

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นถือเป็นอุตสาหกรรมสำคัญที่ทำรายได้ให้กับประเทศและท้องถิ่นภาคใต้อย่างมาก อีกทั้งยังมีแนวโน้มที่จะเพิ่มจำนวนมากขึ้นในอนาคต อย่างไรก็ตามการประกอบอุตสาหกรรมน้ำยางข้นได้ก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมค่อนข้างสูง ปัญหาส่วนใหญ่ที่เกิดจากการประกอบอุตสาหกรรมประเภทนี้คือ น้ำเสีย โดยน้ำเสียที่เกิดขึ้นเกิดจากกระบวนการผลิตในขั้นตอนต่างๆ ในปริมาณที่มากและมีความสกปรกสูง ทั้งนี้เนื่องจากน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้นมีการปนเปื้อนของสารมลพิษ ซึ่งในน้ำเสียจะมีองค์ประกอบของสารอินทรีย์และไนโตรเจนในปริมาณสูง (วันชัย แก้วยอด, 2540) ซึ่งหากน้ำเสียดังกล่าวไม่ได้รับการจัดการที่ถูกต้องและไม่มีประสิทธิภาพเท่าที่ควร ทำให้เกิดการปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติจะก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำตามมาและอาจก่อให้เกิดปัญหาเกี่ยวกับชุมชนและสภาพแวดล้อมในบริเวณใกล้เคียงอย่างมากได้

การบำบัดน้ำเสียโดยวิธีชีวภาพนั้นจะให้ผลคุ้มค่าทางเศรษฐกิจ และให้คุณภาพน้ำทิ้งหลังการบำบัดที่ดี กลไกการสลายคาร์บอนและไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพสามารถเกิดขึ้นได้ทั้งในสภาวะมีอากาศและไม่มีอากาศ โดยใช้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน แต่การกำจัดไนโตรเจนในปฏิกิริยาทั้งสองจะเกิดในทิศทางตรงกันข้ามและมีความแตกต่างกันในด้านความต้องการออกซิเจน ซึ่งทำให้ระบบบำบัดทางชีวภาพส่วนใหญ่จำเป็นต้องออกแบบให้หน่วยบำบัดแบบใช้อากาศแยกส่วนกับหน่วยบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ทำให้ต้นทุนในการกำจัดสูง

ซึ่งในปัจจุบันการบำบัดน้ำเสียสำหรับโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นได้เปลี่ยนมาใช้ระบบบำบัดแบบเติมอากาศจากเดิมที่เป็นระบบบ่อธรรมชาติ เพื่อลดปัญหาในเรื่องกลิ่นรบกวนจากการเกิดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (เมื่อเกิดการย่อยสลายแบบไร้อากาศ) โดยเฉพาะระบบบำบัดแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ (Activated Sludge) ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพที่โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นนิยมใช้กันมาก เนื่องจากเป็นกระบวนการบำบัดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงรวมทั้งเป็นระบบที่สิ้นเปลืองเนื้อที่น้อย แต่จะสิ้นเปลืองพลังงานและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบค่อนข้างสูง อีกทั้งระบบบำบัดแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นใช้

อยู่มักจะคำนึงถึงแต่การบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นส่วนใหญ่ โดยไม่ได้คำนึงถึงการบำบัดไนโตรเจนที่มีมากในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้น เนื่องจากระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นใช้อยู่จะเป็นระบบบำบัดแบบขั้นตอนเดียว ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบดั้งเดิม (Conventional Activated Sludge Process) จึงทำให้เกิดปัญหาตะกอนลอยในถังตกตะกอนและตะกอนหลุดออกไปสู่สิ่งแวดล้อม

ดังนั้นหากต้องการให้ระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีอยู่เดิมสามารถกำจัดไนโตรเจนไปพร้อมกับการบำบัดสารอินทรีย์ จำเป็นต้องออกแบบระบบเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน และการสลายสารอินทรีย์ให้สามารถเกิดได้ภายในหน่วยบำบัดเดียว ซึ่งระบบบำบัดแบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor) เป็นระบบบำบัดที่ได้ประยุกต์มาจากระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบขั้นตอนเดียวให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ โดยอาศัยการเปิด-ปิด บั้มเติมอากาศเพื่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงสภาวะมีอากาศสลับกับไร้อากาศอยู่ในหน่วยบำบัดเดียว แต่ระบบเอสบีอาร์มีข้อเสียของระบบ คือ เป็นระบบที่เหมาะสมกับปริมาณน้ำเสียไม่มาก รวมถึงปัญหาในเรื่องของการควบคุมระยะเวลาในการเปิด-ปิดบั้มเติมอากาศที่ยังไม่สามารถกำหนดระยะเวลาที่เหมาะสมได้

การควบคุมการเติมอากาศโดยการควบคุมออกซิเจนละลายให้ต่ำลงในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เป็นวิธีการหนึ่งที่จะนำมาใช้เพื่อควบคุมระบบบำบัดในการกำจัดสารมลพิษต่างๆ เพราะจะใช้พลังงานน้อยลงและทำให้ลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ โดยได้มีการประยุกต์ใช้ค่าไออาร์พีเป็นพารามิเตอร์ที่นำมาใช้แทนค่าออกซิเจนละลายที่มีขีดจำกัดในการตรวจวัดค่าออกซิเจนละลายที่มีค่าต่ำมากๆ เนื่องจากค่าไออาร์พีจะแสดงความสัมพันธ์ระหว่างการเติมอากาศ และอัตราการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งเมื่อมีการควบคุมการเติมอากาศให้ค่าออกซิเจนละลายเปลี่ยนแปลง ทำให้แอมโมเนียไนโตรเจน และไนเตรตไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาลดต่ำลง (Lukasse *et al.*, 1998) จึงเป็นที่น่าสนใจว่าการควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นจะทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนสูงขึ้น ดังนั้นการควบคุมการเติมอากาศจึงเป็นทางเลือกใหม่ในการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมน้ำยางข้นสำหรับการประหยัดพลังงานและเกิดประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

1.2 การตรวจเอกสาร

1.2.1 อุตสาหกรรมน้ำยางข้น

1.2.1.1 น้ำยางสด

น้ำยางสดจากต้นยางพารา มีลักษณะเป็นของแข็งสีขาวหรือสีครีมคล้ายน้ำมัน ซึ่งสีของน้ำยางจะขึ้นอยู่กับพันธุ์ยาง มีสภาพเป็นคอลลอยด์ (Colloid) มีความหนาแน่นระหว่าง 0.975–0.980 กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร มีความเป็นกรด-ด่าง ประมาณ 6.5–7.0 ประกอบด้วยอนุภาคที่เรียกว่า ซีรัม (Serum) ซึ่งมีขนาด 0.1–3.0 ไมครอน (ผลซิด บัวแก้ว, 2531) ส่วนประกอบของน้ำยางได้แสดงไว้ในตารางที่ 1 ซึ่งองค์ประกอบของน้ำยางสดนั้นสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนใหญ่ๆ คือ

1) ส่วนที่เป็นยาง (Dry Rubber Content: DRC) เป็นสารประกอบพวกไฮโดรคาร์บอนที่มีคาร์บอน 5 อะตอม และไฮโดรเจน 8 อะตอม ซึ่งเป็นหน่วยของไอโซพรีน (Isoprene) เชื่อมต่อกัน

2) ส่วนประกอบที่ไม่เป็นยาง (Non Rubber Content) เป็นส่วนประกอบอื่นๆ ทั้งหมดที่ไม่ใช่ส่วนที่เป็นยาง เช่น น้ำตาล คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน เกลือแร่ และสารประกอบไนโตรเจน เป็นต้น

ตารางที่ 1 องค์ประกอบของน้ำยางธรรมชาติ

ส่วนประกอบ	ร้อยละ (โดยน้ำหนัก)
สารที่เป็นของแข็งทั้งหมด (Total Solid Content: TSC)	36
เนื้อยางแห้ง (Dry Rubber Content, DRC)	33
สารประเภทโปรตีน	1.0–1.5
สารพวกเรซิน	1.0-2.5
เถ้า	สูงถึง 1
สารกลุ่มคาร์โบไฮเดรต	1
น้ำ	ประมาณ 64

คัดแปลงจาก: วราภรณ์ ขจรไชยกุล (2531)

1.2.1.2 กระบวนการผลิต และรักษาสภาพน้ำยาง

เนื่องจากน้ำยางสดจากต้นยางโดยปกติมีปริมาณเนื้อยางแห้งประมาณร้อยละ 25–45 นอกนั้นส่วนใหญ่จะเป็นน้ำและสารของแข็งที่ไม่ใช่ยาง ซึ่งหากต้องการนำน้ำยางไปขึ้นรูปเป็นผลิตภัณฑ์ต่างๆ ในโรงงานที่ใช้น้ำยางเป็นวัตถุดิบในระยะทางไกลๆ จึงเป็นการไม่สะดวก ดังนั้นจึงต้องทำให้น้ำยางมีความเข้มข้น โดยการแยกน้ำออกบางส่วน ซึ่งส่วนใหญ่โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นในภาคใต้ใช้วิธีการปั่นแยกด้วยเครื่องปั่นความเร็วสูงเพื่อแยกน้ำและสารอื่นที่อยู่ในน้ำยางออกไป การผลิตน้ำยางชั้นโดยกระบวนการเซนตริฟิวจ์เป็นวิธีหลักและเป็นกระบวนการที่สำคัญที่สุดในอุตสาหกรรมการผลิตน้ำยางชั้นจากน้ำยางธรรมชาติ โดยน้ำยางที่มาจากสวนยางเป็นของเหลวที่อยู่ในสถานะที่เรียกว่า Dispersion คือประกอบด้วยของ 2 ชนิด หรือ 2 เฟส (Phase) ได้แก่ อนุภาคเนื้อยางที่เป็นสารแขวนลอย (Dispersion Phase) กับส่วนที่เป็นน้ำซีรัม ซึ่งเป็นเนื้อของเหลวที่ต่อเนื่อง หน้าที่ของเครื่องเซนตริฟิวจ์ได้แก่การแยกเนื้อทั้งสองของน้ำยางออกจากกัน โดยพยายามแยกเอาอนุภาคยางออกไปจากซีรัมให้ได้มากที่สุดภายในระยะเวลาสั้นๆ

จากนั้นจะมีการรวบรวมและรักษาสภาพน้ำยางซึ่งถือว่าเป็นขั้นตอนสุดท้ายของการผลิตน้ำยางชั้น สารเคมีที่นิยมเก็บรักษาสภาพน้ำยางชั้น คือ แอม โมเนีย แอม โมเนียที่อยู่ในน้ำยางนั้นจะละลายอยู่ในส่วนของน้ำ ในการปั่นน้ำส่วนหนึ่งจะถูกเอาไปเป็นหางน้ำยาง แอม โมเนียที่อยู่ในชั้นน้ำก็ยังคงมีความเข้มข้นเท่าเดิม

สารเคมีที่ใช้รักษาสภาพน้ำยางแต่ละชนิดจะมีประสิทธิภาพการใช้งานแตกต่างกันออกไป การเลือกชนิดของสารเคมีขึ้นอยู่กับวัตถุประสงค์ในการรักษาสภาพน้ำยางว่าจะนำน้ำยางไปทำอะไร ซึ่งสามารถแบ่งสารเคมีรักษาสภาพน้ำยางตามลักษณะการใช้งานได้ เช่น

ก. สารเคมีรักษาหน้ายางสดเพื่อทำเป็นน้ำยางชั้น รักษาสภาพด้วย 0.3-0.7% สารละลายแอมโมเนีย หรือ 0.3% สารละลายแอมโมเนียชนิดเจือจางร่วมกับสารช่วยรักษาสภาพน้ำยาง เนื่องจากการทำน้ำยางชั้นมีความจำเป็นต้องใช้เวลาในการรวบรวมน้ำยางก่อนที่จะนำไปเข้ากระบวนการผลิต จึงจำเป็นต้องเติมสารเคมีเพื่อรักษาหน้ายางสด

ข. สารเคมีรักษาหน้ายางชั้น แอม โมเนียเป็นสารเคมีที่ใช้รักษาหน้ายางชั้น ใช้แอม โมเนีย 0.7% ต่อน้ำหนักยาง หรือใช้แอม โมเนีย 0.2% ต่อน้ำหนักยางร่วมกับสารช่วยอื่น

ค. หางน้ำยาง (Skim Latex) นำมาไล่แอมโมเนีย แล้วเติม H_2SO_4 แล้วผ่านกระบวนการรีดเครพหรือตัดย่อย เพื่อผลิตเป็นสกินเครพ หรือสกินบล็อก

1.2.1.3 น้ำเสียจากการผลิตน้ำยางข้น

ปัญหาที่เกิดขึ้นกับโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นคือกลิ่นเหม็นและน้ำเสีย โดยเฉพาะน้ำเสียที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่เกิดจากกระบวนการผลิตภายในโรงงาน ประกอบด้วยน้ำเหลือทิ้งจากกระบวนการผลิต น้ำล้างอุปกรณ์ น้ำล้างพื้น ฯลฯ โดยจะมีปริมาณน้ำเสียแตกต่างกันขึ้นอยู่กับกำลังการผลิต กรรมวิธีการผลิต และพฤติกรรมการใช้น้ำในกระบวนการผลิตผลิตภัณฑ์ยาง โดยเฉพาะการผลิตน้ำยางข้น น้ำเสียที่ออกมาจากกระบวนการผลิตพบว่า มีค่าสูงกว่าค่ามาตรฐานที่กรมโรงงาน กระทรวงอุตสาหกรรมกำหนดไว้มาก จึงต้องมีกระบวนการบำบัดน้ำเสียมารองรับก่อนระบายออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะ โดยน้ำเสียเหล่านี้จะมีสิ่งเจือปนต่างๆ ซึ่งได้มาจากเศษยาง สารเคมีที่ใช้ในกระบวนการผลิต พบว่าน้ำทิ้งในกระบวนการผลิตน้ำยางข้นจะมีค่า BOD₅ และ COD สูงมากเนื่องจากส่วนประกอบต่างๆ ทั้งหมดของน้ำยางพาราที่เป็นซีรัมจะรวมตัวสะสมกันอยู่ในน้ำทิ้งที่ออกมาจากกระบวนการผลิต (ธีรยศ วิทิตสุวรรณกุล, 2538) ซึ่งจากการศึกษาของ วันชัย แก้วยอด (2540) พบว่าน้ำเสียจากกระบวนการผลิตน้ำยางข้นจะมีค่า BOD₅ ระหว่าง 1,825–3,766 มิลลิกรัมต่อลิตร และน้ำเสียจากกระบวนการผลิตยางสกิมของโรงงานน้ำยางข้นมีค่า BOD₅ ระหว่าง 6,533–14,566 มิลลิกรัมต่อลิตร COD ประมาณ 25,000–35,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (จรรยา อินทมณี, 2540) นอกจากนี้ยังพบว่าน้ำเสียที่เกิดจากการผลิตของโรงงานน้ำยางข้นมีค่าไนโตรเจนในรูป TKN อยู่ระหว่าง 543–1,268 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือคิดเป็นค่าเฉลี่ยเท่ากับ 889 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยมีไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนียสูงสุดเฉลี่ยเท่ากับ 578 มิลลิกรัมต่อลิตร (อาภรณ์ รักเกิด, 2542)

กัลยา ศรีสุวรรณ (2543) กล่าวว่า โรงงานน้ำยางข้นส่วนใหญ่มีกระบวนการผลิตยางสกิมเครพเพื่อดึงเนื้อยางที่ตกค้างในหางน้ำยาง ดังนั้นการผลิตทั้ง 2 ประเภทนี้จึงต้องควบคู่กันเสมอ โดยน้ำเสียที่เกิดจากการผลิตน้ำยางข้นถูกปล่อยออกมาค่อนข้างต่อเนื่องตลอดทั้งวัน ขณะที่น้ำเสียจากการผลิตยางสกิมเครพถูกปล่อยออกมาเป็นครั้งคราวหรือเวลาสิ้นสุดการผลิตในแต่ละวัน ทำให้คุณลักษณะน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียจะมีค่าแตกต่างกันมากในแต่ละช่วงเวลาของวัน จึงทำให้จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียต้องมีการปรับตัวสูงเพื่อให้สามารถทนอยู่ในสภาพน้ำเสียที่แตกต่างกันในแต่ละวัน นอกจากนี้ความแตกต่างของค่าความเป็นกรด-ด่างในระหว่างวันยังส่งผลให้ประสิทธิภาพในการทำงานของบ่อดักไขมันดีกว่าที่ควรจะเป็น

1.2.1.4 ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้น

โรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นในภาคใต้สามารถแบ่งกลุ่มประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียได้เป็น 3 กลุ่มด้วยกัน (สมทิพย์ คำนธิรวนิษฐ์ และคณะ, 2545) คือ

- 1) กลุ่มที่มีการใช้ระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) โดยมีบ่อไร้อากาศ บ่อกึ่งมีอากาศ และบ่อมีอากาศ
- 2) กลุ่มที่มีการใช้ระบบบ่อปรับเสถียร (Stabilization Pond) ร่วมกับบ่อเติมอากาศ (Aerated Lagoon)
- 3) กลุ่มที่มีการใช้ระบบบำบัดที่เป็นเทคโนโลยีสูง ได้แก่ การใช้ระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge), UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) หรือการใช้วิธี Land Applications

กระบวนการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นนั้นเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีชีววิทยาเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งน้ำเสียมีสิ่งสกปรกที่เป็นสารอินทรีย์และอนินทรีย์อยู่มาก ดังนั้นการที่จะบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นได้อย่างมีประสิทธิภาพนั้น จำเป็นต้องใช้เทคโนโลยีในการบำบัดที่หลากหลายรวมกัน ทั้งในการบำบัดน้ำเสียและลดปัญหาเรื่องกลิ่นที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด เพื่อให้มีคุณสมบัติเป็นไปตามประกาศของกระทรวงอุตสาหกรรม ซึ่งกระบวนการบำบัดน้ำเสียมีอยู่หลายวิธีด้วยกัน ตั้งแต่วิธีที่อาศัยธรรมชาติที่สุดอย่างการบำบัดแบบบ่อธรรมชาติ จนถึงวิธีการบำบัดที่ต้องใช้เทคโนโลยีและเครื่องจักรกลมาอย่างระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์

1.2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพแบบใช้อากาศ

การบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ ในที่นี้คือการเติมออกซิเจนลงไปให้น้ำเสีย เพื่อให้จุลินทรีย์ได้ใช้ออกซิเจน ซึ่งจะเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีขึ้น โดยสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายโดยจุลินทรีย์ทำให้ สารอินทรีย์เปลี่ยนสภาพไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และสารอื่นที่มีสถานะออกซิเดชันสูง เช่น ไนเตรต ทำให้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ลดน้อยลง โดยเฉพาะระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์เป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพ แบบใช้อากาศที่นิยมใช้กันมาก เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

1.2.2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge Process)

ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์เป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีชีวภาพที่นิยมใช้กันอย่างแพร่หลาย เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูง (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543) โดยใช้แบคทีเรียพวกที่ใช้ออกซิเจน (Aerobic bacteria) เป็นตัวหลักในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย สามารถบำบัดได้ทั้งน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม แต่การเดินระบบประเภทนี้ จะมีความยุ่งยากซับซ้อน เนื่องจากจำเป็นจะต้องมีการควบคุมสภาวะแวดล้อมและลักษณะทางกายภาพต่างๆ ให้เหมาะสมแก่การทำงานและการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด

ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีแบบปลีกย่อยหลายแบบแต่ทุกแบบมีหลักการเหมือนกัน คือ ระบบจะต้องประกอบด้วยถังปฏิกริยา ซึ่งเป็นถังเติมอากาศ (Aeration Tank) และถังตกตะกอน (Sedimentation Tank) น้ำทิ้งจะถูกสูบเข้าถังเติมอากาศเพื่อทำปฏิกริยากับแบคทีเรีย อัตราการทำลายสารอินทรีย์โดยแบคทีเรียจะถูกเร่งให้เร็วขึ้น โดยการเพิ่มปริมาณออกซิเจนและปริมาณแบคทีเรีย ดังนั้นแบคทีเรียจะทำลายสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและเจริญเติบโตเพิ่มจำนวนขึ้นอย่างรวดเร็ว ปริมาณแบคทีเรียในถังเติมอากาศจะมีมากจนจับเป็นตะกอนชิ้นใหญ่ๆ มีสีน้ำตาลเข้ม ซึ่งเรียกว่า แอกทิเวเต็ดสลัดจ์ น้ำผสมระหว่างน้ำทิ้งกับตะกอนแบคทีเรียในถังเติมอากาศเรียกว่า Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS) จะไหลเข้าสู่ถังตกตะกอนเพื่อแยกตะกอนแบคทีเรียออกจะได้น้ำทิ้งที่ใส และมีค่า BOD_5 ต่ำ ส่วนตะกอนที่จมอยู่กันถังตกตะกอนส่วนใหญ่ถูกสูบเข้าถังเติมอากาศเพื่อรักษาปริมาณแบคทีเรียในถังเติมอากาศให้คงที่ ตะกอนแบคทีเรียส่วนเกินที่เกิดขึ้นจากการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะต้องนำไปกำจัดต่อไป

ปริมาณหรือความเข้มข้นของแบคทีเรียในถังเติมอากาศคิดเป็นปริมาณตะกอนแขวนลอยของบ่อเติมอากาศ หรือส่วนของ MLSS ที่เป็นสารอินทรีย์ระเหย (Mixed-Liquor Volatile Suspended Solids: MLVSS) ส่วนค่าอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ (Food to Microorganism Ratio: F/M ratio) คิดจากอัตราส่วนระหว่างปริมาณ BOD_5 ที่เข้าสู่ถังเติมอากาศกับปริมาณ MLSS หรือ MLVSS ที่อยู่ในถังเติมอากาศ อัตราส่วนนี้เรียกว่า Sludge Loading ทั้งค่า MLSS และค่า Sludge Loading เป็นตัวกำหนดในการออกแบบที่สำคัญ เพราะเป็นค่าที่ควบคุมขนาดของถังเติมอากาศและเวลาในการเติมอากาศ ซึ่งจะส่งผลให้ประสิทธิภาพในการลดค่า BOD_5 ด้วย

1.2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อการทำงานของระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์

(1) ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสีย

สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นอาหารของจุลินทรีย์ ดังนั้นหากความเข้มข้นของสารอินทรีย์เปลี่ยนแปลงมากจะมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบ โดยทำให้ค่าอัตราส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์สูง (F/M Ratio) (มีอาหารมาก) ทำให้จุลินทรีย์เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว จนมีลักษณะเติบโตกระจายอยู่ทั่วไป (Dispersed growth) แทนที่จะเกิดการรวมตัวเกิดเป็นฟล็อก เป็นผลให้ตกตะกอนไม่ดี น้ำที่ออกจากถังตกตะกอนขุ่น และมีค่าสารอินทรีย์หรือ BOD₅ อยู่สูงหรืออาจเกิดขึ้นในทำนองตรงข้าม คืออัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ต่ำ (มีอาหารน้อย) จนทำให้จำนวนจุลินทรีย์เจริญเติบโตลดน้อยลง แม้จุลินทรีย์จะตกตะกอนได้เร็วแต่ไม่สามารถจับตะกอนเล็กๆ ลงได้หมดทำให้น้ำที่ออกจากถังตกตะกอนขุ่น (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

(2) อายุสลัดจ์ (Sludge Age)

อายุสลัดจ์ในระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ หรือเรียกว่า Mean Cell Residence Time (MCRT) เป็นระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบบำบัด ซึ่งสามารถคำนวณได้โดยการหารน้ำหนักของแข็งแขวนลอยในถังเติมอากาศด้วยน้ำหนักของแข็งที่ระบายออกในแต่ละวัน ค่าอายุสลัดจ์ภายในระบบบำบัด คือ จำนวนวันที่สลัดจ์อยู่ในระบบ อายุสลัดจ์ต้องไม่มากหรือน้อยเกินไป เพราะถ้าสลัดจ์มีอายุน้อยเกินไป ทำให้จุลินทรีย์ไม่มีเวลาเพียงพอในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย และถ้าสลัดจ์มีอายุมากเกินไป ทำให้จุลินทรีย์บางส่วนตายลงเรื่อยๆ ซึ่งจะทำให้คุณภาพน้ำทิ้งต่ำ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับการถ่ายสลัดจ์ออกจากระบบ โดยอาจถ่ายจากถังเติมอากาศหรือจากถังตกตะกอนแล้วแต่ความเหมาะสม ซึ่งค่าอายุสลัดจ์ที่แนะนำจะอยู่ในช่วง 5–15 วัน สำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบไหลตามกัน (Plug Flow) แบบผสมสมบูรณ์ (Completely Mixed) และแบบปรับเสถียรสัมผัส (Contact Stabilization) 10–30 วัน สำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch) และ 20–30 วัน สำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ชนิดเติมอากาศยืดเวลา (Extended Aeration) (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

(3) ระยะเวลาในการบำบัด

ระยะเวลาที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในถังเติมอากาศต้องมากพอที่จุลินทรีย์ใช้ในการย่อยสลายสารต่างๆ หากมีระยะเวลาต่ำเกินไปสารที่ย่อยยากๆ จะถูกย่อยไม่ถึงขั้นสุดท้ายทำให้มีค่า BOD₅ อยู่ในน้ำมากซึ่งระยะเวลาในการบำบัดที่แนะนำจะอยู่ในช่วง 4–8 ชั่วโมง สำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบไหลตามกัน 3–5 ชั่วโมง สำหรับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์แบบผสมสมบูรณ์

8-36 ชั่วโมง สำหรับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบคลองวนเวียน และ 18-36 ชั่วโมง สำหรับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ชนิดเติมอากาศปีดเวลา (เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543)

(4) ค่าความเป็นกรด-ด่าง

แบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีที่ค่าความเป็นกรด-ด่างระหว่าง 6.5-8.5 แต่ถ้ามีค่าต่ำกว่า 6.5 พบว่า รา (Fungi) จะเจริญเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย ทำให้ประสิทธิภาพต่ำและตะกอนตกตะกอนได้ไม่ดี ส่วนที่ค่าความเป็นกรด-ด่างสูงจะทำให้ฟอสฟอรัสแยกตัวออกจากร้ำจุลินทรีย์ไม่สามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้ และถ้าค่าความเป็นกรด-ด่างมีค่าต่ำหรือสูงมากจุลินทรีย์จะตายหมด

(5) อุณหภูมิ

การเพิ่มอุณหภูมิขึ้น จะทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตเพิ่มขึ้น เนื่องจากการเพิ่มหรือลดอุณหภูมิของน้ำในระบบทำได้ยาก ดังนั้นจึงต้องปรับค่าความเข้มข้นของตะกอนในถังเติมอากาศให้มีค่าน้อยเมื่ออุณหภูมิสูง และเพิ่มความเข้มข้นให้มากขึ้นเมื่ออุณหภูมิต่ำลง

การเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิก็ยังมีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ ซึ่งส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของการบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ และในถังตกตะกอนชั้นสอง พบว่าหากอุณหภูมิต่ำจะเกิดการตกตะกอนได้ดีกว่าอุณหภูมิสูง และถ้าอุณหภูมิในถังตกตะกอนมีการเปลี่ยนแปลงแตกต่างกัน 2 °C จะทำให้เกิดการไหลวนของน้ำ เนื่องจากมีความหนาแน่นแตกต่างกัน และที่ระดับอุณหภูมิไม่เกิน 40 °C อัตราการทำลาย BOD₅ จะเพิ่มขึ้นตามอุณหภูมิ และจะลดลงถ้าอุณหภูมิสูงเกินไป (เสริมพล รัตสุข และไชยยุทธ กลิ่นสุคนธ์, 2525)

(6) สารเป็นพิษ

สารเป็นพิษแบ่งได้ 2 พวก คือ แบบพิษเฉียบพลัน (Acute Toxicity) ซึ่งจุลินทรีย์จะตายหมดในเวลาไม่กี่ชั่วโมง และแบบออกฤทธิ์ช้า (Chronic Toxicity) สำหรับสารออกฤทธิ์ช้า เช่น ทองแดง และโลหะหนักต่างๆ จุลินทรีย์จะสะสมภายในเซลล์จนเกิดพิษและตายในที่สุด นอกจากนั้นอาจจะเกิดจากสารอินทรีย์ เช่น แอมโมเนียซึ่งมีค่าความเข้มข้นสูงกว่า 500 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นต้น (พัชรภรณ์ จำแก้ว, 2546)

(7) ธาตุอาหาร

จุลินทรีย์ต้องการธาตุอาหารได้แก่ ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และเหล็ก นอกเหนือจากสารอินทรีย์ต่างๆ ที่นำมาใช้เป็นพลังงาน ปกติแร่ธาตุเหล่านี้มีอยู่ครบในน้ำเสียชุมชน (Municipal Wastewater) แต่อาจไม่เพียงพอในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ปกติระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์

ต้องควบคุมให้บีโอดี 100 กิโลกรัม ต้องมีไนโตรเจน 5 กิโลกรัม ฟอสฟอรัส 1 กิโลกรัม และเหล็ก 0.5 กิโลกรัม พบว่า การขาดไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสแบบที่เรียกที่เกะกันจะเป็นเส้นยาวทำให้ตะกอนแบบที่เรียกไม่เกาะกันและจมตัวได้ยาก

(8) ออกซิเจนละลาย

การย่อยสลายสารอินทรีย์ การสร้างเซลล์ และการย่อยสลายตัวเองของแบคทีเรีย จำเป็นต้องใช้ออกซิเจน ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ต้องเติมอากาศให้มีออกซิเจนอิสระเพียงพอต่อการดำรงชีพของแบคทีเรีย โดยในถังเติมอากาศจะต้องมีค่าออกซิเจนละลายไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) ถ้าปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำต่ำกว่านี้ อาจจะทำให้แบคทีเรียชนิดเส้นใยเพิ่มมากขึ้นทำให้ตะกอนเกาะกันได้ยาก ซึ่งปริมาณของอากาศหรือออกซิเจนที่ใช้เพื่อรักษาค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายนี้ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ เมื่ออุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศสูง จุลินทรีย์จะสามารถทำงานได้มากและออกซิเจนจะมีค่าการละลายอิมตัวต่ำจึงทำให้ต้องการออกซิเจนมาก ในทางตรงกันข้ามถ้าอุณหภูมิของน้ำในถังเติมอากาศต่ำ ความต้องการเติมอากาศเพื่อที่จะรักษาระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายจะน้อยกว่าที่อุณหภูมิสูง

1.2.2.3 ปัญหาตะกอนลอยในถังตกตะกอนของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์

มันสิน คณกุลเวศม์ (2542) กล่าวว่า การวัดประสิทธิภาพของระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ในการบำบัดมักจะกระทำโดยการวัดเปอร์เซ็นต์การบำบัดบีโอดีหรือซีโอดี แต่อย่างไรก็ตาม การสังเกตลักษณะการตกตะกอนของตะกอนสามารถบอกถึงสมรรถนะของระบบได้ ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่ทำงานได้ผลจะต้องมีตะกอนจุลินทรีย์สีน้ำตาลจับตัวกันเป็นกลุ่ม สามารถตกตะกอนได้รวดเร็วและที่สำคัญคือ เมื่อตกตะกอนแล้วต้องได้น้ำใส น้ำทิ้งที่ออกจากถังตกตะกอนจะมีบีโอดีประมาณ 20-60 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือต่ำกว่า

อย่างไรก็ตามพบว่าปัญหาการเกิดตะกอนลอย (Rising Sludge) ในถังตกตะกอน เป็นปัญหาอีกอย่างหนึ่งที่ทำให้ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ล้มเหลว สาเหตุของการเกิดปัญหาดังกล่าว มาจากน้ำเสียที่มีปริมาณไนโตรเจนสูง ซึ่งตะกอนลอยเกิดจากสภาวะคิไนตริฟิเคชันขึ้นบริเวณก้นถังตกตะกอน สภาวะนี้จะเปลี่ยนไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยก๊าซไนโตรเจนจะสะสมตัวอยู่ได้ชั้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังตกตะกอน จนมากพอที่จะดันให้ตะกอนจุลินทรีย์เหล่านั้นลอยขึ้นมาบนผิวหน้าของถังตกตะกอน และยังทำให้ตะกอนหลุดออกมาสู่สิ่งแวดล้อม ทำให้สารแขวนลอยในน้ำทิ้งมีค่าสูงกว่าเกณฑ์มาตรฐาน

ดังนั้นหากต้องการแก้ไขปัญหาดังกล่าว อาจทำได้โดยการเพิ่มอัตราการสูบตะกอนกลับจากถังตกตะกอนเพื่อลดระยะเวลาเก็บกักตะกอนในถังตกตะกอน หรือลดอายุสลัดจ์ (Sludge Age) โดยการเพิ่มอัตราการระบายตะกอนส่วนเกิน (Excess Sludge) ทิ้งหรือในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์จะต้องใช้ระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่มีหน่วยบำบัดไนโตรเจนด้วย ซึ่งส่วนใหญ่แล้วในระบบบำบัดน้ำเสียในโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางข้นไม่มีหน่วยบำบัดไนโตรเจน

1.2.3 การควบคุมและกำจัดสารประกอบไนโตรเจน

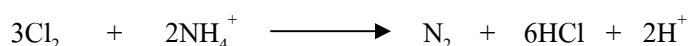
เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารชนิดหนึ่งที่สำคัญในการดำรงชีพของสิ่งมีชีวิต หากถูกปล่อยทิ้งออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย หรือจากน้ำเสียโดยตรง ก็จะเกิดปัญหาการเจริญเติบโต ขยายพันธุ์ของพืชน้ำต่างๆ จนเต็มพื้นผิวของแหล่งน้ำ ซึ่งเกิดสภาวะที่เรียกว่าสาหร่ายเบ่งบาน (Algal Bloom) ดังนั้นน้ำทิ้งที่ปล่อยออกมาจึงควรควบคุมปริมาณไนโตรเจนให้เหลือน้อยที่สุด

กระบวนการกำจัดไนโตรเจนในปัจจุบันมีอยู่ด้วยกันหลายวิธี ซึ่งสามารถแบ่งออกเป็นกระบวนการบำบัดทางกายภาพ ทางเคมีและทางชีวภาพ ซึ่งการที่จะเลือกใช้กระบวนการบำบัดแบบใดแบบหนึ่งนั้นทำได้ยาก เนื่องจากโรงงานอุตสาหกรรมประเภทเดียวกันที่มีปริมาณน้ำเสียและคุณลักษณะน้ำเสียคล้ายกัน แต่ตั้งอยู่คนละแห่ง กระบวนการที่เหมาะสมสำหรับโรงงานหนึ่ง อาจไม่เหมาะสมกับอีกโรงงานหนึ่งก็ได้ ดังนั้นในการเลือกระบบบำบัดจะต้องพิจารณาหลายปัจจัยร่วมกัน ซึ่งการควบคุมและกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียนั้นสามารถทำได้หลายวิธี เช่น

1) การบำบัดทางเคมี

- การกำจัดด้วยคลอรีน (Breakpoint Chlorination หรือ Superchlorination)

การควบคุมปริมาณสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียโดยวิธีนี้ เป็นการเติมคลอรีนในปริมาณที่มากเกินไปลงในน้ำเสีย เพื่อออกซิไดซ์ (Oxidize) สารแอมโมเนียในโตรเจนให้ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังปฏิกิริยา



ซึ่งที่ต้องเติมคลอรีนในปริมาณที่มากเกินไป ก็เพื่อให้มีคลอรีนมากพอสำหรับการออกซิไดซ์สารแอมโมเนียในโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ เพราะส่วนหนึ่งของคลอรีนจะออกซิไดซ์

สารอินทรีย์ หรือสารอื่นที่มีในน้ำเสียด้วย ในทางปฏิบัติปริมาณคลอรีนที่ใช้เพื่อออกซิไดซ์ สารแอมโมเนียไนโตรเจนจำนวน 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ควรมีค่าประมาณ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร (Parker *et al.*, 1975 อ้างใน อภรณ์ รักษ์เกิด, 2542) และจากสมการข้างต้น จะเห็นว่าเมื่อปฏิกิริยาสิ้นสุดลง น้ำทิ้งจะอยู่ในสภาพที่เป็นกรด ซึ่งก่อนที่จะระบายลงสู่แหล่งน้ำจะต้องปรับระดับความเป็นกรด-ด่างให้น้ำเป็นกลางก่อน และสารที่นิยมใช้ในการปรับสภาพก็ได้แก่ปูนขาว ซึ่งการควบคุมไนโตรเจนโดยวิธีนี้จะใช้ได้เฉพาะการกำจัดสารแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียเท่านั้น โดยสามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ร้อยละ 90 แต่อาจมีปริมาณคลอรีนตกค้างหลังการบำบัด จึงต้องมีการบำบัดคลอรีนก่อนที่จะปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม ทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการบำบัดสูง

- การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion Exchange)

ในการบำบัดน้ำเสีย กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออนใช้กันมากในการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานชุบโลหะ ในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจน การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีนี้ทำได้โดยการผ่านน้ำเสียเข้าไปในสารแลกเปลี่ยนประจุ (Resin) ที่มีประจุตรงข้ามมาจับกับประจุที่ต้องการกำจัด ซึ่งบรรจุอยู่ในคอลัมน์ (Column) และอาจเติม Zeolites เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพให้ดีขึ้น (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2539) การใช้กระบวนการนี้เพื่อกำจัดไนโตรเจนในรูปไอออน สามารถกำจัดได้ถึงร้อยละ 80-90 แต่ก็มีปัญหาสารอินทรีย์ในน้ำเสียมักเกาะติดอยู่กับอนุภาคเรซินที่ใช้ และเมื่อใช้งานไปนานๆ เรซินจะหมดประสิทธิภาพ ซึ่งต้องมีการฟื้นฟูสภาพเรซิน (Regenerate) ด้วยสารละลายเกลือโซเดียมคลอไรด์และโซเดียมไบคาร์บอเนต ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาและต้องนำมาบำบัดก่อนที่จะระบายทิ้ง (Yang *et al.*, 1995)

- กระบวนการทางเคมีไฟฟ้า (Electrochemical Treatment)

กระบวนการนี้สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้มากถึงร้อยละ 80 โดยทำให้ตกตะกอนออกมาจากน้ำเสียในรูป $MgNH_4PO_4$

- การทำให้เกิดตะกอน (Precipitation)

เป็นการเติมสารเคมีลงไปลงในน้ำเสียเพื่อไปทำปฏิกิริยากับสิ่งสกปรกที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย เกิดเป็นตะกอนหนักที่จับตัวได้ แต่วิธีการนี้สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนได้น้อยมาก โดยมากสามารถกำจัดได้เพียงสารอินทรีย์ไนโตรเจน

- Carbon Adsorption

เป็นวิธีการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้ Activated Carbon ดูดซับ (Adsorb) สารอินทรีย์ในโตรเจน แต่ไม่สามารถกำจัดไนเตรตไนโตรเจนและแอมโมเนียในโตรเจนได้ ทำให้มีประสิทธิภาพการกำจัดต่ำ

2) การบำบัดทางกายภาพ

- การไล่อากาศ (Air Stripping)

เป็นกระบวนการที่ดัดแปลงมาจากการไล่อากาศออกจากน้ำ โดยการพ่นอากาศเข้าไปแทนที่ เป็นกระบวนการแยกก๊าซหรือสารระเหยง่ายออกจากน้ำเสีย ใช้กำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้เฉพาะที่อยู่ในรูปของก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) ไฮโดรเจนซัลไฟด์ คาร์บอนไดออกไซด์ และสารอินทรีย์ต่างๆ ที่ระเหยง่าย ส่วนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียม (NH_4^+) จะต้องทำการปรับความเป็นกรด-ด่างเพื่อเปลี่ยนแอมโมเนียมไปอยู่ในรูปของก๊าซแอมโมเนีย แล้วนำไปผ่านกระบวนการไล่อากาศ (Air-Stripping) พบว่าที่ความเป็นกรด-ด่างสูงกว่า 10 สามารถไล่อากาศแอมโมเนียออกจากน้ำเสียได้มากกว่าร้อยละ 8.5 แต่แอมโมเนียที่กำจัดได้อาจทำปฏิกิริยากับซัลเฟอร์ไดออกไซด์ (SO_2) ก่อให้เกิดมลภาวะทางอากาศได้ รวมทั้งไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนได้

- Reverse Osmosis

วิธีการนี้เป็นการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้ Membrane สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ทุกรูป ประสิทธิภาพการกำจัดขึ้นอยู่กับ Membrane ที่นำมาใช้ในการทำ Reverse Osmosis

3) การบำบัดทางชีวภาพ

การกำจัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการทางชีวภาพ เป็นวิธีการหนึ่งที่น่าสนใจมากเนื่องจากไนโตรเจนในน้ำเสียส่วนใหญ่อยู่ในรูปอนูภาคและในรูปของสารละลาย (Bandpi *et al.*, 1998) ดังนั้น การกำจัดด้วยวิธีทางชีวภาพจึงเป็นวิธีการบำบัดที่เหมาะสม ซึ่งกระบวนการบำบัดที่เลือกใช้อาจพิจารณาตั้งแต่กระบวนการบำบัดแบบง่ายๆ เช่น การใช้สาหร่ายในการกำจัดไนโตรเจน ไปจนถึงการใช้เทคโนโลยีระดับสูง เช่น ระบบโปรยกรอง (Trickling Filter) และระบบถังกรองชีวภาพ (Biofilter) เป็นต้น

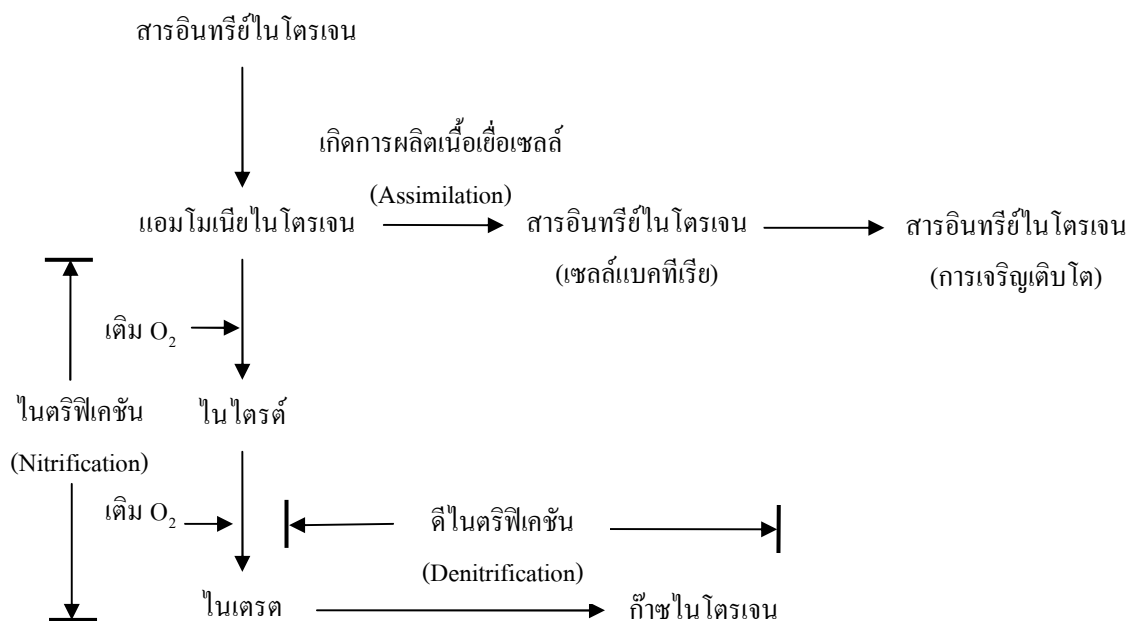
กลไกหลักในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียจะอาศัยหลักทางชีววิทยา ซึ่งจะอาศัยแบคทีเรียในการเกิดปฏิกิริยา ทั้งแบบใช้ออกซิเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

และแบบไม่ใช้ออกซิเจนด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ซึ่งเป็นกระบวนการทางชีวภาพ เป็นการกำจัดไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ในโตรเจน แอมโมเนียในโตรเจน ไนไตรต์ในโตรเจนและไนเตรตในโตรเจนที่อยู่ในน้ำเสีย การกำจัดไนโตรเจนโดยอาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชันเพียงอย่างเดียว อาจทำให้เกิดปัญหา Algae Bloom ตามมาเนื่องจากมีไนเตรตในแหล่งน้ำมากเกินไป ดังนั้นเพื่อเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียอย่างสมบูรณ์ การเลือกใช้กระบวนการบำบัดที่มีทั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน จึงเป็นทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจ

1.2.4 กระบวนการ ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification–Denitrification)

ในอดีตการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียจำเป็นต้องใช้วิธีทางเคมีและวิธีทางกายภาพ แต่ในปัจจุบันได้มีการนำเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียใหม่ๆ มาใช้บำบัดโดยใช้วิธีการบำบัดทางชีวภาพ ซึ่งได้ประสิทธิภาพสูงกว่าและใช้พลังงานน้อยกว่า

ในกระบวนการกำจัดสารประกอบคาร์บอน ทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปของอินทรีย์คาร์บอนโดยจุลินทรีย์เพื่อใช้ในกระบวนการสังเคราะห์ (Synthesis) เพื่อให้ได้พลังงาน และมีการนำไนโตรเจนบางส่วนมาใช้เป็นองค์ประกอบภายในเซลล์ สารประกอบไนโตรเจนที่เป็นผลผลิตจากกระบวนการสังเคราะห์จะอยู่ในรูปแอมโมเนียในโตรเจน เมื่อน้ำเสียมีอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ที่เหมาะสม พบว่าสารประกอบไนโตรเจนจะถูกกำจัดได้เพียง 20-30% เท่านั้น ดังนั้นจึงจำเป็นต้องมีกระบวนการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเพื่อกำจัดออกจากรู้น้ำทิ้ง กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ได้ถูกนำมาใช้เพื่อเปลี่ยนรูปแอมโมเนียในโตรเจนให้เป็นไนเตรตในโตรเจน ซึ่งเป็นสารตั้งต้นของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) เพื่อเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นตัวสุดท้ายของระบบบำบัดน้ำเสียที่เกี่ยวกับการกำจัดไนโตรเจน ดังภาพประกอบ 1



ภาพประกอบที่ 1 การเปลี่ยนแปลงรูปต่างๆ ของสารประกอบไนโตรเจน
ที่มา: เกரியงศักดิ์ อุคมสินโรจน์ (2543)

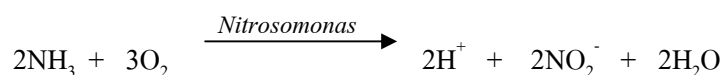
ในสภาวะมีอากาศ แบคทีเรียสามารถใช้ออกซิเจนมาออกซิไดซ์สารอินทรีย์ได้ คาร์บอนไดออกไซด์กับน้ำ โดยอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ขณะที่ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย แต่สารอินทรีย์ไนโตรเจนนั้นจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) เพื่อเปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนไปอยู่ในรูปอนินทรีย์เป็นแอมโมเนียม จากนั้นแอมโมเนียไนโตรเจนก็จะเปลี่ยนสภาพไปเป็นไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอโรบิกซึ่งเป็นกระบวนการไนโตรฟิกเคชัน แต่การกำจัดหรือลดปริมาณไนโตรเจนยังไม่สมบูรณ์ต้องทำให้ไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนเปลี่ยนสภาพเป็นก๊าซไนโตรเจนก่อนด้วยกระบวนการดีไนโตรฟิกเคชัน

1.2.4.1 กระบวนการไนโตรฟิกเคชัน (Nitrification)

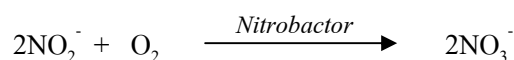
กระบวนการไนโตรฟิกเคชัน เป็นการออกซิไดซ์ของสารประกอบไนโตรเจนที่มีอยู่ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน ให้ไปอยู่ในรูปของไนเตรตไนโตรเจน ปฏิกริยานี้จะประกอบด้วยสองขั้นตอนคือ ขั้นตอนแรกเปลี่ยนแอมโมเนียให้อยู่ในรูปของไนไตรต์ ขั้นตอนหลังเป็นการเปลี่ยนไนไตรต์ไปเป็นไนเตรต ซึ่งกระบวนการไนโตรฟิกเคชันจะเกิดขึ้นได้เมื่ออยู่ภายใต้สภาวะมี

ออกซิเจนเท่านั้น โดยการอาศัยแบคทีเรีย ซึ่งแบคทีเรียที่มีบทบาทสำคัญในปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน คือ กลุ่มแบคทีเรียไนตริไฟอิง (Nitrifying Bacteria) ประกอบด้วยแบคทีเรีย 2 ชนิดคือ

- *Nitrosomonas* เป็นแบคทีเรียที่เปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนไตรต์ไนโตรเจน ดังสมการ



- *Nitrobactor* เป็นแบคทีเรียที่เปลี่ยนไนไตรต์ให้เป็นไนเตรตไนโตรเจน ดังสมการ

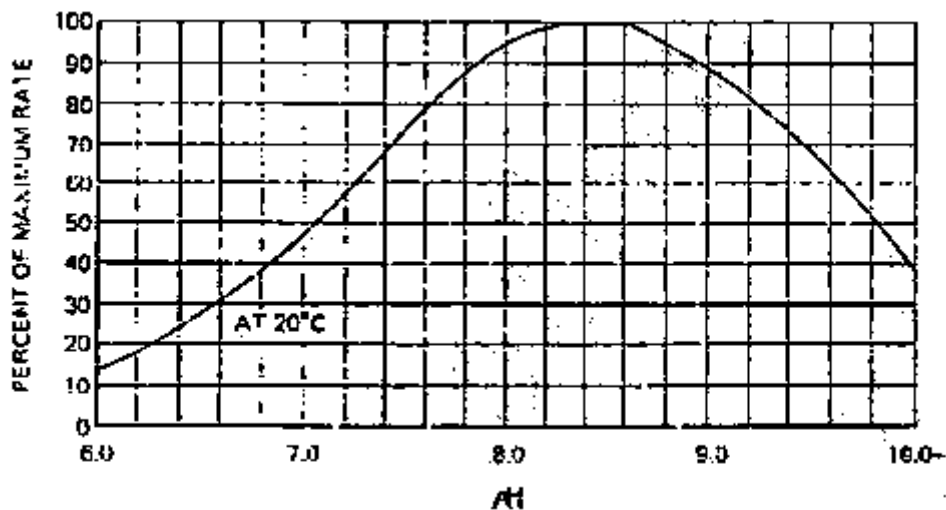


1) ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน

ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยานิตริฟิเคชันมีอยู่หลายปัจจัยด้วยกัน ซึ่งปัจจัยหลักๆ สามารถสรุปได้ดังนี้

- ความเป็นกรด-ด่าง

ความเป็นกรด-ด่างจะมีผลกระทบต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย พบว่าค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมต่อการทำงาน และการเจริญเติบโตของแบคทีเรียนั้นจะอยู่ในช่วง 7.2-8.0 (Srinath, 1976) ในการเกิดปฏิกิริยานิตริฟิเคชันจะทำให้ค่าความเป็นกรด-ด่างลดต่ำลง เนื่องจากในปฏิกิริยาจะเกิดไฮโดรเจนไอออนขึ้น มีผลทำให้อัตราเร็วของปฏิกิริยานิตริฟิเคชันลดต่ำลงด้วย ดังเช่นการศึกษาของ Russell *et al.* (1978) ที่พบว่า ความเป็นกรด-ด่างอยู่ในช่วงความเป็นกรด อัตราการเกิดนิตริฟิเคชันจะลดลง (ภาพประกอบที่ 2) เนื่องจากแบคทีเรียไนตริไฟอิงมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงระดับความเป็นกรด-ด่างเป็นอย่างมาก ดังนั้นจำเป็นที่จะต้องทำการควบคุมระดับค่าความเป็นกรด-ด่างให้มีค่าเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย



ภาพประกอบที่ 2 ผลกระทบของค่าความเป็นกรด-ด่างต่อเปอร์เซ็นต์การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน
ที่มา: Russell *et al.* (1978)

- ออกซิเจนละลาย

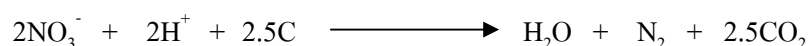
ปริมาณความเข้มข้นของออกซิเจนที่ให้กับระบบบำบัดน้ำเสียนั้นจะมีอิทธิพลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนตริไฟอิง และอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ถ้ามีค่าออกซิเจนละลายสูงจะทำให้แบคทีเรียเจริญเติบโตได้ดีและมีผลทำให้เกิดปฏิกิริยาสูงขึ้นด้วย แต่หากเติมอากาศจนมีค่าออกซิเจนละลายมากเกินไปก็มีข้อเสีย คือ เปลืองพลังงานและค่าดำเนินการของระบบบำบัด ดังนั้นเพื่อที่จะรักษาอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันให้สูง จะต้องรักษาค่าออกซิเจนละลายไว้ที่ 1.5-2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร (Sharma and Ahlert, 1977) อย่างไรก็ตาม หากค่าออกซิเจนละลายลดลงต่ำจนอยู่ในช่วงประมาณ 0.2-0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ก็อาจเกิดกลไกไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน พร้อมกันได้ (Pochana and Keller, 1999) หรือเรียกว่า เอสเอ็นดี (Simultaneous Nitrification-Denitrification, SND)

- อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่ออัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนตริไฟอิง อุณหภูมิที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง 30-36 องศาเซลเซียส (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

1.2.4.2 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

เป็นกระบวนการลดปริมาณสารประกอบไนเตรตในโตรเจนที่มีอยู่ในน้ำเสีย โดยปฏิกิริยาที่ไม่ใช้ออกซิเจน ขั้นตอนในการลดสารประกอบไนเตรตในโตรเจนโดยแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิก ซึ่งผลของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในสถานะก๊าซ ซึ่งสามารถแพร่ออกจากระบบได้ดังสมการ



1) ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

- อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน อุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 40 องศาเซลเซียส ซึ่ง Grady and Lim (1980) ได้รายงานไว้ที่อุณหภูมิสูงกว่า 15 องศาเซลเซียส อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดได้ต่ำกว่าที่อุณหภูมิสูง

- ความเป็นกรด-ด่าง

ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดการผลิตสภาพต่างขึ้นมาซึ่งความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสมสำหรับ แบคทีเรียดีไนตริฟิอิงคือ 6.5–8.5 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ค่าความเป็นกรด-ด่างที่ลดต่ำกว่า 6.0 และสูงกว่า 8.5 จะทำให้ปฏิกิริยาลดต่ำลง

- ออกซิเจนละลาย

ค่าออกซิเจนละลายซึ่งในที่นี้หมายถึงค่าออกซิเจนละลายที่อยู่ในมวลของน้ำหากมีค่ามากกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จะสามารถยับยั้งปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน (Skernan and MacRac, 1957 และ Terai and Mori, 1975 อ้างใน ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) แต่ถ้าค่าออกซิเจนละลายลดลงเมื่อผ่านเข้าไปในชั้นฟล็อกและลดลงจนเกิดภาวะแอนอกซิกในฟล็อกปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันก็สามารถเกิดขึ้นต่อไปได้โดยไม่ถูกยับยั้งจากออกซิเจนในน้ำ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

1.2.5 การปรับปรุงระบบแอกติเวเตดสลัดจ์เพื่อบำบัดไนโตรเจน

ระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ทั่วไปใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนได้ โดยใช้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนสารอินทรีย์

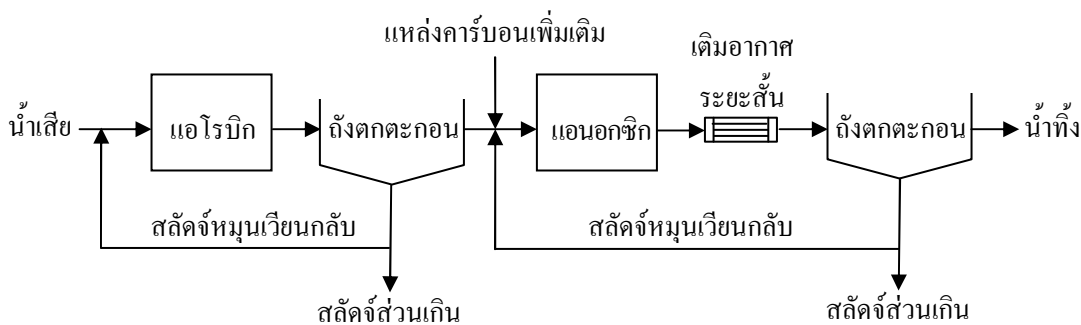
ไนโตรเจนและแอมโมเนียในโตรเจนให้เป็นไนเตรตไนโตรเจน และอาศัยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนไนเตรตไนโตรเจนให้เป็นก๊าซไนโตรเจน

ซึ่งการที่จะทำให้ระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีการบำบัดไนโตรเจนอย่างสมบูรณ์นั้น ต้องทำให้ระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์มีสถานะมีอากาศและสถานะไร้อากาศเกิดขึ้นในระบบ โดยจะใช้วิธีการสร้างบ่อไร้อากาศเพิ่มหรือมักใช้วิธีเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศเพื่อให้ในถังเติมอากาศเกิดสถานะมีอากาศและไร้อากาศสลับกัน

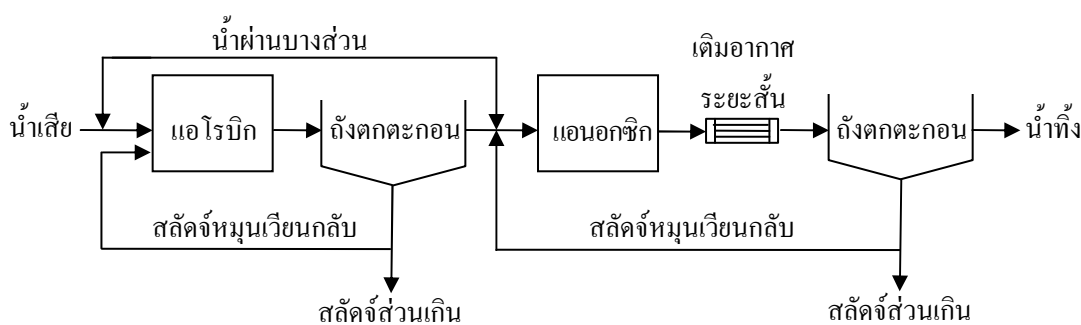
ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่ดัดแปลงให้ใช้กำจัดไนโตรเจนได้มี 2 ประเภท คือ ระบบแยกเชื้อ (Separate Culture System หรือ Two Sludge System) และระบบเชื้อผสม (Combined Culture System หรือ Single Sludge System) (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)

1) ระบบแยกเชื้อ

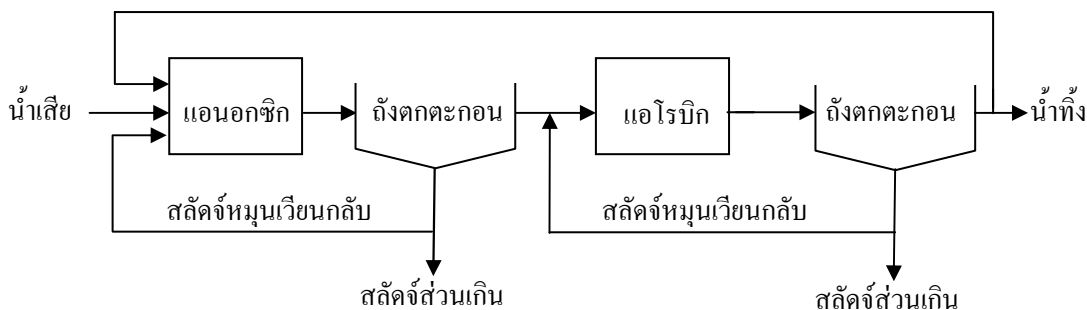
เป็นระบบที่ประกอบด้วยแอกทิเวเต็ดสลัดจ์อย่างน้อย 2 ชุด ต่ออนุกรมกัน ดังภาพประกอบที่ 3 ถังชุดแรกหรือถังแเอโรบิก มีปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและแเอโรบิกออกซิเดชันเกิดขึ้นทำให้สามารถกำจัดบีโอดีพร้อมทั้งเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจนให้เป็นไนเตรตไนโตรเจน โดยอาศัยออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ถังชุดที่สองหรือถังแอนน็อกซิก มีปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้น ใช้ในการกำจัดไนเตรตไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจากถังปฏิกิริยาชุดแรก โดยไนเตรตไนโตรเจนจะทำหน้าที่เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ดังนั้นจึงไม่จำเป็นต้องมีการเติมออกซิเจนให้กับระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ชุดที่สอง



(ก)



(ข)



(ค)

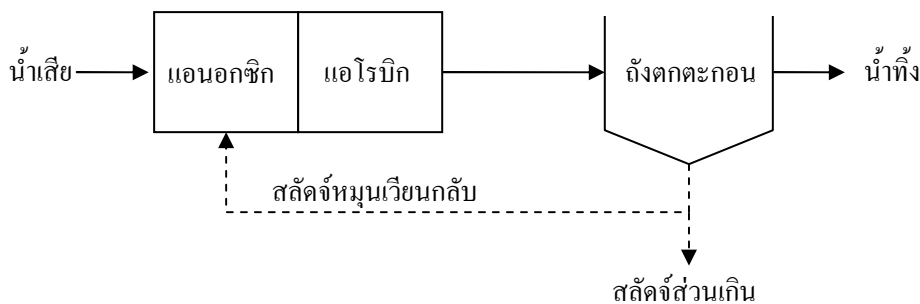
ภาพประกอบที่ 3 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อ

ที่มา: มั่นสิน ตันฑุลเวศม์ (2542) อ่างใน กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2545)

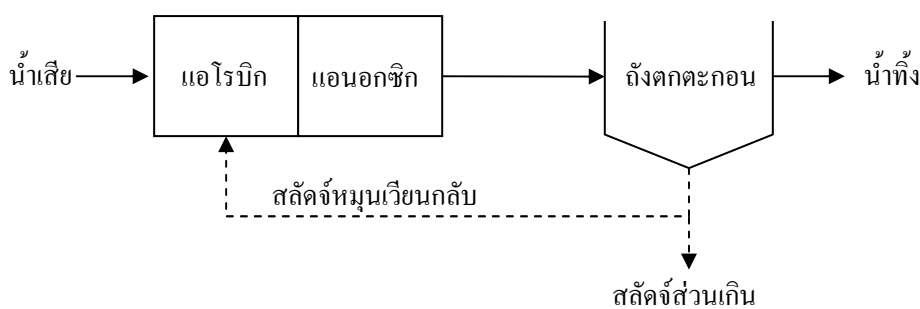
2)ระบบเชื่อมผสม

เป็นระบบที่ประกอบด้วยแอกติเวเต็ดสลัดจ์เพียงชุดเดียวทำหน้าที่ทั้ง 3 อย่าง คือ แอโรบิก-ออกซิเดชัน (บำบัดบีโอดี) ไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ระบบเชื่อมผสมนี้ ประกอบด้วยถังปฏิกริยา 2 ชนิด คือ ถังแอโรบิกและถังแอนนออกซิก ดังภาพประกอบที่ 4 เช่นเดียวกับระบบแยกเชื้อ สิ่งที่แตกต่างกันคือระบบเชื่อมผสมจะมีถังตกตะกอนเพียงชุดเดียว ทำให้

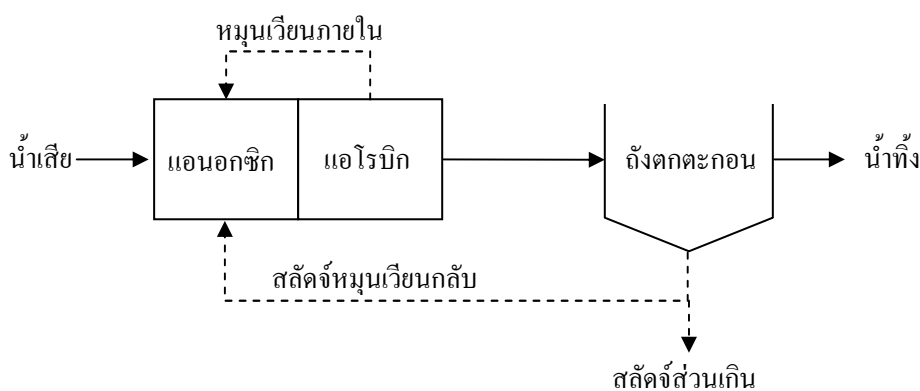
สลัดจ์ในถังปฏิบัติการทั้งสองชุดเป็นแบบที่เรียกกลุ่มเดียวกัน โดยถังตกตะกอนจะอยู่ในตำแหน่งสุดท้าย สลัดจ์จะหมุนเวียนจากถังตกตะกอนมาเข้าถังปฏิบัติการชุดแรก ซึ่งอาจเป็นถังแอโรบิกหรือถังแอนอกซิกก็ได้ สลัดจ์ในถังปฏิบัติการแรกจะไหลเข้าสู่ถังชุดที่สองโดยไม่มีกรตกตะกอน



ก. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน



ข. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดหลัง



ค. ระบบดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน แบบหมุนเวียนสลัดจ์ภายใน

ภาพประกอบที่ 4 ระบบกำจัดไนโตรเจนแบบแยกเชื้อผสม 3 รูปแบบ

ที่มา: มั่นสิน ตันจุลเวศม์, 2542 อ้างใน กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545

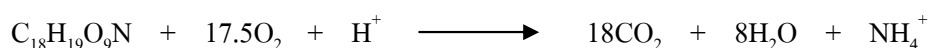
1.2.6 ปริมาณออกซิเจนที่มีผลต่อกระบวนการในระบบบำบัดแบบแอกติเวเตดสลัดจ์

1.2.6.1 ปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการลดปริมาณสารอินทรีย์

น้ำเสียหรือพวกสารอินทรีย์เมื่อถูกป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดแล้วจะ

- 1) ถูกออกซิไดซ์ไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ และสารอื่นที่มีสถานะออกซิเดชันสูง เช่น ไนเตรต ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และซัลเฟต
- 2) ถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์
- 3) ออกไปกับน้ำทิ้งถ้าสารอินทรีย์นั้นเป็นแบบที่ย่อยสลายทางชีวภาพไม่ได้หรือได้ยาก
- 4) เปลี่ยนไปเป็นสารอินทรีย์รูปอื่นๆ

สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียชุมชนนั้นมีลักษณะต่างกันไปตามแต่ภูมิภาค ประเภทอาหาร การดำรงชีวิตและวัฒนธรรมท้องถิ่น สูตรสารอินทรีย์ในน้ำเสียของทางยุโรป คือ $C_{18}H_{19}O_9N$ (Henze *et al.*, 1997 อ้างถึงใน ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ในขณะที่ของสหรัฐอเมริกา คือ $C_{10}H_{19}O_3N$ (Randall *et al.*, 1992 อ้างถึงใน ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) สารอินทรีย์ดังกล่าวเมื่อถูกออกซิไดซ์ด้วยออกซิเจนแบบที่ไม่มีไนตริฟิเคชันจะเป็นไปตามสมการข้างล่าง (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



ดังนั้นค่าที่ไอซีหรือซีไอดี (กรัมซีไอดีเท่ากับที่ไอซี เพราะสามารถย่อยสลายเซลล์เป็น CO_2 ได้อย่างสมบูรณ์) จะเท่ากับ 1.42 กรัมออกซิเจนต่อกรัมสารอินทรีย์ในน้ำเสีย (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ การสร้างเซลล์และการย่อยสลายตัวเองของแบคทีเรียจำเป็นต้องใช้ออกซิเจน ดังนั้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ต้องเติมอากาศให้มียออกซิเจนอิสระเพียงพอต่อการดำรงชีพของแบคทีเรีย โดยในถังเติมอากาศนั้นจะต้องมีออกซิเจนละลายไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545)

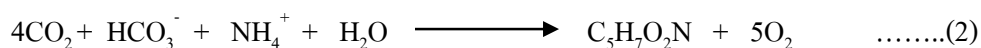
1.2.6.2 ปริมาณความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน

ปริมาณความเข้มข้นของออกซิเจนที่ให้กับระบบบำบัดน้ำเสียนั้นจะมีอิทธิพลต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียและอัตราการเกิดปฏิกิริยา หากเติมอากาศจนมีค่าออกซิเจนละลายมากเกินไปก็มีข้อเสีย คือเปลืองพลังงานและค่าดำเนินการของระบบบำบัด ซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันที่เกิดขึ้นทางชีววิทยา เพื่อเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่มีอยู่ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน ให้ไปอยู่ในรูปของไนเตรตไนโตรเจนโดยการอาศัยจุลินทรีย์ ดังสมการรวม

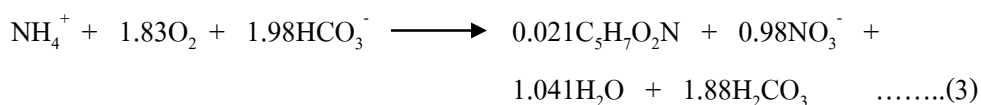


แต่แอมโมเนียอีกบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ดังสมการ

ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์



ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชันและสร้างเซลล์จุลินทรีย์



พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนเตรตไนโตรเจนในสมการที่ (3) เท่ากับ 4.3 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อมิลลิกรัมแอมโมเนีย ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า 4.57 ที่ได้จากการคำนวณ โดยค่า 4.57 นี้ ได้จากสมการที่ (1) โดยจะไม่พิจารณาถึงการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ (Culp *et al.*, 1978 อ้างใน อารมณ์ รักเกิด, 2542) และจากการศึกษาของ Wezermak *et al.* (1967) ได้พบว่าในทางปฏิบัติปริมาณของออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนที่เหมาะสมคือ 4.2 กิโลกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมแอมโมเนีย

ในระยะเวลาที่ผ่านมาได้มีการศึกษาถึงปริมาณออกซิเจนที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ ซึ่ง Henze *et al.* (1988) ได้รายงานว่าค่าออกซิเจนละลายต่ำสุดสำหรับการเกิดไนตริฟิเคชัน ต้องไม่น้อยกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในทางปฏิบัติควรควบคุมไว้ที่ 3-4 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อป้องกันการขาดออกซิเจน เช่นเดียวกับ Bhavender *et al.* (1977) ได้มีการรวบรวมผลที่เกิดขึ้นต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน จากค่าออกซิเจนละลายสำหรับระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีการเลี้ยงจุลินทรีย์แขวนลอย ซึ่งพอสรุปได้ดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 ผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันจากค่าออกซิเจนละลาย

ความเข้มข้นออกซิเจนละลาย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2 ผลที่เกิดขึ้น
< 0.5	เกิดการใช้ออกซิเจน โดยแบคทีเรีย Nitrifiers
ต่ำกว่า 2	จำกัดการเจริญเติบโตของ <i>Nitrosomanas</i>
ต่ำกว่า 4	จำกัดการเจริญเติบโตของ <i>Nitrobactor</i>
< 0.1	เกิดปฏิกิริยา Nitrification

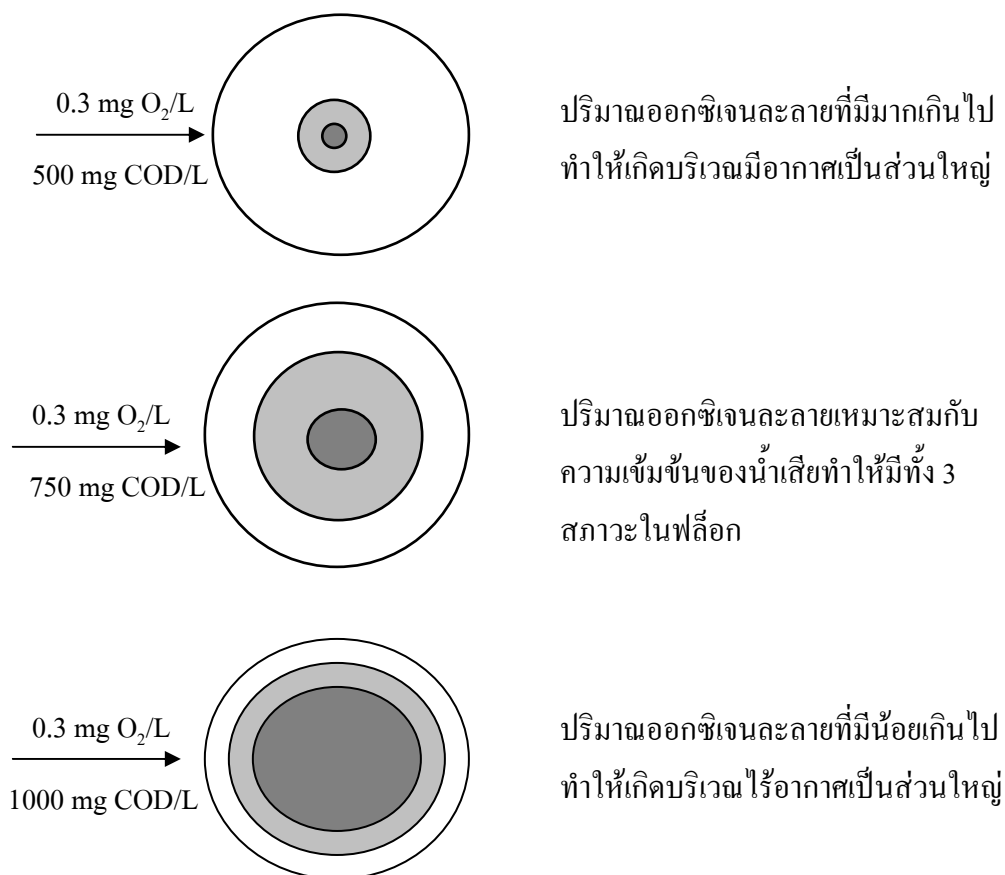
ดัดแปลงจาก : Bhavender *et al.* (1977)

1.2.7 กระบวนการไซมอนทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

ในการกำจัดไนโตรเจนโดยวิธีการทางชีวภาพนั้น สามารถแบ่งการกำจัดได้เป็น 2 ส่วน คือ แอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอโรบิก (เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน) จากนั้นไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนอกซิก (เกิดปฏิกิริยาดีนิตริฟิเคชัน) ดังนั้นจึงได้มีการแยกถังปฏิกรณ์ออกเป็น 2 ถัง เพื่อต้องการให้มีสภาวะแตกต่างกัน อย่างไรก็ตามได้มีการศึกษาการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและปฏิกิริยาดีนิตริฟิเคชันที่สามารถเกิดขึ้นพร้อมกันภายในถังปฏิกรณ์ใบเดียวกัน ซึ่งเรียกกระบวนการนี้ว่าไซมอนทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Simultaneous Nitrification-Denitrification: SND) โดยเอสเอ็นดีจะเกิดในชั้นฟล็อกตามความแตกต่างของออกซิเจนละลายที่แพร่เข้าสู่ชั้นฟล็อก (Munch *et al.*, 1996) ซึ่งแบคทีเรียไนตริไฟอิงจะทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสูง ส่วนแบคทีเรียดีไนตริไฟอิงจะทำงานได้ดีในบริเวณที่มีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำมากๆ จากการที่ภายในฟล็อกมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายไม่เท่ากันจึงทำให้มีการเพิ่มจำนวนของแบคทีเรียไนตริไฟอิงและแบคทีเรียดีไนตริไฟอิงขึ้นอย่างรวดเร็ว

การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันนั้นสามารถเกิดได้ในถังเติมอากาศใบเดียวกันและในระยะเวลาเดียวกัน โดยอาศัยหลักการความแตกต่างระหว่างชั้นฟล็อก โดยชั้นนอกมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสูงเป็นบริเวณที่มีอากาศ (Aerobic Zone) ชั้นตรงกลางเป็นบริเวณที่เกิดสถานะแอนน็อกซิก (Anoxic Zone) และชั้นในสุดเป็นบริเวณที่ไม่มีอากาศ (Anaerobic Zone) โดยในชั้นนอกจะเกิดกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์ด้วยจุลินทรีย์ที่ใช้ ออกซิเจนและจะเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะกำจัดไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียในโตรเจนให้เปลี่ยนสภาพไปเป็นไนไตรต์ในโตรเจนและไนเตรตในโตรเจน ส่วนปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้นบริเวณตรงกลางฟล็อกที่เป็นสถานะแอนน็อกซิก ทำให้ไนไตรต์และไนเตรตเปลี่ยนสภาพเป็นก๊าซไนโตรเจน (Goronszy, 1992) เช่นเดียวกับ Bertanza (1997) ได้อาศัยหลักการของการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันไปพร้อมกันโดยไม่ต้องสลับหน่วยบำบัด หรือสลับระยะเวลาในการเติมอากาศ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัด แอควิวเต็คสตัจจ์แบบยืดเวลาการเติมอากาศ (Extended Aeration Activated Sludge Process) โดยได้ประยุกต์ใช้ระบบบำบัดแอควิวเต็คสตัจจ์ที่ทำงานภายใต้ค่าออกซิเจนละลายต่ำกว่า 0.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งสอดคล้องกับ Rittman *et al.* (1985) ที่ได้ศึกษาถึงความเป็นไปได้ในการเกิดพร้อมกันของกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียน พบว่าการสร้างสถานะให้เกิดขึ้นพร้อมกันของไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ทำได้โดยการควบคุมให้ความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายภายในถังปฏิกิริยาอยู่ระหว่าง 0.1-0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลประโยชน์ที่ตามมาคือการลดปริมาณไนโตรเจนที่ออกจากระบบและประหยัดพลังงาน

Hoelter Wassertechnik GmbH (1997) ซึ่งเป็นบริษัทที่ปรึกษาด้านวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมในประเทศเยอรมันได้แนะนำว่า ความหนาของชั้นฟล็อกจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลาย และความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ดังภาพประกอบที่ 5 จากกล่าวได้ว่าประสิทธิภาพในการบำบัดแบบไซมอนทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันจะขึ้นอยู่กับค่าการควบคุมค่าออกซิเจนที่เหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำเสีย



ภาพประกอบที่ 5 ภาพสมมติแสดงความแตกต่างของชั้นความหนาของฟล็อกตะกอนเร่งที่เกิดจาก
ความแตกต่างของความเข้มข้นของน้ำเสีย

ดัดแปลงจาก: Hoelter Wassertechnik GmbH (1997)

เสเทอโรโทฟิกแบคทีเรียบางชนิด เช่น *Alcaligenes faecalis* (Niel *et al.*, 1992) และ *Thiosphaera pantotropha* (Robertson and Kuenen, 1988) สามารถทำให้เกิดกระบวนการเอสเอ็นดีได้โดยใช้สารอินทรีย์ในสภาวะมีอากาศเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน เปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน (Stouthamer *et al.*, 1997) โดยแอมโมเนียไนโตรเจน เปลี่ยนจาก Hydroxylated ไปเป็น Hydroxylamine (NH₂OH) ด้วย Ammonium Monooxygenase ภายใต้สภาวะมีอากาศ Hydroxylamine จะถูกออกซิไดซ์ ไปเป็นไนไตรต์ไนโตรเจน และ เปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน เรียกกระบวนการเอสเอ็นดีนี้ว่า “Aerobic Deammonification” (Bock *et al.*, 1995; Loosdrecht and Jetten, 1998)

Robertson and Kuenen (1988) ได้ศึกษาความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันของ *T. pantotropha* และสังเกตแบคทีเรียจำพวกที่ไม่ใช้ออกซิเจนและแบคทีเรีย Autotrophic Sulfur ที่สามารถเกิด Heterotrophic Nitrification และ Aerobic Denitrification โดยใช้ออกซิเจนและไนเตรตไนโตรเจนพร้อมกันในเวลาเดียวกัน จากการศึกษาพบว่า *T. pantotropha* สามารถทำให้เกิดกระบวนการเอสเอ็นดีได้

Pochana and Keller (1999) ได้ศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนโดยใช้กระบวนการเอสเอ็นดีในระบบบำบัดแบบเอสปีอาร์ พบว่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายสูง อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้น แต่จะกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะถูกยับยั้ง สังเกตได้จากการสะสมของไนไตรต์ไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจนในระบบ เมื่อควบคุมให้ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายให้ต่ำลงกระบวนการไนตริฟิเคชันจะลดลงและกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้น ดังนั้นระดับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายเป็นปัจจัยที่ทำให้เกิดกระบวนการเอสเอ็นดี จึงควรรักษาระดับที่เหมาะสมในถังปฏิกิริยาเอสเอ็นดี ให้สมดุลกันระหว่างกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

ภายใต้สภาวะออกซิเจนที่จำกัดหรือไม่มีออกซิเจน *Nitrosomonas europaea* จะเปลี่ยนแอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนเตรตไนโตรเจน พร้อมกับเปลี่ยนไปเป็นไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และก๊าซไนโตรเจน (Shrestha *et al.*, 2002)

Munch *et al.* (1996) ได้ศึกษาของกระบวนการเอสเอ็นดีที่เกิดเมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยได้รายงานว่า Heterotrophic Nitrifiers บางส่วนสามารถเปลี่ยนไปเป็น Denitrify ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนต่ำ ซึ่งจะมีผลต่อปฏิกิริยาเอสเอ็นดี

ซึ่งจากการศึกษาที่ผ่านมาพบว่ามีปัจจัย 2 ปัจจัย ที่มีผลต่อกระบวนการไนโตรเจนทาเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน ได้แก่ ปัจจัยทางกายภาพ-เคมี และปัจจัยทางชีวภาพ ซึ่งมีปัจจัยทางกายภาพ-เคมี ประกอบด้วยปัจจัยหลักอยู่ 3 ปัจจัย ได้แก่ แหล่งคาร์บอน (Carbon Supply) ขนาดของฟล็อก (Floc Size) และ ค่าออกซิเจนละลาย (Dissolved Oxygen)

- ปัจจัยทางกายภาพ-เคมี

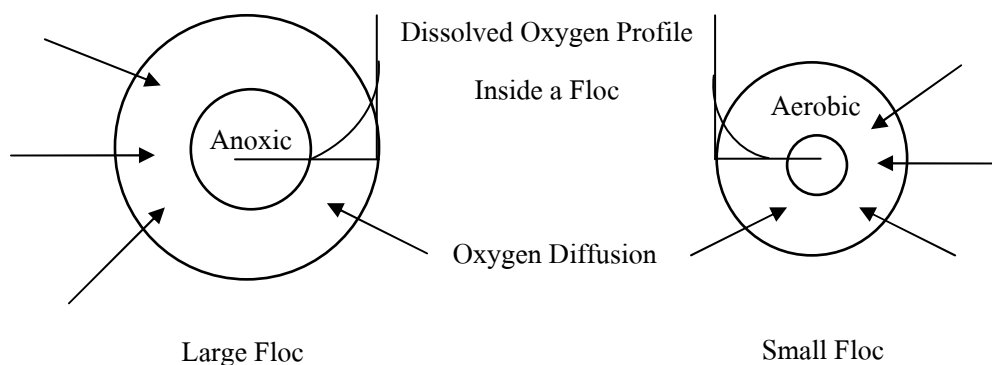
1) แหล่งคาร์บอน

การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในกระบวนการหนึ่ง พบว่าอินทรีย์คาร์บอนเป็นปัจจัยสำคัญปัจจัยหนึ่งเนื่องจากแบคทีเรียต้องการใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน Barnard

(1992) พบว่าส่วนใหญ่ น้ำเสียจากบ้านเรือนสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้สมบูรณ์เมื่ออัตราส่วน TCOD:TKN มีค่าเท่ากับ 7 ซึ่งโดยทั่วไปค่าต่ำสุดที่ต้องการในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพจะอยู่ที่ 9 (Goronszy, 1992) Isaacs and Henze (1994) ได้เสนอว่าอัตราส่วน COD:N สำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 3.5-4.5 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน

2) ขนาดของฟล็อก

ในการทดสอบสมมติฐานเกี่ยวกับกระบวนการไฮมอนทานีซิสในตริฟิเคชันดีไนตริฟิเคชัน การทดลองได้ศึกษาถึงขนาดของฟล็อก ที่มีผลต่อการเกิดไฮมอนทานีซิสในตริฟิเคชันดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งอธิบายได้ว่าบริเวณแอนอ็อกซิกที่เกิดขึ้นตรงกลางของชั้นฟล็อก เป็นผลมาจากออกซิเจนที่แพร่เข้าสู่ฟล็อก ได้ในปริมาณที่จำกัด ตัวอย่างขนาดของฟล็อก ที่วัดได้โดยเครื่อง Malvern Mastersizer E มีขนาด 50-110 ไมโครเมตร ซึ่งมีขนาดใหญ่เมื่อเทียบกับการทดลองของ Andreadakis(1993) ที่มีขนาดของฟล็อก 10-70 ไมโครเมตร ดังนั้น ฟล็อกที่มีขนาดใหญ่จะเกิดบริเวณแอนอ็อกซิกภายในฟล็อก ซึ่งจะนำไปสู่การเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันขึ้นในบริเวณนี้ ดังภาพประกอบที่ 6



ภาพประกอบที่ 6 ภาพสมมติขนาดของฟล็อกที่เป็นไปตามสัดส่วนของบริเวณแอโรบิกและแอนอ็อกซิก
ดัดแปลงจาก: Pochana and Keller (1999)

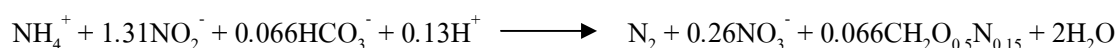
3) ค่าออกซิเจนละลาย

การควบคุมค่าออกซิเจนละลายในระบบเป็นส่วนสำคัญที่ทำให้เกิดกระบวนการไฮมอนทานีซิสในตริฟิเคชันดีไนตริฟิเคชันได้ดี ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสามารถเกิดได้ดีเมื่อไม่มีออกซิเจนละลายและจะลดลงเมื่อค่าออกซิเจนละลายเพิ่มขึ้นมากกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร Painter (1977) ได้กล่าวถึงความเข้มข้นของค่าออกซิเจนละลายสำหรับปฏิกิริยาในตริฟิเคชันควรจะมีค่า

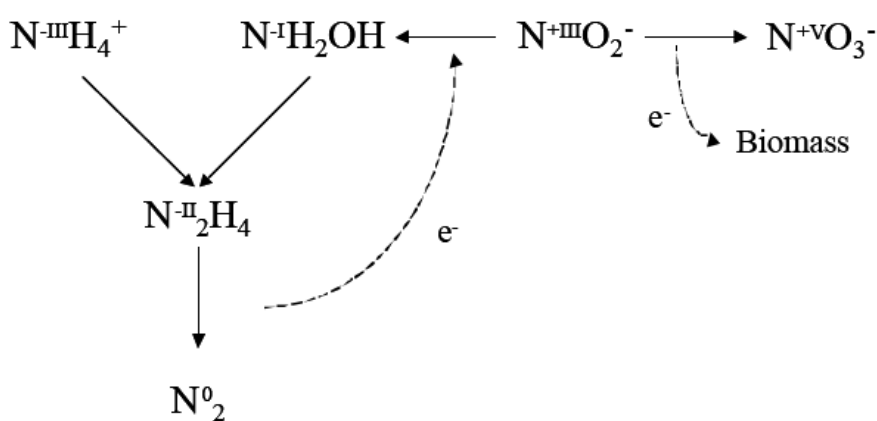
มากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร มิฉะนั้น ค่าออกซิเจนละลายจะเป็นปัจจัยจำกัด อย่างไรก็ตามพบว่า เมื่อค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายอยู่ที่ประมาณ 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร จะมีความเหมาะสมที่จะทำปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในอัตราที่เท่ากัน ซึ่งจะทำให้เกิดสภาวะไนโตรเจนที่เสถียรในไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ (Munch *et al.*, 1996)

- ปัจจัยทางชีวภาพ

เป็นที่ทราบกันดีแล้วว่าการบำบัดไนโตรเจนจำเป็นต้องอาศัยแบคทีเรียในการบำบัด เช่น ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งที่ผ่านมาได้มีการศึกษาแบคทีเรียชนิดใหม่สำหรับเป็นทางเลือกในการบำบัดไนโตรเจน โดยอโตโทฟิกแบคทีเรียจะเปลี่ยนแอมโมเนียมไปเป็นก๊าซไนโตรเจนภายใต้สภาวะแอนอกซิก โดยมีไนไตรต์ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งเรียกกระบวนการนี้ว่า Anaerobic Ammonium Oxidation Process, Anammox



การศึกษา ^{15}N ของ Graaf *et al.* (1996) ได้แสดงให้เห็นว่าก๊าซไนโตรเจน 1 อะตอมที่เกิดขึ้นนั้นได้มาจาก ไนไตรต์ไนโตรเจน โดยมี Hydroxylamine (NH_2OH) และ Hyarazine (N_2H_4) เป็นตัวกลางของกระบวนการ Anammox (ภาพประกอบที่ 7)



ภาพประกอบที่ 7 ปฏิกิริยา Anammox

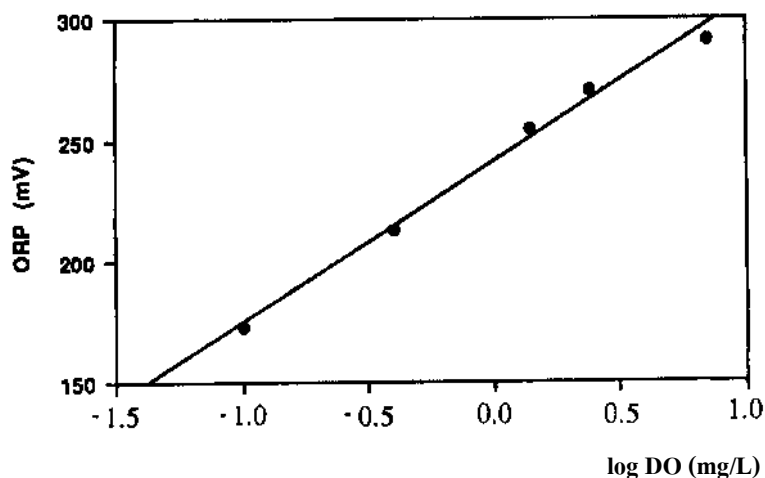
ที่มา: Graaf *et al.*, (1996)

ซึ่งกระบวนการ Anammox มีข้อดี คือ เป็นกระบวนการที่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันพร้อมกัน เป็นกระบวนการที่ไม่ต้องการแหล่งคาร์บอนจากภายนอก และเป็นกระบวนการที่ช่วยประหยัดพลังงานเมื่อเปรียบเทียบกับระบบโดยทั่วไป เพราะจะลดความต้องการออกซิเจนลงได้ถึงร้อยละ 40 (Jetten et al., 1997)

1.2.8 การควบคุมค่าออกซิเจนละลาย

การควบคุมค่าออกซิเจนละลายในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์มีหลายรูปแบบ ทั้งการควบคุมปริมาณอากาศที่เติมในถังเติมอากาศให้มีค่าคงที่ ซึ่งจะทำให้ค่าออกซิเจนละลายเปลี่ยนแปลงตลอดเวลา ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของน้ำเสียและสภาวะแวดล้อมอื่น และการควบคุมค่าออกซิเจนละลายให้มีค่าคงที่ โดยการเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศ ซึ่งทำให้มีการเติมอากาศเกินความต้องการอยู่ตลอดเวลาเป็นการสิ้นเปลืองพลังงานและค่าใช้จ่าย ประสิทธิภาพไม่ดีพอและไม่สามารถตอบสนองต่อการเปลี่ยนแปลงของระบบได้ดีพอ (Kalkar et al., 1999) จึงมีการประยุกต์ใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจน ในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเป็นตัวแปรหลักในการควบคุมการเติมอากาศ โดย Lukasse et al. (1998) และ Husmann et al. (1998) ได้ศึกษาถึงประสิทธิภาพของการใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรตไนโตรเจน ในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเป็นตัวแปรหลักในการควบคุมการเติมอากาศ พบว่าระบบการควบคุมดังกล่าวมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนสูงขึ้น และทำให้ประหยัดพลังงานในการเติมอากาศ

เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันพร้อมกันนั้น ค่าออกซิเจนละลายจะมีค่าต่ำมาก แต่เครื่องมือที่ใช้วัดค่าออกซิเจนละลายที่มีจำหน่ายและใช้งานในเชิงปฏิบัติการในปัจจุบันมีขีดจำกัดในการตรวจวัดค่าออกซิเจนละลายที่มีความเข้มข้นต่ำมากๆ จึงได้มีการศึกษาหาพารามิเตอร์อื่นมาทดแทนค่าออกซิเจนละลายสำหรับการควบคุมระบบ ซึ่งความสัมพันธ์ระหว่างค่าออกซิเจนละลายและค่าออกซิเดชัน-รีดักชันโพเทนเชียล (Oxidation-Reduction Potential: ORP) ในการทดลองแบบแบตช์ที่อุณหภูมิ 23 องศาเซลเซียส พบว่ามีความสัมพันธ์กันเป็นเส้นตรง (Lie and Wilander, 1994 อ้างใน ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ดังภาพประกอบที่ 6



ภาพประกอบที่ 8 ความสัมพันธ์ระหว่างดีโอกับโออาร์พี

ที่มา: Lie and Wilander (1994) อ้างใน ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2544)

ค่าโออาร์พีเป็นค่าที่แสดงศักยภาพในการให้และรับอิเล็กตรอนของสารละลาย ซึ่งถ้าค่าโออาร์พีเป็นบวกมาก แสดงว่าสารละลายสามารถรับอิเล็กตรอนได้ดี เช่น มีออกซิเจน คลอรีน อยู่มาก ส่วนค่าโออาร์พีเป็นลบ แสดงว่าสารละลายสามารถให้อิเล็กตรอนได้ดี (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2547) ในสถานะแอนแอโรบิก ค่าโออาร์พีจะมีค่าน้อยประมาณ -300 ถึง -200 มิลลิโวลต์ สถานะแอนอกซิก ค่าโออาร์พีมีค่าประมาณ -50 ถึง -150 มิลลิโวลต์ และสถานะแอโรบิกโออาร์พีมีค่าประมาณ +50 ถึง +100 มิลลิโวลต์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ซึ่งค่าโออาร์พีจึงน่าจะเป็นพารามิเตอร์ในการควบคุมการเติมอากาศได้อย่างเหมาะสม

ดังนั้นการใช้โออาร์พีเป็นพารามิเตอร์ในการควบคุมการเติมอากาศจึงเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจ เนื่องจากค่าโออาร์พีจะแสดงความสัมพันธ์ระหว่างการเติมอากาศและอัตราการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนอย่างมีนัยสำคัญ ค่าโออาร์พีที่วัดได้จะเป็นบวกหรือลบก็ได้ โดยทั่วไปจะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าบวกเมื่อเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และจะวัดค่าโออาร์พีได้ค่าลบเมื่อเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชัน ซึ่ง Isaacs *et al.* (1998) ก็ได้ใช้ค่าโออาร์พีในการควบคุมอัตราการเกิดปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันในถังแอนน็อกซิก

ในอดีตที่การประยุกต์ใช้ค่าโออาร์พีเพื่อควบคุมการเติมอากาศส่วนใหญ่เป็นการประยุกต์ใช้กับระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor: SBR) หรือระบบที่มีการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันแยกกับปฏิกิริยาดิไนตริฟิเคชันอย่างชัดเจนเท่านั้น เพื่อพิจารณาถึงจุดเปลี่ยนความชันของกราฟแสดงค่าโออาร์พี (Sasaki *et al.*, 1996) แต่อย่างไรก็ตามการใช้ระบบเอสบีอาร์ในการเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบดั้งเดิมก็มิ

ข้อดีโดยตรงที่การเลือกระบบควบคุมค่าออกซิเจนละลายอย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากระยะเวลาการเปิด/ปิดเครื่องเติมอากาศเพื่อให้เกิดสภาวะมีอากาศ/ไร้อากาศนั้นขึ้นอยู่กับสภาวะแวดล้อม และลักษณะน้ำเสียแต่ละประเภทและความเข้มข้นของน้ำเสีย ซึ่งการประยุกต์ใช้ค่าไออาร์พี เพื่อการควบคุมการเติมอากาศในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่ไม่มี การแยกปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันออกจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันนั้นมีน้อยมาก จะมีเพียงงานวิจัยของ Collivignarelli and Bertaza (1999) ที่เสนอให้ควบคุมค่าไออาร์พีให้มีค่าคงที่ในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์แบบไฮดรอนทานเนียสไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน โดยประยุกต์ใช้กับน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นต่ำ นอกจากนี้ยังมีการใช้ค่าไออาร์พี ในการควบคุมในการบำบัดน้ำเสียในรูปแบบต่างๆ ดังนี้

Tomlins *et al.* (2002) ได้ศึกษาถึงการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน โดยใช้ระบบบำบัดแบบเอสบีอาร์ ซึ่งได้ทำการควบคุมค่าไออาร์พีในระยะไนตริฟิเคชัน ที่ 400 มิลลิโวลท์ และในระยะดีไนตริฟิเคชันที่ 150 มิลลิโวลท์ พบว่า สามารถลดปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนลงได้ร้อยละ 99 เช่นเดียวกับ Sasaki *et al.* (1996) ที่ใช้ค่าไออาร์พีในการพิจารณาถึงจุดเปลี่ยนในระยะ Aerobic Anoxic และ Anaerobic โดยค่าไออาร์พีเปลี่ยนแปลงในช่วง -270 และ 50 มิลลิโวลท์ สำหรับการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชน โดยใช้ระบบบำบัด Anaerobic-Aerobic AS Process ซึ่งแยกถึงปฏิกิริยาออกเป็น 2 ถึงพบว่า สามารถลด BOD₅, TN และ TP ได้ร้อยละ 98, 92 และ 85 ตามลำดับ

Saby *et al.* (2003) ได้ศึกษาถึงผลการเกิดสลัดจ์ส่วนเกินเมื่อค่าไออาร์พีมีค่าต่ำในระบบบำบัดแบบ OSA Process (Oxic-Settling-Anoxic) โดยการควบคุมค่าไออาร์พีที่ 100 และ -250 มิลลิโวลท์ พบว่า เมื่อควบคุมค่าไออาร์พีที่ -250 มิลลิโวลท์ สามารถลดสลัดจ์ส่วนเกินลงได้ร้อยละ 36 เมื่อเทียบกับการควบคุมไออาร์พีที่ 100 มิลลิโวลท์ หรือร้อยละ 58 เมื่อเทียบกับระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ทั่วไป

Khanal and Huang (2003) ได้ควบคุมไออาร์พีในระบบบำบัด Anaerobic Process โดยการเพิ่มค่า ไออาร์พีให้สูงขึ้นจาก -280 มิลลิโวลท์ ไปเป็น -230 และ -180 มิลลิโวลท์ จากการศึกษาพบว่าค่าไออาร์พีที่ -230 และ -180 มิลลิโวลท์ สามารถลด TOC ได้ประมาณร้อยละ 97

Lo *et al.* (1994) ได้ควบคุมการเติมอากาศในระบบบำบัดแบบ Extended Aeration Treatment Systems (EATS) โดยควบคุมค่าไออาร์พีที่ 40, 70, 110 and 180 มิลลิโวลท์พบว่า สามารถลด COD ได้ร้อยละ 96.4 และไออาร์พีที่ 110 มิลลิโวลท์ สามารถลด TN ในน้ำทิ้งให้เหลือเพียง 2.94 มิลลิกรัมต่อลิตร เช่นเดียวกับ Chen *et al.* (2002) ได้ใช้ค่าไออาร์พีในการควบคุมระบบ

บำบัดน้ำเสียแบบ Intermittent Aeration Process โดยควบคุมค่าโออาร์พีแบบ Real-Time ซึ่งสามารถลด COD และ TN ได้ประมาณร้อยละ 90 และ 80 ตามลำดับ

ได้มีรายงานในการใช้ค่าโออาร์พีในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน โดย Sillen (1965) และ Breck (1974) พบว่าค่าโออาร์พีที่ -325 มิลลิโวลต์ จะเกิดการเปลี่ยนไนเตรตไนโตรเจนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนอย่างสมบูรณ์ เช่นเดียวกับโออาร์พีที่ -400 มิลลิโวลต์ ไนเตรตไนโตรเจนจะเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนอย่างรวดเร็ว อีกทั้งยังพบว่าค่าโออาร์พีที่ลดลงจาก -225 มิลลิโวลต์ ถึง -400 มิลลิโวลต์ จะเกิดการเปลี่ยนแปลงไนเตรตไนโตรเจนที่มีอยู่ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งการเปลี่ยนไนเตรตไนโตรเจนในกระบวนการ Aerobic Filter Bed ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยการควบคุมโออาร์พีให้อยู่ในช่วง -325 มิลลิโวลต์ ถึง -400 มิลลิโวลต์ จะทำให้ไนเตรตไนโตรเจนในน้ำออกจากปฏิกรณ์ชีวภาพลดลงอย่างน้อยที่สุดร้อยละ 50

แต่อย่างไรก็ตามค่าโออาร์พีจะมีการเปลี่ยนแปลงตามค่าภาระบรรทุกที่เข้าระบบ (Collivignarelli and Bertaza, 1999) ดังนั้นจึงไม่สามารถกำหนดค่าโออาร์พีที่แน่นอนได้ งานวิจัยในครั้งนี้ผู้วิจัยจึงมีความสนใจที่จะศึกษาถึงประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของน้ำเสียสูงจากอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น โดยการควบคุมการเติมอากาศในระบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ด้วยการประยุกต์ใช้ค่าโออาร์พีที่เหมาะสมในการควบคุม

1.3 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1. เพื่อศึกษาและเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในการบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ในโรงงานอุตสาหกรรมน้ำยางชั้นด้วยวิธีการควบคุมการเติมอากาศ
2. เพื่อเปรียบเทียบอัตราการประหยัดพลังงานจากการควบคุมค่าโออาร์พีที่เหมาะสมในระบบบำบัดแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

การควบคุมการเติมอากาศเป็นแนวทางในการบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเต็ดสลัดจ์ที่สามารถช่วยประหยัดพลังงานและค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ เป็นแรงจูงใจให้แก่ผู้ประกอบการนำไปใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงาน ซึ่งจะเป็นประโยชน์ต่อสิ่งแวดล้อมในที่สุด