บทที่ 2
การทบทวนวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

เนื่องจากคำว่า "นิวเทรียนท์ (Nutrient)" ตรงกับคำว่า "ธาตุอาหาร" ซึ่งหมายรวมถึงทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ดังนั้นระบบบีเอ็นอาร์ (Biological nutrient removal, BNR) จึงใช้สำหรับกำจัดธาตุอาหารทั้งไนโตรเจนและฟอสฟอรัสไปพร้อมกัน น้ำเสียชุมชนมีไนโตรเจนในรูปอินทรีย์และแอมโมเนียมเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งเรียกรวมกันว่า ไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen, TN) ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมตาบอลิสม์ (Metabolism) ของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ และเมื่อปล่อยระบายออกมารวมกับน้ำเสียจะอยู่ในรูปอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic nitrogen) และแอมโมเนียม (NH_4^+-N) ประมาณร้อยละ 40 และ 60 ตามลำดับ ส่วนไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์ (Oxidized) มีอยู่น้อยกว่าร้อยละ 1 (Henze, Harremoes, Jansen, and Arvin, 2002)

ในสภาวะแอโรบิก (Aerobic) แบคทีเรียสามารถใช้ออกซิเจนมาออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) กับน้ำ (H_2O) โดยอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอนขณะที่ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนสุดท้าย แต่สารอินทรีย์ไนโตรเจนนั้นจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟีเคชัน (Ammonification) เพื่อเปลี่ยนรูปให้กลายมาเป็นเกลือแอมโมเนียมในรูปต่าง ๆ เช่น แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) แอมโมเนียมซัลเฟต ($(NH_4)_2 SO_4$) หรือแอมโมเนียอิสระ (NH_3) เสียก่อนจึงจะถูกออกซิไดซ์โดยออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic bacteria, X_{BA}) ได้ (ชื่ออื่นที่นิยมเรียก ได้แก่ ไนตริฟายเออร์ (Nitrifier)) หรือไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria)

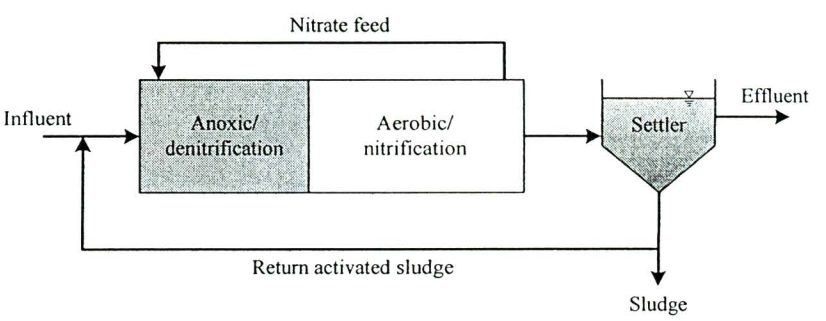
ปกติแล้วน้ำเสียจะมีไนโตรเจนทั้งในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียมซึ่งทั้งสองจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์ (NO_2^--N) และไนเตรท (NO_3^--N) ได้ในสภาวะแอโรบิก แต่กระบวนการนี้จะเป็นเพียงแค่การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในสภาพรีดิวซ์ (Reduce) ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดซ์ แต่การกำจัดหรือลดไนโตรเจนยังไม่เกิดขึ้น ยกเว้นไนโตรเจนส่วนที่นำไปสร้างเซลล์ของแบคทีเรียซึ่งเป็นปริมาณน้อยมาก ทั้งนี้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์จะต้องถูกนำไปรีดิวซ์อีกครั้งโดยเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) ในสภาวะที่มีคาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอนให้ไนเตรทกลายเป็นแก๊สไนโตรเจน และถูกปล่อยระบายออกสู่บรรยากาศซึ่งมีลักษณะเดียวกับแก๊สคาร์บอนไดออกไซด์จากการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนจึงจะกำจัดไนโตรเจนได้

วัตถุประสงค์ของการไนตริฟิเคชันเพื่อลดผลกระทบของแหล่งรองรับน้ำจากแอมโมเนียในรูปของความต้องการออกซิเจนและความเป็นพิษ ลดปริมาณธาตุอาหารที่เป็นสาเหตุของยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) และควบคุมปริมาณไนโตรเจนสำหรับการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่โดยการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมให้กลายเป็นไนเตรท ในขณะที่การดีไนตริฟิเคชันเป็นการลดปริมาณไนเตรทให้กลายเป็นไนไตรท์ แก๊สไนตริกออกไซด์ และแก๊สไนโตรเจน เมื่อเปรียบเทียบการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีอื่น เช่น การเติมครอรีน การแลกเปลี่ยนอิออน และการไล่แอมโมเนีย พบว่ากระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็นวิธีที่ประหยัดและนำมาใช้งานอย่างแพร่หลาย (Metcalf and Eddy, 2003)

2.2 รูปแบบกระบวนการสำหรับกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

รูปแบบเบื้องต้นของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพที่ประยุกต์ใช้งานโดยทั่วไปสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชน แบ่งได้ 2 ลักษณะ ได้แก่ พรี-ดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification, Pre-DN) และโพสต์-ดีไนตริฟิเคชัน (Post-denitrification, Post-DN)

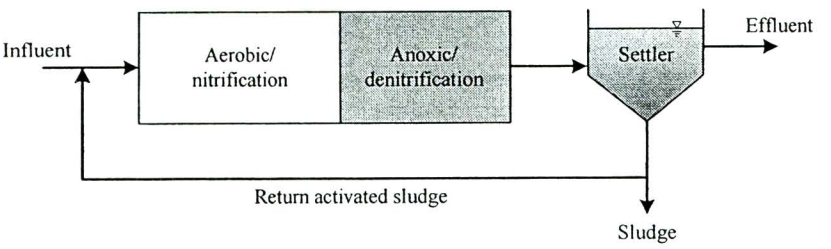
รูปแบบกระบวนการพรี-ดีไนตริฟิเคชันประกอบด้วยถังแอนอกซิกในตอนแรกและตามด้วยถังเติมอากาศซึ่งจะเกิดการไนตริฟิเคชันในส่วนนี้ รูปแบบกระบวนการนี้เรียกว่า กระบวนการเอ็มแอลอี (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) (รูปที่ 2.1) ไนเตรทที่เกิดขึ้นในถังเติมอากาศจะหมุนเวียนกลับมายังถังแอนอกซิกและใช้คาร์บอนจากน้ำเสียเป็นตัวให้อิเล็กตรอนในปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน (Metcalf and Eddy, 2003)



รูปที่ 2.1 กระบวนการ Pre-denitrification (Metcalf and Eddy, 2003)

รูปแบบกระบวนการโพสต์-ดีไนตริฟิเคชัน (รูปที่ 2.2) การดีไนตริฟิเคชันจะเกิดหลังจากการไนตริฟิเคชันแล้ว และใช้คาร์บอนจากการเน่าเปื่อยของสลัดจ์ (Endogenous decay) เนื่องจากบีโอดี (Biological oxygen demand, BOD) ถูกใช้จนหมดในขั้นตอนไนตริฟิเคชันจึงไม่เหลือมาก

พอที่จะทำให้เกิดการลดไนเตรทได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) และปฏิกิริยาจะเกิดขึ้นช้ากว่ากระบวนการพรี-ดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งสามารถแก้ปัญหาได้โดยการเติมคาร์บอนจากภายนอก ได้แก่ เมธานอล เอธานอล อะเซติก กลูโคส โมลาส น้ำเสีย และน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Reject water) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544; Gerardi, 2002; Metcalf and Eddy, 2003)

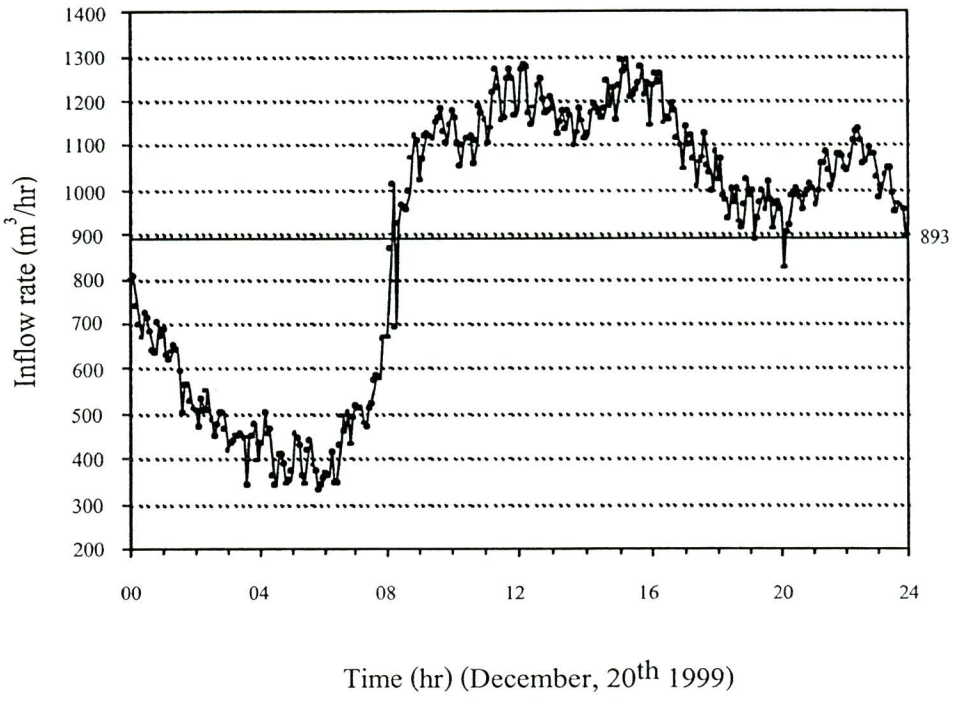


รูปที่ 2.2 กระบวนการ Post-denitrification (Metcalf and Eddy, 2003)

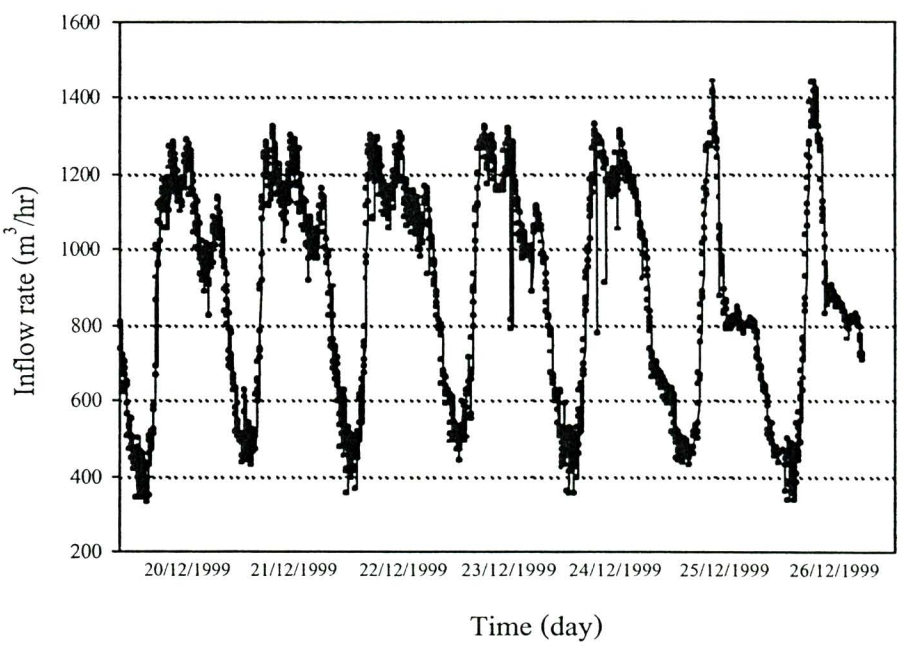
2.3 การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียในรอบวัน

การพิจารณาและให้ความสนใจเฉพาะประสิทธิภาพระบบในระยะยาวหรืออยู่บนสมมุติฐานระบบบำบัดน้ำเสียทำงานอยู่ภายใต้สภาวะคงที่ตลอดเวลาทำให้ขาดข้อมูลและความเข้าใจสภาวะหรือปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นกับระบบบำบัดน้ำเสียจริง รูปที่ 2.3 แสดงลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลที่เกิดขึ้นจริงในโรงงานระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนในช่วงระยะเวลา 24 ชม. ที่มีขนาดสมมูลกับประชากร 130,000 คน (Comas matas, 2000) ปริมาณการไหลของน้ำเสียลดลงต่ำสุดในช่วงเวลา 05.00 น. – 0.6.00 น. และจะเพิ่มขึ้นสูงสุดในช่วงเวลา 11.00 น. – 12.00 น. หลังจากนั้นจะลดลงในช่วงบ่ายและจะเพิ่มสูงขึ้นอีกครั้งในช่วงเวลาประมาณ 22.00 น. ค่าสูงสุดของปริมาณการไหลในรอบวันสูงกว่าค่าอัตราการไหลเฉลี่ย ประมาณ 0.4 เท่า หรืออาจสูงถึง 1.7 เท่าในบางวัน (Comas matas, 2000)

รูปที่ 2.4 แสดงปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ ซึ่งพบว่าลักษณะการไหลในวันทำการ (วันที่ 20 – 24 ธันวาคม ค.ศ. 1999) มีลักษณะแนวโน้มการผันแปรที่คล้ายคลึงกัน และปริมาณการไหลในวันหยุดทำการ (วันที่ 25 – 26 ธันวาคม ค.ศ. 1999) จะมีค่าอัตราการไหลของน้ำเสียสูงสุดสูงกว่าในวันทำการ (Comas matas, 2000 ในทำนองเดียวกันการผันแปรของลักษณะน้ำเสีย เช่น ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ของแข็งแขวนลอยก็มีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกันกับแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหล (Grady *et al.*, 1999; Henze *et al.*, 2002; Metcalf and Eddy, 2003)



รูปที่ 2.3 ลักษณะการผันแปรของปริมาณการไหลของน้ำเสียชุมชนในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. วันที่ 20 ธันวาคม ค.ศ. 1999 (Comas matas, 2000)



รูปที่ 2.4 เปรียบเทียบลักษณะแนวโน้มการผันแปรของปริมาณการไหลน้ำเสียชุมชนระหว่างวันทำการและวันหยุดทำการในช่วงระยะเวลา 1 สัปดาห์ (Comas matas, 2000)

สภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันหรือในช่วงระยะเวลา 24 ชม. ย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ออกแบบมาสำหรับการกำจัดธาตุอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) และต้องการความมีเสถียรภาพหรือสภาวะคงตัวของระบบที่สูงกว่าการกำจัดเฉพาะสารอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) เท่านั้น ดังนั้นหากเกิดการเปลี่ยนแปลงขึ้นกับหน่วยปฏิบัติการใดหน่วยปฏิบัติการหนึ่งย่อมส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการทำงานทั้งหมดของระบบ (Metcalf and Eddy, 2003)

2.4 การตอบสนองของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวัน

โดยทั่วไปพบว่ากระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดินระบบภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่มีการเปลี่ยนแปลง (Stentrom and Andrews, 1979) การผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะน้ำเสียส่งผลกระทบต่อการออกแบบ การเดินระบบ การควบคุมและประสิทธิภาพของระบบ (Henze *et al.*, 2002; Metcalf and Eddy, 2003) ลักษณะการผันแปรดังกล่าวมักถูกมองข้ามในระยะสั้น (Short-term) เช่น สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันหรือในรอบสัปดาห์ โดยทั่วไปจะพิจารณาหรือให้ความสนใจต่อประสิทธิภาพของระบบในระยะยาว (Long-term) แต่ในขณะเดียวกัน พารามิเตอร์ควบคุมที่ใช้ในการเดินระบบนิยมกำหนดให้เป็นค่าคงที่ ซึ่งเป็นการควบคุมระบบที่ไม่เหมาะสมมากนักเพราะค่าพารามิเตอร์ควบคุมบางตัวใช้ได้เฉพาะในกรณีระบบอยู่ภายใต้สภาวะคงที่เท่านั้น

การเปลี่ยนแปลงมวลของสารอาหารที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยา ส่งผลทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงตลอดเวลาด้วยเช่นกัน แม้ว่าจะควบคุมอายุสลัดจ์ของระบบให้คงที่ก็ตามอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะไม่สามารถแยกวิเคราะห์โดยใช้เฉพาะค่าอายุสลัดจ์เพียงลำพังภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลง ทั้งนี้ความเข้มข้นของสารอาหารในน้ำทิ้งออกภายใต้สภาวะการเปลี่ยนแปลงจะมีค่าเฉลี่ยสูงกว่าความเข้มข้นของสารอาหารภายใต้สภาวะคงที่ (Grady *et al.*, 1999) และกรณีที่เกิดการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า ออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของสารอาหารได้ช้ากว่าเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียส่งผลทำให้มีแอมโมเนียมในน้ำทิ้งออกเพิ่มสูงขึ้นในช่วงแรกของการเปลี่ยนแปลง (Viraj de Silva and Rittmann, 2000)

2.5 ผลกระทบของสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรทโดยอาศัยออโตทรอฟิกแบคทีเรียหรือไนตริฟายอิงแบคทีเรีย ซึ่งโดยธรรมชาติของออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำกว่าเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและมีสัดส่วนเพียงร้อยละ 3 – 10 ของปริมาณจุลินทรีย์ทั้งหมดภายในระบบ (Gerardi, 2002) ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเดินระบบที่อายุสลัดจ์สูงเพื่อป้องกันการพัดพาเอาออโตทรอฟิกแบคทีเรียออกไปจากระบบและควรเลือกอายุสลัดจ์ที่ระบบสามารถกำจัดทั้งอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจนได้พร้อมกัน

โดยส่วนใหญ่การผันแปรของภาระบรรทุกของอินทรีย์คาร์บอน ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจะมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน แต่การออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้กลายเป็นไนไตรท์และไนเตรทนั้นไม่ได้เป็นไปอย่างตรงไปตรงมาแม้ระบบบำบัดจะอยู่ในภาวะแอโรบิกและมีค่าออกซิเจนสูงถึง 7 – 8 มิลลิกรัม/ลิตร ก็ตาม ทั้งนี้เนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียเจริญเติบโตสู้เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียไม่ได้และจะไม่เจริญเติบโตจนมีปริมาณที่มีนัยสำคัญในสลัดจ์ตราบใดที่ระบบยังมีความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนสูงอยู่ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีความอ่อนไหวต่อสภาวะที่อุณหภูมิและความเข้มข้นของออกซิเจนมีค่าต่ำ และออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารต่ำ(K_{NH} = 1 มิลลิกรัม/ลิตร) สัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารบ่งบอกให้ทราบถึงความสามารถของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในการเจริญเติบโตที่ครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตสูงสุด กล่าวคือ ในถังปฏิกิริยาแบบไหลต่อเนื่องที่มีออโตทรอฟิกแบคทีเรียอาศัยอยู่จะต้องมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมต่ำออโตทรอฟิกแบคทีเรียจึงจะสามารถเจริญเติบโตได้เร็วและยิ่งความเข้มข้นของแอมโมเนียมยิ่งต่ำมากเท่าใดการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียก็จะมีค่าสูงมากยิ่งขึ้น (Grady *et al.*, 1999) ปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันที่สำคัญอีกประการหนึ่งก็คือ อุณหภูมิของน้ำเสีย เนื่องจากอุณหภูมิส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ดังนั้นที่อุณหภูมิต่ำกระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้ากว่าที่อุณหภูมิสูง และเพื่อที่จะชดเชยการลดลงของอุณหภูมิจำเป็นจะต้องเพิ่มอายุสลัดจ์สำหรับการเดินระบบให้สูงขึ้นอย่างมาก

2.6 การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Bio-Augmentation)

การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ ถือได้ว่าเป็นวิธีการหนึ่งที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นแนวคิดการเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ที่เฉพาะเจาะจงกับสารอาหารหรือสภาวะสิ่งแวดล้อม แต่เนื่องจากการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียจำเป็นต้องอาศัยชนิดของจุลินทรีย์หลากหลายชนิดเพราะ

สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ห้องสมุดงานวิจัย

จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มมีความสามารถหรือมีความเฉพาะเจาะจงกับสารอาหารต่างชนิดกัน ดังนั้น วัตถุประสงค์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อเพิ่มจำนวนกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความสามารถจำเพาะต่อสารอาหารหรือมลพิษที่สนใจเท่านั้น ไม่ได้หมายถึงการเพิ่มจำนวนเพื่อแทนที่จุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบทั้งหมด การดำเนินการจะต้องควบคุมปัจจัยที่เอื้ออำนวยต่อการเจริญเติบโตและความสามารถของจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าว ตลอดจนสัดส่วนที่เหมาะสมของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด ทั้งนี้สัดส่วนที่เหมาะสมระหว่างกลุ่มจุลินทรีย์สามารถเปลี่ยนแปลงไปตามสภาวะสิ่งแวดล้อมและสถานที่ตั้งของระบบบำบัดน้ำเสีย (Foster and Whiteman, 2006) โดยทั่วไปจุลินทรีย์สามารถทำงานได้ดีและมีประสิทธิภาพถ้าสามารถเดินระบบให้อยู่ในสภาวะคงที่ได้ แต่อย่างไรก็ตามแทบไม่มีระบบบำบัดน้ำเสียจริงสามารถรักษาสภาวะคงที่นี้ได้ เพราะลักษณะน้ำเสียผันแปรขึ้นลงตลอดเวลาและแตกต่างกันไปตามลักษณะของวัน สัปดาห์ หรือฤดูกาล (Grady *et al.*, 1999; Foster and Whiteman, 2006)

การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ มีข้อดีหลายประการ ได้แก่ ช่วยเพิ่มขีดความสามารถระบบบำบัดน้ำเสียในการกำจัดบีโอดีหรือซีโอดีให้สูงขึ้น ช่วยให้การแยกสลัดจ์ในถังตกตะกอนได้ดีขึ้น ช่วยลดการลงทุนก่อสร้างสำหรับปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ประสิทธิภาพต่ำ ช่วยให้ระบบสามารถรองรับกับสภาวะเกินภาระบรรทุก ช่วยให้ระบบฟื้นตัวจากการหยุดชะงักของจุลินทรีย์ที่ได้รับสารพิษได้รวดเร็วขึ้น และสามารถเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันให้เพิ่มสูงขึ้นได้ (Foster and Whiteman, 2006) การเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มปริมาตรถังปฏิกิริยา การเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ และการเพิ่มจำนวนถังปฏิกิริยา แต่การเพิ่มประสิทธิภาพโดยที่ไม่จำเป็นต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาน่าจะเป็นทางออกสำหรับปัญหาดังกล่าว โดยเฉพาะการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพต่ำและมีการผันแปรของไนโตรเจนในกระแสเข้าเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง

2.7 แหล่งของสารอาหารสำหรับกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์

น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ (Reject water) ได้แก่ น้ำทิ้งจากการแยกน้ำจากสลัดจ์และน้ำล้นจากระบบย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก ซึ่งมีภาระบรรทุกไนโตรเจนประมาณร้อยละ 10 – 25 เมื่อเปรียบเทียบกับภาระบรรทุกของกระบวนการสายหลัก (Main-stream) หรือในบางกรณีอาจสูงถึงร้อยละ 30 และมีสัดส่วนปริมาตรเพียงประมาณร้อยละ 2 เท่านั้น (Janus and van de Robest, 1997; Hellinga, Schellen, Mulder, van Loosdrecht, and Heijnen, 1998; Fux, Boehler, Huber, Brunner, and Siegrist, 2002; van Kempen, Mulder, Uijterlinde, and van Loosdrecht, 2001) ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนความเข้มข้นสูงที่เกิดขึ้นในกระบวนการสายรอง (Side-stream) ของระบบ

สำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ
ห้องสมุดงานวิจัย
วันที่ 12 ก.ย. 2554
เลขทะเบียน 242318
เลขเรียกหนังสือ

น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สามารถหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักเพื่อบำบัดรวมกับน้ำเสียเข้าได้อีกครั้ง แต่ในกรณีที่ระบบบำบัดน้ำเสียเดิมได้ออกแบบไว้เฉพาะการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเท่านั้น การหมุนเวียนน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์กลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอาจทำให้ระบบการเติมอากาศไม่เพียงพอสำหรับการออกซิไดซ์แอมโมเนียมที่เพิ่มเข้ามา และเนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ช้ากว่าปฏิกิริยาการกำจัดอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นอายุสลัดจ์ในการเดินระบบจะต้องนานมากพอ ส่งผลทำให้ต้องก่อสร้างถังปฏิกิริยาให้มีขนาดใหญ่ขึ้น ถ้าในกรณีที่ระบบได้ออกแบบไว้เฉพาะกระบวนการไนตริฟิเคชันจำเป็นต้องเพิ่มถังแอนอกซิกที่ใหญ่มากพอ หรืออาจจำเป็นต้องเติมอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเพิ่มเข้าไปในระบบ

รูปแบบการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์สามารถใช้กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี หรือกระบวนการทางชีววิทยา การบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์โดยใช้กระบวนการทางชีววิทยาจะมีค่าใช้จ่ายต่ำกว่าการบำบัดโดยใช้กระบวนการทางฟิสิกส์-เคมี การบำบัดสลัดจ์โดยใช้กระบวนการย่อยแบบแอนแอโรบิกได้รับความสนใจนำมาใช้ในโรงงานบำบัดน้ำเสียชนิดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เพิ่มมากขึ้น แต่ก็ยังมีคำถามถึงความเหมาะสมเนื่องจากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมสูง แม้ว่าวิธีการหมุนเวียนกลับมาบำบัดในกระบวนการสายหลักโดยตรงอีกครั้งจะเป็นวิธีที่ยอมรับโดยทั่วไป แต่การแยกบำบัดน่าจะเป็นวิธีหรือทางเลือกที่ดีกว่า (Volcke, 2006)

2.8 การเพิ่มจำนวนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนสายรอง

จากแนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนได้เป็นอย่างดี เนื่องจากออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทหลักในกระบวนการไนตริฟิเคชันมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำ การเพิ่มพูนจุลินทรีย์สามารถช่วยทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียมีปริมาณของออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่เพิ่มสูงขึ้นย่อมส่งผลทำให้ระบบมีประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย

การเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียในกระบวนการสายรอง เป็นวิธีการหนึ่งที่สามารถนำไปประยุกต์ใช้ประสบความสำเร็จกับโรงงานบำบัดน้ำเสียจริง โดยหลักการนี้ยังคงใช้วิถีการเปลี่ยนรูปของแอมโมเนียมด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ซึ่งอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรียจากระบบหมุนเวียนสลัดจ์และใช้ไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกหรือไนโตรเจนจากแหล่งภายนอกสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย โดยที่ออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะเจริญเติบโตบนฟล้อค (Flocs) และจะถูกหมุนเวียนกลับไปยังกระบวนการสายหลักของระบบบำบัดน้ำเสียอีกครั้ง (Volcke, 2006) ทั้งนี้ปฏิกิริยาในกระบวนการสายรองของระบบจะต้องทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ (การเปลี่ยนแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรท) ถ้ามีการเจริญเติบโตเฉพาะ

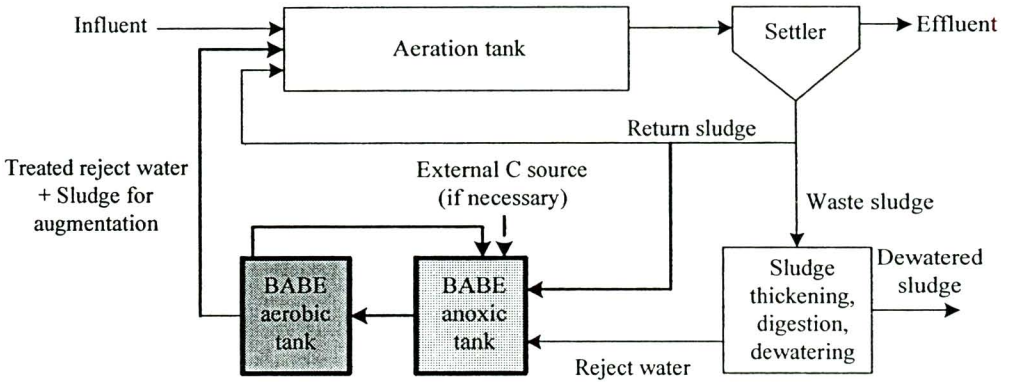
แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียอาจทำให้เกิดการสะสมของไนไตรท์ในน้ำทิ้งออกเพิ่มสูงขึ้นได้ (van Loosdrecht and Salem, 2006)

ภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่มีอุณหภูมิต่ำ กระบวนการไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นได้ช้าลงการแก้ไขปัญหาดังกล่าวสามารถกระทำได้โดยการเพิ่มปริมาตรถังปฏิกิริยาและเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ หรือการเติมออโตทรอฟิกแบคทีเรียเข้าสู่ระบบ หลักการเพิ่มพูนออโตทรอฟิกแบคทีเรียเป็นวิธีหนึ่งที่ประยุกต์ใช้ได้ผลดีทั้งการออกแบบก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียใหม่และปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันต่ำ ซึ่งสามารถลดขนาดถังปฏิกิริยาและลดอายุสลัดจ์ของระบบลงได้เมื่อเปรียบกับหลักการออกแบบหรือการปรับปรุงด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาที่รับภาระบรรทุกเท่ากัน (Yuan, Bogaert, Leten, and Verstraete, 2000; Plaza, Trela, and Hultman, 2001; Volcke, 2006)

การป้อนสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์โดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ซึ่งมีสัดส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนต่ำ อาจจะไม่มีความจำเป็นต้องเติมคาร์บอนเข้าสู่ระบบหรืออาจต้องเติมในปริมาณที่น้อยลง เพราะแหล่งคาร์บอนภายในส่วนหนึ่งที่ต้องการสำหรับการดีไนตริฟิเคชันส่วนหนึ่งมาจากการหายใจแบบเอ็นโดจีเนียสของสลัดจ์ (Barends, Salem, van der Roest, and van Loosdrecht, 2005) หรือที่เรียกกระบวนนี้ว่าโพสท์-ดีเอ็น (Post-DN) ความเข้มข้นของสลัดจ์ที่ป้อนเข้าสู่กระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ยิ่งมีค่าสูงจะยิ่งทำให้มีคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นด้วย การเพิ่มประสิทธิภาพการไนตริฟิเคชันโดยอาศัยแนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ ได้แก่ กระบวนการ InNitri (Inexpensive Nitrification) (Kos, 1998) กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) (Salem *et al.*, 2003) และกระบวนการ ScanDeNi (Scanronment Denitrification) (Rosen and Huijbregsen, 2003) โดยที่กระบวนการดังกล่าวได้ถูกนำไปจดสิทธิบัตรเป็นที่เรียบร้อยแล้วซึ่งจะกล่าวโดยสรุปเฉพาะที่เกี่ยวข้องกับการวิจัยดังต่อไปนี้

2.9 กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced)

กระบวนการ BABE เป็นกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ที่มีลักษณะการเดินระบบแบบขนานกับกระบวนการสายหลัก ซึ่งในกระบวนการสายหลักเป็นกระบวนการไนตริฟิเคชันและกระบวนการสายรองเป็นกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเพื่อควบคุมค่า pH ของระบบและเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียจากสลัดจ์ในระบบหมุนเวียน กระบวนการ BABE สามารถเดินระบบเป็นแบบถังปฏิกิริยาเดี่ยวหรือถังปฏิกิริยาคู่แบบอนุกรมก็ได้ (รูปที่ 2.5)



รูปที่ 2.5 รูปแบบกระบวนการ BABE (Salem *et al.*, 2002)

การเดินระบบกระบวนการ BABE ในถังปฏิกิริยาคู่แบบอนุกรม ซึ่งประกอบด้วยถังแอนอกซิกและตามด้วยถังแอโรบิก และหมุนเวียนสลัดจ์จากถังแอโรบิกกลับบางส่วน จะใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่ป้อนเข้าถังแอนอกซิกสำหรับเป็นแหล่งคาร์บอนในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ถ้าน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์มีปริมาณคาร์บอนต่ำเกินไปอาจจำเป็นต้องเติมคาร์บอนจากแหล่งภายนอกเพื่อช่วยให้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์ ทั้งนี้เนื่องจากกระบวนการ BABE เป็นรูปแบบกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดา ดังนั้นอาจมีไนเตรทหลงเหลืออยู่ในสลัดจ์ การหมุนเวียนสลัดจ์ที่มีไนเตรทสูงกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอาจเป็นการเพิ่มภาระให้กับกระบวนการสายหลักได้ถ้ากระบวนการสายหลักของระบบไม่มีถังปฏิกิริยาหรือคาร์บอนสำหรับการดีไนตริฟิเคชันที่เพียงพอและความแตกต่างของอุณหภูมิระหว่างถังปฏิกิริยาส่งผลทำให้เกิดการชะงักการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ทั้งออโตทรอฟิกแบคทีเรียและเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียได้ (Head and Oleszkiewicz, 2004, 2005)

แนวคิดการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองเป็นการใช้ประโยชน์จากน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์ที่มีค่าอุณหภูมิสูงซึ่งจะส่งผลทำให้จุลินทรีย์มีระดับกิจกรรมสูงขึ้นและเปรียบเสมือนกับการบำบัดน้ำทิ้งไปพร้อมกัน กระบวนการ BABE ได้รวมการบำบัดน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์และการเพิ่มปริมาณออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสภาวะเอ็นโดจีนัสเข้าไว้ด้วยกัน (Salem *et al.*, 2002; 2003) เนื่องจากในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์เป็นการผสมระหว่างสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนซึ่งมีอุณหภูมิตามสภาวะสิ่งแวดล้อมที่กำลังเดินระบบกับน้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกซึ่งมีอุณหภูมิสูง (อุณหภูมิของถังย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิก ประมาณ 30 – 37°C) กล่าวคืออุณหภูมิในถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์จะเพิ่มสูงขึ้นถ้าสัดส่วนของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนมีค่าลดลง

อายุสลัดจ์ที่เหมาะสมสำหรับการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองต้องพิจารณาถึงความเหมาะสมและประสิทธิภาพสูงสุดของระบบโดยรวมทั้งหมด แม้ว่าการเพิ่มอายุสลัดจ์ในการเดิน

ระบบจะส่งผลให้ประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มสูงขึ้นก็ตามแต่ตรงกันข้ามกลับทำให้อัตราการเน่าเปื่อยของจุลินทรีย์เพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วยย่อมส่งผลทำให้ปริมาณจุลินทรีย์ที่ไวงานมีจำนวนลดลง (Salem *et al.*, 2003; Barends *et al.*, 2005)

การประยุกต์การเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ทำให้สามารถเดินระบบที่อายุสลัดจ์ต่ำกว่าค่าวิกฤติร้อยละ 50 (Salem *et al.*, 2003) วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพกระบวนการไนตริฟิเคชันด้วยกระบวน BABE สามารถใช้งานได้ดีกับระบบบำบัดน้ำเสียจริงจากผลการจำลองโดยใช้โปรแกรมคอมพิวเตอร์และศึกษาในระบบบำบัดน้ำเสียจริงพบว่า กระบวนการ BABE ช่วยทำให้กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีความสามารถในการรองรับภาระบรรทุกและประสิทธิภาพของกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มสูงขึ้น ช่วยเพิ่มศักยภาพกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้การปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนต่ำให้น้ำทิ้งออกมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดไม่เกิน 10 มิลลิกรัม/ลิตร โดยใช้กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบธรรมดาต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาโดยรวมประมาณ 2.3 เท่า เปรียบเทียบกับปริมาตรระบบบำบัดน้ำเสียเดิม แต่ในขณะที่การปรับปรุงประสิทธิภาพระบบด้วยกระบวนการ BABE ต้องเพิ่มขนาดถังปฏิกิริยาโดยรวมทั้งหมดขึ้นเพียง 0.8 เท่า และสามารถประหยัดพื้นที่สำหรับการก่อสร้างได้ประมาณร้อยละ 50 (Salem *et al.*, 2002) แสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 เปรียบเทียบการปรับปรุงกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยวิธีการบำบัดแบบธรรมดาและกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ (Salem *et al.*, 2002)

รายละเอียด	เพิ่มขึ้นร้อยละ (ปริมาตรที่เพิ่ม/ปริมาตรเดิม)	
	ปรับปรุงด้วยกระบวนการบำบัดแบบธรรมดา	ปรับปรุงด้วยกระบวนการเพิ่มพูนจุลินทรีย์
ปริมาตรถังเติมอากาศ	88	22
ปริมาตรถังแอนอกซิก	1,300	370
ปริมาตรกระบวนการสายรอง	0	14
ปริมาตรรวมทั้งหมด	225	75

2.10 การเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์

วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพและศักยภาพของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ให้สามารถรองรับต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันนั้นมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มอายุสลัดจ์ของระบบ การเพิ่มขนาดและจำนวนถังปฏิกิริยา ซึ่งวิธีการดังกล่าวมักจะมีต้นทุนในการก่อสร้างสูง โดยเฉพาะโรงงานระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่ได้ก่อสร้างและเดินระบบมาก่อนแล้ว ทางเลือกสำหรับการปรับปรุงและเพิ่มประสิทธิภาพอาจจะมีให้เลือกไม่มากนัก วิธีการเพิ่มประสิทธิภาพระบบนั้นควรพิจารณาและคำนึงถึงการใช้ประโยชน์จากทรัพยากรที่มีอยู่แล้วในระบบ เช่น แหล่งแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนความเข้มข้นสูง และอุณหภูมิของน้ำทิ้ง โดยเฉพาะกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เดิมที่มีกระบวนการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกอยู่ก่อนแล้วยิ่งมีความเหมาะสมที่จะนำกระบวนการบำบัดในสายรองมาประยุกต์ใช้เพราะไม่ต้องก่อสร้างระบบเพิ่มทั้งหมด

การเพิ่มศักยภาพกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ให้สามารถรองรับกับสภาวะผันแปรภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในรอบวันได้นั้น ระบบจะต้องมีปริมาณออโตทรอฟิกแบคทีเรียในสัดส่วนที่สูงมากพอ กล่าวคือจะต้องมีกระบวนการสำหรับเพิ่มจำนวนออโตทรอฟิกแบคทีเรียโดยเฉพาะและแหล่งไนโตรเจนที่สำคัญก็คือน้ำทิ้งจากกระบวนการบำบัดสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกที่เกิดขึ้นภายในระบบ เนื่องจากน้ำทิ้งจากแหล่งดังกล่าวมีค่าความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงซึ่งเหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียปกติ

เมื่อเปรียบเทียบในลักษณะที่สำคัญของกระบวนการบำบัดน้ำเสียในกระบวนการสายรองและลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันแล้วจะพบว่า กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ต้องทำการเพิ่มจำนวนในกระบวนการสายรองนั้นจะต้องมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็วเพื่อให้ทันต่อสภาวะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันและมีสภาวะการทำงานที่เหมือนกับกระบวนการสายหลักเพื่อร่นระยะเวลาในการปรับตัวของจุลินทรีย์หลังจากหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก ดังนั้นกระบวนเพิ่มพูนจุลินทรีย์จึงเป็นกระบวนการที่เหมาะสมและเข้ากันได้เป็นอย่างดีกับกระบวนการสายหลัก

การเลือกกระบวนการบำบัดในสายรองจะต้องพิจารณาความเป็นไปได้ที่สำคัญดังต่อไปนี้ ควรมีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลักซึ่งจุลินทรีย์ไม่ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากนัก จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ทันทีเมื่อถูกหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง รูปแบบกระบวนการควรจะต้องใช้เวลาเก็บกักน้อยเพราะถังปฏิกิริยาจะได้มีขนาดเล็กเพื่อเป็นการประหยัดทั้งค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการ และจะต้องไม่ทำให้กระบวนการสายหลักรับภาระบรรทุกเพิ่มสูงขึ้น

2.11 พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Models, ASMs) ที่ได้นำเสนอไว้โดยสมาคมน้ำนานาชาติ (International Water Association, IWA) ได้แก่ ASM No.1 (ASM1) เป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์การกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนทางชีวภาพ ASM No.2, 2d (ASM2, ASM2d) แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพที่มีสภาวะแอนแอโรบิกในระบบ และ ASM No.3 (ASM3) แบบจำลองทางคณิตศาสตร์การกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนทางชีวภาพที่พัฒนามาจาก ASM1 ซึ่งได้รวมการสะสมของโพลิเมอร์ชีวภาพในช่วงเกิดการเปลี่ยนแปลงเข้าไว้ด้วย (Henze, Grady, Gujer, Marais, and Matsuo, 2000) ปัจจุบันแบบจำลองทางคณิตศาสตร์เป็นเครื่องมือที่จำเป็นสำหรับการจำลองสถานการณ์ (Simulation) กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ซึ่งมีข้อดีที่สำคัญ ได้แก่ เป็นเครื่องมือสำหรับการวิจัยที่ต้องการรายละเอียดสูง การออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการประเมินศักยภาพระบบบำบัดน้ำเสีย (Henze *et al.*, 2002)

พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียและสิ่งแวดล้อม ดังนั้นค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์จึงมีค่าไม่แน่นอนด้วยและในทำนองเดียวกันการผันแปรของปริมาณการไหลและลักษณะของน้ำเสียที่เกิดขึ้นในรอบวันย่อมมีผลทำให้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์เปลี่ยนแปลงไปด้วยเช่นกัน ค่าพารามิเตอร์ปริมาณสารสัมพันธ์และค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่กำหนดไว้ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Activated Sludge Model No.1, ASM1) แสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.2 (Jeppsson, 1996)

พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ถือได้ว่าเป็นตัวบ่งชี้ที่สำคัญและมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของระบบ ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์เป็นข้อมูลในเชิงลึกสำหรับนำมาใช้ในการออกแบบ ควบคุมการทำงาน และตรวจสอบติดตามการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสีย (Spanjers, Vanrolleghem, Olsson, and Dold, 1998) และค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสีย สภาพสิ่งแวดล้อม และรูปแบบการเดินระบบ (Henze *et al.*, 2002) พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ ได้แก่ อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{max}) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K) ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยีลด์) (Yield, Y)

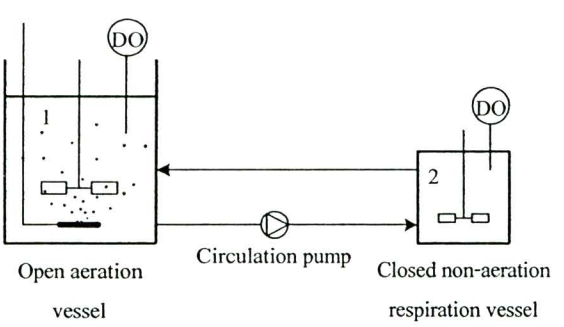
ตารางที่ 2.2 พารามิเตอร์จลนศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 (Jeppsson, 1996)

พารามิเตอร์	สัญลักษณ์	หน่วย	20°C	10°C	ช่วงค่าอ้างอิง
Stoichiometric Parameters					
Heterotrophic yield	Y_H	g cell COD formed (g COD oxidized)$^{-1}$	0.67	0.67	0.38-0.75
Autotrophic yield	Y_A	g cell COD formed (g N oxidized)$^{-1}$	0.24	0.24	0.07-0.28
Fraction of biomass yielding particulate products	f_P	dimensionless	0.08	0.08	–
Mass N/Mass COD in biomass	i_{XB}	g N (g COD)$^{-1}$ in biomass	0.086	0.086	–
Mass N/Mass COD in products from biomass	i_{XP}	g N (gCOD)$^{-1}$ in endogenous mass	0.06	0.06	–
Kinetic Parameters					
Heterotrophic max. specific growth rate	μ_{maxH}	day^{-1}	6.0	3.0	0.6-13.2
Heterotrophic decay rate	b_H	day^{-1}	0.62	0.20	0.05-1.6
Saturation constant for substrate (SCS) of heterotrophs	K_S	g COD m^{-3}	20	20	5-225
Oxygen SCS for heterotrophs	K_{OH}	g O_2 m^{-3}	0.20	0.20	0.01-0.20
Nitrate SCS for denitrifying heterotrophs	K_{NO}	g NO_3-N m^{-3}	0.50	0.50	0.1-0.5
Autotrophic max. specific growth rate	μ_{maxA}	day^{-1}	0.80	0.30	0.2-1.0
Autotrophic decay rate	b_A	day^{-1}	0.20	0.10	0.05-0.2
Oxygen SCS for autotrophs	K_{OA}	g O_2 m^{-3}	0.4	0.4	0.4-2.0
Ammonia SCS of autotrophs	K_{NH}	g NH_3-N m^{-3}	1.0	1.0	–
Correction factor for anoxic growth of heterotrophs	η_g	dimensionless	0.8	0.8	0.6-1.0
Ammonification rate	k_a	m^3 (g COD day)$^{-1}$	0.08	0.04	–
Max. specific hydrolysis rate	k_h	g slowly biodeg. COD (g cell COD day)$^{-1}$	3.0	1.0	–
HSC for hydrolysis of slowly biodeg. substrate	K_X	g slowly biodeg. COD (g cell COD)$^{-1}$	0.03	0.01	–
Correction factor for anoxic hydrolysis	η_h	dimensionless	0.4	0.4	–

ปัจจุบันเทคนิคการวัดอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) ถูกนำมาใช้สำหรับประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอย่างแพร่หลาย เนื่องจากมีความแม่นยำในการวัดสูง เมื่อเปรียบเทียบกับการวัดโดยใช้เครื่องมือวิเคราะห์ราคาแพง (Gapes and Keller, 2001) เทคนิคการวัดอัตราการใช้ออกซิเจนให้ผลการทดลองที่รวดเร็วโดยใช้เวลาในการทดลองเพียง 1 - 1.5 ชม. ก็สามารถจำแนกหรือบ่งชี้ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของสลัดจ์ได้โดยที่ไม่ต้องวิเคราะห์ความเข้มข้นสารอาหารในห้องปฏิบัติการ (Spanjers and Vanrolleghem, 1995; Ficara, Musumeci, and Rozzi, 2000) เป็นเครื่องมือสำหรับการวิจัยที่ต้องการรายละเอียดสูง ใช้สำหรับการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียและการประเมินศักยภาพระบบบำบัดน้ำเสีย (Petersen, 2000; Baetens, 2001; Henze *et al.*, 2002) อย่างไรก็ตามการวัดการหายใจก็มีความคลาดเคลื่อนอยู่บ้างเนื่องมาจากปัจจัยของการออกแบบเครื่องมือและปัจจัยสิ่งแวดล้อมภายนอก (Marsili-Libelli and Tabani, 2002)

2.12 เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Hybrid respirometer)

การวัดอัตราการหายใจเป็นการวัดและแปลผลจากข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนของสลัดจ์ตัวอย่าง หมายถึง ปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ในสลัดจ์ตัวอย่างนำไปใช้ต่อหน่วยปริมาตรและเวลาและนิยมนำมาใช้เป็นเครื่องมือสำหรับการจำแนกลักษณะน้ำเสียและพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ หลักการวัดอัตราการหายใจได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่องและสามารถจำแนกหลักการวัดที่สำคัญได้ 2 ลักษณะ ได้แก่ การวัดออกซิเจนเฉพาะในวัฏภาคของเหลวหรือแก๊สและการวัดทั้งสองวัฏภาคที่เคลื่อนตัวหรือหยุดนิ่ง (Spanjers *et al.*, 1998) ทฤษฎีการวัดโดยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดนี้ได้เสนอไว้โดย Vanrolleghem and Spanjers (1998) การทำงานของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดได้รวมเอาหลักการเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สไหลผ่าน-ของเหลวสถิตย์ (Flowing gas-static liquid, LFS) และหลักการเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สสถิตย์-ของเหลวไหลผ่าน (Static gas-flowing liquid, LSF) เข้าไว้ด้วยกัน (รูปที่ 2.6)



รูปที่ 2.6 รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด (Vanrolleghem and Spanjers, 1998)

ระบบเครื่องวัดอัตราการหายใจชนิดนี้ประกอบด้วยภาชนะเปิดสำหรับการเติมอากาศ (Aeration vessel) และภาชนะปิดสำหรับวัดอัตราการหายใจ (Respiration vessel) และมีการติดตั้งขั้ววัดออกซิเจน (DO probe) ที่ภาชนะทั้งสอง ในขณะที่กำลังทำการทดลองจะสูบหมุนเวียนสลัดจ์อย่างต่อเนื่องระหว่างภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ รายละเอียดเกี่ยวกับชนิดของเครื่องวัดอัตราการหายใจสามารถค้นคว้าเพิ่มเติมได้จาก Spanjers *et al.* (1998)

การรวมข้อดีของเครื่องวัดการหายใจ 2 ชนิดเข้าด้วยกันทำให้เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริดมีความสามารถสูงและยืดหยุ่นมากยิ่งขึ้น ข้อดีและข้อด้อยของหลักการวัดอัตราการหายใจแต่ละชนิดแสดงในตารางที่ 2.3 การใช้ขั้ววัดออกซิเจนสองอันทำให้สามารถเพิ่มความถี่ในการเก็บข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจนได้สูงขึ้นในเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สไหลผ่าน-ของเหลวสถิตย์ (LFS) (หมายเลข 1) ในขณะเดียวกันอัตราการใช้ออกซิเจนสามารถคำนวณได้โดยอาศัยหลักการของเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบแก๊สสถิตย์-ของเหลวไหลผ่าน (LSF) (หมายเลข 2)

ตารางที่ 2.3 เปรียบเทียบข้อดีและข้อด้อยของเครื่องวัดอัตราการหายใจ (Petersen, 2000)

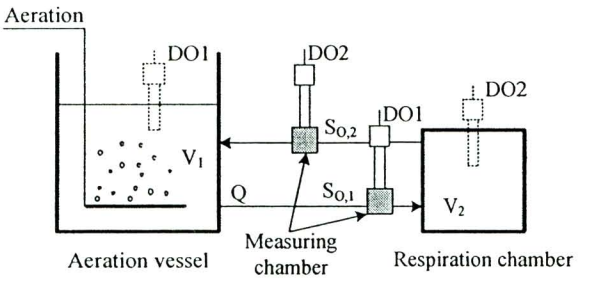
ชนิดเครื่องวัดอัตราการหายใจ	ข้อดี	ข้อด้อย
Static gas-static liquid (LSS)	ใช้งานง่าย	มีปริมาณออกซิเจนกำจัดความถี่ในการวัด OUR ต่ำ
Flowing gas-static liquid (LFS)	ความถี่ในการวัด OUR สูง	ต้องการค่า K_La สำหรับการคำนวณ OUR
Static gas-flowing liquid (LSF)	ไม่ต้องการค่า K_La สำหรับการคำนวณ OUR	ความถี่ในการวัด OUR ต่ำ
Hybrid respirometer (LFS + LSF)	ไม่ต้องการค่า K_La สำหรับการคำนวณ OUR ความถี่ในการวัด OUR สูง	ใช้ขั้ววัดออกซิเจน 2 ขั้ววัด

<u>หมายเหตุ</u> : K_La = Mass transfer coefficient

2.13 หลักการวัดด้วยเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด

เครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริดได้ทำการติดตั้งขั้ววัดออกซิเจน (DO) ก่อนและหลังภาชนะวัดอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.7) (รูปแบบเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบพื้นฐานจะติดตั้งขั้ววัดออกซิเจนที่ภาชนะเติมอากาศและภาชนะวัดอัตราการหายใจ) โดยออกซิเจนที่ไหล

เข้า ($S_{O,1}$) และไหลออกจากภาชนะวัดอัตราการหายใจ ($S_{O,2}$) จะถูกอ่านด้วยขั้ววัดออกซิเจน DO1 และ DO2



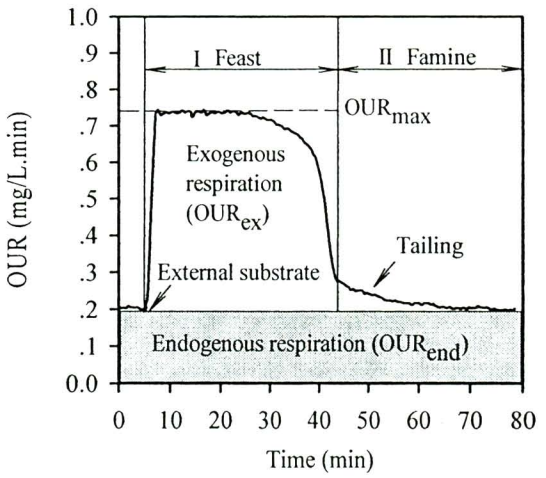
รูปที่ 2.7 ตำแหน่งขั้ววัดออกซิเจนเครื่องวัดอัตราการหายใจไฮบริดแบบธรรมดา (เส้นประ) และเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบอัลติเมทไฮบริด (เส้นทึบ)

อัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate, OUR) สามารถคำนวณได้จากการสมดุลมวลรอบภาชนะวัดอัตราการหายใจ ตามสมการที่ (2.1) (Vanrolleghem and Spanjers, 1998) โดยที่ OUR คือ อัตราการใช้ออกซิเจน (มิลลิกรัม/ลิตร.นาที) Q คือ อัตราการไหลเวียนสลัดจ์ (ลิตร/นาที) และ V_2 คือ ปริมาตรภาชนะวัดอัตราการหายใจ (ลิตร)

$$OUR = - \frac{dS_{O,2}}{dt} + \frac{Q}{V_2}\left(S_{O,1} - S_{O,2} \right) \qquad (2.1)$$

2.14 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)

ปัจจุบันอัตราการหายใจหรืออัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ทำการวัดโดยใช้เครื่องวัดอัตราการหายใจ ซึ่งอาจกล่าวได้ว่าเป็นเครื่องมือมาตรฐานสำหรับการประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ กราฟแสดงอัตราการหายใจ (รูปที่ 2.8) เป็นข้อมูลอัตราการใช้ออกซิเจน (OUR) ที่ได้จากเครื่องวัดอัตราการหายใจซึ่งสามารถแปลความหมายได้ดังต่อไปนี้



รูปที่ 2.8 กราฟแสดงอัตราการหายใจ (Respirogram)

จุลินทรีย์ในตัวอย่างสลัดจ์จะใช้ออกซิเจนสำหรับการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส (Endogenous respiration, OUR_{end}) ซึ่งเป็นการหายใจของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่ไม่มีสารอาหารจากภายนอก แต่ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 จะพิจารณาว่าการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสมีการใช้สารอาหารส่วนหนึ่งที่เกิดจากการเน่าเปื่อยของจุลินทรีย์หรือที่เรียกหลักการนี้ว่า Death-regeneration จากรูปที่ 2.8 จะเป็นพื้นที่ส่วนล่างของกราฟอัตราการใช้ออกซิเจน และหลังจากเติมสารอาหารที่ย่อยได้ง่าย เช่น อะซิเตทหรือแอมโมเนียมให้กับตัวอย่างสลัดจ์ อัตราการใช้ออกซิเจนจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วจนถึงระดับอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (Maximum respiration rate, OUR_{max})

ตำแหน่งสูงสุดของ OUR_{max} จะสัมพันธ์กับปริมาณของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในสลัดจ์ในช่วงแรก (I) นี้เรียกว่า ช่วงมีสารอาหาร (Feast) ถ้าปริมาณสารอาหารมากเกินพอระดับ OUR_{max} จะคงที่ไปจนกว่าสารอาหารจะถูกใช้จนหมดและหลังจากนั้นค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะลดลงอย่างรวดเร็ว การหายใจของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในช่วงนี้เรียกว่าการหายใจแบบเอกโซจีนัส (Exogenous respiration, OUR_{ex}) ช่วงถัดไป (II) เป็นระยะการขาดสารอาหาร (Famine) ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะยังไม่ลดลงเท่ากับค่าอัตราการใช้ออกซิเจนก่อนการเติมสารอาหารให้กับตัวอย่างสลัดจ์ ค่าอัตราการใช้ออกซิเจนจะค่อยลดต่ำลงซึ่งกราฟส่วนนี้เรียกว่า Tailing สาเหตุเนื่องมาจากจุลินทรีย์จะใช้สารอาหารที่ถูกเก็บไว้ในรูปของสารพอลิเมอร์โดยจะถูกดึงนำกลับมาใช้และอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ก็จะลดลงไปที่ระดับเดิมก่อนทำการทดลอง

2.15 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

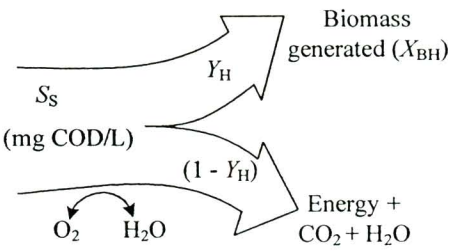
ตารางที่ 2.4 แสดงความสัมพันธ์ของการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) การเจริญเติบโตและการใช้สารอาหารของจุลินทรีย์จะมีรูปแบบตามสมการโมโนด (Monod) ซึ่งจะพบว่ามีความเกี่ยวข้องกับการใช้ออกซิเจนทั้งอัตราการเจริญเติบโตและอัตราการเน่าเปื่อย กราฟอัตราการหายใจจึงเป็นข้อมูลที่รวมเอาพารามิเตอร์ในสมการโมโนดเข้าไว้ด้วยกัน ดังนั้นจึงสามารถใช้มูลดังกล่าวเพื่อแปลผลหาค่าพารามิเตอร์ที่สำคัญได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผลได้หรือยีลด์ (Yield, Y_H) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K_S) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b_H) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{maxH})

ตารางที่ 2.4 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

Component $i \rightarrow$		1	2	3	4	Process rate, ρ_j
j	Process ↓	S_S	X_{BH}	S_O	S_{NH}	
1	Aerobic growth of heterotrophs	$-\frac{1}{Y_H}$	1	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$	$-i_{XB}$	$\mu_{maxH}\frac{S_S}{K_S+S_S}\frac{S_O}{K_{OH}+S_O}X_{BH}$
2	Decay of heterotrophs		-1	1		$b_H X_{BH}$

2.15.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยีลด์) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H)

ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ยีลด์เป็นค่าที่บ่งบอกถึงการสร้างมวลจุลินทรีย์จากการย่อยสลายสารอาหารและการใช้ออกซิเจน ยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_H) หมายถึงปริมาณของจุลินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นจากเดิมต่อหน่วยของอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกใช้ไปสำหรับการเจริญเติบโต ลักษณะการสร้างเซลล์จากสารอาหารจำพวกอินทรีย์คาร์บอนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียแสดงในรูปที่ 2.9 ซึ่งมีหน่วย มิลลิกรัมเซลล์ (ซีโอดี)/มิลลิกรัมซีโอดี ในเบื้องต้นค่ายีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียมีผลต่อค่าพารามิเตอร์อื่นที่ต้องใช้ค่ายีลด์ประกอบในการคำนวณ ดังนั้นความถูกต้องในการประมาณค่ายีลด์จึงมีความสำคัญทั้งในการวิเคราะห์ปริมาณสลัดจ์ที่จะเกิดขึ้นและการวิเคราะห์ปริมาณการใช้ออกซิเจนในระบบบำบัดน้ำเสีย ตลอดจนความถูกต้องของพารามิเตอร์ที่เกี่ยวข้อง



รูปที่ 2.9 รูปแบบการเกิดยีลด์ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

จากตารางที่ 2.4 จะพบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียและอัตราการกำจัดสารอาหารในรูปของซีโอดี สามารถแสดงด้วยสมการที่ (2.2) และ (2.3) และเมื่อหารสมการที่ (2.2) ด้วยสมการที่ (2.3) จะได้ความสัมพันธ์ดังสมการที่ (2.4) แสดงให้เห็นว่าพื้นที่ใต้กราฟอัตราการใช้ออกซิเจนภายใต้สภาวะการหายใจแบบเอกโซจีนัสมีความสัมพันธ์กันกับปริมาณสารอาหาร (S_S) ที่เติมลงไป ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไป (Oxygen consumed, OC_{ex}) กับปริมาณสารอาหารที่เติม ค่าความชัน (Slope) ที่ได้จะมีค่าเท่ากับ (1 - Y_H) ดังสมการที่ (2.5)

$$OUR_{ex} = - \frac{dS_O}{dt} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} \tag{2.2}$$

$$\frac{dS_S}{dt} = - \frac{1}{Y_H} \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} X_{BH} \tag{2.3}$$

$$\int OUR_{ex} dt = - (1 - Y_H) \int dS_S \tag{2.4}$$

$$OC_{ex} = (1 - Y_H) S_S \tag{2.5}$$

2.15.2 การประมาณค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (K_S)

แบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในตารางที่ 2.4 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สามารถอธิบายได้ด้วยสมการโมโนด (Monod) ซึ่งเป็นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxH}) ความเข้มข้นสารอาหาร (S_S) และค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับ

สารอาหาร (K_S) ดังนั้นการประมาณค่าพารามิเตอร์ดังกล่าวกับชนิดของสารอาหารสามารถแสดงความสัมพันธ์ได้ดังสมการที่ (2.6)

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_{maxH} \frac{S_S}{K_S + S_S} X_{BH} \tag{2.6}$$

การทดลองได้ดำเนินการตามขั้นตอนที่เสนอไว้โดย Cech, Chudoba, and Grau (1984) ซึ่งวิธีการนี้เป็นการวัดผลต่างระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดและอัตราการใช้ออกซิเจนที่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสดังสมการที่ (2.7) อัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ในสลัดจ์จะเพิ่มขึ้นเมื่อระดับของสารอาหารเพิ่มสูงขึ้นจนถึงระดับอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด แม้ว่าจะเพิ่มสารอาหารให้กับสลัดจ์ในปริมาณที่สูงขึ้นก็ตามแต่อัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุด (OUR_{max}) จะยังคงมีค่าเท่าเดิม ทั้งนี้เพราะอัตราการใช้สารอาหารจะเป็นสัดส่วนกับปริมาณจุลินทรีย์ในสลัดจ์ตามสมการที่ (2.8) และ (2.9) ข้อมูล OUR_{max} ของแต่ละการทดลองจะหารด้วยค่า OUR_{max} สูงสุดในชุดการทดลองนั้นเพื่อปรับเปลี่ยนให้อยู่ในรูปความสัมพันธ์ μ_H/μ_{maxH} สูงสุดเท่ากับ 1

$$OUR_{ex} = OUR_{max} - OUR_{end} \tag{2.7}$$

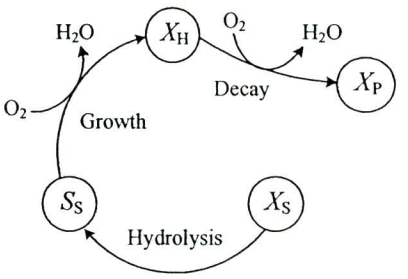
$$\mu_H = \frac{Y_H}{(1 - Y_H)} \frac{OUR_{ex}}{X_{BH}} \tag{2.8}$$

$$\mu_H = \mu_{maxH} \frac{S_S}{(K_S + S_S)} \tag{2.9}$$

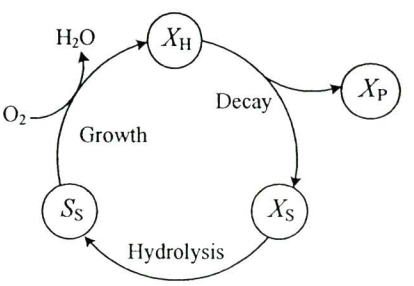
2.15.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (b_H)

อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียสามารถวิเคราะห์ในลักษณะการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรง (Lineal-death) สมมุติฐานของแนวคิดนี้จะพิจารณาว่าการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะไม่มีสารอาหารจะสัมพันธ์กับการลดลงของปริมาณจุลินทรีย์เพียงเท่านั้น (รูปที่ 2.10) แต่สมมุติฐานตามแนวคิด Death-regeneration ที่นำมาใช้ใน ASM1 จะพิจารณารวมไปถึงการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่ใช้สารอาหารที่เกิดจากการย่อยสลายของเซลล์จุลินทรีย์ที่เน่าเปื่อยเข้า

ไปด้วย (รูปที่ 2.11) แต่ทั้งนี้อัตราการเจริญเติบโตโดยรวมจะมีค่าน้อยกว่าอัตราการเน่าเปื่อย (Spanjers *et al.*, 1998)



รูปที่ 2.10 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบดั้งเดิมที่ไม่รวมการใช้สารอาหารจากการเน่าเปื่อย



รูปที่ 2.11 แนวคิดการเน่าเปื่อยแบบ Death-regeneration

จากตารางที่ 2.4 การลดลงของปริมาณจุลินทรีย์จะสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจน สมการที่ (2.10) สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตลอดช่วงการทดลอง และสมการที่ (2.11) แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อรวมสมการทั้ง 2 เข้าด้วยกัน จะได้ความสัมพันธ์สุดท้ายดังสมการที่ (2.13) ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR กับเวลาจะได้กราฟเส้นตรงดังสมการที่ (2.14) และค่าความชัน (Slope) ที่ได้คือค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียแบบเชิงเส้นตรง ($b_H^{\text{Lineal-death}}$) ทั้งนี้ค่าคงที่อัตราการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรงดังกล่าวจะต้องแปลงไปเป็นค่าคงที่อัตราการเน่าเปื่อยในแบบจำลอง Death-regeneration โดยใช้สมการที่ (2.15) (Orhon and Artan, 1994) โดยที่ f_P คือค่าสัดส่วนของสารเฉื่อยแขวนลอยของจุลินทรีย์มีค่าเฉลี่ย 0.08

$$\text{OUR}_{\text{end}} = - \frac{dS_O}{dt} = b_H X_{BH} \qquad (2.10)$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = - b_H X_{BH} \qquad (2.11)$$

$$X_{BH} = X_{BH}^{0} e^{- b_H t} \qquad (2.12)$$

$$OUR_{end} = b_H X_{BH}^{0} e^{b_H t} \qquad (2.13)$$

$$\ln OUR_{end} = \ln(b_H X_{BH}^{0}) - b_H t \qquad (2.14)$$

$$b_H^{\text{Death-regeneration}} = \frac{b_H^{\text{Lineal-death}}}{(1 - Y_H (1 - f_p))} \qquad (2.15)$$

2.15.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (μ_{maxH})

อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย เป็นพารามิเตอร์จลนศาสตร์ที่มาคู่กันกับค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (K_S) และเป็นพารามิเตอร์จลนศาสตร์ที่มีความสำคัญต่อการวิเคราะห์ความสามารถในการกำจัดสารอาหารในรูปอินทรีย์คาร์บอนและการเพิ่มขึ้นของปริมาณจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ วิธีการทดลองที่เสนอโดย Kappeler and Gujer (1992) เป็นการเติมสารอาหารที่ย่อยง่าย ความเข้มข้นสูงให้กับสลัดจ์ในสภาวะที่มีปริมาณออกซิเจนมากเกินพอ การเติมสารอาหารที่มีความเข้มข้นสูงลงในสลัดจ์ความเข้มข้นต่ำเพื่อให้เกิดความมั่นใจว่าจะมีการเจริญเติบโตเป็นแบบทวีคูณ (Exponential growth) ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียในสภาวะที่มีสารอาหารมากเกินพอ

จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในตารางที่ 2.4 การเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงปริมาณของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรียจะมีความสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจนตามสมการที่ (2.16) และสมการที่ (2.19) ในสภาวะที่มีปริมาณสารอาหารและออกซิเจนมากเกินพอ สามารถปรับลดพารามิเตอร์และหาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงได้ตามสมการที่ (2.24) และประมาณค่า ($\mu_{maxH} - b_H$) ได้จากค่าความชัน (Slope) ของกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR และเวลา

$$\text{OUR} = -\frac{dS_O}{dt} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H}\mu_{maxH}\frac{S_S}{K_S + S_S}\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}X_{BH} + b_H X_{BH} \tag{2.16}$$

$$if\ S_S >> K_S \rightarrow \frac{S_S}{K_S + S_S} \approx 1 \tag{2.17}$$

$$if\ S_O >> K_{OH} \rightarrow \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \approx 1 \tag{2.18}$$

$$\text{OUR} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H}\mu_{maxH}X_{BH} + b_H X_{BH} \tag{2.19}$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = \mu_{maxH}\frac{S_S}{K_S + S_S}\frac{S_O}{K_{OH} + S_O}X_{BH} - b_H X_{BH} \tag{2.20}$$

$$\frac{dX_{BH}}{dt} = (\mu_{maxH} - b_H)X_{BH} \tag{2.21}$$

$$X_{BH} = X_{BH}^0 e^{(\mu_{maxH} - b_H)t} \tag{2.22}$$

$$\text{OUR} = \frac{(1 - Y_H)}{Y_H}(\mu_{maxH} + b_H)X_{BH}^0 e^{(\mu_{maxH} - b_H)t} \tag{2.23}$$

$$\ln \text{OUR} = \ln\left(\frac{(1 - Y_H)}{Y_H}(\mu_{maxH} + b_H)X_H^0\right) + (\mu_{maxH} - b_H)t \tag{2.24}$$

2.16 การประมาณค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

2.16.1 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยีลด์) ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_A)

ในแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ 1 กระบวนการไนตริฟิเคชันจะพิจารณาเป็นเพียงขั้นตอนเดียว กล่าวคือ แอมโมเนียมจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนเตรทโดยตรง ค่ายีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (Y_A) เท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไป ทั้งนี้กระบวนการไนตริฟิเคชันอาจจะพิจารณาละเอียดเป็นสองขั้นตอน (ตารางที่ 2.5) ได้แก่ กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) และไนไตรติฟิเคชัน (Nitritification) ซึ่งแอมโมเนียมจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนไตรท์ก่อนโดยอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Ammonium oxidizing bacteria, X_{AOB}) จากนั้นจะถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรทด้วยไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (Nitrite oxidizing bacteria, X_{NOB})

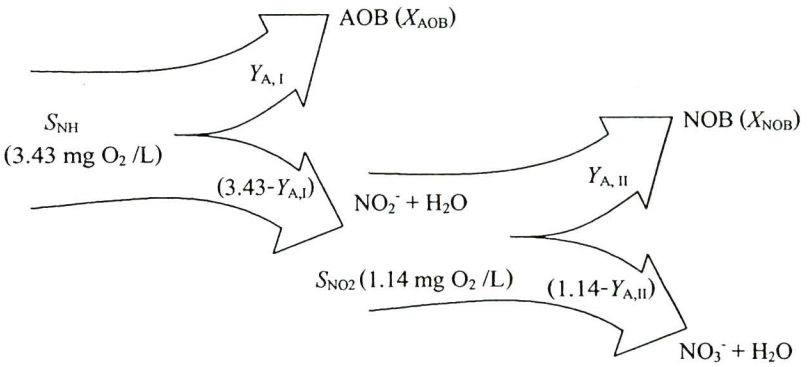
ตารางที่ 2.5 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

Component i →		1	2	3	4	5	6
j	Process ↓	X_{AOB}	X_{NOB}	S_O	S_{NH}	S_{N02}	S_{N03}
1	Aerobic growth of AOB	1		$-\left(\frac{3.43 - Y_{AOB}}{Y_{AOB}}\right)$	$-\frac{1}{Y_{AOB}}$	$\frac{1}{Y_{AOB}}$	
2	Aerobic growth of NOB		1	$-\left(\frac{1.14 - Y_{NOB}}{Y_{NOB}}\right)$		$-\frac{1}{Y_{NOB}}$	$\frac{1}{Y_{NOB}}$
3	Decay of AOB	-1		-1			
4	Decay of NOB		-1	-1			

ตารางที่ 2.5 กระบวนการเจริญเติบโตและการเน่าเปื่อยของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (ต่อ)

Component i →		Process rate, ρ_j
j	Process ↓	
1	Aerobic growth of AOB	$\mu_{max\ AOB}\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O}X_{AOB}$
2	Aerobic growth of NOB	$\mu_{maxNOB}\frac{S_{NO2}}{K_{NO2}+S_{NO2}}\frac{S_O}{K_{O,NOB}+S_O}X_{NOB}$
3	Decay of AOB	$b_A X_{AOB}$
4	Decay of NOB	$b_A X_{NOB}$

ดังนั้นยีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรียทั้งหมด (Y_A) จึงเท่ากับผลรวมยีลด์ของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย ($Y_{AOB} + Y_{NOB}$) กล่าวคือ Y_{AOB} จะมีค่าเท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไปในขั้นตอนการไนไตรเตชัน และ Y_{NOB} จะมีค่าเท่ากับปริมาณของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นต่อปริมาณไนไตรท์ที่ถูกใช้ไปในขั้นตอนการไนเตรทเตชัน (รูปที่ 2.12)



รูปที่ 2.12 รูปแบบการเกิดยีลด์ของออโตทรอฟิกแบคทีเรีย

การแปลผลการทดลองเพื่อประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ (ยีลด์) ของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีลักษณะคล้ายคลึงกับการแปลผลจากการทดลองสำหรับการประมาณค่าสัมประสิทธิ์ผลได้ของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย ซึ่งดำเนินการทดลองด้วยวิธีวัดอัตราการหายใจแบบกะในตัวอย่างสลัดจ์ภายใต้สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส โดยเติมสารอาหารแอมโมเนียมให้กับสลัดจ์ตัวอย่าง อัตราการใช้ออกซิเจนของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย แสดงในสมการที่ (2.25) และอัตราการใช้แอมโมเนียมในสมการที่ (2.26) และเมื่อหารสมการที่ (2.25) ด้วยสมการที่ (2.26) จะได้สมการที่ (2.27) และ (2.28) สร้างกราฟความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่างปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปกับปริมาณแอมโมเนียมที่เติม ความชัน (Slope) ที่ได้มีค่าเท่ากับ (3.43 - Y_{AOB})

$$OUR_{ex} = -\frac{dS_O}{dt} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}} \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,AOB} + S_O} X_{AOB} \quad (2.25)$$

$$AUR = \frac{dS_{NH}}{dt} = -\frac{1}{Y_{AOB}} \mu_{maxAOB} \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{O,AOB} + S_O} X_{AOB} \quad (2.26)$$

$$\int OUR_{ex}\,dt = -(3.43 - Y_{AOB})\int dS_{NH} \tag{2.27}$$

$$OC_{ex} = (3.43 - Y_{AOB})S_{NH} \tag{2.28}$$

2.16.2 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH})

จากตารางที่ 2.5 พารามิเตอร์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (K_{NH}) จะมีความสัมพันธ์กับพารามิเตอร์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (μ_{maxAOB}) และความเข้มข้นสารอาหาร (S_{NH}) ซึ่งสามารถอธิบายได้ด้วยสมการโมโนดดังสมการที่ (2.29)

$$\mu_{AOB} = \mu_{maxAOB}\frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \tag{2.29}$$

การทดลองได้ดำเนินการตามขั้นตอนที่เสนอไว้โดย Cech *et al.* (1984) ซึ่งวิธีการนี้เป็นการวัดผลต่างระหว่างอัตราการใช้ออกซิเจนสูงสุดและอัตราการใช้ออกซิเจนที่สภาวะการหายใจแบบเอ็นโดจีนัส การทดลองดำเนินการในลักษณะเดียวกันกับการทดลองเพื่อประมาณค่าสัมประสิทธิ์ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหารของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย

2.16.3 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (b_A)

ค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถประมาณค่าในลักษณะเดียวกับการเน่าเปื่อยแบบเชิงเส้นตรงเช่นเดียวกับการประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเน่าเปื่อยของเฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย จากตารางที่ 2.5 การลดลงของจุลินทรีย์จะสัมพันธ์กับอัตราการใช้ออกซิเจน สมการที่ (2.30) สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าอัตราการใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตลอดช่วงระยะที่ทำการทดลอง และสมการที่ (2.31) แสดงถึงการเปลี่ยนแปลงของปริมาณจุลินทรีย์ เมื่อรวมสมการทั้ง 2 เข้าด้วยกันจะได้ความสัมพันธ์สุดท้าย ดังสมการที่ (2.33) ดังนั้นการสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR กับเวลาจะได้กราฟเส้นตรง ดังสมการที่ (2.34) และค่าความชัน (Slope) ของกราฟคือ อัตราการเน่าเปื่อยของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย

$$\mathrm{OUR}_{end} = - \frac{dS_O}{dt} = b_A X_{AOB} \tag{2.30}$$

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = - b_A X_{AOB} \tag{2.31}$$

$$X_{AOB} = X^0_{AOB} e^{- b_A t} \tag{2.32}$$

$$\mathrm{OUR}_{end} = b_A X^0_{AOB} e^{b_A t} \tag{2.33}$$

$$\ln \mathrm{OUR}_{end} = \ln(b_A X^0_{AOB}) - b_A t \tag{2.34}$$

2.16.4 การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (μ_{maxAOB})

การประมาณค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียสามารถทำการทดลองตามวิธีที่ได้นำเสนอไว้โดย Kappeler and Gujer (1992) ในตารางที่ 2.5 เป็นแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ที่แสดงความสัมพันธ์การเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียกับการใช้ออกซิเจนซึ่งแบ่งเป็น 2 ขั้นตอน ได้แก่ ขั้นตอนแรกเป็นกระบวนการไนไตรเตชันเป็นการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนไตรท์โดยอาศัยแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียและขั้นตอนถัดไปเป็นกระบวนการไนเตรทเตชันซึ่งเป็นขั้นตอนการเปลี่ยนไนไตรท์ไปเป็นไนเตรทโดยอาศัยไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย

จากแบบจำลองทางคณิตศาสตร์ในตารางที่ 2.5 การเจริญเติบโตและการเปลี่ยนแปลงปริมาณของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียจะมีความสัมพันธ์กับการใช้ออกซิเจนตามสมการที่ (2.35) และสมการที่ (2.36) ในสภาวะที่มีปริมาณสารอาหารและออกซิเจนมากเกินพอ สามารถปรับลดพารามิเตอร์และหาความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงได้ตามสมการที่ (2.43) ซึ่งสามารถที่จะประมาณค่า ($\mu_{maxAOB} - b_A$) ได้จากค่าความชันของกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง lnOUR และเวลาในการศึกษานี้จะแปลผลข้อมูลการทดลองบนพื้นฐานกระบวนการไนไตรเตชันเพื่อประมาณพารามิเตอร์เฉพาะค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของแอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรียเท่านั้น

$$\text{OUR} = -\frac{dS_O}{dt} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}\mu_{maxAOB}\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O}X_{AOB} + b_A X_{AOB} \tag{2.35}$$

$$if\ S_{NH} >> K_{NH} \rightarrow \frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}} \approx 1 \tag{2.36}$$

$$if\ S_O >> K_{O,AOB} \rightarrow \frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O} \approx 1 \tag{2.37}$$

$$\text{OUR} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}\mu_{maxAOB}X_{AOB} + b_A X_{AOB} \tag{2.38}$$

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = \mu_{maxAOB}\frac{S_{NH}}{K_{NH}+S_{NH}}\frac{S_O}{K_{O,AOB}+S_O}X_{AOB} - b_A X_{AOB} \tag{2.39}$$

$$\frac{dX_{AOB}}{dt} = (\mu_{maxAOB} - b_A)X_{AOB} \tag{2.40}$$

$$X_{AOB} = X^0_{AOB}e^{(\mu_{maxAOB} - b_A)t} \tag{2.41}$$

$$\text{OUR} = \frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}(\mu_{maxAOB} + b_A)X^0_{AOB}e^{(\mu_{maxAOB} - b_A)t} \tag{2.42}$$

$$\ln \text{OUR} = \ln\left(\frac{(3.43 - Y_{AOB})}{Y_{AOB}}(\mu_{maxAOB} + b_A)X^0_{AOB}\right) + (\mu_{maxAOB} - b_A)t \tag{2.43}$$

2.17 สรุป

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ โดยแอมโมเนียมที่อยู่ในน้ำเสียจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นไนโตรทและแก๊สไนโตรเจนตามลำดับ กระบวนการนี้อาศัยจุลินทรีย์กลุ่มออโตทรอฟิกแบคทีเรียซึ่งมีจำนวนเพียงร้อยละ 3 – 10 ของจุลินทรีย์ภายในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์และสัดส่วนนี้ขึ้นอยู่กับลักษณะน้ำเสียและการเดินระบบ รูปแบบกระบวนเอ็มแอลอี (Modified Ludzack-Ettinger, MLE) เป็นกระบวนกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพแบบพื้นฐานที่นิยมนำมาประยุกต์ใช้งานอย่างกว้างขวางเนื่องจากเป็นกระบวนการที่ไม่ซับซ้อนซึ่งง่ายต่อการเดินระบบและบำรุงรักษา โดยถังแรกเป็นแอนอกซิกและตามด้วยถังแอโรบิก หรือเรียกว่าเป็นกระบวนการแบบพรี-ดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification) ซึ่งการกำจัดไนโตรเจนจะใช้น้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอน

สาเหตุที่ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ลดต่ำลงเนื่องจากปัจจัยรบกวนสำคัญและถูกมองข้ามไปคือ สภาวะผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกไนโตรเจนที่เกิดขึ้นอย่างรวดเร็วในรอบวัน ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กจะเกิดสภาวะการผันแปรของปริมาณการไหลและภาระบรรทุกมากกว่าระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่

อัตราการเจริญเติบโตหรือระยะเวลาการแบ่งตัวของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมีค่าประมาณ 2 – 3 วัน ซึ่งช้ากว่าช่วงเวลาของการผันแปรที่เกิดขึ้นในรอบวัน ดังนั้นถ้าหากค่าไนโตรเจนเพิ่มขึ้นสูงกว่าระดับความสามารถสูงสุดของออโตทรอฟิกแบคทีเรียจะกำจัดได้จึงเป็นผลให้มีไนโตรเจนหลุดออกมากับน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้นตามลักษณะการผันแปรที่เกิดขึ้นดังกล่าว สภาพปัญหานี้จะพบมากขึ้นในกรณีที่เดินระบบภายใต้สภาวะที่อุณหภูมิและอายุสลัดจ์ของระบบต่ำ การเพิ่มประสิทธิภาพ ในการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีหลายวิธีด้วยกัน เช่น การเพิ่มอายุสลัดจ์ การเพิ่มขนาดและจำนวนถังปฏิกิริยา แต่วิธีการดังกล่าวล้วนจำเป็นต้องเพิ่มขนาดของถังปฏิกิริยาและต้องการพื้นที่สำหรับก่อสร้างอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพระบบโดยที่ไม่ต้องเพิ่มจำนวนถังปฏิกิริยาน่าจะเป็นทางออกที่ดีกว่า

การเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนต้องเพิ่มจำนวนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียที่มีบทบาทในการกำจัดไนโตรเจนให้มีมากขึ้น ซึ่งใช้เทคนิคการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองของระบบแล้วป้อนกลับเข้ามากระบวนการสายหลักอีกครั้ง วิธีนี้เรียกว่า กระบวนการ BABE (Bio-Augmentation Batch Enhanced) กระบวนการ BABE เป็นการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในสายรองของระบบโดยใช้น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์เป็นแหล่งคาร์บอนและไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ น้ำทิ้งจากการบำบัดสลัดจ์จะมีความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงแต่ความเข้มข้นของซีโอดีต่ำและมีอุณหภูมิสูงประมาณ 30 – 35°C ซึ่งเหมาะสำหรับการเจริญเติบโตของออโตทรอฟิกแบคทีเรียมากกว่าน้ำเสียชุมชน จากข้อมูลการประเมินการปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียเดิมที่มีประสิทธิภาพใน

การกำจัดไนโตรเจนต่ำให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงขึ้นโดยมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งออกน้อยกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร ถ้าการปรับปรุงด้วยกระบวนการกำจัดไนโตรเจนแบบธรรมดาต้องเพิ่มปริมาตรโดยรวมขึ้น 2.3 เท่า ของปริมาตรเดิม ขณะที่การปรับปรุงด้วยกระบวนการ BABE ต้องเพิ่มปริมาตรเพียง 0.8 เท่า ของปริมาตรเดิมและประหยัดพื้นที่ก่อสร้างร้อยละ 50

จากข้อดีของกระบวนการ BABE จึงมีความเป็นไปได้ที่จะนำไปประยุกต์ใช้สำหรับเพิ่มศักยภาพการกำจัดไนโตรเจนของกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ภายใต้สภาวะผันแปรของภาระบรรทุกอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันโดยออกแบบถังปฏิกิริยาสำหรับเพิ่มพูนจุลินทรีย์ให้สามารถที่จะกำจัดไนโตรเจนได้โดยใช้คาร์บอนจากแหล่งภายใน ได้แก่ คาร์บอนจากการย่อยสลัดจ์แบบแอนแอโรบิกและคาร์บอนจากการหายใจแบบเอ็นโดจีนัสของสลัดจ์จากระบบหมุนเวียนด้วยการออกแบบให้มีถังแอนอกซิกในตอนแรกและตามด้วยถังแอโรบิกเพื่อเป็นการลดภาระบรรทุกไนโตรเจนให้กับกระบวนการสายหลัก เมื่อเปรียบเทียบลักษณะที่สำคัญกระบวนการบำบัดน้ำเสียและการเพิ่มพูนจุลินทรีย์ในกระบวนการสายรองและลักษณะการผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในรอบวันแล้วจะพบว่า กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ต้องทำการเพิ่มจำนวนในกระบวนการสายรองนั้นจะต้องมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็วเพื่อให้ทันต่อสภาวะผันแปรของภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรอบวันและมีสภาวะการทำงานที่เหมือนกับกระบวนการสายหลักเพื่อร่นระยะเวลาในการปรับตัวของจุลินทรีย์หลังจากหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลัก ดังนั้นกระบวนเพิ่มพูนจุลินทรีย์จึงเป็นกระบวนการที่เหมาะสมและเข้ากันได้อย่างลงตัวกับกระบวนการสายหลัก

การเลือกกระบวนการบำบัดในสายรองต้องพิจารณาความเป็นไปได้ที่สำคัญดังต่อไปนี้ควรมีรูปแบบกระบวนการเหมือนกับกระบวนการสายหลักซึ่งจุลินทรีย์ไม่ต้องใช้เวลาในการปรับตัวมากนัก จุลินทรีย์สามารถทำงานได้ทันทีเมื่อถูกหมุนเวียนกลับเข้าสู่กระบวนการสายหลักอีกครั้ง รูปแบบกระบวนการควรต้องใช้เวลาเก็บกักน้อยเพราะถังปฏิกิริยาจะได้มีขนาดเล็กเพื่อเป็นการประหยัดทั้งค่าก่อสร้างและค่าดำเนินการ และต้องไม่ทำให้กระบวนการสายหลักรับภาระบรรทุกเพิ่มสูงขึ้น

ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์เป็นตัวแปรที่บ่งบอกถึงระดับของปฏิกิริยาหรือระดับความสามารถในการย่อยสลายสารอาหารของจุลินทรีย์ ซึ่งจุลินทรีย์แต่ละชนิดจะมีลักษณะจำเพาะต่อสารอาหารแตกต่างกัน จุลินทรีย์ที่มีบทบาทในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์สำหรับกำจัดอินทรีย์คาร์บอนและไนโตรเจน ได้แก่ เฮเทอโรทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BH}) ซึ่งทำหน้าที่หลักในการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนหรือซีโอดี และออโตทรอฟิกแบคทีเรีย (X_{BA}) ทำหน้าที่หลักในการกำจัดไนโตรเจน และในส่วนของออโตทรอฟิกแบคทีเรียสามารถแบ่งย่อยได้อีกตามชนิดและขั้นตอนของการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ได้แก่ แอมโมเนียมออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{AOB}) และไนไตรท์ออกซิไดซิงแบคทีเรีย (X_{NOB}) ค่าพารามิเตอร์จลนศาสตร์จึงเป็นข้อมูลที่มีความสำคัญต่อการออกแบบโรงงานระบบแอกทิเวเต็ด

สลัดจ์ การตรวจสอบติดตามการทำงานและการควบคุมระบบ ให้มีความถูกต้องและมีประสิทธิภาพมากกว่าการใช้เฉพาะข้อมูลเชิงปริมาณเพียงอย่างเดียว เช่น ซีโอดี ทีเคเอ็น ฟอสฟอรัส และ MLVSS

พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ถือได้ว่าเป็นตัวบ่งชี้ที่สำคัญและมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพของระบบ พารามิเตอร์จลนศาสตร์ของจุลินทรีย์ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ ได้แก่ ค่าสัมประสิทธิ์ผล (ยีลด์) (Yield, Y) ค่าคงที่อิ่มตัวสำหรับสารอาหาร (Saturation constant for substrate, K) อัตราการเน่าเปื่อย (Decay rate, b) และอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rate, μ_{max}) โดยพารามิเตอร์ดังกล่าวสามารถประมาณค่าได้จากข้อมูลอัตราการหายใจที่ความละเอียดสูงจากเครื่องวัดอัตราการหายใจแบบไฮบริด