

บทที่ 1

บทนำ

บทนำต้นเรื่อง

ปัญหาน้ำเสียเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่มีความสำคัญเพิ่มมากขึ้น ในอดีตปัญหาน้ำเสียเกี่ยวข้องกับน้ำเสียชุมชนอย่างเดียว แต่ปัจจุบันมีการขยายตัวอย่างรวดเร็วของอุตสาหกรรมทำให้เกิดปัญหาน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเพิ่มขึ้น โดยคุณสมบัติของน้ำเสียจากอุตสาหกรรมจะมีความแตกต่างกันไป ขึ้นกับชนิดของอุตสาหกรรมนั้นๆ และแหล่งที่มาของปัญหาน้ำเสียอีกแหล่งที่สำคัญคือ ปัญหาน้ำเสียจากเกษตรกรรม น้ำเสียเหล่านี้จะประกอบด้วยส่วนผสมของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ในน้ำเสีย นอกจากจะมีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลักแล้วยังมีไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นสารอาหาร (Nutrient) ที่สำคัญในน้ำเสียด้วย ซึ่งไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมีอยู่ 4 ชนิด คือ แอมโมเนีย (NH_3) สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic nitrogen) ไนไตรต์ (Nitrite) ไนเตรต (Nitrate) โดยประมาณ 60% ของไนโตรเจนในน้ำเสียใหม่จะอยู่ในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและอีกประมาณ 40% จะอยู่ในรูปของแอมโมเนีย การย่อยสลายโปรตีนของพวกจุลินทรีย์ และการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ยูเรียจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นแอมโมเนีย โดยทั่วไปในน้ำเสียใหม่จะมีไนโตรเจนที่อยู่ในรูปไนเตรตและไนไตรต์เพียงเล็กน้อยเท่านั้น (พรสวรรค์ ศรีสวัสดิ์, 2540) ซึ่งสารประกอบเหล่านี้อาจถูกใช้เพื่อวัดความอุดมสมบูรณ์ของแหล่งน้ำได้ เพราะ พวกพืชสามารถใช้สารประกอบเหล่านี้ไปในการปรุงแต่งอาหาร ส่วนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนไม่สามารถใช้ในการปรุงแต่งอาหารได้ ส่วนไนโตรเจนในรูปไนไตรต์นับเป็นสารมลพิษที่สำคัญในน้ำเสีย เพราะเป็นพิษต่อปลาและสัตว์น้ำหลายชนิดทั้งๆที่ความเข้มข้นในน้ำเสียน้อยมาก คือไม่เกิน 1 mg/L

ปัญหาที่เกิดต่อแหล่งน้ำอันเนื่องมาจากไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย คือ ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ซึ่งเป็นกระบวนการที่เกิดจากสภาพของแหล่งน้ำมีปริมาณสารอาหาร (ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส) มากเกินไป ซึ่งไนโตรเจนในรูปของไนเตรต มีความสำคัญต่อความอุดมสมบูรณ์ของแหล่งน้ำมาก ทั้งนี้เพราะพวกพืชสามารถใช้ไนเตรตไปในการปรุงแต่งอาหารได้ดี ไนเตรตเป็นแหล่งของไนโตรเจนที่พวกพืชใช้ในการสังเคราะห์โปรตีน ตามปกติไนเตรตจะมีอยู่ในปริมาณที่น้อยมากในแหล่งน้ำที่ไม่เสีย โดยทั่วไปในน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติจะมีไนเตรตละลายอยู่โดยเฉลี่ยประมาณ 0.3 mg/L ในแหล่งน้ำที่มีชนิดกระด้างจะมีความเข้มข้นของไนเตรตน้อยกว่า 1% ของปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ละลายอยู่ในน้ำ แต่ในน้ำอ่อนความเข้มข้นของไนเตรตจะยังมีค่า

ความเข้มข้นน้อยลงไปอีก น้ำเสียจะมีปริมาณของไนโตรเจนมากเป็นพิเศษ และประกอบกับมีความเข้มของแสงสว่างเพียงพอทำให้เกิดการเจริญเติบโตของพืชน้ำจำนวนมาก โดยเป็นการเจริญเติบโตที่เกิดขึ้นในชั้นยูโทรฟิค (Eutrophic zone) ซึ่งเป็นชั้นที่มีแสงสว่างเพียงพอสำหรับการสังเคราะห์แสง การเจริญเติบโตของพืชถูกควบคุมโดยความเข้มข้นของสารอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ซึ่งเป็นสารอาหารที่มีอยู่ปริมาณน้อยในแหล่งน้ำธรรมชาติและเป็นสารอาหารที่สาหร่ายต้องการ การเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในชั้นน้ำยูโทรฟิค และเป็นสาเหตุใหญ่ของการเพิ่มจำนวนพืชน้ำอย่างรวดเร็วและในปริมาณสูง เมื่อพืชน้ำเหล่านี้ตายก็จะตกตะกอนสะสมในแหล่งน้ำผลที่ตามมาคือ อาจทำให้แหล่งน้ำเกิดการตื้นเขินและจะกลายเป็นสารอินทรีย์ จึงทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ในแหล่งน้ำเพิ่มสูงขึ้นซึ่งมีผลทำให้จุลินทรีย์ในแหล่งน้ำเพิ่มจำนวนมากขึ้นตามไปด้วย จึงเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้น้ำขาดออกซิเจน ก่อเกิดเป็นปัญหามลพิษทางน้ำและส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตและระบบนิเวศ (พรสวรรค์ ศรีสวัสดิ์, 2540) โดยสามารถแสดงตัวอย่างการคำนวณค่าซีโอดีที่เพิ่มขึ้นเนื่องมาจากไนโตรเจนได้ดังนี้

กำหนดให้ ค่าซีโอดีในน้ำเสียชุมชนไทยปกติ เฉลี่ยเท่ากับ 200-500 mg/L

ค่าไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนไทย เฉลี่ยเท่ากับ 30 mg/L

ถ้าไนโตรเจนถูกสาหร่ายใช้ไปอย่างสมบูรณ์ และนำไปผลิตมวลชีวโดยกระบวนการสังเคราะห์แสงจนหมด และถ้าสมมุติว่าองค์ประกอบของสาหร่ายเป็น $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P$ แล้ว จะคำนวณได้ว่าไนโตรเจน 1 กรัมมีศักยภาพกระตุ้นให้เกิดสาหร่ายได้ 16 กรัมของมวลสาหร่าย ซึ่งสมมูลกับค่าซีโอดี 20 กรัม

ดังนั้น น้ำเสียชุมชนจะมีซีโอดีที่เกิดจากสาหร่ายอันเนื่องมาจากไนโตรเจนสูงถึง $20 \times 30 = 600$ mg/L ซึ่งมากกว่าซีโอดีของน้ำเสียชุมชนอีก (ธงชัย พรธนะสวัสดิ์, 2544)

ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoon system) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนที่อาศัยการเติมออกซิเจนจากเครื่องเติมอากาศ (Aerator) เพื่อเพิ่มออกซิเจนในน้ำให้มีปริมาณเพียงพอ เพื่อให้จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้เร็วขึ้นกว่าการปล่อยให้ย่อยสลายตามธรรมชาติ โดยอาศัยหลักการทำงานของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน ในระบบนี้ประสิทธิภาพในการกำจัดความสกปรกของน้ำเสียในรูปบีโอดี (Biological oxygen demand : BOD) สูง แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนยังต่ำ ในการกำจัดไนโตรเจนโดยกระบวนการทางชีวภาพที่จะให้ประสิทธิภาพสูงจะเป็นการใช้ทั้งกระบวนการแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ โดยกระบวนการไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยในกระบวนการไนทริฟิเคชัน เป็นกระบวนการที่แอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์ โดย ไนทริฟายอิงแบคทีเรีย ซึ่งได้แก่แบคทีเรียในสกุล *Nitrosomonas* แบคทีเรียตัวนี้จะสามารถใช้แอมโมเนีย แล้ว

เปลี่ยนให้เป็นไนไตรต์ออกมา แล้วไนไตรต์จะถูกย่อยสลายอีกขั้นตอนหนึ่งโดยการเติมออกซิเจน โดยจะถูกเปลี่ยนไปเป็นไนเตรต แบคทีเรียที่สามารถย่อยสลายไนไตรต์ ได้แก่แบคทีเรียในสกุล *Nitrobacter* ส่วนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะมีแบคทีเรียพวกดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียที่สามารถเปลี่ยนไนเตรตให้ไปอยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจน แล้วปลดปล่อยก๊าซไนโตรเจนสู่แหล่งน้ำหรือบรรยากาศ ซึ่งการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางชีวภาพนี้เป็นวิธีที่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ดีที่สุด ดังนั้นระบบผสมที่มีบ่อเติมอากาศและบ่อไร้อากาศจึงเป็นทางเลือกใหม่ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีทางชีวภาพที่น่าสนใจและนำมาสู่งานวิจัยนี้

ตรวจเอกสาร

การบำบัดน้ำเสีย หมายถึง การกำจัดสิ่งปนเปื้อนที่ปนมากับน้ำเสียให้หมดไป หรือให้เหลือ น้อยที่สุดเท่าที่เทคโนโลยีจะอำนวย เนื่องจากน้ำเสียจากแหล่งต่างกันคุณสมบัติไม่เหมือนกัน ดังนั้นกระบวนการบำบัดน้ำเสียจึงมีต่างกันออกไปมากมายหลายวิธี

ระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไปมีอยู่ 3 วิธี (<http://www.thaienvironment.net>) คือ

1. กระบวนการทางกายภาพ (Physical process) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่ไม่ยุ่งยากซับซ้อน มีความต้องการเพียงแยกเอาวัตถุซึ่งเป็นของแข็งที่ปนมากับน้ำเสียออก วัตถุนี้อาจเป็น สารแขวนลอยที่สามารถตกตะกอนเองได้ หรือลอยแยกออกจากน้ำได้ เช่น กรวดทราย ถุงพลาสติก เศษอาหาร ไขมัน กรรมวิธีง่ายๆที่ใช้แยกวัตถุเหล่านี้ออก ได้แก่ การตกตะกอน การกรอง การดักไขมัน เป็นต้น

2. กระบวนการทางเคมี (Chemical process) เป็นการกำจัดสารแขวนลอยที่มีขนาดเล็กที่ไม่สามารถตกตะกอนเองได้และใช้ขจัดสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปที่เป็นเกลือตกตะกอนออกมาด้วยการเติมสารเคมีที่เหมาะสมลงไป เพื่อทำให้สารคอลลอยด์ที่ไม่ตกจมเกิดการรวมตัวและตกจม

3. กระบวนการทางชีวภาพ (Biological process) เป็นการกำจัดเอาสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสียออก เพื่อป้องกันไม่ให้เป็นไปทำปฏิกิริยากับออกซิเจนที่ละลายในน้ำให้มีปริมาณน้อยลงจนการดำรงชีวิตของพืชและสัตว์ขนาดเล็กเกิดอันตราย การบำบัดวิธีนี้อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ ได้แก่ แบคทีเรีย ยีสต์ รา และ สาหร่าย ที่เติมลงไปจนถึงบำบัดมากพอที่จะย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ปนมาที่เหลือน้อยลงจนได้มาตรฐานน้ำทิ้ง

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ (Biological treatment processes) เป็นกระบวนการที่นิยมใช้กันมากที่สุดในงานบำบัดน้ำเสียเพราะเป็นวิธีที่สามารถกำจัดหรือลดสารอินทรีย์ที่ละลายอยู่ในน้ำเสีย ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาน้ำเน่าเสีย โดยอาศัยหลักการที่ใช้จุลินทรีย์ต่างๆ มาทำการย่อยสลายแปร

เปลี่ยนสภาพของสารอินทรีย์ต่างๆ ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO₂) ในระบบเติมอากาศ หรือไปเป็นก๊าซมีเทน (CH₄) ในระบบไม่เติมอากาศ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ สามารถแบ่งการบำบัดได้ 2 แบบ คือ

1. กระบวนการบำบัดแบบใช้อากาศ (Aerobic processes) เป็นระบบที่เติมออกซิเจนลงในน้ำเสีย เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียลดลง (เมธี วงศ์ผาสุก โชติ, 2546) ระบบนี้มี 2 แบบ คือ แบบแรกแบบที่เรียวยู่ในลักษณะแขวนลอย (Suspension) ได้แก่ ระบบ Oxidation pond ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoons system) ระบบเอเอส (Activated sludge system) และ อีกแบบแบบที่เรียกยัดเกาะตัวกลาง ซึ่งอาจอยู่กับที่ ได้แก่ ระบบโปรยกรอง (Trickling filter) หรือ เคลื่อนที่ ได้แก่ ระบบแผ่นหมุนชีวภาพ (Rotating biological disc)

(<http://www.thaienviroment.net>)

2. กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic processes) เป็นการกำจัดน้ำเสียที่อาศัยแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic bacteria) โดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เจือปนอยู่ในน้ำเสียจนถึงขั้นสุดท้าย คือ การเกิดก๊าซมีเทน ได้แก่ ระบบ Anaerobic contact process (AC), Anaerobic filter process (AF), Anaerobic rotating biological contactor process (ARBC), Anaerobic fluidised bed process (AFB), Up flow anaerobic sludge blanket process (UASB)

(<http://www.thaienviroment.net>)

ระบบบ่อเติมอากาศ (Aerated lagoon system หรือ AL) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยการเติมออกซิเจนจากเครื่องเติมอากาศที่ติดตั้งแบบพ่นลอยหรือยัดติดกับแทนก็ได้ เพื่อเพิ่มออกซิเจนในน้ำให้มีปริมาณเพียงพอสำหรับจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้เร็วขึ้นกว่าการปล่อยให้ย่อยสลายตามธรรมชาติ ทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบบ่อเติมอากาศสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ สามารถลดปริมาณความสกปรกของน้ำเสียในรูปของค่าบีโอดีได้ร้อยละ 80-95 โดยอาศัยหลักการทำงานของจุลินทรีย์ภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน (Aerobic conditions) โดยมีเครื่องเติมอากาศซึ่งนอกจากจะทำหน้าที่เพิ่มออกซิเจนในน้ำแล้วยังทำให้เกิดการกวนผสมของน้ำในบ่อด้วย ทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างทั่วถึงภายในบ่อ

(<http://www.pcd.go.th/WaterQuality/WasteWI/Aerated.htm>)

ภาพประกอบ 1 บ่อเติมอากาศ

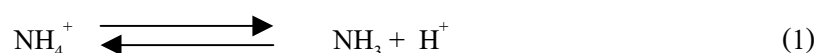
วัฏจักรไนโตรเจน (Nitrogen cycle)

แม้ว่าไนโตรเจนจะเป็นธาตุที่มีอยู่มากที่สุดในบรรยากาศ แต่ก๊าซไนโตรเจนนั้นมีบทบาทไม่มากนักในทางวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ไนโตรเจนที่มีความสำคัญต่อสภาวะแวดล้อมจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ (Organic nitrogen) แอมโมเนีย (NH_3) ไนเตรต (Nitrate) ไนไตรต์ (Nitrite) แบคทีเรียบางชนิด เช่น ไรโซเบียม ซึ่งอาศัยอยู่ในปมของจำพวกถั่ว จะสามารถจับก๊าซไนโตรเจนจากอากาศและเปลี่ยนให้เป็นไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ได้ กระบวนการนี้เรียกว่า Nitrogen fixation

พืชสามารถสังเคราะห์สารประกอบอินทรีย์ที่มีไนโตรเจน สัตว์จะกินพืชเป็นอาหารและได้รับไนโตรเจนเข้าไปและขับถ่ายไนโตรเจนออกมาในรูปของสารอินทรีย์ ซึ่งจะถูจุลินทรีย์เปลี่ยนให้เป็นไนโตรเจนในรูปสารอนินทรีย์ ได้แก่ แอมโมเนีย

การเกิดปฏิกิริยาเช่นนี้เรียกว่า Ammonification ซึ่งเป็นปฏิกิริยาเดียวกับที่เกิดขึ้นเมื่อพืชและสัตว์ตายลง แอมโมเนียที่เกิดขึ้นนี้ ส่วนหนึ่งจะถูกพืชและจุลินทรีย์ใช้เป็นอาหาร เกิดเป็นสารอินทรีย์ใหม่อีกครั้ง แอมโมเนียอีกส่วนหนึ่งจะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียพวก *Nitrosomonas* และ *Nitrobacter* ได้เป็นไนไตรต์และไนเตรต ตามลำดับ ซึ่งเรียกว่ากระบวนการไนตริฟิเคชัน ภายใต้สภาพมีอากาศ (Aerobic) ส่วนภายใต้สภาพไร้ออกซิเจน (Anoxic) แบคทีเรียหลายชนิดสามารถรีดิวซ์ไนเตรตได้เป็นไนไตรต์และก๊าซไนโตรเจน ตามลำดับ ซึ่งเรียกว่ากระบวนการ ดีไนตริฟิเคชัน

ที่แตกแล้ว ส่วนการไฮโดรไลซ์ของยูเรียโดยเอนไซม์ยูรีเอสก็ปล่อยแอมโมเนียม (NH_4^+) ออกมาได้เช่นกัน ทั้งนี้สารประกอบโปรตีนจะแปรรูปเป็นแอมโมเนียมได้ จะต้องผ่านขั้นตอนแปรรูปเป็นกรดอะมิโนก่อน แล้วจึงถูกลดอะมีน (Deamination) เป็นแอมโมเนียมต่อไป แต่แอมโมเนียมที่เกิดขึ้นมักไม่อยู่ในรูปของแอมโมเนียมอิสระ เพราะที่ภาวะพีเอชเป็นกลางหรือเป็นกรด ซึ่งมักเป็นสภาวะของน้ำเสียทั่วไป แอมโมเนียมจะอยู่ในรูปของเกลือของแอมโมเนียม (NH_4^+) ดังสมการ



ต่อเมื่อพีเอชถูกปรับขึ้นสูงแอมโมเนียมจึงแปรรูปเป็นแอมโมเนียมอิสระ ซึ่งถูกขับออกจากน้ำไปสู่บรรยากาศได้ กระบวนการนี้ เรียกว่า การเปลื้องก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia stripping)

2. การสังเคราะห์เซลล์

เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักอย่างต่อเนื่องของเซลล์จุลินทรีย์ การที่เซลล์จะเจริญเติบโตได้จึงต้องอาศัยไนโตรเจน และการระบายสลัดจ์ที่ออกจากระบบ จึงเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากระบบด้วย ปริมาณไนโตรเจนที่ถูกกำจัดโดยวิธีนี้ขึ้นอยู่กับว่าระบบสามารถผลิตเซลล์ขึ้นมาต่อวันได้มากน้อยเท่าใด ซึ่งขึ้นอยู่กับปริมาณอินทรีย์คาร์บอนที่ป้อนเข้ามาในระบบและวิธีการเดินระบบ (อายุสลัดจ์) อีกทอดหนึ่ง เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบประมาณร้อยละ 12.5 ของน้ำหนักแห้งเซลล์ ปริมาณไนโตรเจนที่กำจัดได้จึงเขียนได้ดังสมการ

$$\frac{d(\text{NH}_3 - N)}{dt} = (0.125) \left(\frac{dX_v}{dt} \right) \quad (2)$$

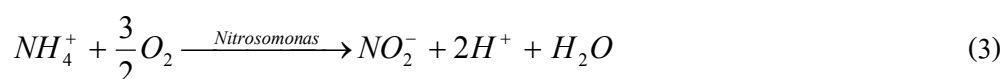
เมื่อ $\frac{d(\text{NH}_3 - N)}{dt}$ คือ อัตราการกำจัดไนโตรเจนโดยการสังเคราะห์เซลล์ (g/day)
 $\frac{dX_v}{dt}$ คือ อัตราการผลิตเซลล์ (g/day)

3. ไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันจนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนแปรรูปไปเป็นแอมโมเนียมแล้ว จะเกิดกระบวนการสังเคราะห์หรือแอสสิมิเลชันของไนโตรเจน เอาไปสร้างเป็นเซลล์(โปรตีน)ใหม่ของโอเอชโอ (Ordinary heterotrophic organisms : OHO) ในขณะเดียวกันถ้าสารอาหารชนิดคาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยและระบบยังอยู่ในภาวะแเอโรบิก จะเกิดการหายใจ

(Respiration) โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันขั้นต้น โดยกระบวนการนี้จะแบ่งออกเป็นสองขั้นตอนย่อยคือ ไนไตรเทชัน (Nitrification) ซึ่งเรียกอีกอย่างว่าไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และไนเตรเทชัน (Nitrification) ซึ่งเรียกอีกอย่างว่าไนเตรฟิเคชัน (Nitrification) ในขั้นตอน ไนตริฟิเคชันนี้ จุลินทรีย์ทั้งชนิดเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) เช่น *Arthrobacter* และ *Aspergillus* และออโตโทรฟ (Autotroph) จะมีบทบาททั้งคู่ แต่เมื่อเทียบกันแล้วจุลินทรีย์ชนิดหลังมีบทบาทมากกว่ามาก ในบางกรณีจึงตั้งสมมุติฐานว่าบทบาทของจุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟ (ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนและออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรต) ไม่เกิดขึ้นในขั้นตอนนี้ของกระบวนการ และการที่ออโตโทรฟออกซิไดซ์ NH_4^+ ไปเป็น NO_2^- และ NO_3^- ภายใต้ภาวะแอโรบิกนั้นจะได้พลังงานออกมาด้วย ซึ่งจุลินทรีย์จะใช้พลังงานที่ได้นี้ไปดึงเอา CO_2 หรือ HCO_3^- หรือ CO_3^{2-} มาเป็นแหล่งคาร์บอนต่อไป ทั้งนี้ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมีการปล่อยไฮโดรเจนไอออน (H^+) ออกมาซึ่งทำให้ระบบต้องมีสภาพด่างพอ ไม่เช่นนั้นบัฟเฟอร์จะมีไม่พอ ซึ่งทำให้พีเอชในถังปฏิกริยาลดลง และทำให้ระบบเกิดวิบัติ (Failure) ได้ ในขั้นตอนแรกแบคทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์เรียกรวมๆว่า เอโอบี (Ammonium oxidizing bacteria : AOB) โดยแบคทีเรียส่วนใหญ่ ได้แก่ ไนโตรโซโมนัส (*Nitrosomonas*) เช่น ไนโตรสไพรา ไนโตรโคคคัส ไนโตรสโลบัส เป็นต้น ส่วนในขั้นตอนที่สอง แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ไนไตรต์ไปเป็น ไนเตรต เรียกรวมว่า เอ็นโอบี (Nitrite oxidizing bacteria : NOB) เช่น ไนโตรแบคเตอร์ (*Nitrobacter*) เช่น *N. agilis* และ *N. winogradski* ไนโตรสไพรา ไนโตรโคคคัส เป็นต้น ดังแสดงในสมการ

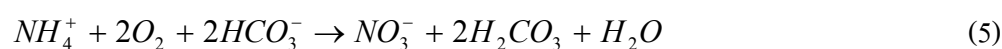
ขั้นแรก :



ขั้นสอง :

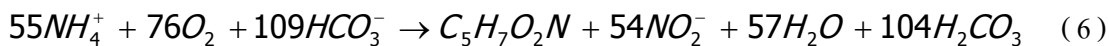


และใช้สารอนินทรีย์คาร์บอน (คือ คาร์บอนไดออกไซด์) เป็นแหล่งคาร์บอนในการสร้างเซลล์ สมการเคมีที่ใช้แทนปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ คือ



เมื่อใช้ค่าเซลล์ยิลด์ (Cell yield) ที่สมควร สามารถเขียนสมการสโตยชิโอเมตริก (Stoichiometric) ทางทฤษฎีสำหรับการเติบโตของไนโตรโซโมนัส และ ไนโตรแบคเตอร์ได้

(1) สมการสำหรับไนโตรโซโมนัสที่ได้จากเซลล์ยีสต์ 0.15 ก.VSS/ NH_4^+ -N คือ



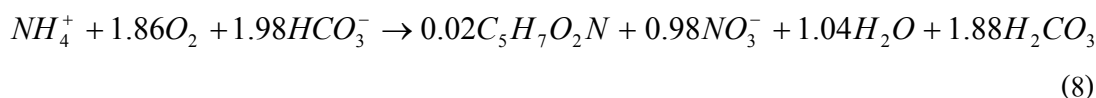
Nitrosomonas

(2) สมการสำหรับไนโตรแบคทีเรียที่ได้จากเซลล์ยีสต์ 0.02 ก.VSS/ NO_2^- -N คือ



Nitrobacter

ปฏิกิริยารวมทั้งหมดสำหรับการสังเคราะห์ไนตริไฟเออร์และออกซิเดชันหาได้โดยรวมสมการที่ (6) และ (7) จะได้



จากสมการเหล่านี้สรุปได้ดังนี้

1. ปริมาณของความเป็นด่าง (HCO_3^-) จำนวนมากจะถูกใช้ระหว่างออกซิเดชันของ NH_4^+ -N ประมาณ 8.64 g. HCO_3^- /g. NH_4^+ -N ที่ถูกออกซิไดซ์ มีส่วนน้อยถูกรวมเข้าไปในเซลล์ ส่วนใหญ่ใช้ในการทำให้ไฮโดรเจนไอออนที่ปล่อยออกมาระหว่างออกซิเดชันเป็นกลาง ถ้าน้ำมีความเป็นด่างไม่พอ ไนตริไฟเคชันจะถูกชะลอ เพราะตัวทำปฏิกิริยาที่จำเป็นไม่เพียงพอ และ ผลเสียที่เกิดจากพีเอชต่ำ

2. ใช้ O_2 ประมาณ 3.42 g สำหรับแต่ละกรัมของ NH_4^+ -N ที่ถูกออกซิไดซ์เป็น NO_2^- -N และใช้ O_2 1.14 g สำหรับแต่ละกรัมของ NO_2^- -N ที่ถูกออกซิไดซ์เป็น NO_3^- -N รวมทั้งหมดเป็น 4.56 g. O_2 /g. NH_4^+ -N ที่ถูกออกซิไดซ์จนเป็น NO_3^- -N

3. เซลล์ยีสต์ต่อหน่วยแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ถูกออกซิไดซ์มีค่าต่ำมาก

ผลิตภัณฑ์สุดท้ายของกระบวนการไนตริไฟเคชัน คือ ไนเตรต การที่มีไนเตรตในน้ำจะมีผลทำให้สิ่งมีชีวิตในน้ำโดยเฉพาะพืชน้ำ สาหร่าย วัชพืชน้ำ และ พืชเซลล์เดียว มีการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว ทำให้บนผิวน้ำถูกปกคลุมด้วยพืชน้ำ พืชน้ำเหล่านี้จะบดบังแสงอาทิตย์ไม่ให้ลงสู่ใต้

ผิวน้ำ ทำให้ออกซิเจนในน้ำถูกนำมาใช้ และ ไม่มีทดแทน เป็นสาเหตุที่ทำให้น้ำเสียเกิดขึ้น
(เพริศพิชญ์ คณาธารณา, 2529)

ภาพประกอบ 3 บ่อเติมอากาศที่มีปริมาณไนเตรตมาก

ที่มา : http://www.invent-uv.de/pages/ruehrmisch/p_hyperclassic_6.html

จลนพลศาสตร์ของไนทรีฟิเคชัน

สมการโมนอด์ (Monod's equation)

$$\mu = \frac{\mu_m S}{K_s + S} \quad (9)$$

โดย

μ = ค่าคงที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (Specific growth rate constant : day⁻¹)

μ_m = ค่าคงที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด (day⁻¹)

S = ความเข้มข้นของสารอาหาร (g/m³)

K_s = ค่าคงที่การอิ่มตัว (Saturation constant : g/m³)

ใช้ได้ดีสำหรับทำนายการทำงานของกระบวนการไนทรีฟิเคชัน เพียงแต่ว่าสารอาหาร (Substrate) ที่เกี่ยวข้องจะไม่จำกัดอยู่แต่เพียงอินทรีย์คาร์บอนอย่างเดียวแบบในระบบเอเอสธรรมชาติ แต่จะเกี่ยวข้องกับสารอาหารอื่นๆที่มีผลต่อการทำงานของออโตโทรฟหรือไนทรีฟายอิงแบคทีเรีย

อีกอย่างน้อยสามอย่าง ได้แก่ แอมโมเนียม (ซึ่งจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์) ไนไตรต์ (ซึ่งจะถูกออกซิไดซ์ต่อไปเป็นไนเตรต) และออกซิเจน (ซึ่งจะทำหน้าที่เป็นตัวออกซิไดซ์หรือเป็นตัวรับอิเล็กตรอน) แต่เนื่องจากว่าไนโตรโซโมเนอัสมีอัตราโตช้ากว่าไนโตรแบคทีเรีย หรือ ไนโตรสไพรา ความเข้มข้นของไนไตรต์ปกติจึงมีน้อยมาก คือเท่ากับหรือน้อยกว่า 0.1 mg/L ดังนั้นไนไตรต์จึงไม่ถือว่าเป็นสารอาหารที่มีผลต่ออัตราของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน และอัตรานี้ควรขึ้นอยู่กับเฉพาะขั้นตอนไนไตรฟิเคชันหรือไนโทรเทนชันเท่านั้น หรือไม่ก็ถือรวมว่าอัตราของปฏิกิริยาเป็นเพียงขั้นตอนเดียว คือออกซิเดชันจากแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรต เพราะฉะนั้นสารอาหารทั้งสองที่เหลือ (คือแอมโมเนียมและออกซิเจน) จึงสามารถเป็นตัวจำกัดอัตราของปฏิกิริยาได้ทั้งคู่ ดังนั้นสมการการกำจัดหรือ ออกซิไดซ์แอมโมเนียมจึงเป็นดังนี้

$$\mu_N = \mu_{N,m} \left(\frac{S_{NH_4}}{S_{NH_4} + K_{NH_4}} \right) \left(\frac{DO}{DO + K_{DO}} \right) \quad (10)$$

โดย

- μ_N = อัตราการโตจำเพาะของออโตโทรฟหรือไนตริฟายเออร์ มีหน่วยเป็นกรัมมวลชีวที่ผลิตได้ต่อวันต่อกรัมของมวลชีวไนตริฟายเออร์ (day^{-1})
- $\mu_{N,m}$ = อัตราการโตจำเพาะสูงสุดของออโตโทรฟหรือไนตริฟายเออร์ (day^{-1})
- S_{NH_4} = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน (mg/L)
- K_{NH_4} = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (mg/L)
- DO = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (mg/L)
- K_{DO} = ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (mg/L)

ตาราง 1 แสดงค่าสัมประสิทธิ์ทางจลนพลศาสตร์ของไนตริฟายเออร์ มีข้อสังเกตว่าหากค่าแอมโมเนียมไนโตรเจนมีมากพอ ($S_{NH_4} \gg K_{NH_4}$) ระบบก็จะถูกควบคุมโดยค่าดีไอ (Dissolved oxygen, DO) เพียงอย่างเดียว ซึ่งสามารถปรับค่าดีไอนี้ได้โดยการเติมอากาศให้มากหรือน้อยตามต้องการ และในกรณีที่ค่าดีไอสูงพอ อัตราการโตของออโตโทรฟ (μ_N) จะเท่ากับอัตราโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{N,m}$) ทั้งนี้ค่า K_{DO} จะขึ้นอยู่กับ (1) ระดับการผสม (2) การทดลองว่าทำ

แบบทีละเท (Batch) หรือ แบบต่อเนื่อง และ 3) ค่าดีไอขณะทดลอง ซึ่ง Henze et al. (1986) ได้ระบุว่าในกรณีที่ไม่มั่นใจให้ใช้ค่า K_{DO} เท่ากับ 1.0 mg/L

ตาราง 1 สัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์ของไนทรีฟายอิงแบคทีเรีย

สัมประสิทธิ์	ค่า	สัญลักษณ์
อัตราเติบโตจำเพาะสูงสุด	1.0 day ⁻¹	$\mu_{N,m}$
ค่า K_s ของสารอาหาร	1.4 mg.NH ₄ -N/L 1.3 mg.O ₂ /L	$K_{NH_4,A}$ $K_{DO,A}$
สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิตเซลล์	0.2 mg.MLVSS/mg.N	Y_N
สัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อย	0.05 day ⁻¹	$k_{d,N}$

หมายเหตุ : ที่ 20 °C

ที่มา : ดัดแปลงมาจาก ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 : 79

ปัจจัยที่ผลต่อกระบวนการไนทรีฟิเคชัน

1. สารอาหาร : ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในถังเดิมอากาศ ซึ่งผลกระทบของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนจะขึ้นอยู่กับค่า K_{NH_4} ซึ่งขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย ดังสมการ

$$K_{NH_4,T} = 10^{0.0517T-1.148} \text{ ซึ่งเป็นสมการเอมไพริคัล} \quad (11)$$

$$= 0.74 \text{ mg/L ที่ } 20 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$\text{และ} = 1.06 \text{ mg/L ที่ } 23 \text{ }^\circ\text{C}$$

$$\text{และ } K_{NH_4,T} = 0.4e^{0.118(T-15)} \text{ ซึ่งเป็นสมการเอมไพริคัล} \quad (12)$$

แต่สมการ (11) และ (12) อาจให้ค่า K_{NH_4} ที่แตกต่างกัน ซึ่งทำให้การใช้สูตรคำนวณหาขนาดถังแอน็อกซิก (Anoxic) ยากขึ้นไปอีก แต่มีข้อสังเกตว่าสมการ (12) พัฒนามาจากไนทรีฟิเคชันในแม่น้ำน้ำไม่ใสจากถึงปฏิกิริยาหรือถังเดิมอากาศ

2. อุณหภูมิ : อุณหภูมิมีผลต่อไนโตรแบคทีเรียมากกว่าต่อไนโตรโซโมนัส อุณหภูมิที่ดีสำหรับไนทรีฟิเคชันคือช่วง 30-36 °C กำหนดให้ค่า $\mu_{N,m}$ อยู่ในช่วงของ $0.18e^{0.12(T-15)}$ ถึง $0.47e^{0.098(T-15)}$ ซึ่งใช้ได้เฉพาะในช่วงอุณหภูมิ 8-30 °C หากอุณหภูมิอยู่นอกช่วงนี้ก็ให้ทำการทดลอง

ขึ้นมาเป็นการเฉพาะและควรทำกับน้ำเสียจริงของกรณีนั้นๆด้วย ทั้งนี้ยังไม่รวมผลกระทบจากสิ่งแวดล้อมอื่นไว้ในช่วงสมการนี้ด้วย หรืออาจหาผลกระทบจากอุณหภูมิได้จากสมการกลาง ดังนี้

$$\mu_{N,m,T} = \mu_{N,m,15} e^{K(T-15)} \text{ หรือ } \mu_{N,m,20} e^{K(T-20)} \quad (13)$$

เมื่อ $K = 0.095-0.12$ สำหรับไนโตรโซโมนัส เมื่อฐาน $T = 15^\circ\text{C}$ และ

$K = 0.08-0.12$ สำหรับไนโตรโซโมนัส เมื่อฐาน $T = 20^\circ\text{C}$

โดย μ_m ของไนโตรโซโมนัส = 0.47 วัน^{-1} ที่ $T = 15^\circ\text{C}$

และ $K = 0.056-0.065$ สำหรับไนโตรแบคทีเรีย เมื่อฐาน $T = 15^\circ\text{C}$ และ

= $0.07-0.10$ สำหรับไนโตรแบคทีเรีย เมื่อฐาน $T = 20^\circ\text{C}$

โดย μ_m ของไนโตรแบคทีเรีย = 0.78 วัน^{-1} ที่ $T = 15^\circ\text{C}$

การเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างกะทันหัน จะทำให้จุลินทรีย์ช็อกและหยุดทำงาน ซึ่งทำให้ระบบวิบัติได้

3. ออกซิเจน : แบคทีเรียหรือจุลินทรีย์กลุ่มไนโตรฟายเออร์มีความไวต่อออกซิเจนความเข้มข้นต่ำมากกว่ากลุ่มโอเอสโอ ทั้งนี้ถ้าค่าดีไอเพียงเท่ากับหรือมากกว่า 1.0 mg/L ก็จะไม่มีความกระทบทางลบต่อไนโตรฟิเคชันแล้ว หากต้องการความมั่นใจก็ต้องจัดให้มีดีไอเท่ากับ 2.0 mg/L แต่หากเติมอากาศจนมีดีไอมากเกินไปก็มีข้อเสีย คือ เปลืองพลังงานและค่าดำเนินการของระบบบำบัดตามมานอกจากนี้ก็ได้มีรายงานว่าค่าดีไอต่ำสุดที่ยังคงมีไนโตรฟิเคชันได้นั้น ขึ้นอยู่กับอายุสลัดจ์ด้วย ที่อายุสลัดจ์สูงๆค่าดีไอขั้นต่ำควรไม่น้อยกว่า $0.5-1.0 \text{ mg/L}$ แต่ถ้าอายุสลัดจ์ต่ำลงค่าดีไอก็ต้องสูงขึ้น

4. พีเอช : ในกระบวนการไนโตรฟิเคชัน จะมีการใช้สภาพด่างไปด้วย พีเอชของถังปฏิกิริยาจึงอาจลดลงโดยเฉพาะในกรณีที่น้ำเสียมีสภาพด่างต่ำ ซึ่งอาจต้องเติมโซดาไฟ โซดาแอสหรือปูนขาว เพื่อให้ไนโตรฟายอิงแบคทีเรียทั้งสองกลุ่ม ซึ่งไวต่อพีเอชมากและทำงานได้ดีในพีเอชก่อนไปทางด่างหรือประมาณ $7.5-9.0$ ทำหน้าที่การออกซิไดซ์ได้อย่างดีที่สุดเท่าที่เป็นไปได้ นอกจากนี้ไนโตรฟิเคชันยังเพิ่มความเข้มข้นของกรดคาร์บอนิกหรือ H_2CO_3 ขึ้นในถังเติมอากาศด้วยแต่จะไม่สะสมตัวในถังปฏิกิริยาเพราะ CO_2 จะถูกไล่ออกจากน้ำไปสู่บรรยากาศตลอดเวลา

5. ความเค็ม : เช่น โซเดียมคลอไรด์ (NaCl) มีผลทางลบต่อไนโตรฟายอิงแบคทีเรีย แต่แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถปรับตัวเข้ากับความเค็มได้ดีพอควร

6. อายุสลัดจ์ : ถ้าต้องการใช้ระบบแบบสลัดจ์ผสม อายุสลัดจ์ของกระบวนการจะต้องมากพอ เพื่อให้มีบีโอดีหรือสารอินทรีย์ในน้ำต่ำ ในอุณหภูมิร้อนแบบบ้านเรา อายุสลัดจ์เพียงแค่ 2-3 วันก็สามารถทำให้เกิดไนโตรฟิเคชันขึ้นได้แล้ว

7. สารพิษ : มีสารหลากหลายชนิดที่สามารถยับยั้งไนทรีฟิเคชันได้ ตาราง 2 3 และ 4 สรุปความเข้มข้นของสารต่างๆทั้งอินทรีย์และอนินทรีย์ที่มีผลยับยั้งดังกล่าว กลไกไนทรีฟิเคชันนี้ถูกยับยั้งได้ไม่ยากเลย เพียงมีสารใดสารหนึ่งก็สามารถยับยั้งได้แล้ว ซึ่งการยับยั้งนี้ไม่ได้เกิดขึ้นทันทีทันใด แต่จะเกิดขึ้นเมื่อเกิดการล้างไล่ของไนโตรเจนแบคทีเรียออกจากระบบแล้วเป็นเวลานานหลายสัปดาห์ ดังนั้นการที่ไนทรีฟิเคชันไม่เกิดขึ้นในระบบอีกต่อไป อาจไม่ใช่เกิดจากความเป็นพิษของสารพิษทั้งหมด แต่เกิดจากผลของการล้างไล่ด้วย

ตาราง 2 ผลระดับความเข้มข้นโลหะหนักต่อกระบวนการไนทรีฟิเคชัน

โลหะ	ความเข้มข้น (mg/L)	ผลกระทบ
โคบอลต์	0.08-0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนัส(เชื้อบริสุทธิ์)
โครเมียม ⁺³	>0.25 118	ยับยั้งการโตของไนโตรโซโมนัส(เชื้อบริสุทธิ์) ยับยั้งร้อยละ 75 ของสลัดจ์ไวงาน
ทองแดง	0.05-0.56 4 150	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนัส(เชื้อบริสุทธิ์) ไม่เห็นผลยับยั้งในสลัดจ์ไวงาน ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนัส(เชื้อบริสุทธิ์)
นิกเกิล	>0.25	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนัส(เชื้อบริสุทธิ์)
สังกะสี	0.08-0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนัส(เชื้อบริสุทธิ์)

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 : 97

ตาราง 3 สารอนินทรีย์บางชนิดยับยั้งไนทรีฟิเคชัน

แคดเมียม	14.3 mg/L	ตะกั่ว	0.5 mg/L
----------	-----------	--------	----------

โครเมียม ⁺³	10.0 mg/L	ทองแดง	230 mg/L
ซัลไฟด์	5.0 mg/L	นิกเกิล	5.0 mg/L
โซเดียมคลอไรด์	35,000 mg/L	โพแทสเซียมไดโครเมต	6.0 mg/L
โซเดียมไซยาเนต	100 mg/L	โพแทสเซียมไซโอไซยาเนต	300 mg/L
โซเดียมไซยาไนด์	1 mg/L	สังกะสี	11.0 mg/L
โซเดียมอาร์ซีไนด์	2,000 mg/L	แอมโมเนียม	1,000 mg/L
ไซยาไนด์	16.5 mg/L	ไฮโดรเจนซัลไฟด์	50 mg/L

ที่มา : ดัดแปลงมาจาก ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 : 97

ตาราง 4 สารอินทรีย์ที่มีผลยับยั้งในทริฟิเคชัน

สารอินทรีย์	mg/L
Acetone	2,000
Allyl isothiocyanate	1.9
Allyl thiourea	1.2
2-Aminophenol	0.27
4-Aminophenol	0.07
Benzene	13.00
Benzyltrimethylammonium chloride	2.0
2-Bromophenol	0.35
Carbamate	2
Chlorine	1
Chlorobenzene	0.71
Chloroform	18.0
3-Chlorophenol	0.20
4-Chlorophenol	0.73

ตาราง 4 (ต่อ) สารอินทรีย์ที่มีผลยับยั้งในทริฟิเคชัน

สารอินทรีย์	mg/L
5-Chloro 1-pentyne	0.59
m-Cresol	1-100
p-Cresol	12.8
Cyclohexylamine	0.500
Dodecylamine	< 1
Ethanol	2,400
Ethyl acetate	18
Ethyl urethane	1,000
Flavonoids	0.01
8-Hydroxyquiniline mercaptobenzothiazole	1
Methanol	160
n-Methylaniline	< 1
Methyl isothiocyanate	0.800
Methyl mercaptan	300
Methylthiourea	0.455
Methylene blue	30
Nitrobenzene	50.0
Nitrourea	1.0
Phenolic acids	0.01
n-Propanol	20.0
Pyruvate	400
Sodium methyl dithiocarbamate	0.90
Tannin	0.01
1,2,3,4-Tetrachlorobenzene	20.00
1,1,2,2-Tetrachloroethane	1.40

ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544 : 98-99

4. ดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification)

ดีไนทริฟิเคชัน คือ รีดักชันของไนโตรเจน ไนเตรดทำหน้าที่เป็นตัวรับไฮโดรเจนสุดท้าย สำหรับการหายใจของจุลชีพในที่ไม่มีโมเลกุลออกซิเจน เรียกว่า การหายใจแอนแอโรบิก (Anaerobic) แบคทีเรียที่ทำดีไนทริฟิเคชันเป็นพวกแฟคัลเททีฟ (Facultative) และใช้วิถีทางชีวเคมีเหมือนกันทั้งระหว่างการหายใจแบบแอโรบิกและแอนแอโรบิก ความแตกต่างที่สำคัญคือ เอนไซม์ที่เร่งปฏิกิริยาการถ่ายเทอิเล็กตรอนสุดท้าย และตำแหน่งกระทำในสายถ่ายเทอิเล็กตรอน ดีไนทริฟิเคชันสามารถทำโดยจุลชีพ มีทั้งพวกที่สร้างอาหารเองไม่ได้และสร้างอาหารเองได้ พวกที่สร้างอาหารเองไม่ได้ ได้แก่ *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Aerobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Micrococcus*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Proteus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* และ *Vibrio* เกือบทั้งหมดของแบคทีเรียพวกนี้สามารถใช้ออกซิเจนเช่นเดียวกับไนเตรด และบางชนิดสามารถทำการหมักเมื่อไม่มีไนเตรดหรือออกซิเจน ภายใต้สภาวะไรโรฟิเคชันดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียใช้คาร์บอนไดออกไซด์หรือไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนแทนอินทรีย์คาร์บอน และตามธรรมชาติในระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไปก็มีแบคทีเรียกลุ่มนี้หลายชนิด ดังนั้น จึงทำให้การสร้างกลุ่มดีไนทริฟิเคชันค่อนข้างง่าย

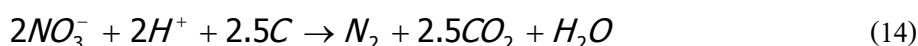
ระบบเอนไซม์ที่เกี่ยวข้องกับรีดักชันของไนเตรดมีอยู่สองแบบคือ (1) แอสซิมิลาทอรี (Assimilatory) และ (2) ดิสซิมิลาทอรี (Dissimilatory) รีดักชันของไนเตรดแบบแอสซิมิลาทอรี แปลงไนเตรดเป็นแอมโมเนียสำหรับการใช้โดยเซลล์ในชีวสังเคราะห์ (Biosynthesis) และจะทำหน้าที่เมื่อไม่มีแอมโมเนีย มีไนเตรดเป็นรูปเดียวของไนโตรเจนที่นำไปใช้ได้ รีดักชันของไนเตรดแบบดิสซิมิลาทอรี ยังผลให้เกิดการสร้างก๊าซไนโตรเจนจากไนเตรด และเป็นตัวรับผิชอบดีไนทริฟิเคชันของน้ำเสีย ผลของออกซิเจนที่มีต่อปฏิกิริยาของเอนไซม์ขึ้นอยู่กับชนิดของแบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง จากการพิจารณาปัจจัยต่างๆที่เกี่ยวกับการสังเคราะห์และปฏิกิริยาของเอนไซม์ที่รับผิชอบดีไนทริฟิเคชัน ได้ข้อสรุปว่าระดับของออกซิเจนควรเข้าใกล้ศูนย์ เพื่อให้การทำงานดีไม่เปลี่ยนแปลง

ขั้นตอนรีดักชันของไนเตรดแสดงได้ดังนี้



สารสุดท้ายทั้งสามสามารถปล่อยออกในรูปแบบผลผลิตสุดท้ายที่เป็นก๊าซ แต่เพื่อให้เกิดการสลายตัวในสิ่งแวดล้อมต่ำสุดจึงชอบที่จะปล่อยออกในรูปแบบ N_2

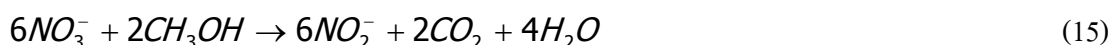
จุลชีพในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะสามารถใช้ออกซิเจนและหรือไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการผลิตพลังงานของจุลชีพเหล่านี้ โดยที่จุลชีพเหล่านี้จำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งอาหารคาร์บอน การเกิดดีไนทริฟิเคชันได้มากหรือน้อยขึ้นอยู่กับระบบได้กำจัด BOD_5 ได้มากหรือน้อย ถ้ามีการกำจัด BOD_5 ได้มากก็จะทำให้การเกิดดีไนทริฟิเคชัน ($NO_3^- \rightarrow N_2$) มีได้มากด้วย จากที่ได้กล่าวข้างต้นสามารถเขียนเป็นรูปสมการเคมี โดยไม่ได้คำนึงถึงการสังเคราะห์เซลล์ดังสมการ 14 แต่ถ้าพิจารณาจุลชีพที่เกิดขึ้นในระบบ จะพบว่าพวกจุลชีพชนิดเฮเทอโรโทรฟิกจะเกิดประมาณ $0.4 \text{ mg.VSS/mg.COD}$ ที่ถูกกำจัด



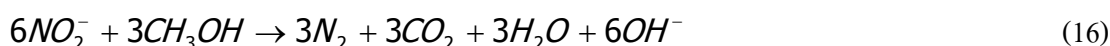
จะได้ว่า 1 g ของไนเตรตไนโตรเจนเทียบได้กับ 2.86 g ของออกซิเจน และต้องการ BOD_5 สำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันประมาณด้วยค่าของ $BOD_5/NO_3^- - N$ มากกว่า 3.0 ถ้ามีพวกอาหารคาร์บอนไม่เพียงพอสำหรับดีไนทริฟิเคชัน ก็ควรเพิ่มแหล่งอาหารคาร์บอนอาจเป็นน้ำเสียหรือสารเคมีคาร์บอน เช่น เมทานอล (Methanol), เอทานอล (Ethanol), โมลาส (Molasses), อะซิเตท (Acetate) เป็นต้น กระบวนการดีไนทริฟิเคชันยังทำให้ช่วยเพิ่มสภาพด่างไบคาร์บอเนต (Bicarbonate alkalinity) ในทางทฤษฎีแล้ว $1 \text{ mg.}NO_3^- - N$ ที่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนจะทำให้เกิดสภาพด่างเท่ากับ $3.57 \text{ mg.}CaCO_3/L$ ซึ่งจะตรงกันข้ามกับการเกิดดีไนทริฟิเคชันที่จะไปลดสภาพด่าง แต่การเกิดดีไนทริฟิเคชันจะไปเพิ่มสภาพด่าง

จากที่ได้กล่าวมา ต่อจากนี้จะแสดงกลไกทางชีวภาพของปฏิกิริยาทางดีไนทริฟิเคชันทั้งหมดอย่างเป็นขั้นตอน โดยนำเมทานอลมาเกี่ยวข้องกับปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

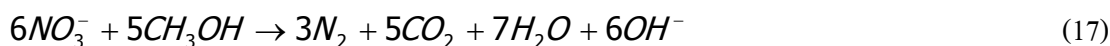
สมการ (15) แสดงปฏิกิริยาพลังงานขั้นที่ 1



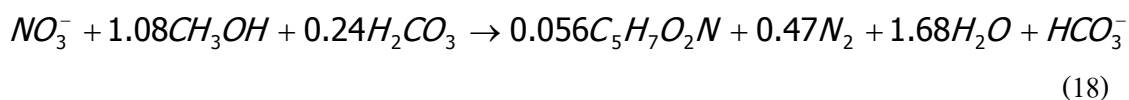
สมการ (16) แสดงปฏิกิริยาพลังงานขั้นที่ 2



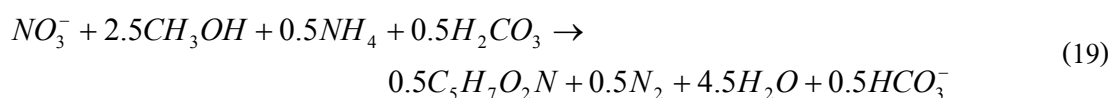
รวมปฏิกิริยาจากสมการ (15) และ (16) มาเป็นสมการ (17)



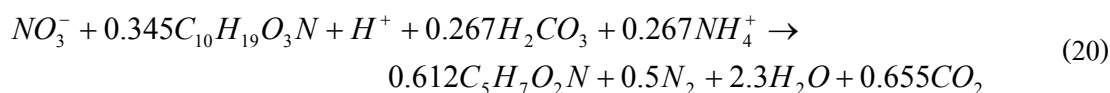
ถ้า นำการสังเคราะห์เซลล์มาพิจารณาด้วย โดยมีเมทานอล คาร์บอน และ ไนเตรต จะได้สมการ(18)



ถ้า นำการสังเคราะห์เซลล์มาพิจารณาด้วย โดยมีเมทานอล คาร์บอน และ แอมโมเนีย จะได้สมการ (19)



ถ้า นำการสังเคราะห์เซลล์มาพิจารณาด้วยโดยมีน้ำเสียชุมชนเป็นแหล่งคาร์บอนและแอมโมเนีย จะได้สมการ (20)



จากสมการปฏิกิริยาชีวเคมี (18) สามารถคำนวณหาความต้องการใช้ของเมทานอล โดยสารเมทานอลจะต้องใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งถ้า น้ำเสียมีสารไนเตรต สารไนไตรต์ และออกซิเจนละลายในน้ำ จะต้องการใช้เมทานอลเพื่อทำปฏิกิริยากับสารข้างต้นทั้งสาม โดยได้มีการเสนอค่าความต้องการใช้สารเมทานอลในการบำบัดน้ำเสีย เพื่อให้เกิดดีไนทริฟิเคชัน ดังแสดงในสมการ (21)

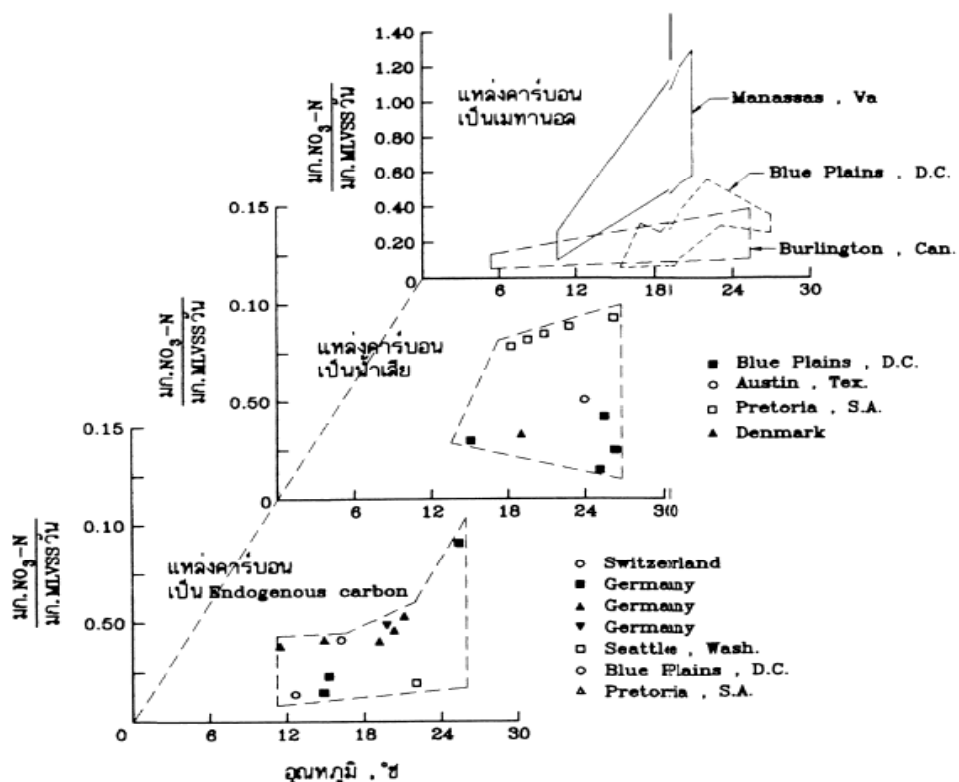
$$C_m = 2.47(NO_3 - N) + 1.53(NO_2 - N) + 0.87(DO) \quad (21)$$

เมื่อ	C_m	=	ความเข้มข้นของเมทานอลที่ต้องการใช้ (mg/L)
	$NO_3 - N$	=	ความเข้มข้นของไนเตรตไนโตรเจน (mg/L)
	$NO_2 - N$	=	ความเข้มข้นของไนไตรต์ไนโตรเจน (mg/L)
	DO	=	ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (mg/L)

ในทางปฏิบัติยังได้พบว่าประมาณร้อยละ 25 ถึง 30 ของปริมาณเมทานอลที่ต้องการใช้ทั้งหมดสำหรับพลังงานจะต้องการใช้สำหรับการสังเคราะห์เซลล์

การที่จะเกิดไนทรีฟิเคชันคือ แอมโมเนียเปลี่ยนเป็นไนเตรดไม่ยุ่งยากมากนักเพราะมีปัจจัยหรือเงื่อนไขไม่มาก แต่การที่จะเกิดดีไนทรีฟิเคชันจะมีปัจจัยหรือเงื่อนไขมากกว่า ต้องขึ้นอยู่กับว่าเกิดไนทรีฟิเคชันมากหรือน้อยด้วย และต้องอาศัยแหล่งคาร์บอนที่ย่อยสลายได้เป็นสำคัญด้วย แหล่งคาร์บอนที่สามารถนำมาใช้กับปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันมีอยู่ 3 แหล่งดังนี้

1. เติมใส่พวกแหล่งคาร์บอนจากภายนอกระบบเข้าสู่ถังปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันโดยตรงเช่น เมทานอล และ อะซิเตท
2. นำน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันด้วยการสูบน้ำที่ผ่านกระบวนการดีไนทรีฟิเคชันแล้วกลับเข้าสู่ถังดีไนทรีฟิเคชัน หรือสูบน้ำเสียดิบบางส่วนลงไปทิ้งดีไนทรีฟิเคชันให้พอเพียงพอ
3. ใช้พวกคาร์บอนเอ็นโดจีนัสที่มีอยู่ในมวลเซลล์ หรือมวลจุลชีพเข้าสู่ถังดีไนทรีฟิเคชัน



ภาพประกอบ 4 อัตราการเกิดดีไนทรีฟิเคชันจำเพาะในระบบแขวนลอยของแหล่งคาร์บอนต่างสัมพันธกันกับอุณหภูมิ

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543 : 487

โดยทั้งสามแหล่งได้พิสูจน์การย่อยสลายพวกไนโตรเจนสัมพันธ์กันกับอุณหภูมิในระบบ ดังแสดงในภาพประกอบ 4 ซึ่งได้รับจากโรงบำบัดน้ำเสียหลายแห่ง พบว่าโรงบำบัดน้ำเสียที่ใช้แหล่งคาร์บอนเป็นเมทานอลจะมีประสิทธิภาพ หรือความสามารถในการเกิดดีไนทริฟิเคชันได้สูงกว่าแหล่งคาร์บอนจากน้ำเสีย และแหล่งคาร์บอนจากคาร์บอนเอ็นโดจีนัส ถึงประมาณ 10 เท่า (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) เพราะ เมทานอลย่อยได้ง่ายและมีแบคทีเรียที่ชอบเมทานอลเป็นพิเศษ ส่วนในกรณีหลังอัตราการใช้โครโมไลซิสของสารอาหารและเซลล์จะเป็นตัวกำหนดอัตราดีไนทริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชัน

ดีไนทริฟายเออร์ส่วนใหญ่เป็นจุลินทรีย์แบบแฟคัลเททีฟเฮเทอโรโทรฟ ดังนั้นถ้ามีออกซิเจนอยู่ในระบบจุลินทรีย์ก็จะใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนสุดท้าย ถ้าไม่มีออกซิเจนอิสระแต่มีไนเตรตอยู่จุลินทรีย์ก็ใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทน ซึ่งจะเกิดการลดรูปของไนเตรตเป็นไนโตรเจน หรือเป็นกระบวนการที่เรียกว่า “ดีไนทริฟิเคชัน” ในภาวะแอน็อกซิกนั่นเอง และเนื่องจากพลังงานที่ได้จากการหายใจแบบแอโรบิกเมื่อเทียบต่อมวลสารอาหารที่เท่ากันแล้ว มีค่ามากกว่าพลังงานที่ได้จากการหายใจแบบแอน็อกซิก จึงพึงระวังไม่ให้มีออกซิเจนมารบกวนในถึงปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน มิฉะนั้น จุลินทรีย์เฮเทอโรโทรฟจะใช้ออกซิเจนมาสันดาปสารอาหารก่อน และ ดีไนทริฟิเคชันจะลดลงหรือไม่เกิดขึ้นเลย อนึ่ง จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชันคล้ายกับของการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนและการออกซิไดซ์แอมโมเนียในขั้นตอนไนทริฟิเคชัน คือสามารถใช้สมการโมนอด์มาทำนายประสิทธิภาพของระบบได้เช่นกัน และเมื่อไนเตรตเป็นสารที่ต้องการเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจน จึงมุ่งไปในกรณีที่พยายามให้สารอาหารไม่เป็นตัวจำกัด (หรือ $S \gg K_s$) หรือพยายามทำให้สมการดีไนทริฟิเคชันเป็นสมการอันดับศูนย์ ดังนี้

$$\mu = \mu_m$$

หากใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก เช่น เมทานอล หรือ กรดอะซิติก มาเติมเข้าระบบก็จะป้องกันไม่ให้เกิดการจำกัดของสารอาหารได้ แต่ถ้าใช้น้ำเสียมาเป็นแหล่งคาร์บอนก็อาจมีผลหรือขีดจำกัดต่ออัตราจำกัดไนเตรตได้ ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะมีสารอาหารอยู่สองชนิด คือ ไนเตรตและอินทรีย์คาร์บอนซึ่งจำเป็นสำหรับกลุ่มโอเอชโอ (Ordinary heterotrophic organism : OHO หมายถึง สิ่งมีชีวิตที่มีบทบาทในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน ภายใต้ภาวะแอโรบิกให้กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์กับน้ำ แล้วได้พลังงานมาใช้สำหรับสร้างเซลล์และใช้งานอื่นๆ)

ที่ทำหน้าที่เป็นตัวดีไนทริฟายสารไนเตรตให้เป็นไนโตรเจน ดังนั้นสมการโมนอค์รวมของดีไนทริฟิเคชัน คือ

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \left(\frac{S}{K_S + S} \right) \left(\frac{S_{NO_3}}{K_{NO_3} + S_{NO_3}} \right) \quad (22)$$

- เมื่อ μ_{DN} = อัตราการโตจำเพาะของดีไนทริฟายเออร์ มีหน่วยเป็นกรัมมวลชีวภาพที่ผลิตได้ต่อวันต่อกรัมมวลชีวภาพของดีไนทริฟายเออร์ (day^{-1})
- S = ความเข้มข้นของสับสเตรตอินทรีย์คาร์บอน เช่น ซีโอดี หรือ บีโอดี (mg/L)
- S_{NO_3} = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรต ($\text{mg.NO}_3\text{-N/L}$)
- K_{NO_3} = ความเข้มข้นของสับสเตรตไนเตรตที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด ($\text{mg.NO}_3\text{-N/L}$)

แต่เนื่องจาก K_{NO_3} มีค่าต่ำมาก คือ $0.16 \text{ mg.NO}_3\text{-N/L}$ สำหรับระบบฟิล์มตรึง (Fixed film) อัตราของปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจึงไม่ขึ้นกับความเข้มข้นของไนเตรตนักถ้าค่าไนเตรต-ไนโตรเจนในระบบเท่ากับหรือมากกว่า $1\text{-}2 \text{ mg/L}$ ดังได้กล่าวมาแล้วในช่วงต้นของหัวข้อนี้ ดังนั้นอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของดีไนทริฟายเออร์จึงอาจลดรูปลงเป็นเพียง

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \{S / (K_S + S)\} \quad (23)$$

และถ้ามีอินทรีย์สารมากพอ ($S \gg K_S$) สมการก็จะลดรูปเพิ่มเติมอีกเป็น

$$\mu_{DN} = \mu_{m,DN} \quad (24)$$

ถ้าเป็นระบบสลัดจ์ไวงานหรือเอเอส และใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าค่า K_S มีค่าไม่มากนักและเนื่องจากออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ดีกว่าไนเตรต พลังงานที่ได้ออกมาจากการหายใจแบบแอโรบิกจึงสูงกว่าแบบแอนีอ็อกซิก ค่ายิลด์แท้ (True yield) หรือ Y_{DN} จึงน้อยกว่า Y_{AER} ในระบบแอโรบิกและหากใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอนพบว่า Y_{DN} จะเท่ากับ 0.16 mg/mg.COD ที่ถูกกำจัดไป และจะได้อัตราการใช้สารอาหารไนเตรตโดยดีไนทริฟายเออร์ เป็นตามสมการ (25) ดังนี้

$$\begin{aligned} \{d(S_{NO_3})/dt\}/X &= (1/Y_{DN})\{(\mu_{m,DN}S)/(K_S + S)\}\{S_{NO_3}/(K_{NO_3} + S_{NO_3})\} \\ &= \mu_{DN}/Y_{DN} \end{aligned} \quad (25)$$

$$\begin{aligned} \text{เมื่อ } d(S_{NO_3})/dt &= \text{อัตราการลดไนเตรต (mg.NO}_3\text{-N/L.day)} \\ Y_{DN} &= \text{ยี่ลค์ของเฮเทอโรโทรฟที่เป็นดีเอ็นบี (g.VSS/g.NO}_3\text{-N)} \end{aligned}$$

อนึ่ง อัตราการลดไนเตรตนี้ส่วนใหญ่จะเรียกกันในชื่ออัตราดีไนทริฟิเคชัน (DNR) ซึ่งถ้าเทียบกับมวลวิเอสเอสก็เรียกเป็นอัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ หรือ SDNR หรือ U_{DN} ดังจะได้กล่าวต่อไป และบางทีก็เรียกกันในชื่ออัตราการใช้ในเตรตจำเพาะ หรือ Specific nitrate utilization rate (SNUR) ด้วย ทั้งนี้พีเอชของถังปฏิกริยาควรอยู่ในช่วง 7.0-7.5 มิฉะนั้นแล้วอัตราจะลดลงไปตามลำดับ อนึ่ง ในการหาขนาดถังปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชัน อาจหาได้จากสมการ

$$U_{DN} = \{(NO_{3,inf} - NO_{3,eff})Q\}/V \cdot X_V \quad (26)$$

$$\text{หรือ } V = \{(NO_{3,inf} - NO_{3,eff})Q\}/U_{DN} \cdot X_V$$

เมื่อ U_{DN} = อัตราดีไนทริฟิเคชันจำเพาะ มีหน่วยเป็นมิลลิกรัมไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกกำจัดต่อชั่วโมงต่อกรัมของมวลชีวของเฮเทอโรโทรฟ (hr^{-1})

โดย $U_{DN} = \{d(S_{NO_3})/dt\}/X_V$ ด้วย

$NO_{3,inf}$ = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำเข้า (mg.NO₃-N/L)

$NO_{3,eff}$ = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำออก (mg.NO₃-N/L)

X_V = ความเข้มข้นของมวลของเฮเทอโรโทรฟ (mg.VSS/L)

V = ปริมาตรของถังปฏิกริยาแอน็อกซิก (m^3)

โดยค่า U_{DN} จะมีผลกระทบจากอุณหภูมิ ค่าออกซิเจน พีเอช และรูปทรงของถังปฏิกรณ์ ซึ่งทำให้ผลรวมของสมการ (26) กลายเป็นสมการ (27)

$$U_{DN,T} = U_{DN,20}(\theta)^{T-20} \cdot (1 - DO) \quad (27)$$

เมื่อ DO = ความเข้มข้นออกซิเจนละลาย (mg.O₂/L)

θ = ค่าคงที่สำหรับปรับแก้ผลของอุณหภูมิ $\equiv 1.05-1.16$

กล่าวคือ ถ้าค่าดีไอสูงเกิน 1.0 แล้วจะไม่เกิดดีไนทริฟิเคชัน และอัตราดีไนทริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้นเมื่อค่า ดีไอลดลงและอุณหภูมิเพิ่มขึ้น

ตาราง 5 ผลของสารคาร์บอนชนิดต่างๆ ที่มีต่ออัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชัน

แหล่งคาร์บอน	อุณหภูมิของน้ำในระบบ (°C)	อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชัน (mg.NO ₃ -N/(mg.MLVSS .day)
เมทานอล	25	0.21-0.32
เมทานอล	20	0.12-0.90
น้ำเสีย	15-27	0.03-0.11
คาร์บอนเอ็นโดจีนัส	12-20	0.017-0.048

ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุคมสินโรจน์, 2543 : 488

ตาราง 6 ค่าสัมประสิทธิ์จลนพลศาสตร์ของดีไนทริฟิเคชัน

สัมประสิทธิ์	สัญลักษณ์	หน่วย	ช่วง	เสนอแนะ
อัตราการเติบโตจำเพาะสูงสุด	$\mu_{m,DN}$	day ⁻¹	5-10 (เมทานอล) 3-6 (น้ำเสีย)	-
ค่า K _s ของสารอาหาร	K _{NO₃}	mg.NO ₃ -N/L	0.06-0.20	0.1
	K _{DO}	mg.O ₂ /L	0.1-0.5	-
	K _{เมทานอล}	mg.COD/L	5-10	-
	K _{COD}	mg.COD/L	10-20	10-20
ค่าyield	Y _{DN}	mg.COD/mg.NO ₃ -N. L	1.6-1.8	-
ค่าสัมประสิทธิ์การเน่าเปื่อย	k _{d,DN}	day ⁻¹	0.05-0.10	-

ที่มา : ธงชัย พรณสวัสดิ์, 2544 : 8

ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

1. พีเอช : ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะเกิดสภาพต่างขึ้นมาได้ พีเอชของเอ็มแอล (ML : mixed liquor หมายถึง ของเหลวในถังปฏิกิริยาที่มีมวลของจุลินทรีย์อยู่มากจนขึ้น) ในถังแอน็อกซิกจึงมีค่ามากกว่าในถังแอโรบิก พีเอชที่เหมาะสมสำหรับดีไนทริฟิเคชันแบบคทีเรีย คือ 6.5-8.5 กล่าวคือ พีเอชที่มีผลต่อดีไนทริฟิเคชันน้อยกว่าที่มีต่อไนทริฟิเคชัน ดังนั้นถ้าค่าพีเอชนี้ไปรวมกับ

กระบวนการไนตริฟิเคชันแล้ว พีเอชของระบบสัณฐานผสมควรอยู่ในช่วง 7.5-8.0 จะดีที่สุด ถ้าพีเอช ลดลงต่ำ เช่น ต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นผลสุดท้ายของดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งไม่ควรให้เกิดขึ้นเพราะก๊าซไนตรัสออกไซด์เป็นภัยต่อสิ่งแวดล้อมโดยรวม แต่ถ้า พีเอชก่อนไปทางต่าง ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี ส่วนไนตริกออกไซด์ (NO) ซึ่งเป็นก๊าซพิษรุนแรง มักไม่เกิดขึ้นในระบบจริง

2. ออกซิเจน : ปฏิกริยารีดอกซ์ของสารอาหารในเซลล์เมื่อมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะให้พลังงานสูงกว่าเมื่อมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นหากมีดีไอโอคู่ออกซิเจนกับไนเตรต แบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรต ซึ่งทำให้สิ้นเปลืองคาร์บอนอินทรีย์ไปจนอาจเหลือไม่พอสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ จึงพึงระวังไม่ให้มีออกซิเจนมารบกวนในถังแอนีออกซิกนี้ อนึ่ง ค่าออกซิเจนละลายน้ำหรือดีไอโอหากมีค่ามากกว่า 0.2 mg/L จะสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันของซูโดโมนาส

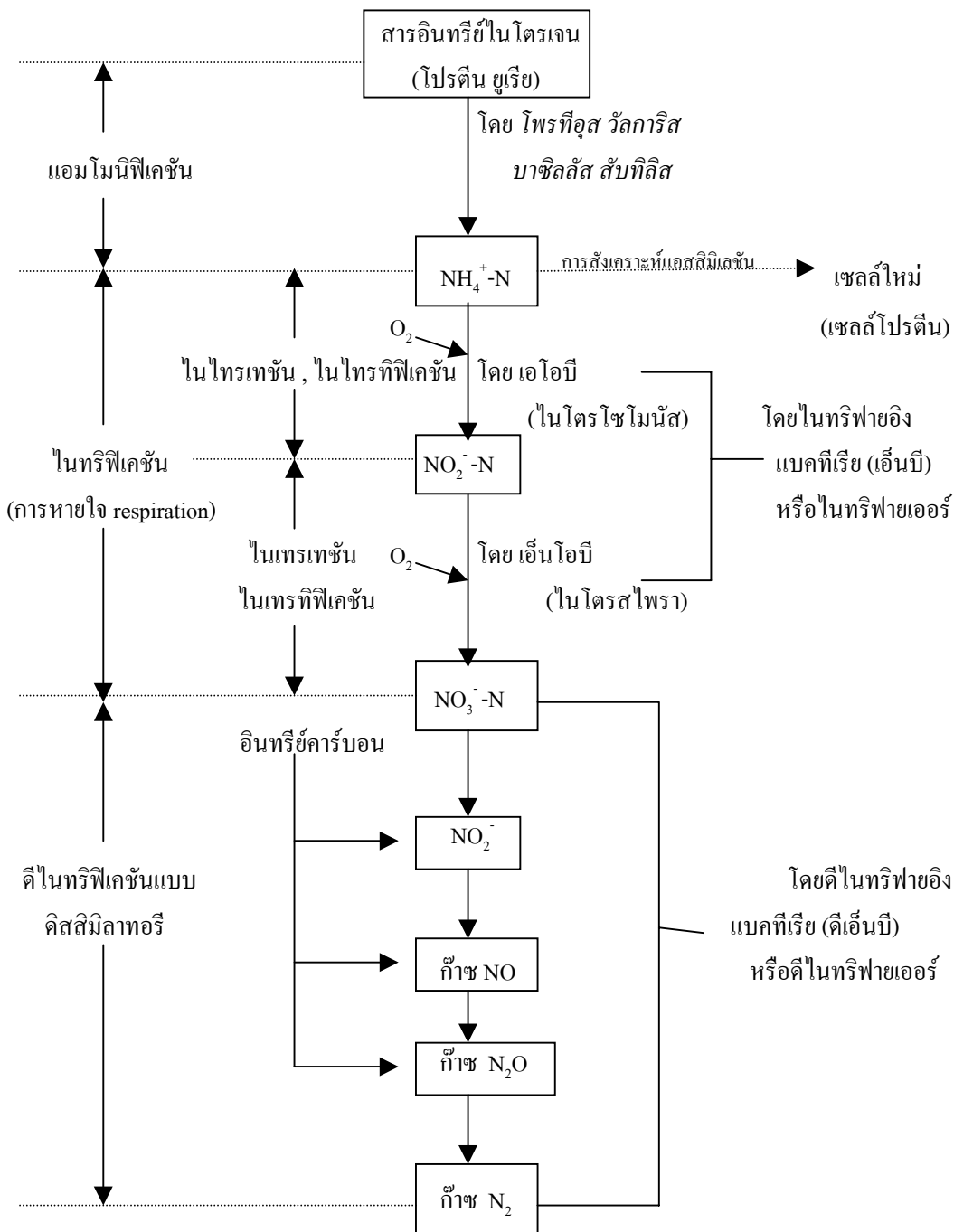
3. อุณหภูมิ : ดีไนตริฟายเออร์มีความไวต่ออุณหภูมิ และแม้ว่าจะโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5-25 °C แต่ก็ทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 °C

4. อายุสัณฐาน : เมื่ออายุสัณฐานเพิ่มขึ้น การผลิตเซลล์สุทธิลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับดีไนตริฟายปริมาณไนเตรตที่เท่ากันจะลดลง นอกจากนี้ ถ้าอายุสัณฐานในถังแอนีออกซิกเพิ่มขึ้น อัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะจะลดลงด้วย แต่ทั้งนี้ถ้ารวมเอาถังเติมอากาศที่มีไว้สำหรับการไนตริฟิเคชันด้วยแล้ว การเพิ่มอายุสัณฐาน(รวม)จะทำให้การกำจัดไนโตรเจนโดยรวมดีขึ้น เพราะหากไม่มีการเกิดไนตริฟิเคชันมาก่อนแล้ว กระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็เกิดขึ้นไม่ได้

5. ไนไตรต์ : ไนไตรต์ในรูปของกรดไนตริก (HNO_2) อิสระ กล่าวคือ ไม่แตกตัวเป็นไอออนสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันได้ที่ความเข้มข้นเพียง 0.13 mg/L แต่ที่ความเข้มข้นนี้และที่พีเอชในช่วง 6-8 จะเทียบเท่าเป็นไนไตรต์ในรูปแตกตัวเป็นไอออนเท่ากับถึง 100 mg. NO_2 -N/L ผลกระทบของไนไตรต์ต่อไนตริฟายอิงแบคทีเรียจึงมีไม่มากในงานปฏิบัติงานภาคสนามจริง แต่ถ้ามีสารพิษอื่นๆมาทำให้ไนโตรแบคทีเรียไม่ทำงานหรือทำงานช้าลง ก็อาจมีไนไตรต์สะสมมากขึ้นจนเป็นอันตรายต่อระบบได้

6. อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจน : ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน แบคทีเรียซึ่งเป็นชนิดเฮเทอโรโทรฟเป็นส่วนใหญ่ต้องใช้คาร์บอนเป็นองค์ประกอบหรือเป็นแหล่งพลังงานในการทำงาน อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจนทางทฤษฎีจะเท่ากับ 5-10 แต่ในทางปฏิบัติแล้วอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย

ขั้นตอนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ สามารถสรุปได้ดังภาพประกอบ 5 ดังนี้



ภาพประกอบ 5 ขั้นตอนต่างๆในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ที่มา : ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2540 : 60

งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

สุวิมล และ สุพร (2000) ได้ศึกษาถึงผลของการเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในน้ำชะมูลฝอย และ เพื่อทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารไนโตรเจนของน้ำชะมูลฝอยในระบบบ่อเติมอากาศแบบเติมอากาศเป็นจังหวะและที่เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง พบว่า ระบบบำบัดที่เติมอากาศเป็นจังหวะไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัดของสารอินทรีย์ในน้ำชะมูลฝอย และเมื่อทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนรวม พบว่า ระบบบำบัดที่เติมอากาศเป็นจังหวะมีประสิทธิภาพในการบำบัดดีกว่าระบบบำบัดที่เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง และประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนของระบบที่เติมอากาศเป็นจังหวะ ขึ้นอยู่กับระยะเวลาเก็บกักน้ำไหลเวียน และ ระยะเวลาในการเปิด-ปิดเครื่องเติมอากาศ แสดงให้เห็นว่า ระบบบำบัดแบบเติมอากาศเป็นจังหวะ มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารไนโตรเจนในน้ำชะมูลฝอยมากกว่าระบบบำบัดเติมอากาศที่เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง

Ghusain และคณะ (2002) ศึกษาการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนระหว่างการย่อยสลัดจ์ในช่วง aerobic/anoxic พบว่า การย่อยแบบนี้จะแสดงอัตรา nitrification/denitrification สูงกว่ากระบวนการย่อยแบบ aerobic และอุณหภูมิในการลด VSS และไนโตรเจนที่เหมาะสม คือ 30°C ซึ่งในการเพิ่มอุณหภูมิเป็น 40°C จะไม่มีผลต่อการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนและไม่เพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด (%R_d) ของ VSS แต่ในทางตรงกันข้ามที่อุณหภูมิจะทำให้ดีไนทริไฟเออร์ ในช่วง anoxic ทำงานได้ และในการย่อยแบบ aerobic/anoxic ที่มี aerobic 50% และ anoxic 50% จะเหมาะสมสำหรับการลดของแข็งและการเปลี่ยนรูปไนโตรเจน

Kargi และคณะ (2002) ศึกษาการกำจัดสารอาหารในระบบ SBR ซึ่งขึ้นอยู่กับอายุสลัดจ์ ซึ่งได้กำจัดสารอาหารจากน้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งกระบวนการกำจัดสารอาหาร ประกอบไปด้วย anaerobic/anoxic/oxic /anoxic/oxic มี HRT 2/1/4.5/1.5/1.5 ชั่วโมง และมีการเปลี่ยนแปลง SRT จาก 5-30 วัน พบว่า SRTที่เหมาะสม คือ 10 วัน ซึ่งจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารได้สูงสุดคือ COD 94 % NH₄-N 84 % และ PO₄-P 70%

Kargi และคณะ (2002) ศึกษาการกำจัดสารอาหารในระบบ SBR ซึ่งขึ้นอยู่กับส่วนประกอบของน้ำเสีย ซึ่งกระบวนการกำจัดสารอาหาร ประกอบไปด้วย anaerobic/anoxic/ oxic/anoxic/oxic มี HRT 2/1/4.5/1.5/1.5 ชั่วโมง โดยมีการตกจม 0.5 ชั่วโมง มี SRT 10 วัน และมี COD 1200 mg/L ซึ่งพิจารณา COD/NH₄-N และ COD/PO₄-P โดยใช้ Box Wilson statistical experimental พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัด COD มากกว่า 95 % ประสิทธิภาพการกำจัด NH₄-N ที่ COD/NH₄-N เท่ากับ 40 และ COD/PO₄-P เท่ากับ 250 ประสิทธิภาพการกำจัด PO₄-P ที่ COD/NH₄-N เท่ากับ 50 และ COD/PO₄-P เท่ากับ 200 และอัตราส่วน COD/NH₄-N /PO₄-P เท่ากับ 100/2/0.54 ซึ่งเป็นประสิทธิ

ภาพการกำจัดสูงสุด ซึ่งให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD $\text{NH}_4\text{-N}$ และ $\text{PO}_4\text{-P}$ เป็น 95 , 94 และ 99 % ตามลำดับ

Pollice และคณะ (2002) ศึกษาอิทธิพลของการเติมอากาศและ sludge retention time ที่มีต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์และไนเตรด ซึ่งมีการดำเนินการที่ sludge retention time ที่แตกต่างกันทั้งการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องและการเติมอากาศแบบเป็นจังหวะ พบว่าที่อุณหภูมิ 32 °C และ pH 7.2 เมื่อมีการเติมอากาศตลอดเวลา อายุสลัดจ์จะเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับกระบวนการไนทริฟิเคชันเพียงบางส่วน และจะมีการออกซิไดซ์แอมโมเนียมเป็นไนไตรต์เมื่อ SRT 10 วัน แม้ว่าจะไม่เสถียรโดยจะมีการเปลี่ยนเป็นไนเตรดเมื่อมีอายุสลัดจ์เพิ่มขึ้น และภายใต้การเติมอากาศแบบเป็นจังหวะการเปลี่ยนแอมโมเนียมเป็นไนไตรต์จะเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์และเสถียรและไม่ขึ้นอยู่กับอายุสลัดจ์ ซึ่งจะชี้ให้เห็นว่า DO เป็นพารามิเตอร์สำหรับควบคุมกระบวนการไนทริฟิเคชันเพื่อให้กลายเป็นไนไตรต์ และจะเห็นได้ว่าการกำจัดแอมโมเนียมและ ไนไตรต์พร้อมกับการเติมอากาศแบบเป็นจังหวะจะเป็นกระบวนการที่เหมาะสม

Jiayang and Bin (2001) ศึกษา nitrification/denitrification ในกระบวนการเติมอากาศแบบเป็นจังหวะสำหรับการบำบัดน้ำเสีย พบว่า nitrification และ denitrification เป็นขั้นตอนที่สามารถกำจัดไนโตรเจนจากน้ำเสีย และพบว่าในกระบวนการเติมอากาศแบบเป็นจังหวะ ช่วงเติมอากาศเป็นเงื่อนไขที่เหมาะสมสำหรับ nitrifying bacteria และช่วงไม่มีการเติมอากาศจะเหมาะสมสำหรับ denitrifying bacteria

Bernet และคณะ (2000) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียในฟาร์มหมูโดยระบบ SBR ที่มีการรวม anaerobic-aerobic โดยในปฏิกรณ์ anaerobic จะมีการนำน้ำเสียเข้ามาจากน้ำเสียเริ่มต้นและน้ำเสียที่นำกลับมาจากปฏิกรณ์ aerobic ส่วนในปฏิกรณ์ aerobic จะมีการกำจัดสารอินทรีย์มากและแอมโมเนียถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์ โดยมีการสังเกต denitrification ระหว่างช่วงการเติม (filling) เมื่อ DO มีค่าต่ำมาก และมีการทดสอบอัตราส่วน recycle/influent จาก 1 ถึง 3 พบว่า denitrification ถูกดำเนินการในช่วง anaerobic และมีการผลิตก๊าซมีเทน ส่วนประสิทธิภาพการกำจัด TOC เท่ากับ 81-89 % และประสิทธิภาพการกำจัด TKN เท่ากับ 85-91 % และอัตราส่วน recycle/influent ต่ำ TKN เริ่มต้น 10-28% ถูกเปลี่ยนเป็น NO_x แต่ถ้าอัตราส่วน recycle/influent สูงจะทำให้ใน effluent มีความเข้มข้น NO_x ต่ำ

Benthum และคณะ (1998) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนโดย Biofilm Airlift Reactor ซึ่งเติมอากาศแบบเป็นจังหวะ พบว่า เมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ทำให้เกิดการกำจัดไนโตรเจนได้มากขึ้น ซึ่งในช่วง anoxic ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน จะมีการเติมอะซิเตท

เพื่อทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน (electron donor) และในช่วงนี้ต้องการ HRT (hydraulic retention time) ที่นานเพียงพอเพื่อให้ denitrifying heterotrophs เจริญเติบโต

Tseng และคณะ (1997) ศึกษาผลของอัตราส่วน COD/N ในน้ำเข้าที่มีต่อกระบวนการไนทริฟิเคชันเพียงบางส่วนและกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ (PD/CD) พบว่าที่อัตราส่วน COD/N ในน้ำเข้าช่วง 3.7-9.8 จะมีความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำออกอยู่ในช่วง 6.5-8.4 mg/L ซึ่งความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำเข้าจะมีผลกระทบต่อระดับแอมโมเนียในน้ำออกเพียงเล็กน้อย และถ้าในน้ำเข้ามีอัตราส่วน COD/NH₄-N อยู่ในช่วง 2-11 ก็จะไม่มีการกระทบต่อ COD ในน้ำออก และที่อัตราส่วน COD/N เป็น 5.3 หรือสูงกว่าจะทำให้เกิดดีไนทริฟิเคชันเกือบสมบูรณ์ในกระบวนการนี้ แต่ถ้าอัตราส่วน COD/N ต่ำกว่า 5.1 จะทำให้เกิดดีไนทริฟิเคชันไม่สมบูรณ์เพราะเกิดการสะสมของไนเตรตและไนไตรท์ และการดำเนินการในกระบวนการไนทริฟิเคชันของปฏิกรณ์ที่มีช่วง anoxic ก่อนในกระบวนการ PN/CD จะสอดคล้องกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันอย่างอื่นเมื่อมีการเปรียบเทียบในรูปความสัมพันธ์ของอัตราส่วน COD/N ในน้ำเข้า

วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษากลไกการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียในกระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยวิธีทางชีวภาพ
2. เพื่อศึกษาผลของตัวแปรต่างๆที่มีต่อประสิทธิภาพของการเกิดไนเตรตในกระบวนการไนทริฟิเคชันของขั้นตอนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ
3. เพื่อศึกษาผลของตัวแปรต่างๆที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของขั้นตอนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ
4. เพื่อกำหนดสภาวะขั้นตอนที่เหมาะสมที่มีต่อการกำจัดไนโตรเจนในการเดินระบบบำบัดทางชีวภาพที่มีระบบผสมของบ่อเติมอากาศและบ่อไร้อากาศ

ประโยชน์ที่ได้รับจากการวิจัย

ได้ทราบถึงปัจจัยต่างๆที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการเกิดไนเตรตในกระบวนการไนทริฟิเคชัน และที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เพื่อนำข้อมูลที่ได้ไปปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสีย เพื่อลดปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น