บทที่ 2

ทบทวนเอกสาร

ในการศึกษาเรื่องการใช้ถังคัดพันธุ์แบบแอนนอกซิกเพื่อป้องกันสลัดจ์ไม่จมตัวของระบบเอเอสนั้น จำเป็นต้องมีความเข้าใจในเรื่องของลักษณะน้ำเสีย , การเปลี่ยนแปลงรูปสารประกอบไนโตรเจนของน้ำเสียจากทฤษฎีพื้นฐานของกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน , การเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว และการทำงานของถังคัดพันธุ์ เนื่องจากในสภาวะแบบแอนนอกซิกจุลินทรีย์ในระบบบำบัดใช้ไนไตรทและไนเตรทเป็นตัวรับอิเลกตรอนจากน้ำเสียแทนออกซิเจน ซึ่งไนไตรทและไนเตรทเกิดจากการเปลี่ยนแปลงรูปสารประกอบไนโตรเจนของน้ำเสียในถังเติมอากาศ

2.1 ลักษณะของน้ำเสียชุมชน

ลักษณะของน้ำเสียชุมชนในแต่ละแห่งจะมีความแตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับว่าในชุมชนมีอาคารประเภทใดอยู่มากหรือน้อยต่างกัน สภาพเศรษฐกิจของชุมชนและระบบท่อระบายน้ำเสีย จากการสำรวจเพื่อหาข้อมูลในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียรวมของเขตยานนาวา แสดงดังตารางที่ 2.1 เห็นได้ว่าปริมาณไนโตรเจน(ในรูปของทีเคเอ็น)ในน้ำเสียมีค่าสูง เมื่อเทียบกับค่าบีโอดีหรือซีโอดี เนื่องจากน้ำเสียจากบ้านเรือนจะต้องผ่านการบำบัดจากถังเกรอะ(เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบแอนแอโรบิก)ตามเทศบัญญัติก่อนทิ้งสู่ระบบท่อรวบรวมน้ำเสียซึ่งมักเกิดการตกค้างของตะกอนในเส้นท่ออีกด้วย ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบแอนแอโรบิกในเส้นท่อ การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบแอนแอโรบิกจากกระบวนการบำบัดเบื้องต้นทำให้ค่าบีโอดีหรือซีโอดีของระบบบำบัดลดลง รวมทั้งเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของสารอาหารย่อยสลายง่าย ส่วนไนโตรเจนของน้ำเสียจะถูกใช้ในการสร้างเซลล์เพียงเล็กน้อย แต่จะเปลี่ยนอยู่ในรูปสารอินทรีย์ที่ย่อยง่ายขึ้นและแอมโมเนีย ไนไตรทและไนเตรทจะไม่พบในสภาวะแอนแอโรบิก

ตารางที่ 2.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชนจากการสำรวจที่ใช้ในการออกแบบโรงบำบัดน้ำเสียยานนาวา,กทม.(บริษัท ทีม คอนซัลติ้ง เอนจิเนียร์ จำกัด และ บริษัท แอสดีคอน คอร์ปอเรชัน จำกัด,2535)

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าจากการสำรวจ
พีเอช	-	6.9-7.1
ความเป็นด่าง	มก/ล $CaCO_3$	211-308
ของแข็งแขวนลอย	มก/ล	24-73
ของแข็งรวม	มก/ล	348-478
ของแข็งละลาย	มก/ล	324-504
คลอไรด์	มก/ล	48-54
บีโอดี	มก/ล	65-67
ซีโอดี	มก/ล	109-142
ทีเคเอ็น	มก/ล N	21-33
ฟอสเฟต	มก/ล P	3.1-5.4
ไขมัน	มก/ล	0.5
ซัลเฟต	มก/ล	29-34

2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีววิทยาที่นิยมมากคือ กระบวนการเอเอสซึ่งใช้จุลินทรีย์ที่ดำรงชีพในสภาวะที่มีออกซิเจนอิสระและเจริญเติบโตแบบแขวนลอยเป็นตัวทำลายหรือย่อยสลายสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์บางชนิดในน้ำเสีย ทั้งที่อยู่ในรูปของสารละลาย,คอลลอยด์หรือของแข็งแขวนลอย ผลสุดท้ายของปฏิกิริยาได้เป็นเซลล์จุลินทรีย์ พลังงาน น้ำ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ฯลฯ

กระบวนการเอเอสสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพต้องอาศัยปัจจัยดังนี้

ก. ต้องมีจุลินทรีย์ปริมาณที่พอเหมาะ ซึ่งเอื้ออำนวยต่อการกำจัดสารมลพิษและสามารถควบคุมระบบตามความต้องการ

ข. ต้องมีตัวรับอิเลกตรอน (ออกซิเจน,ไนเตรท,ไนไตรท ฯลฯ) ระหว่างปฏิกิริยาการย่อยสลายอยู่ในน้ำเสียพอเพียง

ค. ต้องสามารถแยกจุลินทรีย์ออกจากน้ำเสียที่บำบัดแล้วได้

องค์ประกอบหลักของกระบวนการเอเอส ได้แก่ ถังเติมอากาศซึ่งจุลินทรีย์อาศัยอยู่ในการเจริญเติบโตและย่อยสลายมลสาร และถังตกตะกอนซึ่งใช้แยกจุลินทรีย์และสารแขวนลอยอื่นออกจากน้ำเสียที่บำบัดแล้ว จุลินทรีย์จะถูกนำกลับไปยังถังเติมอากาศเพื่อใช้บำบัดน้ำเสียที่เข้ามาใหม่ ทำให้ได้น้ำใสและมีความสะอาดจนสามารถระบายทิ้งได้

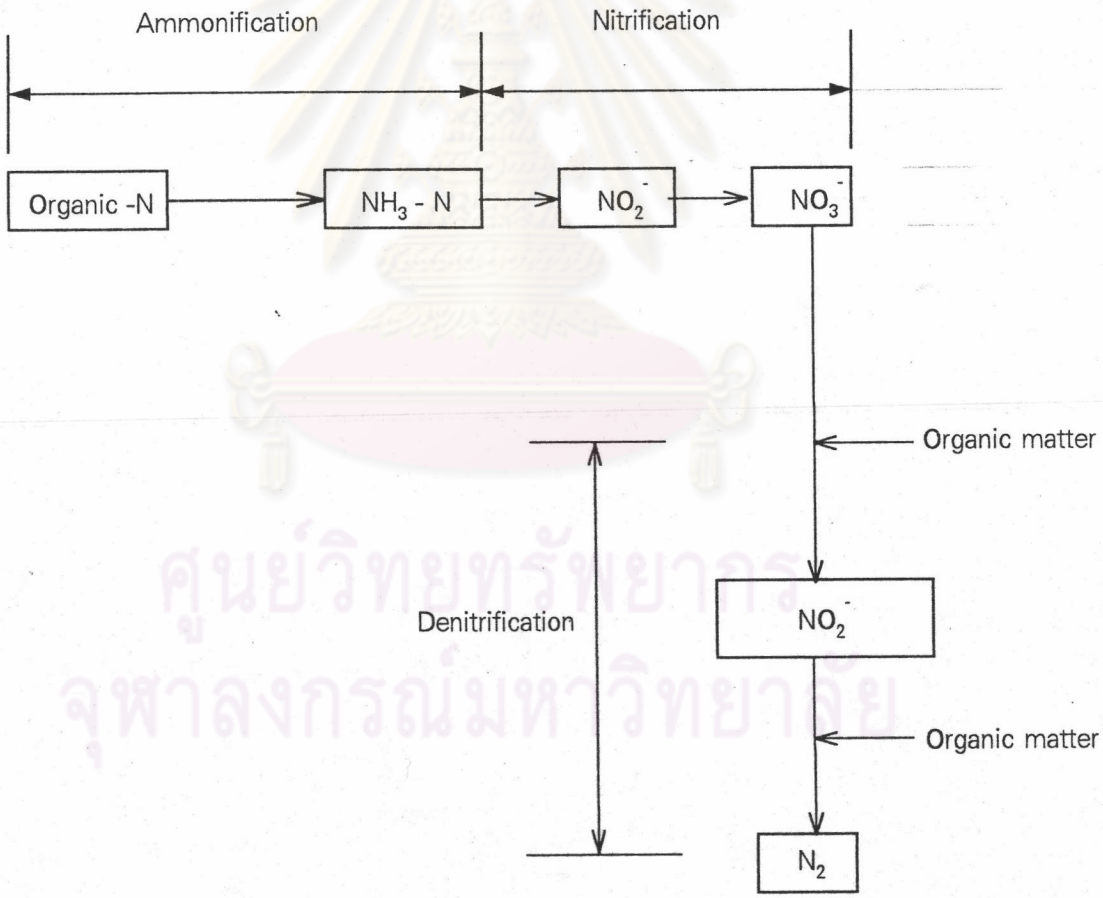
เมื่อพิจารณากระบวนการทางเคมีหรือชีวเคมีของกระบวนการเอเอสสามารถอธิบายได้อย่างง่ายดังนี้ ในน้ำเสียจะประกอบด้วยสารอาหารหลักอยู่ 2 ประเภท คือสารอาหารคาร์บอนในรูปของบีโอดีและสารอาหารไนโตรเจนในรูปของทีเคเอ็น ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียสารอาหารคาร์บอนจะถูกใช้ไปในการสร้างเซลล์ใหม่และย่อยสลายเป็นพลังงานในการดำรงชีวิตโดยใช้ออกซิเจนหลักจากถังเติมอากาศ และเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ในขณะที่สารอาหารไนโตรเจนประมาณ 5%ของสารอาหารคาร์บอนจะถูกใช้ไปในการสร้างเซลล์ใหม่ ส่วนที่เหลือจะเปลี่ยนเป็นไนไตรทและไนเตรทโดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน และเมื่อพิจารณาในระดับเซลล์จุลินทรีย์ไนไตรทและไนเตรทบางส่วนจะถูกนำมาใช้เป็นตัวรับอิเลกตรอนแทนออกซิเจนเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน หรือใช้เป็นระบบดัดแปลงที่สร้างสภาวะแอนนอกซิกขึ้นเพื่อให้ไนไตรทและไนเตรทเป็นตัวรับอิเลกตรอนแทนออกซิเจนโดยเฉพาะ

2.3 ไนโตรเจนในน้ำเสีย

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียมีอยู่ 4 ชนิดคือ อินทรีย์ไนโตรเจน, แอมโมเนีย, ไนไตรท, ไนเตรท ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนเหล่านี้สามารถกระทำได้ทั้งวิธีการทางฟิสิกส์ เคมี และชีวภาพ แต่ในปัจจุบันพบว่าการใช้กระบวนการทางชีวภาพเป็นวิธีที่ประหยัดและเหมาะสมที่สุด

สารประกอบของไนโตรเจนเป็นอาหารเสริม(Nutrients)ที่สำคัญต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต แต่ถ้ามีอยู่ในน้ำทิ้งมากเกินไปจะเกิดเป็นสารมลพิษ ผลกระทบที่เห็นได้ชัดเจน เช่น แอมโมเนียทำให้เกิดความต้องการออกซิเจนสูง ทั้งนี้เพราะแอมโมเนียอาจถูกเปลี่ยนเป็นไนไตรทและไนเตรทเมื่ออยู่ในสภาวะที่เหมาะสม เรียกว่าการเกิดไนตริฟิเคชันซึ่งต้องการออกซิเจนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของปฏิกิริยา ไนไตรทและไนเตรทมีผลเสียต่อสุขภาพเด็กทารกที่มีอายุน้อยกว่า 3 เดือนโดยตรง ทั้งนี้เพราะไนเตรทจะถูกรีดิวซ์เป็นไนไตรทในกระเพาะอาหารของทารก เกิดปฏิกิริยาของไนไตรทและฮีโมโกลบินในเลือดสร้าง Methemoglobin ซึ่ง

ไม่สามารถรับส่งออกซิเจน ผลที่เกิดขึ้นคือเด็กทารกจะขาดออกซิเจน ทำให้มีอาการหายใจไม่ออก และตัวเขียว (Blue babies) และไนเตรทจะช่วยกระตุ้นให้เกิดการเจริญเติบโตของสาหร่ายและพืชน้ำต่างๆ(Eutrophication)ในน้ำนิ่ง ปากอ่าว หรือตามชายฝั่ง ทำให้น้ำขุ่นและดูสกปรก เมื่อพืชน้ำเหล่านี้ตายลงก็จะใช้ออกซิเจนในน้ำจนสิ่งมีชีวิตอื่นไม่สามารถดำรงชีพอยู่ได้ รูปที่ 2.1 แสดงการเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ



รูปที่ 2.1 การเปลี่ยนแปลงของสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่างๆ

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.4 การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีชีววิทยา

สารอินทรีย์ไนโตรเจนถูกย่อยสลายให้กลายเป็นแอมโมเนียได้ง่าย โดยอาศัยเอนไซม์ของจุลินทรีย์ต่างๆในระยะเวลาไม่เกิน 1 ชั่วโมง เรียกว่ากระบวนการแอมโมนิฟิเคชั่น แอมโมเนียอาจถูกกำจัดได้ 2 ทาง คือจุลินทรีย์ดึงไปใช้ในการสร้างเซลล์(Assimilation)หรือถูกแบกทีเรียประเภทออโตโทรปเปลี่ยนเป็นไนไตรทและไนเตรท เรียกว่ากระบวนการไนตริฟิเคชัน ไนไตรทและไนเตรทอาจถูกกำจัดออกจากน้ำเสียได้ด้วยปฏิกิริยาที่เรียกว่ากระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเปลี่ยนไนเตรทและไนไตรทให้เป็นกาซไนโตรเจน

2.4.1 การกำจัดแอมโมเนียด้วยวิธีชีวสังเคราะห์

วิธีนี้ใช้แอมโมเนียเป็นสารอาหารและแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของเซลล์สิ่งมีชีวิต การกำจัดแอมโมเนียจะจำกัดและขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย โดยปกติเซลล์สามารถกำจัดแอมโมเนียได้เพียงประมาณ 3% ของซีโอดีที่อยู่ในน้ำเสียเท่านั้น

2.4.2 การกำจัดแอมโมเนียด้วยวิธีปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ไนตริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาออกซิเดชันทางชีวที่ทำให้แอมโมเนียกลายเป็นไนไตรทก่อนแล้วจึงกลายเป็นไนเตรท อาจทำโดยแบกทีเรียแบบเฮเทอโรโทรปหรือออโตโทรปมากกว่าร้อยชนิดสร้างไนไตรทจากแอมโมเนียได้

งานวิจัยเกือบทั้งหมดของไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียเป็นแบบออโตโทรปแบกทีเรียหลักแบ่งเป็น 2 ชนิดคือ ไนโตรโซโมนัสจะออกซิไดส์แอมโมเนียเป็นไนไตรทซึ่งมีขั้นตอนค่อนข้างซับซ้อน และไนโตรแบกเตอร์ซึ่งออกซิไดส์ไนไตรทเป็นไนเตรทในขั้นตอนเดียว สมการที่ใช้สำหรับชีวสังเคราะห์โดยใช้ค่ายิลด์และปริมาณการใช้ออกซิเจน แสดงได้ดังนี้(US.EPA;1975)

$$55NH_4^+ + 76\ O_2 + 109\ HCO_3^- \xrightarrow{\text{Nitrosomonas}} C_5H_7O_2N + 54NO_2^- + 57H_2O + 104H_2CO_3 \quad (21)$$

$$400NO_2^- + NH_4 + +4H_2CO_3 + HCO_3^- + 1952 \xrightarrow{\text{Nitrobacter}} C_5H_7O_2N + 400NO_3^- + 3H_2O \quad (2.2)$$

สมการรวมจะเป็นดังนี้

$$NH_4^+ + 1.83O_2 + 1.98HCO_3^- \longrightarrow 0.021C_5H_7O_2N + 1.041H_2O + 0.98NO_3^- + 1.88H_2CO_3 \quad (2.3)$$

2.4.3 การกำจัดไนไตรทและไนเตรทด้วยวิธีดีไนตริฟิเคชัน

ดีไนตริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยารีดักชันของไนเตรทให้เป็นไนไตรทและกาซไนโตรเจน ตามลำดับ ไนเตรททำหน้าที่เป็นตัวรับอิเลกตรอนและมีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเลกตรอน ปฏิกิริยาเกิดขึ้นโดยกระบวนการหายใจของดีไนตริฟายอิงแบกทีเรีย ซึ่งเป็นแฟคคัลเททีฟ, เฮเทอโรโทรปแบกทีเรีย ภายใต้สภาวะไม่มีออกซิเจนอิสระ จุลินทรีย์ที่พบมีหลายชนิด เช่น Achromobacter, Aerobacter, Alcaligenes, Bacillus, Flavobacterium, Micrococus, Proteus และ Pseudomonas (ธีระ เกรอต,2534)

ระบบเอนไซม์ที่เกี่ยวกับรีดักชันของไนเตรทมี 2 แบบคือ

1. Assimilatory จะแปลงไนเตรทเป็นแอมโมเนีย สำหรับใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ (Biosynthesis) และจะทำหน้าที่เมื่อไนเตรทเป็นรูปเดียวของไนโตรเจนที่นำไปใช้ได้

2. Dissimilatory จะแปลงไนเตรทเป็นกาซไนโตรเจนและเป็นตัวรับผิดชอบในการเกิดดีไนตริฟิเคชันของน้ำเสีย

ขั้นตอนรีดักชันของไนเตรทแสดงได้ดังนี้

$$NO_3^- \longrightarrow NO_2^- \longrightarrow NO_{(g)} \longrightarrow N_2O_{(g)} \longrightarrow N_{2(g)} \qquad (2.4)$$

ปัจจัยที่มีอิทธิพลต่อชนิดของผลผลิตสุดท้ายที่สร้างขึ้นคือชนิดของจุลินทรีย์และพีเอชของตัวกลาง ค่าพีเอชที่ต่ำกว่า 7.3 จะทำให้การผลิต N_2O มากขึ้น แต่อย่างไรก็ตาม N_2จะเป็นผลผลิตหลักที่สร้างโดยกลุ่มจุลินทรีย์ผสมที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอาจแบ่งเป็น 2 ประเภทตามชนิดของแหล่งอินทรีย์คาร์บอนดังนี้ (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์,2530)

2.4.3.1 Substrate nitrate denitrification

ดีไนตริฟิเคชันแบบนี้จะใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากแหล่งใดก็ได้ที่ไม่ใช่คาร์บอนในเซลล์จุลินทรีย์ อาจเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย($C_{10}H_{19}O_3N$) หรือสารเคมีที่เติมลงไป ซึ่งนิยมใช้เมทธานอล(CH_3OH) ดังสมการ

$$C_{10}H_{19}O_3N + 10NO_3^- \longrightarrow 5N_2 + NH_3 + 3H_2O + 10HCO_3 \qquad (2.5)$$

$$0.833CH_3OH + NO_3^- + 0.167H_2CO_3 \longrightarrow 0.5N_2 + 1.33H_2O + HCO_3^- \quad (2.6)$$

2.4.3.2 Endogenous nitrate denitrification

ในกรณีที่ไม่มีแหล่งอินทรีย์คาร์บอนภายนอก ดีไนตริฟิเคชันยังอาจเกิดขึ้นได้โดยใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของจุลินทรีย์($C_5H_7O_2N$)ดังสมการ

$$C_5H_7O_2N + 4NO_3^- \longrightarrow CO_2 + NH_3 + 2N_2 + 4HCO_3^- \quad (2.7)$$

เมื่อพิจารณาปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันทั้ง 2 ประเภท จะพบว่า Substrate denitrification เป็นปฏิกิริยาการเจริญเติบโตโดยปกติของเซลล์ที่ได้ออกซิเจนจากไนเตรท ส่วน Endogenous denitrification เป็นการย่อยสลายตัวเอง

2.5 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

2.5.1 สตอยชิโอเมตริคของไนตริฟิเคชัน

ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนไตรทโดยไนโตรโซโมนัส และปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนไนไตรทเป็นไนเตรทโดยไนโตรแบกเตอร์ จะได้พลังงานดังสมการ(มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์,2530)

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \longrightarrow 2H^+ + H_2O + NO_2^- + (58\text{-}84 \text{ kcal}) \quad (2.8)$$

$$NO_2^- + 0.5O_2 \longrightarrow NO_3^- + (15.4\text{-}20.9 \text{ kcal}) \quad (2.9)$$

และใช้สารอนินทรีย์คาร์บอน(คือคาร์บอนไดออกไซด์)เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ สมการเคมีที่ใช้แทนปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันสมบูรณ์ คือ

$$NH_4^+ + 2O_2 + 2HCO_3^- \longrightarrow NO_3^- + 2H_2CO_3 + H_2O + (73.4\text{-}104.9 \text{ kcal}) \quad (2.10)$$

ถ้าให้ยิลด์ของไนโตรโซโมนัสและไนโตรแบกเตอร์ มีค่าประมาณ 0.15 มก/มกNH_3-N และ 0.02 มก/มก NO_2-N ตามลำดับ ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันรวมการเจริญเติบโตจะเป็นดังนี้

(US.EPA,1975)

$$NH_4^+ + 1.83\ O_2 + 1.98HCO_3^- \longrightarrow 0.021C_5H_7O_2N + 1.041H_2O + 0.98NO_3^- + 1.88H_2CO_3 \quad (2.11)$$

สมการนี้แสดงว่าในการกำจัดแอมโมเนีย 1 มก-N/ล มีความต้องการออกซิเจน 4.19 มก-O/ล และความเป็นด่าง 7.14 มก-$CaCO_3$/ล แต่ถ้าคิดเฉพาะแอมโมเนียที่ถูกออกซิไดส์เท่านั้น ออกซิเจนและความเป็นด่างที่ต้องการจะมีค่าประมาณ 4.6 มก-O/ล และ 7.07 มก-$CaCO_3$/ล ตามลำดับ เห็นได้ว่าปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ไม่มีผลกระทบเป็นนัยสำคัญต่อการกำจัดไนโตรเจนประเภทนี้

2.5.2 จลน์ศาสตร์ของไนตริฟิเคชัน

สมการโมโนดที่ใช้อธิบายจลน์ศาสตร์ของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน มีความซับซ้อนมากกว่าปฏิกิริยาแอโรบิคออกซิเดชัน ทั้งนี้เพราะแอโรบิคออกซิเดชันมีสารอาหารที่ใช้กำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยาเพียงตัวเดียว คือสารอินทรีย์คาร์บอน ส่วนปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันมีตัวกำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยามากกว่า 1 ตัว เช่น มีสารอาหารสองตัว คือ ออกซิเจน และแอมโมเนียหรือไนไตรท เป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยา เนื่องจาก Ks ของออกซิเจนมีค่าสูง(ประมาณ 0.5-2 มก/ล) ออกซิเจนจึงมีบทบาทสำคัญ สมการโมโนดสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจึงเขียนได้ดังนี้
(ธีระ เกรอต,2534)

$$\mu_N = \mu_{mN}\,(DO)(NH_3\text{-}N)/(K_O+DO)(K_N+NH_3\text{-}N) \quad (2.12)$$

จากสมการจะเห็นว่ามีแต่เทอม NH_3-N และไม่มีเทอม NO_2-N เพราะไนโตรแบกเตอร์สามารถเจริญเติบโตได้รวดเร็วกว่าไนโตรโซโมนัส อัตราเร็วของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจึงขึ้นอยู่กับการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนไตรทของไนโตรโซโมนัส

อย่างไรก็ตาม เนื่องจาก K_N ของไนโตรโซโมนัส(รวมทั้งของไนโตรแบกเตอร์)มีค่าต่ำมาก สมการโมโนดจึงลดรูปเหลือเพียงเทอมของดีโอ ดังนี้

$$\mu_N = \mu_{mN}\,(DO)/(K_O+DO) \quad (2.13)$$

แสดงว่า อัตราเร็วในการเติบโตของแบกทีเรียไม่ขึ้นกับแอมโมเนียหรือไนไตรท

ในกรณีที่ดีโอในถังปฏิกิริยามีค่าสูงมาก อัตราเร็วของการเติบโตจะมีค่าสูงสุดเท่ากับ μ_{mN}

$$\mu_N = \mu_{mN} \quad (2.14)$$

อัตราเร็วจำเพาะสูงสุดของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน สามารถคำนวณได้จากอัตราเร็วจำเพาะสูงสุดในการเติบโตของไนโตรโซโมนัส ดังนี้

$$q_{mN} = \mu_{mN} / Y_N \quad (2.15)$$

จากค่า μ_{mN} และ Y_N เท่าที่มีปรากฏอยู่ในรายงานต่างๆ ทำให้คำนวณค่าของ q_{mN} ได้ประมาณ 0.1- 0.3 มก แอมโมเนีย/มก VSS-ชม

อุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์ ดังนี้

$$\mu_{N(T)} = 0.47\, e^{0.098(T-15)} \quad (2.16)$$

นั่นคือ อัตราเร็วของการเติบโตจะสูงขึ้นตามอุณหภูมิที่เพิ่มขึ้น ค่าของ μ_N ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส สูงประมาณ 0.02 - 0.09 มก /มก-วัน

2.5.3 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

สารประกอบอินทรีย์และอนินทรีย์หลายชนิดแสดงความเป็นพิษและขัดขวางการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์ แอมโมเนียอิสระแสดงความเป็นพิษต่อไนโตรโซโมนัสที่ระดับความเข้มข้นประมาณ 10 - 150 และต่อไนโตรแบกเตอร์ที่ระดับ 0.1 - 1.0 มก /ล กรดไนตรัสอิสระเป็นพิษที่ระดับความเข้มข้นประมาณ 0.22 - 2.8 มก /ล ปริมาณแอมโมเนียอิสระและกรดไนตรัสอิสระขึ้นอยู่กับระดับพีเอชและปริมาณสารประกอบแอมโมเนียทั้งหมด(NH_3, NH_4^+) ดังนั้นระดับพีเอชจึงมีผลกระทบต่อไนตริฟิเคชันด้วย เพื่อให้มีแอมโมเนียอิสระและกรดไนตรัสอิสระน้อยที่สุด ระดับพีเอชควรมีค่า 6 - 7.5 อุณหภูมิและระดับดีโอมีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยจะมีอัตราเร็วขึ้นเมื่อมีปริมาณออกซิเจนละลายอยู่ในน้ำมากและน้ำมีอุณหภูมิสูงที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโต

2.6 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2.6.1 สตอยชิโอเมตริคของดีไนตริฟิเคชัน

ในปฏิกิริยาการหายใจโดยใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเลกตรอน แบกทีเรียได้พลังงานประมาณ 686 กิโลแคลอรี/กลูโคส 1 โมลที่ใช้ไป แต่ถ้าใช้ไนเตรทแทนจะได้พลังงานเพียง 570 กิโลแคลอรี/กลูโคส 1 โมล ด้วยเหตุนี้แบกทีเรียจึงใช้ออกซิเจนอิสระมากกว่าไนเตรทในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจึงควรอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อให้มั่นใจว่าแบกทีเรียต้องใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเลกตรอน (US.EPA;1975)

ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่มีเมทธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนหรือสารให้อิเลกตรอน แสดงได้ด้วยสมการ ดังนี้

$$NO_3^- + 0.833CH_3OH + 0.167H_2CO_3 \longrightarrow 0.5N_2 + 1.33H_2O + HCO_3^- \qquad (2.17)$$

ในทางทฤษฎีต้องใช้เมทธานอล 1.9 มก ในการเปลี่ยนไนเตรท 1 มก ให้เป็นกาซไนโตรเจน เมื่อรวมปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ต้องใช้เมทธานอล 2.47 มก เพื่อเปลี่ยนไนเตรท 1 มก เป็นไนโตรเจน ถ้าใช้น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอนปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เขียนเป็นสมการได้ดังนี้

$$C_{10}H_{19}O_3N + 10NaNO_3 \longrightarrow 10CO_2 + 3H_2O + NH_3 + 10NaOH + 5N_2 \qquad (2.18)$$

ในการทำดีไนตริฟิเคชันกับไนเตรท 1 มก ต้องใช้น้ำเสีย 1.436 มก หรือใช้ซีโอดี 2.86 มก ถ้ารวมปฏิกิริยาชีวสังเคราะห์ด้วยจะต้องใช้ซีโอดี 4.4 มก ในการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นกาซไนโตรเจนในกรณีที่ไม่มีแหล่งคาร์บอนภายนอกแบกทีเรียอาจจะย่อยสลายตัวเอง(Endogenous respiration)โดยใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเลกตรอนได้

$$C_5H_7O_2N + 4NaNO_3 + H_2O \longrightarrow 4NaHCO_3 + NH_4HCO_3 + 2N_2 \qquad (2.19)$$

จากสมการแสดงว่าในการรีดิวส์ไนเตรท 1 มก แบกทีเรียต้องย่อยสลายตัวเอง 2.02 มก

2.6.2 จลน์ศาสตร์ของดีไนตริฟิเคชัน

สารอาหารของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมี 2 ตัวเช่นเดียวกับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน คือ ปริมาณไนเตรทและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน สมการโมโนดที่แสดงถึงจลน์ศาสตร์ของดีไนตริฟิเคชันเป็นดังนี้

$$\mu_D = \mu_{mD} (S)(NO_3)/[(K_{NO3}+NO_3)](K_S+S) \quad (2.20)$$

เนื่องจาก K_{NO3} ของระบบเอเอสมีค่าประมาณ 0.16 มก /ล NO_3-N ซึ่งนับว่าต่ำมาก จลน์ศาสตร์ของดีไนตริฟิเคชันจึงไม่ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของไนเตรท อาจกล่าวได้ว่าดีไนตริฟิเคชันมีอัตราเร็วของปฏิกิริยาเป็นแบบลำดับศูนย์เทียบกับไนเตรทเมื่อมีความเข้มข้นของไนเตรทสูงกว่า 1 - 2 มก/ล ขึ้นไป ดังสมการ

$$\mu_D = \mu_{mD} (S)/(K_S+S) \quad (2.21)$$

ค่า K_S ของระบบเอเอสที่มีเมทธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนจะมีค่าประมาณ 0.15 มก /ล (วัดในเทอมซีโอดี)

ยิลด์ที่แท้จริง(YgD)ของระบบแอนนอกซิกมีค่าต่ำกว่าระบบแอโรบิคเนื่องจากได้พลังงานจากการย่อยสลายสารอินทรีย์น้อยกว่า ในกรณีที่ใช้เมทธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนจะพบว่า YgD มีค่าประมาณ 0.16 มก/มก ซีโอดีที่ย่อยสลายหมดไป

อัตราเร็วของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน(q_D)มีความสัมพันธ์โดยตรงกับอัตราการเจริญเติบโตของแบกทีเรียดีไนตริฟายเออร์ดังนี้

$$q_D = \mu_D / Y_D \quad (2.22)$$

2.6.3 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

เช่นเดียวกับกรณีของไนตริฟิเคชัน ปัจจัยด้านสภาวะแวดล้อมมีบทบาทสำคัญในการกำหนดอัตราเร็วทางจลน์ศาสตร์ของการเจริญเติบโตของแบกทีเรียดีไนตริฟายเออร์และของการกำจัดไนเตรท

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ความเข้มข้นของไนเตรทและสารอินทรีย์คาร์บอน มีอิทธิพลต่อจลน์ศาสตร์ของดีไนตริฟิเคชัน การเจริญเติบโตของดีไนตริฟายเออร์และการกำจัดไนเตรทจะเกิดขึ้นด้วยอัตราเร็วสูงสุด ถ้าไนเตรทและแหล่งอินทรีย์คาร์บอนมีความเข้มข้นอยู่ในระดับสูงเหลือเฟือ(เมื่อเทียบกับค่า K_{NO3} และ K_s) อย่างไรก็ตามเมื่อความเข้มข้นของสารตัวใดตัวหนึ่งหรือของทั้งสองตัวลดต่ำลงจนถึงระดับหนึ่งแล้ว อัตราเร็วของปฏิกิริยาจะขึ้นอยู่กับระดับความเข้มข้นของสารทั้งสองชนิด

ระดับพีเอชก็มีความสำคัญมาก ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้าหากพีเอชอยู่ในระดับที่สูงกว่า 8.0 หรือต่ำกว่า 6.0 ระดับพีเอชที่เหมาะสมที่สุดควรอยู่ในช่วง 7.0 - 7.5 ดีโอมีผลลบต่อดีไนตริฟิเคชัน นั่นคือดีโอทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันชงักหรือเกิดขึ้นในอัตราที่ช้าลง ทั้งนี้เพราะแบกทีเรียใช้ออกซิเจนง่ายกว่าไนเตรท

2.7 การใช้ระบบเอเอสกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสีย

ไนเตรทและไนไตรทที่เกิดจากไนตริฟิเคชันหรือที่มีอยู่ในน้ำเสีย สามารถเปลี่ยนรูปให้เป็นกาซไนโตรเจนได้ด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยการทำให้เกิดสภาวะที่ขาดออกซิเจน(Anoxic) และมีสารอินทรีย์คาร์บอนอยู่ด้วยจุลินทรีย์จะนำออกซิเจน, ไนเตรทและไนไตรทมาใช้ และปล่อยกาซไนโตรเจนออกสู่บรรยากาศ

2.7.1 ประเภทของระบบเอเอสที่ใช้กำจัดไนโตรเจน

ระบบเอเอสที่ดัดแปลงให้ใช้กำจัดไนโตรเจนมี 2 ประเภทคือ ระบบแยกเชื้อ(Separate culture system หรือ Two stage system) และระบบเชื้อผสม(Combined culture system หรือ Single sludge system)

2.7.1.1. ระบบแยกเชื้อ

ระบบแยกเชื้อประกอบด้วยกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน กระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ตามลำดับ ซึ่งการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและไนตริฟิเคชันอาจรวมกันเป็นหน่วยเดียวกันก็ได้ ในแต่ละกระบวนการมีถังตกตะกอนเป็นของตัวเอง ดังนั้นถังปฏิกิริยาจะมีอย่างน้อย 2 ชุด แบกทีเรียในถังปฏิกิริยาชุดแรก ได้แก่ Facultative bacteria ที่ใช้กำจัดน้ำเสียทั่วไป และ Autotrophic bacteria ซึ่งมีบทบาทในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน โดยต้องมีปริมาณดีโอเพียงพอในถังชุดแรก(ถังแอโรบิค) เนื่องจากแบกทีเรียทั้งคู่ใช้ออกซิเจนเป็น

ตัวรับอิเลกตรอน ส่วนแบกทีเรียที่อาศัยอยู่ในถังปฏิกิริยาชุดที่ 2 (ถังกวนหรือถังแอนนอกซิก) เป็นประเภท Facultative bacteria ที่ใช้กำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนเช่นเดียวกับที่อยู่ในถังแอโรบิค อย่างไรก็ตามแบกทีเรียจะใช้ไนเตรท(ซึ่งเกิดขึ้นจากถังแอโรบิค)เป็นตัวรับอิเลกตรอนแทน แต่แหล่งคาร์บอนและพลังงานยังคงต้องเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนเช่นเดิม เนื่องจากสารอินทรีย์คาร์บอนส่วนใหญ่มักถูกกำจัดในถังแอโรบิค ถังแอนนอกซิกจึงมักขาดแคลนสารอินทรีย์คาร์บอนทำให้ต้องมีการเติมทดแทนจากภายนอก เช่น เติมสารประกอบเมทธานอล

2.7.1.2. ระบบเชื้อผสม

เป็นระบบเอเอสชุดเดียวที่ทำหน้าที่ทั้ง 3 อย่าง คือ แอโรบิคออกซิเดชัน(กำจัดบีโอดี), ไนตริฟิเคชัน(กำจัด TKN)และดีไนตริฟิเคชัน(กำจัดไนเตรท) ประกอบด้วยถังปฏิกิริยา 2 ชุด คือถังแอโรบิคและถังแอนนอกซิกเช่นเดียวกับระบบแยกเชื้อ แต่มีถังตกตะกอนเพียงชุดเดียว ดังนั้นแบกทีเรียในถังแอโรบิคและถังแอนนอกซิกจึงเป็นแบกทีเรียกลุ่มเดียวกัน

ในระบบแยกเชื้อถังแอโรบิคอยู่หน้าถังแอนนอกซิกเสมอ แต่สำหรับระบบเชื้อผสมอาจกำหนดให้ถังใดอยู่หน้าก็ได้ตามความเหมาะสม ถ้าหากถังแอนนอกซิกอยู่หน้าก็แสดงว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน(Predenitrification) แต่ถ้าให้ถังแอโรบิคอยู่หน้าก็หมายความว่าให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง(Postdenitrification) ลำดับของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันมีความสำคัญต่ออัตราเร็วของการกำจัดไนเตรท ทั้งนี้เพราะถ้าปล่อยให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลังปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนมักไม่พอ ทำให้ปฏิกิริยาเป็นแบบ Endogenous nitrate denitrification อัตราการกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดได้ช้า แต่ถ้าให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นก่อนอัตราการกำจัดไนเตรทจึงเกิดได้เร็ว เพราะมีปฏิกิริยาแบบ Substrate nitrate denitrification

2.7.2 ความสำคัญของชนิดและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจน

นักวิจัยพบว่าอัตราเร็วของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับความยากง่ายในการย่อยสลายตามชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอน อัตราเร็วของดีไนตริฟิเคชันมีค่าสูงประมาณ 0.05 - 0.07 วัน$^{-1}$ สำหรับสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยได้ง่ายอาจเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียหรือสารเคมีที่เติมลงไป เรียกว่า Substrate nitrate respiration และจะมีค่าต่ำประมาณ 0.02 วัน$^{-1}$ สำหรับสารอินทรีย์คาร์บอนภายในเซลล์จุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียซึ่งย่อยสลายยาก

ปัจจัยที่มีความสำคัญมากประการหนึ่งในการกำหนดอัตราเร็วของดีไนตริฟิเคชันในระบบเอเอส คือปริมาณคาร์บอนที่เหมาะสมในการสร้างปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ระบบเอเอสแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อนจะมีคาร์บอนสำหรับใช้ในปฏิกิริยาสูงกว่าระบบแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลัง โดยปกติระบบแบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อนจะอยู่ในสภาวะที่มีคาร์บอนไม่จำกัด ส่วนระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดทีหลังมักมีคาร์บอนจำกัด

จากการวิเคราะห์ทางจลน์ศาสตร์ Grady (1982) ได้แสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราส่วน $\Delta C/\Delta N$ ซึ่งแทนอัตราส่วนระหว่างสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรทที่ถูกใช้ไปทั้งคู่กับพารามิเตอร์อื่นๆดังนี้

$$\Delta C/\Delta N = \{Ygn[(1/Ygn) + (1/Y_b)\, b\theta_c /(1+b\theta_c)]\}^{-1} \qquad (2.23)$$

จากสมการเห็นได้ว่า$\Delta C/\Delta N$ ขึ้นอยู่กับพารามิเตอร์ทางจลน์ศาสตร์หลายตัว ซึ่งวิศวกรมักไม่รู้ค่าที่แท้จริงและยังขึ้นอยู่ กับθ_c ซึ่งเป็นพารามิเตอร์ที่ควบคุมได้ อย่างไรก็ตามปรากฏว่า θ_c มีอิทธิพลต่อ$\Delta C/\Delta N$ อย่างมีขีดจำกัด $\Delta C/\Delta N$ แปรผกผันกับθ_c เช่น การเพิ่มθ_c สามารถลดความต้องการคาร์บอนได้บ้าง

ภายใต้สภาวะสนามที่แท้จริงในถังแอนนอกซิกจะมีทั้งออกซิเจนและไนไตรท อัตราส่วน $\Delta C/\Delta N$ ที่วัดได้จะสูงกว่าค่าที่คำนวณได้จากสมการ ในทางปฏิบัติวิศวกรมักสนใจกับอัตราส่วน C/N ซึ่งแทนปริมาณ COD หรือ BOD และไนโตรเจนในน้ำเสียมากกว่าอัตราส่วน$\Delta C/\Delta N$ ถ้าต้องการให้เกิดดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ อัตราส่วน C/N ควรมีค่าสูงกว่า 4-6 มก. BOD/ มก. TKN (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2530)

2.7.3 ข้อดีและข้อเสียของระบบกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อและแบบเชื้อผสม

ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบเชื้อผสม มีข้อดีที่สามารถใช้บีโอดีในน้ำเสียหรือเซลล์จุลินทรีย์เองเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานให้กับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ ทำให้ไม่ต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกให้กับถังแอนนอกซิก จึงประหยัดค่าสารเคมีได้มากกว่าระบบแยกเชื้อ อย่างไรก็ตาม การคำนวณออกแบบและควบคุมระบบแบบเชื้อผสมให้ได้ประสิทธิภาพสูงทั้งในการกำจัดบีโอดีและไนโตรเจนนั้นเป็นเรื่องยาก เพราะคาร์บอนและไนโตรเจนเป็นตัวกำหนดอัตราเร็วของปฏิกิริยาทั้งคู่ การกำจัดตัวใดตัวหนึ่งย่อมขึ้นอยู่กับตัวที่เหลือเสมอ การกำจัดทั้งสองตัวให้เหลือน้อยทั้งคู่จึงขึ้นอยู่กับอัตราส่วนปริมาณความเข้มข้นของทั้งคู่

ในกรณีการกำจัดน้ำเสียจากที่อยู่อาศัย ระบบเชื้อผสมอาจเหมาะสมกว่าระบบแบบแยกเชื้อ เพราะไม่ต้องเติมเมทธานอลหรือแหล่งคาร์บอนอื่นจากภายนอก แต่สำหรับกรณีของน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภท ระบบแยกเชื้ออาจประหยัดและเหมาะสมกว่าโดยเฉพาะอย่างยิ่งเมื่อสามารถแยกน้ำเสียที่มี บีโอดี, TKN และไนโตรเจนออกจากกันได้เป็นส่วนๆ

2.7.4 สภาวะแอนนอกซิกต่อความสามารถในการตกตะกอนของระบบเอเอส

เป็นที่สังเกตุว่าในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนของระบบเอเอสโดยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันไม่ค่อยพบปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัว Chambers (1982) ได้ศึกษาผลของสภาวะแอนนอกซิกต่อการจมตัวของสลัดจ์โดยระบบทดลอง พบว่าสลัดจ์สามารถจมตัวได้ดี ,ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำทิ้งลดลงและความต้องการออกซิเจนในระบบต่ำลง Price (1982) ศึกษาการใช้ถังแอนนอกซิกในการเพิ่มความสามารถในการตกตะกอนของระบบน้ำเสียชุมชนแบบเอเอส ผลการศึกษาพบว่าสามารถควบคุมค่าเอสวีไอไม่เกิน 112 มล./ก. โดยระบบบำบัดยังคงสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์

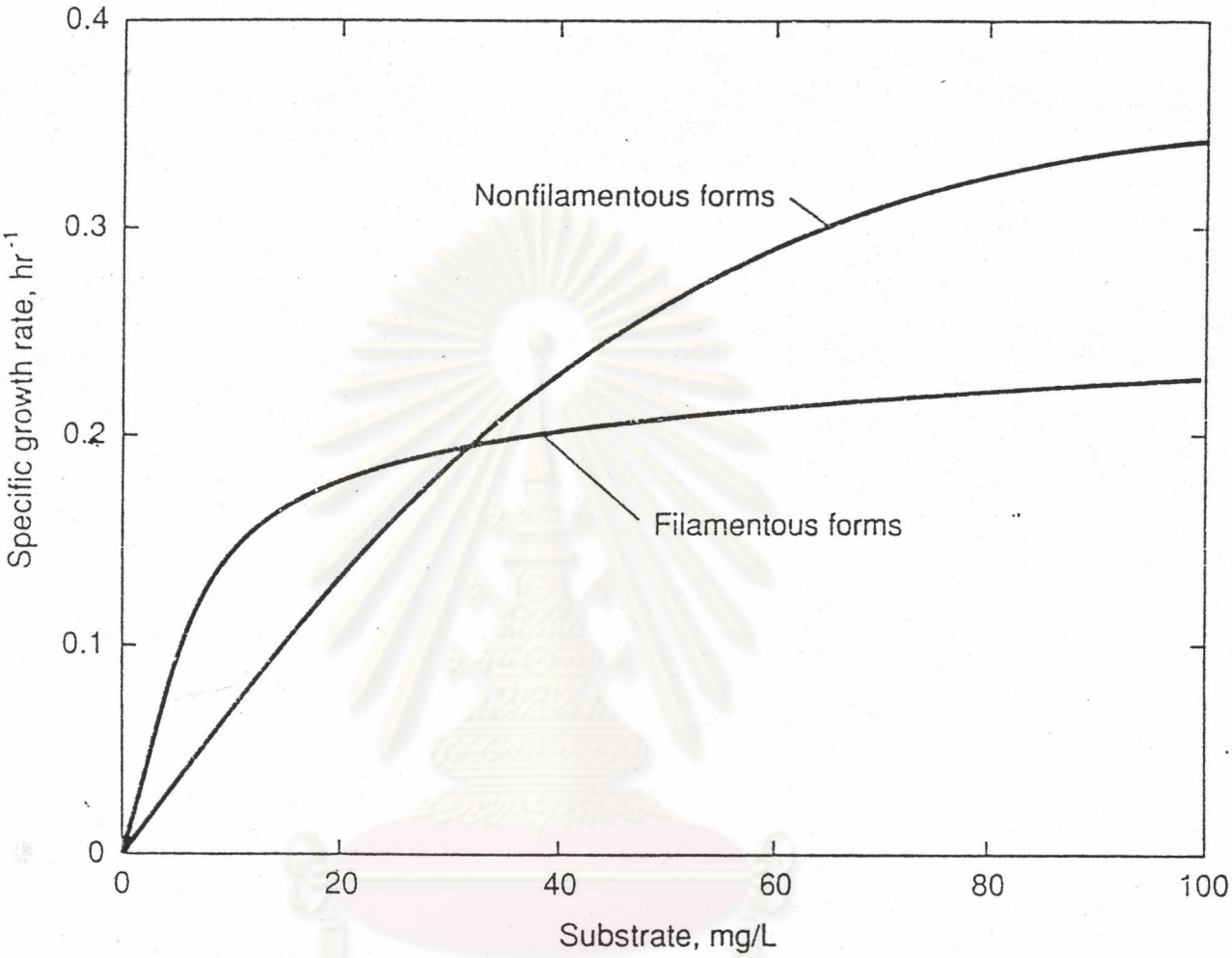
ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.8 สลัดจ์ไม่จมตัวในระบบเอเอส

สลัดจ์ไม่จมตัวหมายถึง สภาวะที่จุลินทรีย์แบบเส้นใยมีปริมาณมากเกินในมวลจุลินทรีย์ของระบบเอเอส จุลินทรีย์แบบเส้นใยในระบบบำบัดทำให้เกิดการจับตัวรวมกันเป็นกลุ่มขนาดใหญ่ มีลักษณะฟูโปร่ง และอัดตัวกันแบบหลวมๆ ซึ่งกลุ่มจุลินทรีย์นี้มีขนาดเบาไม่สามารถจมตัวตกตะกอน อีกทั้งสามารถหลุดออกไปกับน้ำทิ้งจากถังตกตะกอนด้วย มวลจุลินทรีย์ในถังเติมอากาศลดต่ำลง คุณภาพน้ำทิ้งไม่ได้มาตรฐาน จุลินทรีย์แบบเส้นใยที่พบในระบบเอเอสมีหลายประเภท เช่น แบกทีเรียแบบเส้นใย, แอคทิโนไมซีส,และฟังไจ. เงื่อนไขที่ทำให้จุลินทรีย์แบบเส้นใยเจริญเติบโตมีมากมายและแปรเปลี่ยนไปตามระบบบำบัดแห่งหนึ่งๆ

การควบคุมจุลินทรีย์แบบเส้นใยมีหลายวิธี ประกอบด้วยการเติมสารเคมีประเภทคลอรีนหรือไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ในตะกอนหมุนเวียนกลับ, การปรับดีโอของถังเติมอากาศ, การเลือกจุดป้อนน้ำเสีย เพื่อเพิ่มอัตราส่วน F/M , การเติมสารอาหารจำเป็นและโดยเฉพาะในปัจจุบันการใช้ถังคัดพันธุ์ การควบคุมจุลินทรีย์แบบเส้นใยในระบบกวนสมบูรณ์กระทำได้โดยการกวนตะกอนกลับและน้ำเสียในถังแอนนอกซิกขนาดเล็กซึ่งเรียกว่า “ถังคัดพันธุ์”

จากผลการปฏิบัติที่ผ่านมา พบว่า ระบบบำบัดแบบปลั๊กโฟล์วให้ผลการตกตะกอนได้ดีกว่าระบบกวนสมบูรณ์ และมีแนวโน้มในการเกิดจุลินทรีย์แบบเส้นใยเพียงบางชนิด เป็นที่สังเกตุว่าระบบเอสบีอาร์ก็ให้การตกตะกอนที่ดี จากผลการทดลองของ Chudoba *et al.* (1973)ซึ่งแสดงในรูปที่ 2.2 แสดงให้เห็นว่าปริมาณของจุลินทรีย์แบบเส้นใยและจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกในระบบบำบัดขึ้นอยู่กับ ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับสภาวะความเข้มข้นของสารอาหารซึ่งสามารถสรุปได้ว่า จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกมีค่าอัตราการเจริญสูงสุด (μ_{max}) สูง และมีค่าการอิ่มตัว (K_s) สูง ในขณะที่จุลินทรีย์แบบเส้นใยมีค่าอัตราการเจริญสูงสุด (μ_{max}) ต่ำและมีค่าการอิ่มตัว (K_s) ต่ำ ผลก็คือในระบบกวนสมบูรณ์ซึ่งมีความเข้มข้นสารอาหารต่ำ จึงเป็นสภาวะที่ส่งเสริมให้จุลินทรีย์แบบเส้นใยเจริญเติบโตได้ดีกว่าและเร็วกว่าจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อก



รูปที่ 2.2 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตโดยทั่วไปของจุลินทรีย์แบบเส้นใยและจุลินทรีย์แบบไม่ใช่เส้นใยกับความเข้มข้นของสารอาหาร Chudoba *et al.* (1973)

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.9 ปัญหาการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว

สลัดจ์ไม่จมตัวคือสลัดจ์ที่มีลักษณะการตกตะกอนที่ไม่ดีและความสามารถในการอัดตัวของตะกอนต่ำ ซึ่งสามารถแยกประเภทของสลัดจ์ไม่จมตัวได้ 2 ประเภท

1. สลัดจ์ไม่จมตัวเนื่องจากจุลินทรีย์แบบเส้นใย (Filamentous microorganisms)

2. สลัดจ์ไม่จมตัวเนื่องจากการบวมน้ำของเซลล์จุลินทรีย์ (Hydrophilic microorganisms) ทำให้ความหนาแน่นของเซลล์ต่ำลงจนไม่สามารถตกตะกอนได้

สาเหตุของการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวโดยทั่วไปที่พบในรายงานต่างๆมีหลายปัจจัยดังนี้

-พีเอชต่ำ

-ออกซิเจนละลายต่ำ

-N และ P น้อยเกินไป

-ออร์แกนนิคโหลดสูงเกินไป หรือต่ำเกินไป

-อุณหภูมิต่ำเกินไป

-Shock load

-ขาดแร่ธาตุบางชนิด

-น้ำเสียที่มีแป้งและน้ำตาล

-บีโอดีในถังเติมอากาศต่ำ

จากปัจจัยข้างต้นสามารถแยกออกเป็นความสัมพันธ์ใหญ่ๆดังนี้

1. ลักษณะทางฟิสิกส์ และเคมีของน้ำเสีย

2. ข้อจำกัดจากการออกแบบระบบบำบัด

3. การควบคุมการทำงานของระบบบำบัด

ลักษณะของน้ำเสียที่มีผลต่อการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว ประกอบด้วยการเปลี่ยนแปลงอัตราไหลและความเข้มข้นของน้ำเสีย, พีเอช, อุณหภูมิ, การตกค้างของน้ำเสีย, สารอาหารประกอบและส่วนประกอบโดยทั่วไปของน้ำเสีย

ข้อจำกัดจากการออกแบบระบบบำบัด ประกอบด้วยขนาดเครื่องจ่ายอากาศ, ลักษณะของถังตกตะกอน, ขนาดเครื่องสูบตะกอนกลับ, การเกิดลัดวงจรภายในกระบวนการบำบัดหรือการกวนตะกอนในถังเติมอากาศไม่เพียงพอ

การควบคุมการทำงานของระบบบำบัด ประกอบด้วยค่าดีโอในถังเติมอากาศต่ำ, สารอาหารประกอบไม่เพียงพอ, การเปลี่ยนแปลงภาระบรรทุกสารอินทรีย์อย่างมาก, อัตราส่วนสารอาหารต่อมวลจุลินทรีย์ (F/M) ต่ำและการปรับลดบีโอดีไม่เพียงพอ (Insufficient soluble BOD gradient) ส่วนการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวแบบจุลินทรีย์ที่ไม่เป็นเส้นใยซึ่งมาจากสาเหตุการควบคุมการทำงานของระบบบำบัด จะประกอบด้วย การควบคุมภาระระบบทุกสารอินทรีย์ไม่เหมาะสม, การเติมอากาศมากเกินไป, หรือเกิดจากสารพิษเข้าสู่ระบบ

ในการควบคุมสลัดจ์ไม่จมตัว ซึ่งเกิดได้จากสาเหตุต่างๆอย่างมากมายนั้น การตรวจสอบหาสาเหตุเฉพาะจึงเป็นสิ่งจำเป็นอย่างยิ่ง โดยมีข้อตรวจสอบดังนี้

1. ลักษณะของน้ำเสีย
2. ค่าดีโอ
3. ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของกระบวนการบำบัด
4. อัตราการเวียนสลัดจ์กลับ
5. ชนิดของจุลินทรีย์ที่พบในระบบ
6. การเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์จากกระบวนการต่างๆภายในกระบวนการบำบัด
7. การทำงานของถังตกตะกอน

ลักษณะน้ำเสียโดยทั่วไปหรือน้ำเสียที่ขาดสารอาหารบางอย่างสามารถนำไปสู่การเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวได้เสมอ ในกรณีถ้ามีการปล่อยน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมไม่ว่าจะเป็นแบบครั้งคราวหรือต่อเนื่อง ปริมาณของไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัส จำเป็นจะต้องมีการตรวจสอบเสมอ เนื่องจากการขาดสารอาหารอย่างใดอย่างหนึ่งหรือทั้ง 2 อย่างนี้ เป็นสาเหตุให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัวได้ หรือการเปลี่ยนแปลงพีเอชมากๆ ก็มีอิทธิพลกับระบบบำบัดแบบทั่วๆไปด้วย การเปลี่ยนแปลงภาระสารอินทรีย์จากการทำงานของระบบแบบทีละเท ก็อาจนำไปสู่การเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวได้เช่นเดียวกัน ซึ่งจำเป็นต้องมีการตรวจสอบ

ดีโอของระบบไม่เพียงพอ จัดเป็นสาเหตุที่พบเป็นส่วนใหญ่ของการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวในระบบเอเอส ถ้าหากตรวจสอบพบว่าสาเหตุการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวเกิดจากดีโอไม่เพียงพอ

สามารถทำการตรวจแก้ไขโดยการทดสอบเดินเครื่องเติมอากาศให้เต็มกำลัง ซึ่งควรจะสามารถให้ค่าดีโอในถังเติมอากาศไม่น้อยกว่า 2 มก./ล. ในสภาวะที่ระบบรับภาระบรรทุกปกติ ถ้าไม่สามารถให้ดีโอตามที่ต้องการก็จำเป็นจะต้องเพิ่มเครื่องเติมอากาศให้กับระบบต่อไป

ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ของกระบวนการ (F/M) ต้องถูกตรวจสอบว่าได้ควบคุมค่าอย่างถูกต้องตามที่ออกแบบไว้ของระบบ ค่า F/M ต่ำ (โดยเฉพาะในระบบกวนสมบูรณ์) เป็นส่วนที่ทำให้จุลินทรีย์แบบเส้นใยจำนวนมากเจริญเติบโตได้ดี ในขณะที่ค่า F/M สูง อาจมีผลให้เกิดจุลินทรีย์ขนาดเล็กที่ไม่ตกตะกอน (Small dispersed floc) ซึ่งแก้ไขโดยการเพิ่มอัตราการทิ้งตะกอน ในกรณีที่ควบคุมการทำงานของระบบโดยใช้อายุตะกอน ก็ต้องตรวจสอบว่าได้ดำเนินการควบคุมอายุตะกอนในช่วงที่ถูกต้องหรือไม่หากไม่ถูกต้องก็ต้องปรับอัตราการทิ้งตะกอนให้ถูกต้อง

การตรวจสอบชนิดของจุลินทรีย์แบบเส้นใย จะทำให้สามารถระบุสาเหตุการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวและแก้ไขได้ถูกต้องแม่นยำขึ้น ซึ่งรูปร่างของจุลินทรีย์แบบเส้นใยที่พบมีมากกว่า 20 แบบ ซึ่งแต่ละแบบนั้นเกิดขึ้นจากสภาวะแวดล้อมต่างๆกันไป โดยสามารถตรวจสอบได้จากรายงานอ้างอิง (Jenkins *et al.* 1993) การใช้ชนิดจุลินทรีย์เป็นตัวบ่งชี้สาเหตุการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวของระบบบำบัดจัดว่าเป็นวิธีที่แม่นยำมาก แต่ทั้งนี้ควรใช้นักชีววิทยาหรือเจ้าหน้าที่ทางเทคนิคที่มีความชำนาญโดยเฉพาะเป็นผู้ตรวจสอบ การป้องกันหรือควบคุมการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใยในระบบกวนสมบูรณ์นั้น สามารถกระทำได้โดยการเพิ่มถังคัดพันธุ์เข้าไปในระบบตามที่ได้กล่าวมาแล้ว

หลีกเลี่ยงการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์จากขั้นตอนการบำบัดต่างๆภายในกระบวนการบำบัด โดยเฉพาะในช่วงที่ระบบบำบัดรับภาระบรรทุกสูงสุด (peak loading) ตัวอย่างภาระบรรทุกสารอินทรีย์จากภายในกระบวนการ เช่น น้ำทิ้งจากการรีดตะกอน หรือ น้ำจากถังย่อยตะกอน

การทำงานของถังตกตะกอน มักพบว่าเกิดตะกอนตกค้างภายในถังตกตะกอน โดยทั่วไปตะกอนควรอยู่ในถังตกตะกอนไม่เกิน 30 นาที หากตรวจพบว่ามีตะกอนตกค้างภายในถังตกตะกอน ก็จำเป็นจะต้องแก้ไขระบบกวาดตะกอนภายในใหม่

ในสภาวะรีบด่วน หรือสาเหตุที่กล่าวมาข้างต้นถูกตรวจพบ การใช้สารเคมีจำพวกคลอรีนหรือไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์อาจถูกนำมาใช้แก้ไขได้ โดยเติมลงไปในระบบหมุนเวียนสลัดจ์กลับ ซึ่งใช้อัตราการเติมสารเคมีในช่วง 2-3 มก/ล Cl_2 ต่อ 1000 มก/ล MLVSS หรือในบางกรณีอาจใช้ถึง 8-10 มก/ล ต่อ 1000 มก/ล ก็ได้(WPCF. 1987) การใช้สารเคมีนี้จะไม่ได้ผลกับสลัดจ์ไม่จมตัวที่

มีสาเหตุจากการอุ้มน้ำของจุลินทรีย์ (Bound water microorganisms) การแก้ปัญหาโดยวิธีเติมสารเคมีทำให้น้ำทิ้งมีความขุ่นเพิ่มขึ้นด้วย

ปัจจัยอย่างใดอย่างหนึ่งหรือหลายอย่างที่เกิดขึ้น สามารถทำให้เกิดปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวได้ ตารางที่ 2.2 เป็นตัวอย่างของรายงานผลของสาเหตุการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว(สุรพล สายพานิช ,2528)ที่ถูกรวบรวมไว้ ซึ่งพบว่าสาเหตุต่างๆมีความขัดแย้งกันเอง ในบางกรณีปัจจัยต่างๆได้ถูกควบคุมอย่างดีก็พบว่าสามารถเกิดปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวได้

ตารางที่ 2.2 ตัวอย่างของรายงานผลของสาเหตุการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว (สุรพล สายพานิช,2528)

พารามิเตอร์	รายงานผล
ค่าออกซิเจนละลายน้ำ	-ถ้ามีค่าต่ำทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัว -ถ้ามีค่าสูงทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัวและจุลินทรีย์แบบเส้นใยยังเจริญเติบโตได้ดี
ธาตุไนโตรเจน	-จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกใช้ธาตุไนโตรเจนที่เป็นสารประกอบอนินทรีย์ได้ดีกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใย -สารประกอบไนโตรเจนที่เป็นสารอินทรีย์สามารถยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใย
ธาตุเหล็ก	-สารประกอบของเหล็กสามารถแก้ปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัว -มีธาตุเหล็กทำให้จุลินทรีย์แบบเส้นใยเจริญเติบโตได้ดี
สารพิษ	-จุลินทรีย์แบบเส้นใยทนสารพิษได้น้อยกว่าจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อก -จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกทนสารพิษได้น้อยกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใย
อัตราส่วนปริมาณอาหารต่อปริมาณจุลินทรีย์(F/M)	-F/M ต่ำทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัว -F/M สูงทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัว
ลักษณะชลศาสตร์ของถังปฏิกิริยา	-แบบ Completely mixed ทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัว -แบบ Plug flow ทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัว

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2.10 การควบคุมจุลินทรีย์แบบเส้นใย

การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใย เป็นปัญหาทั่วไปที่พบมากที่สุดในการควบคุมการทำงานของระบบบำบัดแบบเอเอส การเพิ่มจำนวนขึ้นของจุลินทรีย์แบบเส้นใยทำให้ความสามารถในการตกตะกอนต่ำลง ในระบบกวนสมบูรณ์แบบขั้นตอนเดียวมีแนวโน้มให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัวนั้นได้เสมอ เนื่องจากสภาวะสารอาหารต่ำ (low-substrate levels) ที่จำเป็นต้องควบคุมในถังเติมอากาศเพื่อให้น้ำทิ้งมีบีโอดีต่ำ ซึ่งจุลินทรีย์แบบเส้นใยมีอัตราการเจริญเติบโตสูงกว่าจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อก หรือในกระบวนการแบบปลั๊กโฟล์วบางชนิดก็สามารถเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวได้เหมือนกัน การวิจัยในปัจจุบันจึงมุ่งเน้นหาปัจจัยที่มีอิทธิพลในการควบคุมการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบเส้นใย และสามารถนำมาใช้งานได้จริง แนวความคิดหนึ่งที่ได้รับการยอมรับคือการใช้ถังคัดพันธุ์ (Selector) ซึ่งเป็นถังปฏิกิริยาที่รับน้ำเสียและสลัดจ์หมุนเวียนกลับมาผสมกันก่อน การใช้ถังคัดพันธุ์สามารถใช้ได้กับทั้งระบบกวนสมบูรณ์ หรือแบบปลั๊กโฟลว์ โดยใช้ถังแยกออกมาต่างหากเฉพาะหรือการกั้นแบ่งส่วนภายในของระบบบำบัดเดิม

แนวความคิดของถังคัดพันธุ์ คือการคัดเลือกจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกให้เจริญเติบโตในถังบำบัดขั้นแรกที่สร้างสภาวะให้มีอัตราส่วน F/M สูง โดยควบคุมปริมาณออกซิเจนให้เพียงพอ จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกสามารถดูดซับสารอาหารละลายเข้าไว้ในเซลล์ในปริมาณมากและรวดเร็วภายในถังคัดพันธุ์ และเหลือสารอาหารละลายจำนวนน้อยมากในถังปฏิกิริยาที่ตามหลังมา (ถังเติมอากาศหลัก) ซึ่งเป็นปริมาณที่ไม่เพียงพอในการใช้เพื่อสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์แบบเส้นใยในถังเติมอากาศ ผลการควบคุมสลัดจ์ไม่จมตัวโดยถังคัดพันธุ์ทำงานได้ดีทั้งระบบเติมอากาศและไม่เติมอากาศ, แอนนอกซิก หรือแอนแอโรบิค, หรือในสภาวะควบคุมร่วมกันแบบอื่นๆ ปริมาณอากาศหรือขนาดของเครื่องกวนต้องมีเพียงพอ เพื่อให้เกิดการกวนสมบูรณ์ภายในถังคัดพันธุ์

เวลากักน้ำในถังคัดพันธุ์จะสั้นมาก โดยทั่วไปจะอยู่ในช่วง 10-30 นาที ขนาดถังคัดพันธุ์ที่เล็กเกินไปจะทำให้สารอาหารละลายส่วนใหญ่ผ่านไปยังถังเติมอากาศโดยถูกดูดซับเพียงเล็กน้อยในถังคัดพันธุ์ หรือในกรณีถังคัดพันธุ์ขนาดใหญ่เกินไปก็จะเกิดอิทธิพลของการเจือจางจากการเวียนสลัดจ์กลับ ส่งผลให้เกิดสภาวะอัตราส่วน F/M ต่ำเกินไปในถังคัดพันธุ์ ซึ่งทำให้เกิดสลัดจ์ไม่จมตัวในระบบได้

2.11 หลักการสำคัญของการใช้ถังคัดพันธุ์ควบคุมสลัดจ์ไม่จมตัว

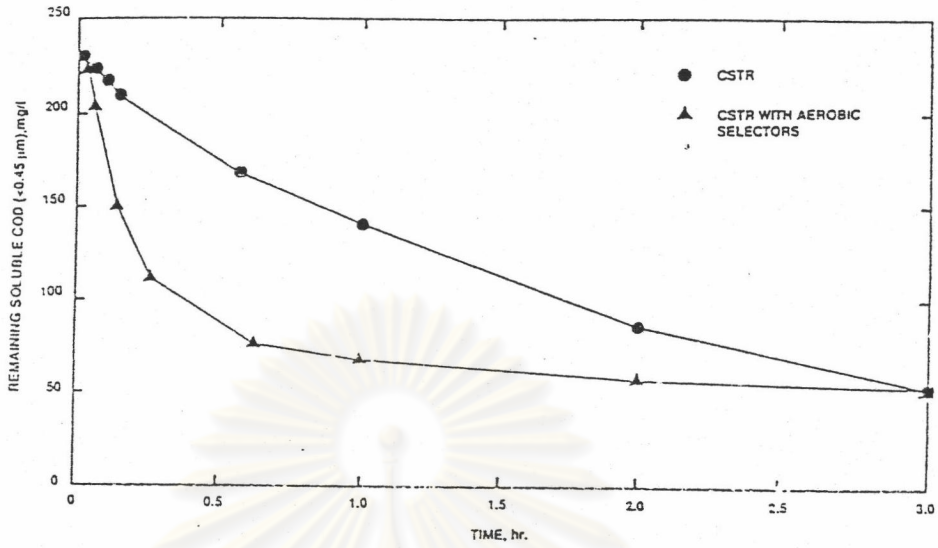
ต้องสร้างสภาวะให้จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกเจริญเติบโตได้ดีกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใย และจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกต้องมีปริมาณมากพอเป็นจุลินทรีย์หลักในระบบบำบัด โดยสามารถใช้สารอาหารส่วนใหญ่ทั้งที่อยู่ในรูปสารอาหารละลายหรือในรูปของแข็งเปลี่ยนเป็นเซลล์

2.12 ผลของถังคัดพันธุ์

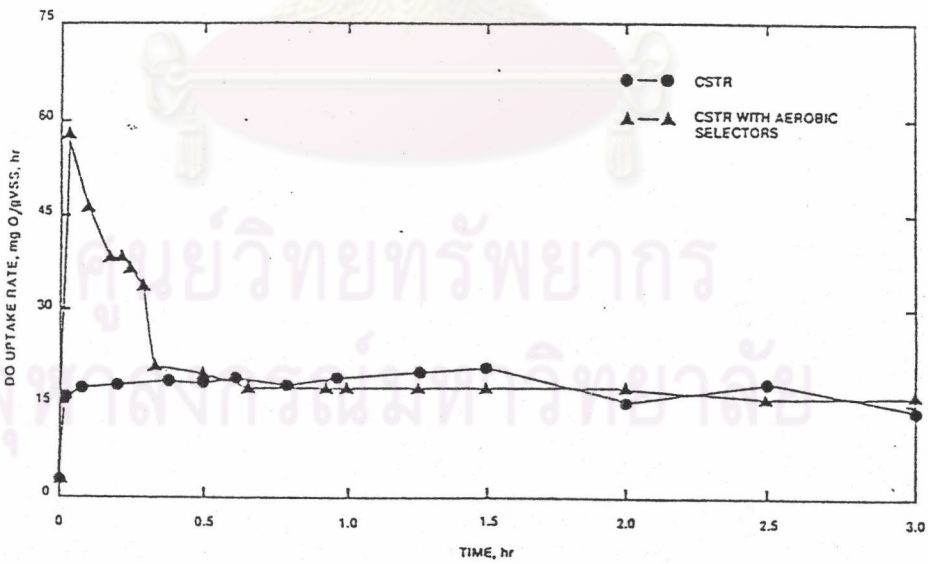
ในสภาวะแวดล้อมที่เกิดขึ้นกับระบบบำบัดแบบถังคัดพันธุ์หรือแบบทีละเท จุลินทรีย์เกิดการปรับตัวให้มีความสามารถดูดซับและเก็บสารอาหารละลายไว้ในเซลล์ได้อย่างรวดเร็วและนำสารอาหารนั้นมาใช้ในสภาวะที่สารอาหารภายนอกเซลล์ต่ำ(ภายในถังเติมอากาศ) ซึ่งเป็นลักษณะเฉพาะตัวของระบบถังคัดพันธุ์ โดยที่จุลินทรีย์แบบเส้นใยมีความสามารถดูดซับสารอาหารและเก็บไว้ในเซลล์ได้น้อยกว่าจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อก ลักษณะเฉพาะตัวของระบบถังคัดพันธุ์นี้ศึกษาได้จากรูปที่ 2.3 และรูปที่ 2.4 ซึ่งเปรียบเทียบเวลากับค่าซีโอดีละลายและอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในการทดลองแบบทีละเทจากระบบเอเอสแบบมีถังคัดพันธุ์และแบบธรรมดา พบว่าระบบเอเอสแบบมีถังคัดพันธุ์ลดค่าซีโอดีได้รวดเร็วกว่าแบบธรรมดา อัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มสูงขึ้นในขณะเดียวกับการลดลงอย่างรวดเร็วของซีโอดีในช่วงเวลาแรก และจากการวัดค่าซีโอดีละลายที่ถูกกำจัดกับปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปในถังคัดพันธุ์ พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปมีค่าระหว่าง 10% ถึง 25%ของซีโอดีละลายที่ถูกกำจัด ชี้ให้เห็นว่าซีโอดีละลายส่วนใหญ่ไม่ได้ถูกออกซิไดส์เป็นพลังงานแต่ถูกเก็บสะสมไว้ภายในเซลล์จุลินทรีย์

2.13 กลไกของถังคัดพันธุ์

เมื่อสารอาหารถูกส่งผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลินทรีย์และเปลี่ยนรูปเป็นสารอาหารสะสมจำเป็นต้องใช้พลังงานด้วย ซึ่งพลังงานส่วนนี้ได้มาจากการออกซิไดส์สารอาหารบางส่วนดังที่กล่าวมาแล้วข้างต้น การออกซิไดส์สารอาหารในถังคัดพันธุ์สามารถแยกได้เป็น 3 ประเภท คือ ถังคัดพันธุ์แบบแอโรบิก , แอนนอกซิก และแอนแอโรบิก



รูปที่ 2.3 เปรียบเทียบการลดค่าซีโอดีของระบบเอเอสแบบถังคัดพันธุ์และแบบกวนสมบูรณ์
(van Niekerk et al.,1987)



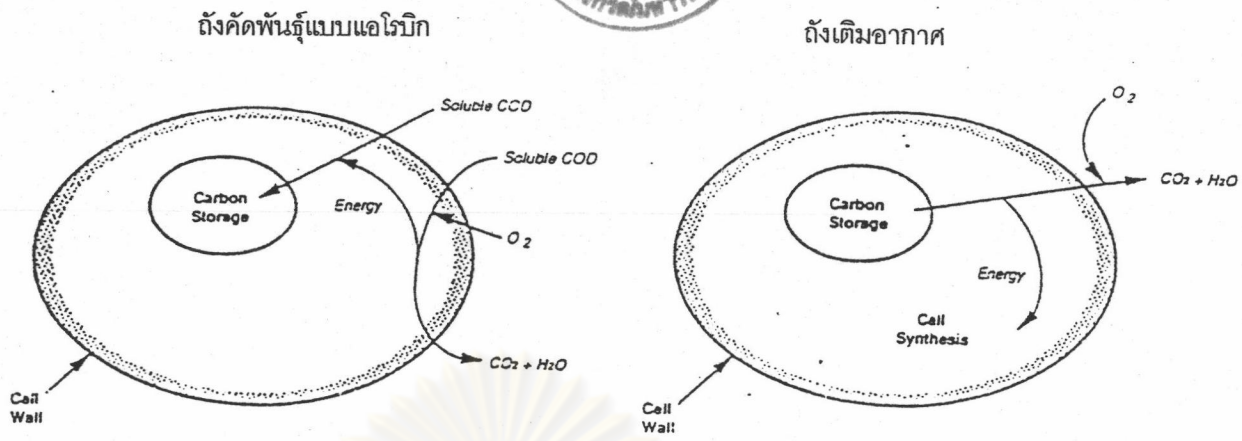
รูปที่ 2.4 เปรียบเทียบการใช้ออกซิเจนของระบบเอเอสแบบถังคัดพันธุ์และแบบกวนสมบูรณ์
(van Niekerk *et al.*,1987)

ถังคัดพันธุ์แบบแอโรบิก ใช้ออกซิเจนอิสระในน้ำเป็นตัวรับอิเลคตรอน ดังรูปที่ 2.5 , ถังคัดพันธุ์แบบแอนนอกซิก ใช้ตัวรับอิเลคตรอนเป็นไนเตรทโดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังรูปที่ 2.6 และถังคัดพันธุ์แบบแอนแอโรบิก ได้พลังงานจากกระบวนการไฮโดรไลซิสสารโพลีฟอสเฟตที่สะสมภายในเซลล์ ดังรูปที่ 2.7

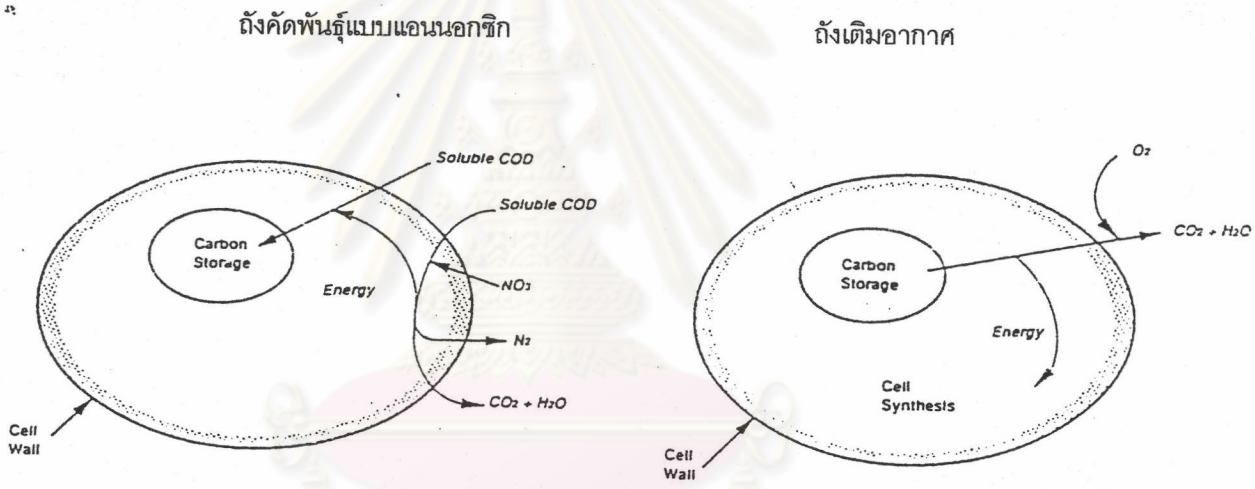
พลังงานจากกระบวนการออกซิเดชันของออกซิเจนอิสระมีค่ามากกว่ากระบวนการดีไนตรีฟิเคชัน และกระบวนการไฮโดรไลซิสสารโพลีฟอสเฟตให้พลังงานต่ำที่สุด ดังนั้นหากภายในถังคัดพันธุ์มีดีโอเหลืออยู่ก็จะเกิดเฉพาะกลไกแบบแอโรบิกเท่านั้น จนเมื่อดีโอถูกใช้หมดไป จุลินทรีย์จึงใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเลกตรอนกลไกแบบแอนนอกซิกจึงเกิดขึ้น และเมื่อไม่มีทั้งดีโอและไนเตรทแล้วเท่านั้นจึงเกิดกลไกแบบแอนแอโรบิก

นอกจากการดูดซับสารอาหารและเก็บไว้ในเซลล์ภายในถังคัดพันธุ์แล้ว จุลินทรีย์ต้องนำสารอาหารที่เก็บไว้ออกมาใช้ภายในถังเติมอากาศด้วย เพื่อให้มีความสามารถรับสารอาหารได้ใหม่เมื่อถูกเวียนกลับไปที่ถังคัดพันธุ์ ดังนั้นการออกแบบและควบคุมถังเติมอากาศที่เหมาะสมจึงเป็นปัจจัยสำคัญที่ต้องคำนึงถึง

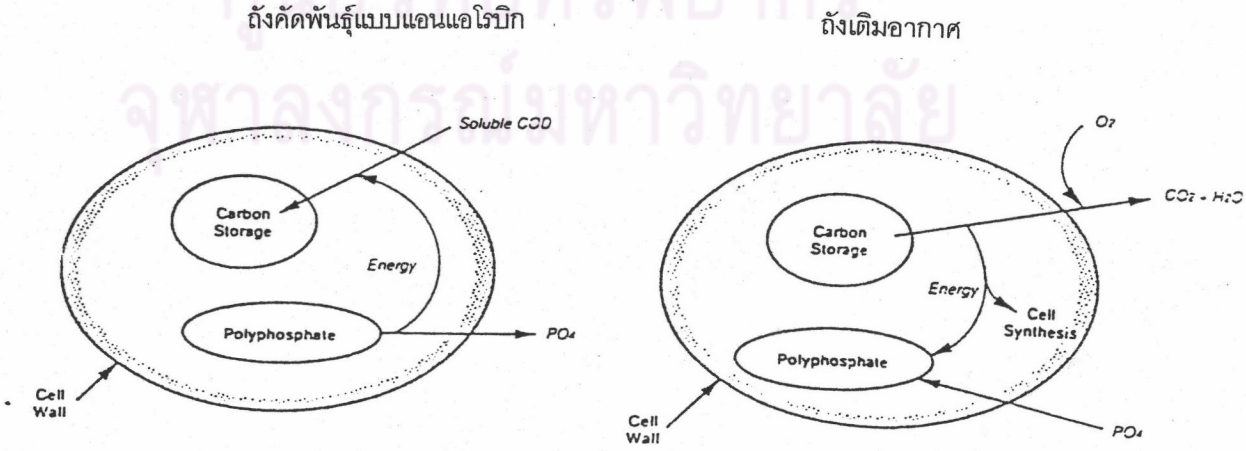
ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 2.5 กลไกการกำจัดสารอาหารของระบบถังคัดพันธุ์แบบแอโรบิก (Jenkins *et al.*,1993)



รูปที่ 2.6 กลไกการกำจัดสารอาหารของระบบถังคัดพันธุ์แบบแอนนอกซิก (Jenkins *et al.*,1993)



รูปที่ 2.7 กลไกการกำจัดสารอาหารของระบบถังคัดพันธุ์แบบแอนแอโรบิก (Jenkins *et al.*,1993)

2.14 ดรรชนีใช้บ่งชี้การเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว

ดรรชนีปริมาตรสลัดจ์(Sludge volume index,SVI)เป็นพารามิเตอร์ที่ใช้วัดความสามารถในการตกตะกอนและการอัดตัวของสลัดจ์ที่ใช้กันอย่างแพร่หลาย ซึ่งได้แก่ อัตราส่วนของปริมาตรของสลัดจ์คิดเป็นมิลลิลิตรที่ตกตะกอนจากตัวอย่าง 1,000 มิลลิลิตร ในเวลา 30 นาที ต่อความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอยผสมคิดเป็นมิลลิกรัมต่อลิตรคูณทั้งหมดด้วย 1,000 โดยทั่วไปมักถือว่าสลัดจ์ที่เป็นปกติควรมี SVI ประมาณ 75-150 มล/ก ถ้าสลัดจ์มี SVI ต่ำกว่า 75 มล/ก มักเป็นสลัดจ์ที่ประกอบด้วยเซลล์อิสระซึ่งแม้ว่าตกตะกอนได้รวดเร็วแต่ทิ้งสลัดจ์ขุ่นไว้ในน้ำเป็นอันมาก แต่ถ้าสลัดจ์มี SVI สูงกว่า 200 มล/ก มักเป็นสลัดจ์ที่มีปัญหาไม่จมตัว

ค่า SVI ใช้ได้สำหรับควบคุมการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียเฉพาะแต่ละแห่งเท่านั้น และไม่สามารถนำข้อมูลที่ได้ในแต่ละแห่งมาเปรียบเทียบกันได้อย่างสมบูรณ์ เนื่องจากค่า SVI ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสลัดจ์จุลินทรีย์(MLSS)เป็นอย่างมาก ซึ่งมีค่าไม่เท่ากันในการวัดแต่ละครั้ง และสามารถนำค่า SVI มาใช้งานได้อย่างมีประโยชน์เฉพาะในกรณีที่มีค่าความเข้นข้นของสลัดจ์จุลินทรีย์ในถังเติมอากาศต่ำกว่า 4,000 มก/ล เท่านั้น White(1976)และ Johnstone *et al.*(1980)ได้เสนอให้ใช้การวัดค่าความสามารถในการจมตัวของสลัดจ์แบบใหม่ เรียกว่า Stirred specific volume index (SSVI) ซึ่งมีการกวนและไม่ขึ้นกับค่าความเข้มข้นของสลัดจ์ในตัวอย่างที่วัด และพบว่าสามารถใช้ได้ผลดี แม้จะนำมาใช้กับสลัดจ์ที่ไม่จมตัวจนถึงค่าความเข้มข้นของสลัดจ์ 7,500 มก/ล.(Rachwal et al.,1982) แต่วิธีการนี้ต้องใช้เครื่องมือที่สร้างขึ้นพิเศษและยังไม่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย

ดังนั้นการตรวจสอบการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวจึงไม่ควรดูจาก SVI เพียงอย่างเดียว วิธีตรวจสอบที่ดีกว่า ได้แก่การตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์เพื่อดูจุลินทรีย์และการดูค่า V_{30} ในกระบอกตวงใส 1,000 มล ถ้าตรวจสอบด้วยกล้องจุลทรรศน์ที่มีกำลังขยายปกติ หากพบเส้นใยขนาดเล็กจำนวนมากมาย ก็แสดงว่าเกิดสลัดจ์ไม่จมตัว แต่ก็เป็นวิธีที่ยุ่งยากและใช้เวลานานเกินกว่าจะนำมาใช้วิเคราะห์เพื่อควบคุมการทำงานประจำวัน การใช้ค่า V_{30} คือปริมาตรของสลัดจ์(วัดเป็นมิลลิลิตร)ที่ทิ้งให้ตกตะกอนนาน 30 นาทีในกระบอกตวงขนาด 1,000 มล สะดวกและเหมาะสมกว่า ค่า V_{30} สามารถบอกถึงความรุนแรงของปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวได้แม่นยำกว่าค่า SVI และบอกได้ทันที เช่น สลัดจ์ไม่จมตัวที่มีปัญหารุนแรงจะตกตะกอนได้น้อย ค่า V_{30} จะมีค่าประมาณ 980 หรือ 990 มล.(มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์,2536)

2.15 การศึกษาที่ผ่านมา

Chudoba (1985)ได้สรุปผลการวิจัยเป็นหลักการพื้นฐานในการควบคุมปัญหาการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวในระบบเอเอสโดยใช้ถังคัดพันธุ์ ดังนี้

1. จุลินทรีย์แบบเส้นใยมีอยู่เสมอในระบบเอเอส ปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวเกิดก็ต่อเมื่อจุลินทรีย์แบบเส้นใยเจริญเติบโตมากเกินกว่าจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อก

2. การเจริญเติบโตอย่างมากของจุลินทรีย์แบบเส้นใยในระบบเอเอสมีผลจากปัจจัยดังนี้

- ส่วนประกอบของน้ำเสีย
- ความเข้มข้นของดีโอในถังเติมอากาศ
- ความเข้มข้นของสารอาหารละลายที่จุลินทรีย์อาศัยอยู่
- พารามิเตอร์ทางเทคโนโลยีของกระบวนการ (เช่น อายุสลัดจ์, ภาระบรรทุกสารอินทรีย์)

3 จุลินทรีย์ที่สามารถเก็บรวบรวมสารอาหารส่วนใหญ่ไว้ในเซลล์จากถังคัดพันธุ์ จะเป็นจุลินทรีย์หลัก ต้องมีเวลาเพียงพอในการนำสารอาหารออกมาใช้เพื่อเพิ่มจำนวนเซลล์จุลินทรีย์ใหม่

4 ในระบบเติมอากาศมีขั้นตอนการกำจัดสารอาหารสองขั้นตอน คือ การดูดสารอาหารเข้าไว้ในเซลล์และการนำสารอาหารออกมาใช้ใหม่ ในระบบเติมอากาศที่ไม่แยกถังเฉพาะส่วนนำสารอาหารออกมาใช้ใหม่ จุลินทรีย์ทั้งหมดกลับมีความสามารถดูดสารอาหารเข้าไว้ในเซลล์ก่อนที่จะนำไปใช้อย่างมาก (Fully accumulation capacity)ในสภาวะที่มีภาระบรรทุกสลัดจ์ต่ำเท่านั้น (F/M สูง)

5 จุลินทรีย์แบบเส้นใยในระบบเอเอสเติบโตได้ช้า มีค่าคงที่การอิ่มตัว (Ks -saturation constant), อัตราการกำจัดสารอาหารสูงสุด ($r_{x,m}$ -maximum substrate removal rate)และความสามารถสะสมสารอาหาร(AC-accumulation)ต่ำ ซึ่งหมายถึงจุลินทรีย์แบบเส้นใยในถังคัดพันธุ์จะแย่งสารอาหารได้ต่ำ การเปลี่ยนแปลงของสารอาหารเพียงเล็กน้อยก็มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มาก

6 จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกในระบบเอเอสเติบโตได้เร็ว จะมีค่า K_s ,$r_{x,m}$ และ AC สูง จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกมีเสถียรภาพอยู่ในระบบมากกว่า และเป็นจุลินทรีย์หลักของระบบบำบัด

Patoczka and Eckenfelder (1990) อธิบายว่าในการออกแบบถังคัดพันธุ์ ต้องพิจารณาปัจจัยสำคัญ 2 ข้อ คือ

1. สภาวะความเข้มข้นของสารอาหาร(บีโอดีหรือซีโอดี)ในถังคัดพันธุ์ เพื่อให้จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกเจริญเติบโตได้สูงกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใย ระดับความเข้มข้นของสารอาหารต้องมีค่าสูง

2. สารอาหารส่วนใหญ่ต้องถูกกำจัดด้วยจุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกในถังคัดพันธุ์ โดยเปลี่ยนเป็นเซลล์จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกและเป็นจุลินทรีย์หลักของระบบ โดยต้องควบคุมค่า F/M ที่ใช้ให้เหมาะสม

Hoffman (1987) การใช้ถังคัดพันธุ์เปรียบเทียบกับระบบเอเอสกวนสมบูรณ์ พบว่า ระบบที่ใช้ถังคัดพันธุ์ให้สลัดจ์จุลินทรีย์ที่รีดน้ำได้ง่ายกว่าและตกตะกอนได้ดีกว่าระบบกวนสมบูรณ์ และการใช้ถังคัดพันธุ์แบบแอนนอกซิกให้ปริมาณสลัดจ์น้อยกว่าแบบแอโรบิค สามารถกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำทิ้งได้เพิ่มขึ้นด้วยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน รวมทั้งสามารถเพิ่มภาระบรรทุกให้สูงขึ้นโดยไม่เกิดปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัว

McClintock *et al.* (1988,1992,1993) ทำการวิจัยพบว่าจุลินทรีย์ที่ใช้ไนเตรทเป็นสารรับอิเลคตรอนมีสัมประสิทธิ์การเจริญเติบโตของเซลล์(Yield-Y_{max})และสัมประสิทธิ์การย่อยสลายเซลล์(Endogenous decay-k_d)ต่ำกว่าและมีอัตราการใช้สารอาหาร(Substrate utilization-k)สูงกว่าการใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเลคตรอน ทำให้ลดปริมาณสลัดจ์ที่ทิ้งได้ประมาณ 40%

Wanner and Grau (1988) ศึกษาการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวในระบบเอเอสที่ใช้กำจัดไนโตรเจนและฟอสเฟต พบว่า

ถังคัดพันธุ์แบบแอนแอโรบิคให้ผลการตกตะกอนที่ดี เนื่องจากอัตราของปฏิกิริยาโพลีฟอสเฟตดีโพลิเมอไรเซชันของจุลินทรีย์ที่ไม่เป็นเส้นใยมีค่าสูงกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใย

ถังคัดพันธุ์แบบแอนนอกซิก จุลินทรีย์แบบเส้นใยส่วนใหญ่ไม่สามารถใช้ตัวรับอิเลคตรอนจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ ยกเว้น Microtrix sp. ซึ่งพบว่าเกิดปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวเมื่อมีอุณหภูมิต่ำ(10 °C, Daigger,1985) Shao and Jenkens(1989) พบว่า Triothrix sp. และ 021N สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเปลี่ยนไนเตรทเป็นไนไตรท์เท่านั้นและด้วย

อัตราช้ากว่า Zoogloea ramigera ที่สามารถเกิดปฏิกิริยาสมบูรณ์เป็นไนโตรเจน ถังคัดพันธุ์แบบออกซิก เป็นไปตามหลักการของ Chudoba(1985)

Pujol and Boutin (1989) ใช้ถังคัดพันธุ์แบบออกซิกที่มีเวลากักน้ำ 15 นาที เพื่อเพิ่มความสามารถรับน้ำเสียของระบบบำบัด 3 แห่งในฝรั่งเศส ขนาด 6,000; 2,000;และ 19,000 m^3/d ซึ่งใช้ได้ดีโดยไม่ต้องสร้างถังบำบัดใหม่รวมทั้งสามารถป้องกันและแก้ปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัว

Lee *et al.* (1982) ได้ทดลองหาขนาดที่เหมาะสมของถังคัดพันธุ์โดยใช้น้ำเสียชุมชน สรุปว่าที่ขนาด 1/32 ของถังเติมอากาศ ป้องกันสลัดจ์ไม่จมตัวได้แต่ไม่สามารถแก้ปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวถ้าใช้ถังคัดพันธุ์ติดตั้งเพิ่มเข้ากับระบบบำบัดที่เกิดปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวอยู่แล้ว และที่ขนาด 1/64 ของถังเติมอากาศ สามารถป้องกันและแก้ปัญหาสลัดจ์ไม่จมตัวได้ทั้งสองกรณี

Daigger *et al.* (1985) ได้ทดลองใช้ถังคัดพันธุ์แบบแอโรบิคโดยใช้ HRT 15 นาที ในแบบทดลองและนำไปใช้ออกแบบปรับปรุงระบบน้ำเสียรวม ให้ผลการควบคุมสลัดจ์ไม่จมตัวได้ดี รวมทั้งสามารถเริ่มเดินระบบ(Start-up)ได้เร็วกว่าระบบปกติ

Shao and Jenkins (1989) ได้ทดลองใช้ถังคัดพันธุ์แบบแอนนอกซิก โดยใช้ HRT = 1/40 ของขนาดถังเติมอากาศ(เวลา 15 นาที) ผลการควบคุมสลัดจ์ไม่จมตัวได้ดีและเสนอกลไกการทำงานของถังคัดพันธุ์แอนนอกซิกว่า จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้สูงกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใยเมื่อมีไนเตรทเป็นตัวรับอิเลคตรอนอย่างเพียงพอ จุลินทรีย์แบบสร้างฟล็อกมีอัตราการย่อยสลายเซลล์ต่ำกว่าจุลินทรีย์แบบเส้นใยในถังแอนนอกซิก จึงสามารถมีชีวิตได้ดีกว่าเมื่ออยู่ในถังเติมอากาศหลักที่มีสารอาหารคาร์บอนภายนอกเซลล์ต่ำมาก

Albertson (1991)ได้รวบรวมผลการศึกษาของระบบเอเอสที่ใช้ถังคัดพันธุ์ในสภาวะต่างๆ เพื่อควบคุมการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวจากระบบขนาดทดลองและระบบที่ใช้จริง 12 แห่งในอเมริกา แสดงไว้ในตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ก สัญญลักษณ์,นิยามและข้อกำหนดของถังคัดพันธุ์(Albertson,1991)

สัญญลักษณ์	นิยาม	ข้อกำหนด
A_N	แอนแอโรบิค Anaerobic	ไม่มีการเติมออกซิเจนหรืออากาศ,D.O. ⟶ 0.0
		NO_XN ของน้ำเสียเข้าระบบ < 0.5mg/l
A_X	แอนนอกซิก Anoxic	ไม่มีการเติมออกซิเจนหรืออากาศ,D.O. ⟶ 0.0
		NO_XN ของน้ำเสียเข้าระบบ ≥ 0.5mg/l
A	แอโรบิค Aerated	เติมออกซิเจนหรืออากาศ
		D.O. ≥ 0.0 mg/l
O_X	ออกซิก Oxic	เติมออกซิเจนหรืออากาศ
		D.O. ≥ 1.0 mg/l
	F/M สูง	≥ 3 kg BOD_5/kg MLSS.d ในถังคัดพันธุ์
A_L	D.O. ต่ำ	≤ 0.3 mg/l D.O.ในถังคัดพันธุ์
A_H	D.O. สูง	≥ 2.0 mg/l D.O.ในถังคัดพันธุ์

ตารางที่ 2.3 ข. ผลการวิจัยการควบคุมสลัดจ์ไม่จมตัว (Albertson,1991)

ผู้วิจัย	สภาวะของถังคัดพันธุ์	การป้อนน้ำเสีย	D.O.* mg/l	F/M* kg/kg/d	SVI* ml/g
Davidson, 1959	A_N	ต่อเนื่อง	0.0	1.0	34
Bhatla, 1967	A_L	ต่อเนื่อง	0.0	>2.5	<120
British WPRL, 1969	A	ต่อเนื่อง	Unkn	0.8	<75
Mibury, 1971	A_L	ต่อเนื่อง	0.0	>2.0	<100
Chudoba, 1973	A_L	ต่อเนื่อง	≤ 0.5	≥ 2.5	<100
Heide & Pasveer, 1973	A_N/A_X	ต่อเนื่อง	0.0	>5.0	<100
		และทีละเท	0.0	∞	40
Rensink, 1974	A	ต่อเนื่อง	Unkn	3.6	<100
Tomlinson, 1976	A	ต่อเนื่อง	Unkn	>2.0	≤ 100
Spector, 1977	A_N	ต่อเนื่อง	≤0.7	>3.0	<100
Chudoba & Wanner, 1988	A_H	ต่อเนื่อง	~1.0	12.0	<50

*สภาวะในถังคัดพันธุ์

ตารางที่ 2.3 ค ผลการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย (Albertson,1991)

โรงบำบัดน้ำเสีย	กระบวนการ	D.O.mg/l. ในถังคัดพันธุ์	F/M mg/l. ในถังคัดพันธุ์	SVI - ml/g	
				Range	Avg
Hatfield, PA	A_X-O_X	0.0	0.13	46-70	55
Tri City, OR	A_X-O_X	0.0	0.6-1.3	50-90	75
Southerly, OH	A_X-A_N-O_X	0.0	4.5,2.3,1.0	58-128	84
Vineland, NJ	A_X-O_X	0.0	0.75	80-260	140
Jackson Pike, OH	A_L-O_X	$\leq$ 0.3	4,2	52-90	75
Davenport, IA	A_L-O_X	$\leq$ 0.4	0.94	61-210 [a]	92
Tree Top, WY	A_N-O_X/O_X [b]	0.0		40-70	50
	A_N-O_X [c]	0.0	1.8		
Star Valley Coop, WY	A_N-O_X	0.0		25-100	70
Newark, OH	A_N-A_X-O_X	0.0	1.6,0.8,0.5	85-201	124
ESA, FL	A_N-A_X-O_X-A_X-O_X	0.0	0.35-0.8	89-177	127
Middletown, OH	A_H-O_X	1.0	12, 6, 4, 3	47-65	56
OWASA, NC	O_X-A_X-O_X	$\geq$ 0.7	0.3-0.8	60-300	110

(a) ค่า SVI สูงเมื่อเติมอากาศทั้งหมด; SVI = 125-210 ml/g

(b) ศึกษาโดยแบบจำลอง , ทดสอบ A_X-O_X และ O_X แบบทีละเท

(c) ทำการทดลองเต็มขั้นกระบวนการ; ป้อนน้ำเสียต่อเนื่อง;ค่า SVI ไม่สามารถหาได้

ผลการศึกษาจากการทดลองที่รวบรวมในตารางที่ 2.4 และจากระบบบำบัดจริงในตารางที่ 2.5 Albertson สรุปว่า

1. การควบคุมค่า F/M ในถังคัดพันธุ์จากค่าสูงไปยังค่าต่ำสามารถควบคุมการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวได้

2. ค่า F/M ในถังคัดพันธุ์ควรมีค่าสูง (> 4 kg/kg.d)

3. ทฤษฎีการลดค่าสารอาหารตามลำดับ (F/M gradient)ยังเป็นปัจจัยหลักในการควบคุมการเกิดสลัดจ์ไม่จมตัวทุกสภาวะแวดล้อม (A_N, A_X, O_X)