ภาระบรรทุกทางน้ำเป็น 2 ม./ชม.

3) คุณภาพของน้ำทิ้งไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญระหว่างถังกรองแบบไหลขึ้นและถังกรองแบบไหลลง

4) กระบวนการกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ มีผลกระทบน้อยต่อความแปรปรวนของภาระบรรทุกภายในข้อจำกัดที่ยอมรับได้ การเริ่มเดินระบบรวดเร็วโดยใช้เวลาประมาณ 8-10 วัน

5) เพื่อให้ถังกรองทำงานได้อย่างเหมาะสมต้องดำเนินการอย่างระมัดระวัง โดยเฉพาะการล้างสารกรองและการเติมอากาศ การดูแลบำรุงรักษาอุปกรณ์ต่างๆ เช่น วาล์วอัตโนมัติเพื่อสามารถประกันได้ว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดมีคุณภาพคงที่

Boller, Gujer และTschui (1994) ได้ศึกษาเปรียบเทียบการเกิดไนตริฟิเคชันในระบบตะกอนเร่ง ระบบจานหมุนชีวภาพ ระบบลานกรองจุลินทรีย์ และถังกรองชีวภาพเติมอากาศ พบว่า

1) พื้นที่และปริมาตรสุทธิของถังปฏิกริยาในกระบวนการบำบัดโดยฟิล์มชีวภาพด้วยกระบวนการถังกรองชีวภาพเติมอากาศ จะมีขนาดเล็กกว่ากระบวนการตะกอนเร่ง 10 เท่า

2) พื้นที่ก่อสร้างทั้งหมดเมื่อรวมอุปกรณ์อำนวยความสะดวกต่างๆ แล้วระบบตะกอนเร่งจะใช้พื้นที่มากกว่าระบบอื่นประมาณ 3-3.8 เท่า

3) ระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ จะใช้พลังงานมากกว่าระบบอื่นทั้งหมด

4) ระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ มีความสามารถในการกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่าระบบอื่น

Canler และ Peret (1994) ได้ศึกษาประเมินระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศจากระบบจริงที่ก่อสร้างแล้วเสร็จ จำนวน 12 แห่ง สรุปได้ดังนี้

1) ถังกรองแบบไหลลง มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดี, บีไอดี และของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าถังกรองแบบไหลขึ้น แต่ถังกรองแบบไหลขึ้นจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้ดีกว่า

2) อัตราการกำจัดบีไอดีจะมากกว่าอัตราการกำจัดซีไอดี อยู่ประมาณร้อยละ 10 ซึ่งเป็นสมบัติของถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

3) ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีจะลดลงเมื่อภาระบรรทุกทางน้ำเพิ่มขึ้นแม้ว่าน้ำเสียจะเข้มข้นน้อยลง ทั้งนี้เนื่องจากระยะเวลาสัมผัสน้ำเสียระหว่างสับสเตรทและฟิล์มชีวภาพถูกจำกัดให้ลดลง และความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการกำจัดซีไอดีกับภาระบรรทุกทางน้ำ สามารถเขียนได้ดังสมการ

$$Y = -8.6 X + 89.56$$

โดยที่

$$Y = \text{อัตราการกำจัดซีไอดี (\%)}$$

$$X = \text{ภาระบรรทุกทางน้ำ (ลบ.ม./ตร.ม.-ชม.)}$$

4) เมื่อต้องการควบคุมให้คุณภาพน้ำทิ้งมีค่าซีไอดีไม่เกิน 90 มก./ลิตร ระบบไม่ควรรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากกว่า 7 กก. ซีไอดี/ ลบ.ม.-วัน และความสัมพันธ์ระหว่างซีไอดีน้ำทิ้งกับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ สามารถเขียนได้ดังสมการ

$$Y = 9.49 X + 19.16$$

โดยที่

$$Y = \text{ค่าซีไอดีน้ำทิ้ง (มก./ลิตร)}$$

$$X = \text{ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ ลบ.ม.-วัน)}$$

5) อัตราการกำจัดไนโตรเจนขึ้นกับหลายองค์ประกอบ เช่น อุณหภูมิ น้ำ การเติมอากาศในถังกรอง ภาระบรรทุกสารอินทรีย์คาร์บอน และการล้างยอนที่มีประสิทธิภาพ ระบบสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 80 สำหรับภาระบรรทุกไม่เกิน 0.45 กิโลกรัมไนโตรเจน/ลูกบาศก์เมตร-วัน หรือ 0.36 กิโลกรัม NH_4^+ /ลูกบาศก์เมตร-วัน เมื่อระบบรับน้ำเสียที่มีอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนต่อไนโตรเจนสูงประมาณ 10

6) ปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้นจากระบบเท่ากับ 0.41 กก. เอสเอส/กก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด เมื่อระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 67 และรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 6.2 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

Mohamed และHamed (1998) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานน้ำตาลที่บางครั้งเข้ามาพร้อมกับน้ำเสียชุมชน แล้วผ่านไปยังระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ด้วยกระบวนการฟิล์มตรึงเติมอากาศแบบจมน้ำ(Aerated submerged fixed-film)พบว่า

- 1) กระบวนการนี้มีประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีร้อยละ 97.9
- 2) อัตราการใช้สารอาหารอินทรีย์(organic substrate utilization rate)เพิ่มมากขึ้นเมื่อภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นถึง 120 กรัมบีโอดี/ตร.ม.-วัน โดยจุลินทรีย์ชนิดเกาะผิวตัวกลางเพิ่มขึ้น
- 3) กระบวนการนี้สามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องจาก 5 ถึง120 กรัมบีโอดี/ตร.ม.-วัน โดยประสิทธิภาพในการกำจัดบีโอดีจะลดลงตามลำดับจากร้อยละ 97.9 ถึงร้อยละ 88.5 และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีจะลดลงจากร้อยละ73.6 ถึงร้อยละ 67.8
- 4) กระบวนการนี้สามารถจัดการกับภาระสารอินทรีย์เฉียบพลัน(shock load)จากโรงงานน้ำตาลซึ่งมีค่าความเข้มข้นสูง ด้วยประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีร้อยละ 86.9

Andreottola, Foladori, Ragazzi และTatano (2000) ได้ทำการทดลองเพื่อเปรียบเทียบระบบตะกอนเร่ง(Activated Sludge system, AS)กับถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่(Moving Bed Biofilm Reactor)ราคาถูก ซึ่งหมายถึง พื้นที่ผิวจำเพาะต่ำ ประมาณ 160 ตร.ม/ลบ.ม ในการกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรฟิเคชัน พบว่า

- 1)ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบตะกอนเร่งสูงกว่าถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่โดยระบบตะกอนเร่งจะมีประสิทธิภาพร้อยละ84และถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ที่มีประสิทธิภาพร้อยละ76 แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีละลาย(soluble COD) จะใกล้เคียงกัน ประมาณร้อยละ71
- 2)ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียของถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ ร้อยละ92 และในระบบตะกอนเร่งร้อยละ98 ที่ภาระบรรทุกแอมโมเนียสูงถึง 0.12 กิโลกรัม/ลบ.ม.-วัน ถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ที่มีประสิทธิภาพการเกิดไนโตรฟิเคชันสูงกว่าร้อยละ98 แต่ถ้าภาระบรรทุกสูงกว่านี้จะลดประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่
- 3)การใช้พื้นที่ผิวจำเพาะ 160 ตร.ม/ลบ.ม ของตัวกลางพลาสติกที่ใช้ในถังปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำกว่าระบบตะกอนเร่ง

4)ขีดจำกัดของถึงปฏิกรณ์ชนิดสารกรองเคลื่อนที่ไม่ได้อยู่ที่กิจกรรมของเซลล์จุลินทรีย์ (biomass activity) แต่เป็นความเข้มข้นของเซลล์จุลินทรีย์

2.7 วิธีการกำจัดไนโตรเจน

โดยทั่วไปวิธีการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย ขึ้นอยู่กับรูปและลักษณะสมบัติของสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียนั้นๆ การกำจัดไนโตรเจนต่างๆไป สามารถแบ่งออกได้เป็น 3 วิธีใหญ่ๆ (Metcalf และ Eddy, 1991) ดังนี้

2.7.1 วิธีการทางฟิสิกส์

วิธีนี้เป็นการใช้กลไกทางฟิสิกส์เพื่อกำจัดไนโตรเจน ตัวอย่างของวิธีการทางฟิสิกส์ มีดังนี้

2.7.1.1 Air Stripping

คือ การใช้อากาศเป่าไล่ เพื่อแยกแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำ ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจน และไนเตรทไนโตรเจนได้

2.7.1.2 การกรอง

ใช้เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนในรูปของสารแขวนลอยเพียงอย่างเดียว มีประสิทธิภาพต่ำมาก

2.7.1.3 Reverse Osmosis

สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทั้ง 3 รูป ประสิทธิภาพจะขึ้นอยู่กับการใช้แผ่นเมมเบรน (Membrain) ในการทำ Osmosis

2.7.2 วิธีการทางเคมี

วิธีนี้เป็นการใช้กลไกทางเคมีเพื่อกำจัดไนโตรเจน ตัวอย่างเช่น

2.7.2.1 Breakpoint Chlorination

คือ การเติมคลอรีนเข้าทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียไนโตรเจน ทั้งนี้คลอรีนจะเข้าทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์และสารอื่นๆที่มีความพร้อมในการถูกออกซิไดซ์สูงกว่าแอมโมเนียไนโตรเจน ดังนั้นคลอรีนที่จะต้องใช้จึงต้องใช้ปริมาณมากและอาจต้องทำ Dechlorination เพื่อลดผลกระทบของคลอรีนตกค้างอีกด้วย นอกจากนี้วิธีนี้ยังไม่สามารถกำจัดไนเตรทและสารอินทรีย์ไนโตรเจนได้

2.7.2.2 Chemical Coagulation

คือ การใช้สารเคมีในการโคแอกกูเลชันสารอินทรีย์ในโตรเจนออก มีประสิทธิภาพต่ำและไม่สามารถกำจัดไนเตรท และแอมโมเนียได้

2.7.2.3 Carbon adsorbtion

คือ การใช้ Activated carbon ในการดูดซับ (Adsorb) สารอินทรีย์ในโตรเจน มีประสิทธิภาพต่ำและไม่สามารถกำจัดไนเตรทและแอมโมเนียได้

2.7.2.4 การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange)

คือ การเลือกใช้ Ion Exchange Resin กำจัดไนเตรทและสารอินทรีย์ในโตรเจน มีประสิทธิภาพสูง แต่ค่าใช้จ่ายก็สูงตามไปด้วย

2.7.3 วิธีการทางชีวภาพ

วิธีนี้เป็นการใช้กลไกทางชีวภาพเพื่อกำจัดไนโตรเจน ตัวอย่างวิธีการทางชีวภาพดังต่อไปนี้

2.7.3.1 กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

คือ การใช้จุลินทรีย์แปลงรูปสารอินทรีย์ในโตรเจนและแอมโมเนียให้เป็นไนเตรทและก๊าซไนโตรเจนในที่สุด วิธีนี้มีประสิทธิภาพดีถึง 80 – 90 % ที่เดียว

2.7.3.2 การใช้บ่อเติมอากาศ (Oxidation Pond)

คือการใช้กลไกการได้รับออกซิเจนจากอากาศทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันแปลงรูปแอมโมเนียให้เป็นไนเตรทไนโตรเจน และใช้กลไกของบ่อที่เกิดสภาพแอนน็อกซิกก่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันขึ้น เช่น ที่ความลึกของน้ำน้อยๆออกซิเจนจะละลายลงสู่น้ำได้มากทำให้เกิดสภาพแอโรบิกเป็นผลให้เกิดไนตริฟิเคชัน และที่ความลึกมากๆออกซิเจนไม่สามารถละลายลงได้ทำให้เกิดสภาพแอนน็อกซิกเป็นผลให้เกิดดีไนตริฟิเคชันขึ้นเป็นต้น วิธีนี้ประสิทธิภาพจะขึ้นอยู่กับการออกแบบควบคุมบ่อโดยมีค่าประมาณ 20 - 90 %

2.7.3.3 Harvesting Algae

คือ การใช้น้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนทั้ง 3 รูป เลี้ยงสาหร่าย โดยสาหร่ายจะใช้ไนโตรเจนจากน้ำเสียและอากาศในการเจริญเติบโต แล้วนำสาหร่ายไปกำจัดอีกครั้ง วิธีนี้มีประสิทธิภาพดีพอใช้ ประมาณ 50 – 80 %

จากที่กล่าวมา จะเห็นว่า วิธีการทางฟิสิกส์ให้ประสิทธิภาพในการกำจัดต่ำที่สุด แต่เสียค่าใช้จ่ายน้อย (ยกเว้น Reverse Osmosis) ส่วนวิธีการทางเคมีมีประสิทธิภาพสูงแต่เสียค่าใช้จ่ายมาก ดังนั้นปัจจุบันวิธีการทางชีวภาพจึงเป็นที่นิยมเพราะเสียค่าใช้จ่ายต่ำและให้

ประสิทธิภาพดี โดยเฉพาะอย่างยิ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ได้รับความนิยมนานเนื่องจากสามารถออกแบบได้ง่าย และสามารถเพิ่มเติมเข้ากับระบบบำบัดเดิมได้ดี

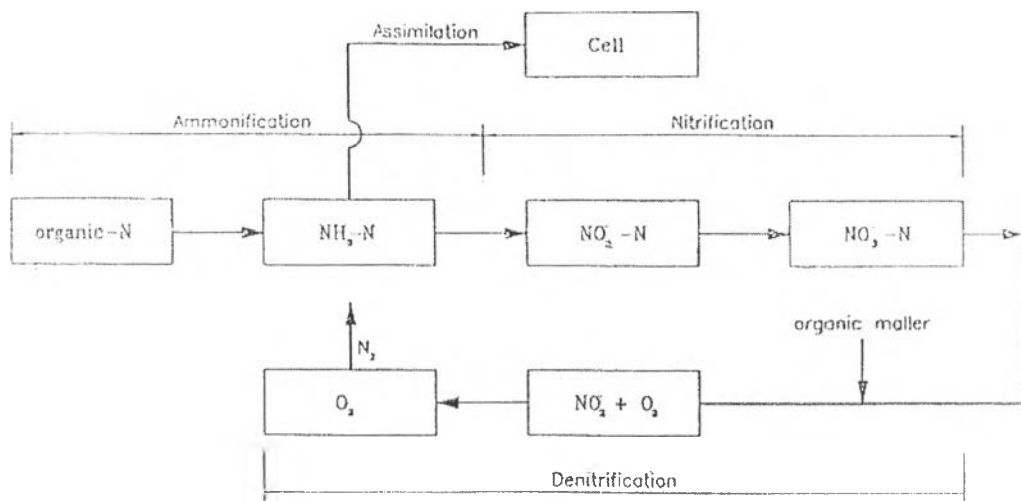
2.8 วิธีการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

จากที่กล่าวมาแล้ว สารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียมีอยู่ด้วยกัน 3 รูปใหญ่ ๆ แต่ทว่าในเส้นทางการแปลงรูปจากสารอินทรีย์ไนโตรเจนในน้ำเสีย ไปสู่ก๊าซไนโตรเจนจะประกอบด้วยสารประกอบไนโตรเจนจำนวน 5 รูป และกระบวนการแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจนก็มีชื่อเรียกต่างๆ กันดังนี้

1. สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen)
แปลงรูปเป็น แอมโมเนียไนโตรเจน ด้วยกระบวนการ Ammonification
2. แอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia Nitrogen)
แปลงรูปเป็นไนไตรท์ไนโตรเจน ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน
แปลงรูปเป็น ไนเตรตไนโตรเจน ด้วยกระบวนการ Assimilation
3. ไนไตรท์ไนโตรเจน (Nitrite Nitrogen, NO_2^-)
แปลงรูปเป็นไนเตรตไนโตรเจน ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน
4. ไนเตรตไนโตรเจน (Nitrate Nitrogen, NO_3^-)
แปลงรูปเป็นก๊าซไนโตรเจน ด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน
5. ก๊าซไนโตรเจน (Nitrogen Gas)
สามารถแยกตัวออกจากน้ำเสีย สูบบรรยากาศได้โดยตรง

เป้าหมายการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย อยู่ที่การแปลงรูปสารประกอบไนโตรเจนทุกตัวที่มีอยู่ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนซึ่งคงตัวที่สุดและสามารถแยกตัวออกสู่อากาศได้ รูปที่ 2.7 จะแสดงให้เห็นถึงเส้นทางการแปลงรูป รวมทั้งกระบวนการการแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจนได้อย่างชัดเจน

กลไกในการทำงานของกระบวนการต่างๆ แตกต่างกันและมีความสำคัญ โดยเฉพาะอย่างยิ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน รายละเอียดกลไกของกระบวนการต่างๆ มีดังต่อไปนี้



รูปที่ 2.7 เส้นทาง การแปลงรูปและกระบวนการแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจน (Sedlak, 1991 อ้างถึงในรัชพล, 2540)

2.8.1 กระบวนการ Ammonification

กระบวนการ Ammonification เป็นกระบวนการที่แปลงรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจน โดยอาศัยเอนไซม์ (Enzyme) ของจุลินทรีย์ชนิดต่างๆ ที่มีอยู่ทั่วไป กระบวนการ Ammonification สามารถเกิดได้ง่ายและรวดเร็ว โดยใช้ระยะเวลาเพียงประมาณ 1 ชั่วโมงที่สารอินทรีย์ไนโตรเจน ถูกทิ้งลงสู่ระบบรวมรวมน้ำเสียเท่านั้น กระบวนการ Ammonification ก็ยังสามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์

2.8.2 กระบวนการ Assimilation

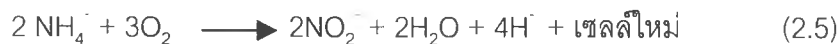
กระบวนการ Assimilation เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ที่มีอยู่ทั่วไปใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนียในการเจริญเติบโตสร้างเซลล์ใหม่ขึ้น ดังนั้นอัตราการกำจัดหรืออัตราการใช้แอมโมเนียในการสร้างเซลล์ จึงขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน และโดยทั่วไปการสังเคราะห์เซลล์ใหม่จะใช้แอมโมเนียเพียงประมาณร้อยละ 3 ของซีไอดี(สารอินทรีย์คาร์บอน)เท่านั้น การกำจัดวิธีนี้จึงมีประสิทธิภาพต่ำมาก นอกจากนี้เซลล์ใหม่ที่ได้ก็จะสามารถแปลงรูปกลับมาเป็นแอมโมเนียได้ใหม่ วิธีนี้จึงไม่เป็นที่นิยมใช้กัน

2.9 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification Process)

เป็นกระบวนการที่จุลินทรีย์ทำการออกซิไดซ์ แอมโมเนียให้เปลี่ยนเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ โดยจะเป็นจุลินทรีย์ชนิดออกโตโทรบมีอยู่ 2 ชนิดคือ ไนโตรโซโมนาส

(Nitrosomonus) และไนโตรแบคเตอร์(Nitrobactor) ซึ่งแต่ละชนิดจะทำหน้าที่ต่างกันดังสมการดังนี้

1) ปฏิกริยาจากไนโตรโซโมนาสจะออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นไนไตรท์



2) ปฏิกริยาจากไนโตรแบคเตอร์จะออกซิไดส์ไนไตรท์ให้เป็นไนเตรท



เนื่องจากการเกิดไนไตรท์ได้ค่อนข้างยาก (รูปที่ 2.7) ทำให้สรุปว่าอัตราของการเกิดไนเตรทจะเป็นตัวควบคุมปฏิกริยาโดยรวม และเมื่อรวมถึงการใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ของจุลินทรีย์ด้วยแล้ว จะได้สมการโดยรวมของกระบวนการไนตริฟิเคชันคือ



จากสมการ 2.7 ในการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไนโตรเจน 1มก./ล. จะใช้ออกซิเจน 4.33 มก./ล. ใช้ความเป็นด่าง 7.14 มก./ล. และเกิดเซลล์ใหม่ 0.15 มก./ล.

2.9.1 จลนศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification Kinetics)

เนื่องจากการศึกษานี้เป็นการเจริญเติบโตแบบ Attached Growth จึงใช้ปรากฏการณ์ของปฏิกริยาแพร่ผ่านภายในผิวฟิล์มจุลินทรีย์ quasihomogeneous มาอธิบายถึงจลนศาสตร์ของกระบวนการสมการที่ใช้คือ

$$dS / dt = D_s (d^2S/dZ^2) + r_s \quad (2.8)$$

โดย : S = สารอาหารที่เกิดปฏิกริยา (มวล/ความยาว³)

T = เวลา (เวลา)

Z = ความหนาชั้นฟิล์มจุลินทรีย์จากผิวนอกของฟิล์ม (ความยาว)

r = อัตราการเกิดปฏิกริยาที่เกี่ยวข้อง (มวล/เวลา)

D_s = สัมประสิทธิ์การแพร่ผ่าน (ความยาว² / เวลา)

และเมื่อพิจารณาถึงปฏิกิริยาในสารแต่ละชนิดจะได้สมการคือ

$$\text{สำหรับ } \text{NH}_4^+ : d[\text{NH}_4^+]/dt = D_{\text{NH}_4} \{d^2[\text{NH}_4^+]/dZ^2\} - r_{\text{NH}_4} \quad (2.9)$$

$$\text{สำหรับ } \text{NO}_2^- : d[\text{NO}_2^-]/dt = D_{\text{NO}_2} \{d^2[\text{NO}_2^-]/dZ^2\} + r_{\text{NH}_4} - r_{\text{NO}_2} \quad (2.10)$$

$$\text{สำหรับ } \text{NO}_3^- : d[\text{NO}_3^-]/dt = D_{\text{NO}_3} \{d^2[\text{NO}_3^-]/dZ^2\} - r_{\text{NO}_2} \quad (2.11)$$

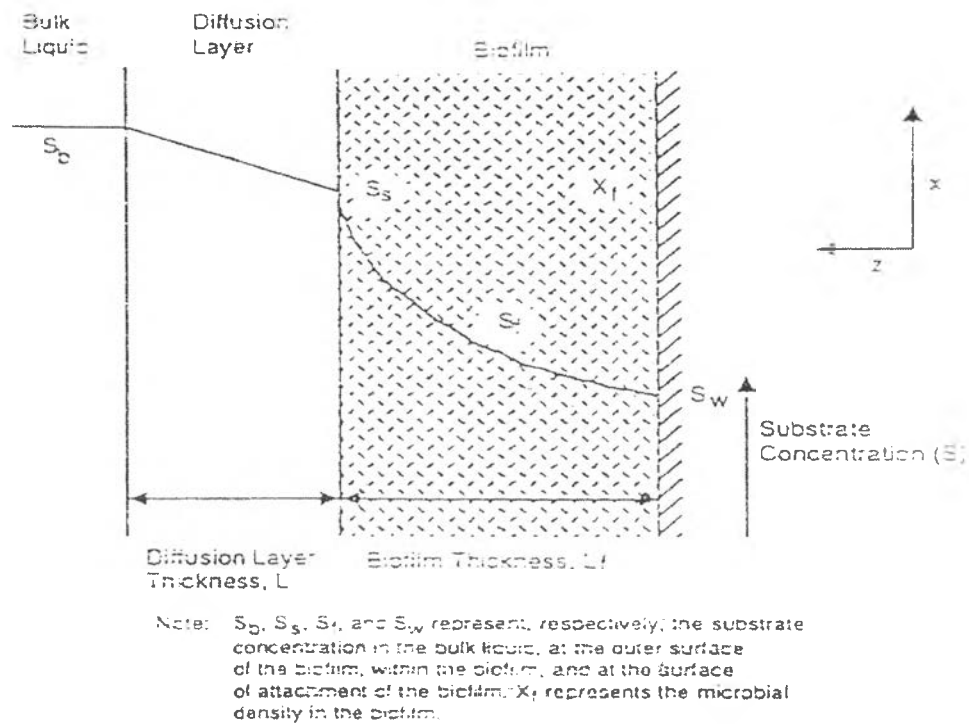
$$\text{และสำหรับ } \text{O}_2 : d[\text{O}_2]/dt = D_{\text{O}_2} \{d^2[\text{O}_2]/dZ^2\} - S_1 r_{\text{NH}_4} - S_2 r_{\text{NO}_2} \quad (2.12)$$

ความต้านทานการแพร่ผ่านเป็นสิ่งที่เกี่ยวข้องหลักในการเจริญเติบโตแบบนี้ การออกแบบจึงมีความซับซ้อน ต้องพิจารณาจากกระบวนการถ่ายเทมวลและพื้นที่ผิวจุลินทรีย์ อีกทั้งอาศัยผลจากการทดลอง แต่ยังใช้หลักการของ stoichiometry กฎของ Fick และสมการจลน์ศาสตร์ของ Monod จากการแสดงลักษณะแบบจำลองของทฤษฎีฟิล์มจุลินทรีย์ได้ในรูปที่ 2.8 ซึ่งเมื่อมีการแพร่ผ่านความเข้มข้นของสารอาหารจะค่อย ๆ เปลี่ยนผ่านชั้นฟิล์มที่ผิวการเจริญเติบโต การไหลผ่านชั้นสามารถเขียนได้ในสมการที่ 2.13 ดังนี้

$$J = AD (\Delta S / \Delta L) \quad (2.13)$$

โดย :	J	=	อัตราการไหลผ่านชั้นฟิล์มจุลินทรีย์	(มวล/เวลา)
	A	=	พื้นที่ผิวของจุลินทรีย์	(ความยาว ²)
	D	=	สัมประสิทธิ์การแพร่ผ่าน	(ความยาว ² /เวลา)
	ΔS	=	ผลต่างของความเข้มข้นสารอาหารผ่านผิวจุลินทรีย์	(มวล/ความยาว ³)
	ΔL	=	ความหนาของผิวฟิล์ม	(ความยาว)

จากแบบจำลองของผิวฟิล์มจุลินทรีย์ แสดงถึงอัตราออกซิไดซ์แอมโมเนียในระบบ Attached Growth จะไม่ลดลงมากเท่ากับระบบ Suspended Growth ในสถานะเดียวกัน ทำให้มีข้อดีกว่าในการทนต่อสภาพที่มีอุณหภูมิต่ำ



รูปที่ 2.8 แบบจำลองทางทฤษฎีของชีวฟิล์มจุลินทรีย์ (US EPA, 1994)

2.9.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) อุณหภูมิ (Temperature, T)

กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดในช่วงอุณหภูมิ 4 – 45 °C โดยที่อุณหภูมิ 35 °C เหมาะต่อจุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาส และที่ 35 ถึง 42 °C เหมาะต่อจุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ แต่โดยทั่วไปแล้วอัตราของปฏิกิริยาจะเพิ่มตามอุณหภูมิที่สูงขึ้นตามสมการของ Arrhenius ที่อุณหภูมิ 5-30 °C ดังนี้

$$\mu_m = 0.47 C^{0.098(T-15)} \quad (2.14)$$

โดย : μ_m = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (ต่อวัน)

T = อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)

2) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO)

ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความสำคัญต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันเนื่องจากเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจากแอมโมเนียไนโตรเจนเพื่อเปลี่ยนไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับ โดยทั่วไปมักให้มีความระหว่าง 0.5 – 2.5 มก./ล. และมากขึ้นตามอุณหภูมิที่สูงขึ้น จึงจะไม่กระทบต่อกระบวนการ ผลกระทบจากค่าออกซิเจนละลายสามารถใช้สมการจลนศาสตร์ของ Monod ในรูปของไนโตรเจนและค่าออกซิเจนละลายได้คือ

$$\mu = [\mu_m N / K_n + N][DO / K_o + DO] \quad (2.15)$$

โดย μ = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ

N = ค่าแอมโมเนียไนโตรเจน

K_n = ค่าสัมประสิทธิ์กึ่งอิ่มตัวของแอมโมเนียไนโตรเจน

K_o = ค่าสัมประสิทธิ์กึ่งอิ่มตัวของออกซิเจนละลาย

DO = ค่าออกซิเจนละลาย

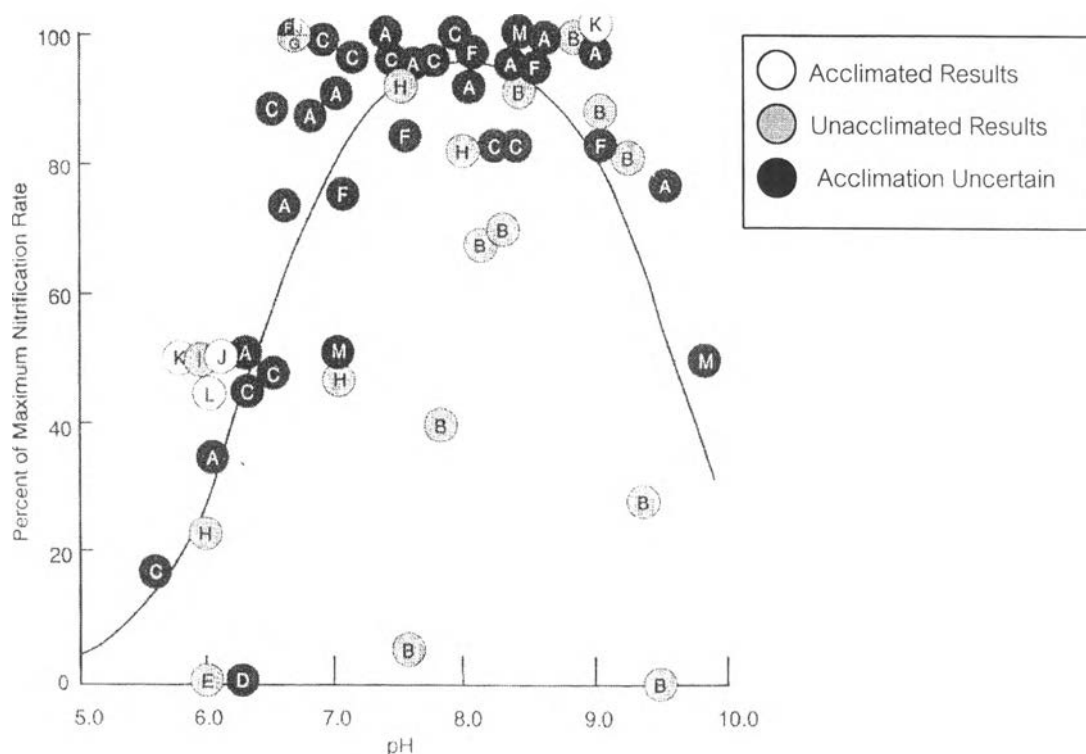
3) ค่าความเป็นกรด ต่าง (pH)

ค่า pH ที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 6.5-8.0 ขึ้นอยู่กับสภาพความเป็นต่างและค่าคาร์บอนไดออกไซด์ในระบบ แต่ถ้าอยู่ในสภาวะกรดอัตราออกซิเดชันแอมโมเนียจะลดลง ดังแสดงในรูปที่ 2.9

4) ค่าความเป็นต่าง (Alkalinity)

จากทฤษฎีที่ค่าความเป็นต่างถูกใช้ไป 7.14 ก. ต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 ก. พบว่าในทางปฏิบัติจะมีค่าเท่ากันหรือน้อยกว่า การลดค่าอัตราส่วนความเป็นต่างต่อแอมโมเนียไนโตรเจนมีผลต่อการกำจัดแอมโมเนียมาก และจากการศึกษาของ Hao และ Chem (1994) ค่าความเป็นต่างที่เหลือต่ำสุดที่จะเกิดกระบวนการนี้ คือ 30 มก./ล. และในกรณีค่าความเป็นต่างที่

เหลืออยู่ต่ำกว่าประมาณ 50 มก./ล. พบว่าจุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาสเจริญเติบโตดีกว่าไนโตรแบคเตอร์ ดังนั้นมักจะพบว่ามีไนโตรท์สูง ในขณะที่การกำจัดแอมโมเนียต่ำกว่าที่ค่าความเป็นด่างจำกัด



รูปที่ 2.9 ผลกระทบจากค่าความเป็นกรดต่างต่ออัตราไนตริฟิเคชัน(US EPA, 1994)

5) ค่าอัตราส่วนระหว่างค่า BOD กับค่า TKN

ค่าอัตราส่วนระหว่างค่า BOD กับค่า TKN เป็นปัจจัยที่สำคัญมาก โดยปกติในกระบวนการไนตริฟิเคชันที่มีสารอินทรีย์เพียงพอต่อการเติบโตของพวกเฮเทอโรโทรบ ซึ่งมีอัตราการสร้างเซลล์เร็วกว่าพวกไนตริไฟอิง(Nitrifying Bacteria) ทำให้เวลาออกแบบจะต้องคำนึงถึงพวกไนตริไฟอิงโดยให้มีค่าเวลาเก็บกักของแข็ง (Solid Retention Time) ให้เพียงพอเพื่อไม่ให้เกิดการไล่ล้างจุลินทรีย์ออกจากระบบของพวกไนตริไฟอิง

โดยอัตราส่วนของค่า BOD ต่อค่า TKN จะแปรผกผันกับสัดส่วนปริมาณจุลินทรีย์พวกไนตริไฟอิง โดยอัตราส่วนของ BOD:TKN เพิ่มขึ้น สัดส่วนของไนตริไฟอิงก็จะลดลงดังตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ความสัมพันธ์ระหว่างค่า BOD / TKN ต่อสัดส่วนของไนโตรไฟอิง (US EPA,1975)

BOD ₅ /TKN	Nitrifier Fraction	BOD ₅ /TKN	Nitrifier Fraction
0.5	0.35	5	0.054
1	0.21	6	0.043
2	0.12	7	0.037
3	0.083	8	0.033
4	0.064	9	0.029

6) สารยับยั้งและสารพิษ

พวกไนโตรไฟอิงมีความอ่อนไหวต่อสารเคมีที่เป็นพิษที่มาในน้ำเสีย ซึ่งทำให้เกิดการขัดขวางกระบวนการไนโตรฟิเคชัน ทำให้อัตราลดลง หรือมากพอที่จะทำให้จุลินทรีย์ชนิดนี้ตายและหยุดกระบวนการจนกว่าความเป็นพิษจะหมด แล้วสร้างเซลล์ขึ้นมาใหม่

สารยับยั้งเนื่องจากพวกไม่มีประจุของไนโตรเจน คือ แอมโมเนีย (NH₃) แอมโมเนียอิสระ (Free Ammonia, FA) กรดไนตริก (HNO₂) และกรดไนตริกอิสระ (Free HNO₂, FNA) โดย FA จะยับยั้งไนโตรโซโมนาส ที่ความเข้มข้น 10 – 150 มก./ล. และไนโตรแบคเตอร์ที่ 0.1 – 1.0 มก./ล.. FNA เริ่มยับยั้งไนโตรไฟอิงทั้งสองชนิดที่ 0.2 – 2.8 มก./ล. โดยตารางที่ 2.2 แสดงถึงปริมาณของแอมโมเนียและไนโตรที่ไนโตรเจน ในการยับยั้งจุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ที่ pH ต่างๆ

ตารางที่ 2.2 ปริมาณแอมโมเนียและไนโตรที่ที่ยับยั้งจุลินทรีย์ไนโตรแบคเตอร์ที่ pH ต่างๆ ; หน่วย มก./ล.(Anthonisen, 1967 อ้างถึงใน รัชพล, 2540)

PH	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ -N
6.0	210-2100	30-330
6.5	70-700	88-1050
7.0	20-210	260-3320
7.5	7-70	-
8.0	2-20	-

2.10 รายงานและผลการวิจัยที่เกี่ยวกับระบบไนตริฟิเคชันแบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศ

Rogalla และ Bourigot (1990) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพเติมอากาศที่ใช้ BIOCABONE ที่เป็นตัวกลางผิวขรุขระเพื่อให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและเป็นการกรองไปในตัวโดยใช้การไหลขึ้นเพื่อลดการอุดตันในชั้นกรองที่เกิดในแบบการไหลลง สามารถสรุปผลได้คือ

1) ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน เนื่องจากพื้นที่ผิวมากและมีการให้อากาศกับผิวกรองที่ขรุขระซึ่งเหมาะสมต่อจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรบในการยึดเกาะตัวกลาง อัตราไนตริฟิเคชันจึงขึ้นอยู่กับค่าอายุสลัดจ์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน (COD : N) เท่ากับ 10 แอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์จนหมด โดยมีเวลาสัมผัสแบบไม่มีชั้นกรองตั้งแต่ 1 ชม. ขึ้นไป

2) ค่าภาระบรรทุกสูงอัตราการกำจัดจะเพิ่มตามแต่จะลดประสิทธิภาพลง

3) ถึงปฏิกรณ์ขนาดพื้นที่ 0.07 ตร.ม. ความสูงชั้นกรอง 3 ม. และมีอัตราการไหลเท่ากับ 0.5 ลบ.ม./ชม. สามารถรองรับภาระบรรทุกทางอินทรีย์ได้ถึง 10 กก.ซีโอดี / ลบ.ม.-วัน

Figueroa และ Silverstein (1992) ได้ศึกษาผลกระทบของสารอินทรีย์ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันแบบฟิล์มจุลินทรีย์ โดยศึกษาในถังปฏิกรณ์แบบแผ่นจุลินทรีย์หมุน (RBC) ได้ผลสรุปว่า

1) ความสัมพันธ์ค่าบีโอดี ต่อ ค่าแอมโมเนียเข้าและออก คือ

$$(N_0 - N) = 24.8 - 0.223 \text{ BOD}_5 \quad (2.16)$$

$$\text{โดย } N_0 = \text{แอมโมเนียเข้า} \quad (\text{มก./ล.})$$

$$N = \text{แอมโมเนียออก} \quad (\text{มก./ล.})$$

$$\text{BOD}_5 = \text{ค่าบีโอดีเข้า} \quad (\text{มก./ล.})$$

2) ไนตริฟิเคชันเกิดสมบูรณ์เมื่อค่าบีโอดีต่ำกว่า 20 มก./ล. ที่ภาระบรรทุกทางชีวศาสตร์ 98 ลิตร/ม²-วัน โดยมีค่าออกซิเจนละลายเพียงพอ

3) เมื่อค่าบีโอดีเพิ่มขึ้นจะเริ่มขัดขวางการเกิดไนตริฟิเคชัน และเมื่อค่าบีโอดีสูงมากจะยับยั้งกระบวนการโดยสิ้นเชิง

Pujol, Hamon, Kandel และ Lemmel (1994) ศึกษาถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลขึ้น BIOPUR สรุปได้คือ

1) ในระบบไนตริฟิเคชัน รับภาระบรรทุกได้ 1.5 กก.NH₄⁺-N/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง 10 ม./ชม. โดยภาระบรรทุกทางอินทรีย์ได้ 10 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง 6 ม./ชม.

2) ในส่วนระบบดีไนตริฟิเคชันรับภาระบรรทุกได้ถึง 4 กก.NO₃⁻-N /ลบ.ม.-วัน ที่อัตราการกรอง 14 ม./ชม.

Fruhen, Bocker, Eidens, Haaf, Leibeskind และ Schmidt (1994) ศึกษาไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์โดยจุลินทรีย์แบบยัดติดตัวกลางชนิดไหลขึ้น โดยใช้ตัวกลางดินพอง (Expanded Clay) ขนาด 6-8 มม. ถังมีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 48.5 ซม. ความสูง 4 ม. ทำงานโดยไม่มีการเวียนน้ำกลับเพื่อให้เป็นการไหลแบบ Plug flow ได้ผลสรุปคือ

1) อัตราไนตริฟิเคชันจะสูงสุด ณ จุดน้ำเข้าและลดลงตามลำดับโดยมีค่าเท่ากับ $535 \text{ ก. NH}_4^+ - \text{N} / \text{ม}^3 \cdot \text{วัน}$ และ ณ จุดออกมีค่า $120 \text{ ก. NH}_4^+ - \text{N} / \text{ม}^3 \cdot \text{วัน}$

2) ทำการล้างย้อนเมื่อน้ำออกมีค่าแอมโมเนียถึง 8 มก./ล. โดยภายหลังการล้างย้อนอัตราไนตริฟิเคชันยังคงเดิม ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเซลล์พวกไนตริไฟเออร์ยังคงเหลือแม้ทำการล้างย้อนกลับแล้วก็ตาม

Hao และ Chem (1994) ศึกษาผลกระทบต่อ การเกิดไนโตรทรีในระบบถังกรองชนิดจมน้ำ โดยใช้ท่อปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 5 ซม. สูง 1.5 ม. ตัวกลางชนิดวง Raschig ชนิด PVC พบว่า

1) อัตราการบรรทุกทางน้ำ ยิ่งสูงจะทำให้การเกิดไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์

2) อัตราไนตริฟิเคชัน อยู่ระหว่าง $0.4 - 0.7 \text{ กก.} / \text{ม}^2 \cdot \text{วัน}$ เนื่องจากตัวกลางเป็น PVC มีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง

2.11 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification Processes)

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีไนตริฟิเคชัน ผลิตภัณฑ์ที่ได้ยังมีสารประกอบไนโตรเจน คือ ไนโตรที่มีปริมาณน้อยและไนเตรท ซึ่งต้องทำการกำจัดต่อ วิธีในการลดไนเตรทโดยระบบทางชีววิทยาซึ่งมีอยู่ 2 กระบวนการคือ

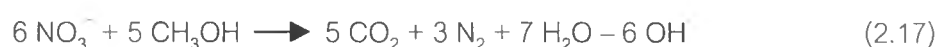
2.11.1 กระบวนการ Assimilation เป็นการเปลี่ยนไนเตรทไปเป็นแอมโมเนีย เพื่อใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งจะเกิดขึ้นในสภาพที่ไม่มีออกซิเจนและไม่มีแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ในระบบ

2.11.2 กระบวนการ Dissimilation หรือ Denitrification เป็นการเปลี่ยนไนเตรทให้อยู่ในรูปไนโตรทรี ไนตริกออกไซด์ ไนตรัสออกไซด์และก๊าซไนโตรเจน ตามลำดับ โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทรบ สามารถลดไนเตรทโดยใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอน แม้ว่าจุลินทรีย์ชนิดออโตโทรบบางชนิดก็สามารถทำได้ ชนิดจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรบหลักๆ ได้แก่ Pseudomonas , Micrococcus , Achromobacter และ Bacillus

ในกระบวนการนี้จำเป็นต้องใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดปฏิกิริยาสามารถแบ่งเป็น 2 ชนิดคือ

1) ชนิดใช้สารอาหารไนเตรท (Substrate Nitrate Denitrification) เป็นการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในปฏิกิริยา สามารถแบ่งย่อยแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมลงไปได้อีก คือ

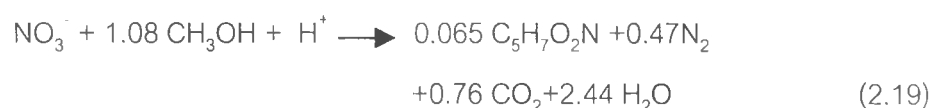
- จากเมทานอล (Methanol) โดยมีสมการเคมีของการใช้ในเตรทคือ



และไนเตรทบางส่วนประมาณร้อยละ 25-30 จะถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ดังสมการที่ 2.18 (Metcalf และ Eddy, 1991) คือ



เมื่อรวมสมการ 2.17 และ 2.18 เป็นสมการรวมในการใช้ในเตรท คือ



จากสมการ 2.19 ในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. ต้องใช้เมทานอล 2.47 มก./ล. นอกจากนี้ในกรณีที่มิใช่ไนโตรทและออกซิเจนละลายเหลืออยู่จะต้องถูกรีดิวซ์และปริมาณเมทานอลจะเพิ่มขึ้นตามสมการ

$$M = 2.47N_0 + 1.53N_1 + 0.87 \text{DO} \quad (2.20)$$

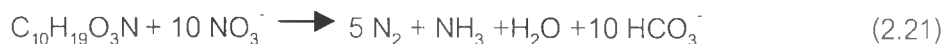
โดย M = ความต้องการเมทานอล (มก./ล.)

N_0 = ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)

N_1 = ความเข้มข้นไนเตรท (มก./ล.)

DO = ค่าออกซิเจนละลาย (มก./ล.)

- จากแหล่งน้ำเสีย โดยใช้คาร์บอนอินทรีย์จากน้ำเสียคือ $C_{10}H_{19}O_3N$ ดังสมการ



จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จะใช้ค่าซีโอดี 4.4 มก./ล.

2) ชนิดใช้สารอาหารภายในเซลล์ (Endogenous Nitrate Denitrification) เป็นการให้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์ จากการสลายตัวของเซลล์ โดยที่ไนเตรท เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังสมการ



จากสมการในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 มก./ล. จุลินทรีย์จะถูกย่อยสลายไป 2.02 มก./ล. ซึ่งโดยทั่วไปแล้ว กระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบนี้จะมีอัตราการเกิดต่ำที่สุด

2.11.3 จลนศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

สมการที่ใช้อธิบายจลนศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ก็คือ สมการโมนอด์ เช่นเดียวกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน ดังนี้

$$\mu = \mu_m S / (K_s + S) \quad (2.23)$$

แต่เนื่องจากในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ปัจจัยที่กำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยามีอยู่ 2 ปัจจัย คือ ปริมาณไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นสมการโมนอด์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน คือ

$$\mu_D = \mu_{mD} D S / (K_D + D) (K_S + S) \quad (2.24)$$

โดยที่ μ_D = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์ (วัน⁻¹)

μ_{mD} = อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ (วัน⁻¹)

D = ความเข้มข้นของไนเตรท (มก./ล.)

S = ความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอน (มก./ล.)

$$K_D = \text{ค่าคงที่การอิมิตัวของไนเตรท} \quad (\text{มก./ล.})$$

$$K_S = \text{ค่าคงที่การอิมิตัวของสารอินทรีย์คาร์บอน} \quad (\text{มก./ล.})$$

Metcalf และ Eddy (1991) ได้ทำการสรุปรวบรวมค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จากการศึกษาที่ผ่านมา ดังแสดงในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Metcalf และ Eddy , 1991)

Coefficient	Unit	Value	
		Range	Typical
μ_m	d^{-1}	0.3-0.9	0.3
K_D	mgNO ₃ -N/l	0.06-0.20	0.1
Y	mgVSS/ mgNO ₃ -N	0.4-0.9	0.8
k_d	d^{-1}	0.04-0.08	0.04

โดยที่ μ_m คือ อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์

K_D คือ ค่าความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรทที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด

Y คือ ยิลด์ของเฮทเทอโรโทรฟที่เป็นดีไนตริไฟอิง

k_d คือ สัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อย

2.11.4 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในการใช้ไนเตรทนั้นจะต้องเกิดในสภาวะที่ขาดออกซิเจน (Anoxic) มิฉะนั้นแล้วจุลินทรีย์จะยังคงใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอาหารแทนที่จะใช้ไนเตรท ดังนั้นจึงจำเป็นที่จะต้องควบคุมให้ระบบมีค่าออกซิเจนละลายให้น้อยที่สุด

โดยทั่วไปค่าออกซิเจนละลายน้ำที่มากกว่า 0.2 มก./ล. จะยับยั้งการเกิดดีไนตริฟิเคชัน และที่ค่าออกซิเจนละลายน้ำ 0.2 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 50 ของค่าออกซิเจน

ละลายน้ำเท่ากับศูนย์และที่ออกซิเจนละลายน้ำ 2.0 มก./ล. อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเหลือร้อยละ 10 ของค่าออกซิเจนละลายน้ำเท่ากับศูนย์

2) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรท

เป็นตัวกำหนดอัตราปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยจะต้องคำนึงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนให้เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา จากสมการที่ 2.19 ในการรีดิวซ์ไนเตรท 1 ก. จะใช้เมธานอล 2.47 ก. และการกำจัดไนเตรท 1 มก./ล. ใช้ซีโอดี 8.6 มก./ล. และ อัตราส่วนของบีโอดี ต่อไนเตรทที่เหมาะสมในการเกิดดีไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 4:1

3) ค่าความเป็นกรด-ด่าง และค่าความเป็นด่าง (pH , Alkalinity)

ในกระบวนการนี้จะได้รับผลกระทบจากค่า pH น้อยกว่าในกระบวนการไนตริฟิเคชันและในขณะเดียวกัน ก็จะเพิ่มความแตกต่างทำให้ค่า pH สูงขึ้นถ้าความเข้มข้นของไนเตรทที่ถูกกำจัดมีค่าสูง

Parker และคณะ (1975) อ้างถึงใน US EPA (1994) ได้สรุปผลกระทบของค่า pH ต่อกระบวนการดังแสดงในรูปที่ 2.10 ซึ่งผลการเกิดอัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดอยู่ในช่วง pH 7 - 7.5

4) อุณหภูมิ (Temperature, T)

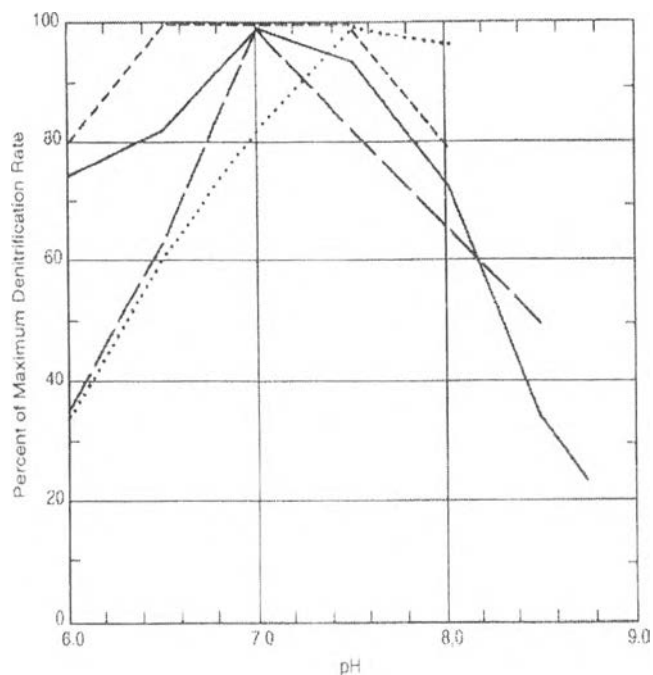
ผลของอุณหภูมิต่อดีไนตริฟิเคชัน ได้มีผู้ศึกษาไว้หลายท่าน ซึ่ง US EPA(1994) ได้ทำการสรุปรวบรวมไว้ดังแสดงในรูป 2.11 ซึ่งสามารถสรุปได้ว่า อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันจะลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลง โดยอุณหภูมิจะมีผลอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเมื่อพิจารณาพร้อมกับค่าออกซิเจนละลาย (DO) ของระบบแล้ว จะมีความสัมพันธ์ดังสมการต่อไปนี้

$$U'_{DN} = U_{DN} 1.09^{(T-20)} (1-DO) \quad (2.25)$$

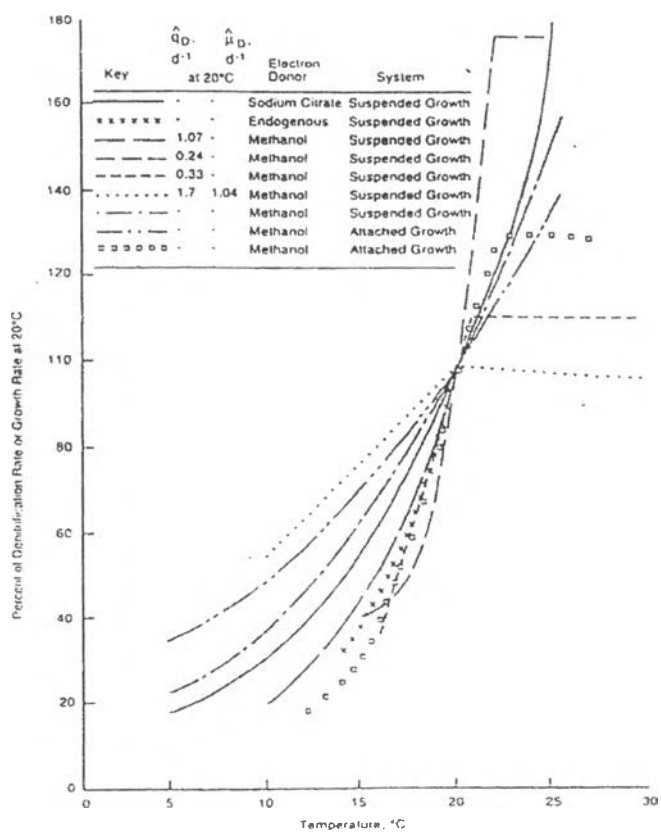
โดย U'_{DN} = Overall Denitrification Rate (วัน⁻¹)

U_{DN} = Specific Denitrification Rate (วัน⁻¹)





รูปที่ 2.10 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราดีไนตริฟิเคชันกับค่า pH (US EPA, 1994)



รูปที่ 2.11 ผลกระทบของอุณหภูมิต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (US EPA, 1994)

5) สารยับยั้งปฏิกิริยา

จุลินทรีย์ดีไนตริไฟเออร์ได้รับผลกระทบจากสารยับยั้งปฏิกิริยาน้อยกว่าจุลินทรีย์พวกไนตริไฟเออร์ เนื่องจากจุลินทรีย์ดีไนตริไฟเออร์มีความสามารถในการปรับตัวต่อสารยับยั้งสูง

6) ข้อจำกัดในการแพร่ผ่าน

จุลินทรีย์ชนิด Attached Growth มีข้อจำกัดในการแพร่ผ่านซึ่งได้จากผลทางการทดลองศึกษาทั้งในระดับทดลองและระบบจริง อัตราดีไนตริฟิเคชันมักจะขึ้นอยู่กับพื้นที่ผิวหรือปริมาตรตัวกลาง

ในกรณีสภาวะปั่นป่วน เช่น ระบบฟลูอิดไดซ์เบด อัตราเคลื่อนที่ของมวลสูงจนทำให้การแพร่ผ่านไม่เป็นตัวยับยั้งปฏิกิริยา ทำให้การออกแบบจะใช้สมการเดียวกับการเจริญเติบโตแบบแขวนลอย

2.12 รายงานและผลการวิจัยที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

Cooper และ Wheeldon (1981) ศึกษากระบวนการฟลูอิดไดซ์เบดในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันร่วมกับกระบวนการไนตริฟิเคชัน โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากน้ำเสียที่ตกตะกอน (Settled Sewage) ในรายงานอ้างถึงว่ายังไม่มีการศึกษาเรื่องนี้มาก่อน ถึงปฏิกรณ์มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 0.2 ม. สูง 3.8 ม. ตัวกลางเป็นทรายขนาดเฉลี่ย 0.61 มม. ทำการทดลองโดยใช้อัตราส่วน C/NO₃ - N และความเร็วในถังเป็นตัวแปร ได้ผลดังนี้

1) ในกรณีที่อัตราส่วนการเวียนน้ำที่กลับ 1:1 และน้ำทิ้งมีไนเตรท 14 – 16 มก./ล. จะเกิดการทะลุผ่านของไนโตรทและไนเตรท ขณะที่ใช้อัตราส่วนการเวียนกลับที่ 3:1 และความเข้มข้นไนเตรท 8 มก./ล. ปฏิกรณ์ดีไนตริฟิเคชันเกิดสมบูรณ์

2) ในกรณีความเร็วต่างกัน ในถังปฏิกรณ์พบว่าที่ความเร็ว 57.4 ม./ชม. การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกือบสมบูรณ์ ส่วนที่ความเร็ว 40.2 และ 32.9 ม./ชม. ปฏิกรณ์เกิดสมบูรณ์ตั้งแต่ความสูง 1.0 ม. จากความสูงชั้นตัวกลาง 3.2 ม. โดยเหนือความสูง 1.0 ม. จะเริ่มเกิดสภาวะไร้อากาศ (Anaerobic)

MacDonald (1990) ศึกษาถังปฏิกรณ์ดีไนตริฟิเคชันชนิดฟลูอิดไดซ์ได้ปรับปรุงโรงบำบัดน้ำเสียเดิม ให้มีปริมาณไนเตรทที่ออกจากโรงบำบัดให้น้อยกว่า 2.5 มก./ล. ใช้ตัวกลางเป็นทรายขนาด 0.6 มม.

ความเร็วไหลขึ้น 0.4ม./วินาที รับภาระบรรทุก 3.0 กก.NO₃⁻-N /ม.³(ปริมาตรชั้นขยายตัว)–วัน ใช้ เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน และมีปริมาณการไหล 7500 ลบ.ม./วัน ผลที่ได้ดังนี้

- 1)จากปริมาณไนเตรทเข้า 15-21 มก./ล. สามารถลดลงเหลือ 0-2.0 มก./ล.
- 2)อัตราดีไนตริฟิเคชันสูงสุดทำได้ถึง 3.5 กก. NO₃⁻ - N /ม.³
- 3)เวลาเก็บกักในระบบดีไนตริฟิเคชันชนิดนี้เพียง 8-10 นาที
- 4)ปัจจัยที่มีผลต่อการออกแบบได้แก่ ชนิด ขนาด และปริมาตรตัวกลาง ความหนาแน่นของตัวกลาง พื้นที่หน้าตัดของถังปฏิกรณ์ ซึ่งเป็นปัจจัยในการออกแบบ และปัจจัยในการดำเนินงานจริง คือ ความหนาฟิล์มจุลินทรีย์และความสูงชั้นขยายตัว

Coelhos, Boaventura และ Rodrigues (1992) ศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ชนิดฟลูอิดไดซ์เบด โดยใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลางใช้ถังปฏิกรณ์ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลาง 3.6 ซม. สูง 2.9 ม. ตัวกลางเป็นถ่านกัมมันต์ขนาด 1.69 มม. และใช้โมลาสเป็นแหล่งคาร์บอนสรุปผลได้ดังนี้

- 1)อัตราดีไนตริฟิเคชัน อยู่ระหว่าง 5.3 – 8.6 กก.NO₃⁻ - N /ม.³
- 2)สามารถเริ่มต้นเดินระบบ (Start-up) ได้เร็วภายในเวลา 6.7 – 15.4 ชม.
- 3)เปรียบเทียบตัวกลางระหว่างถ่านกัมมันต์กับทราย พบว่าลักษณะการกระจายของเชื้อจุลินทรีย์ในตัวกลางถ่านกัมมันต์มีความสม่ำเสมอกว่าทราย อีกทั้งรูปทรงและรูภายในถ่านกัมมันต์เหมาะต่อการถูกเชื่อมเนื่องจากการไหล ทำให้เวลาเริ่มต้นระบบใหม่อีกครั้งจะเร็วกว่าการใช้ทราย