



การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพผ่านทางไนไตรต์ด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันแบบสั้นในถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีควนซ์แบตช์

Biological Nitrogen Removal via Nitrite by Shortcut Nitrification-Denitrification Process in Sequencing Batch Biofilm Reactor

ชาญยุทธ กฤตสุนันท์กุล

คณะเกษตรศาสตร์ ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยนเรศวร อำเภอเมือง จังหวัดพิษณุโลก 65000

E-mail: chanyudk@nu.ac.th

บทคัดย่อ

ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีควนซ์แบตช์ถูกนำมาใช้เพื่อการบำบัดสารคาร์บอนและไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนเท่ากับ 5 การทำงานแต่ละรอบของถังปฏิกรณ์เป็นแบบไม่มีการเติมอากาศ 4 ชั่วโมง สลับกับการเติมอากาศ 12 ชั่วโมง จากผลการทดลอง ร้อยละ 95.42 ของซีโอดีถูกบำบัดในสถานะที่ไม่มีการเติมอากาศ ขณะที่ร้อยละ 90.68 ของแอมโมเนียถูกบำบัดในสถานะที่มีการเติมอากาศ และไม่เกิดการสะสมของไนไตรต์และไนเตรตในน้ำออก ลักษณะที่เกิดขึ้นนี้เป็นผลมาจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มดีจีเอโอ (Denitrifying Glycogen Accumulating Organism, DGAO) กับจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงที่เจริญเติบโตอยู่ร่วมกันในชั้นฟิล์มชีวภาพ ทำให้ภายในถังปฏิกรณ์เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันแบบสั้นขึ้นในถังปฏิกรณ์ โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงจะออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์ จากนั้นไนไตรต์ที่เกิดขึ้นจะถูกจุลินทรีย์กลุ่มดีจีเอโอใช้เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ที่อัตราการใช้นไนไตรต์เท่ากับ 0.94 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน อย่างไรก็ตามที่ความเข้มข้นของไนไตรต์สูงกว่า 5.0 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร จะเกิดการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มดีจีเอโอได้

คำสำคัญ: ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีควนซ์แบตช์ จุลินทรีย์กลุ่มดีจีเอโอ ไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันแบบสั้น

Received: March 26, 2018

Revised: November 07, 2018

Accepted: December 20, 2018

Abstract

A sequencing batch biofilm reactor (SBBR) was operated to remove carbon and nitrogen from synthetic wastewater with a carbon-nitrogen ratio of 5. This reactor was operated sequentially under 4 hours anaerobic and 12 hours aerobic conditions in one cycle. The results showed that 95.42% of COD was removed under anaerobic condition, while 90.68% of ammonium was oxidized under aerobic condition by without nitrite and nitrate accumulation in the effluent. These phenomena were demonstrate by denitrifying glycogen accumulating organism (DGAO) and nitrifying bacteria with coexist in biofilm. The coexistence of these microorganisms resulted in shortcut nitrification- denitrification process in the reactor. Therefore, ammonium was oxidized to nitrite by nitrifying bacteria after that nitrite was utilized as an electron acceptor by DGAO at utilization rate of 0.94 g N/m²-d. However, concentration of nitrite higher than 5.0 mg N/L could inhibit the activity of DGAO.

Keywords: sequencing batch biofilm reactor, denitrifying glycogen accumulating organism, shortcut nitrification-denitrification

1. บทนำ

การเกิดยูโทรฟิเคชันของแหล่งกักตุนพืชในแหล่งน้ำ มีสาเหตุมาจากแหล่งน้ำมีการปนเปื้อนสารประกอบไนโตรเจนซึ่งเป็นธาตุอาหารในปริมาณที่มากพอ จนทำให้สาหร่ายหรือแพลงก์ตอนพืชในแหล่งน้ำเกิดการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว สารประกอบไนโตรเจนที่ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำเหล่านี้ ส่วนมากเกิดจากการทำกิจกรรมต่างๆ ของมนุษย์ เช่น การทำการเกษตร อุตสาหกรรม และน้ำทิ้งจากชุมชน

การกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียนิยมใช้วิธีทางชีวภาพ ซึ่งสามารถกำจัดไนโตรเจนจากน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ผ่านสองกระบวนการหลัก คือ กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้ยังพบว่าการกำจัดไนโตรเจนยังสามารถเกิดผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันแบบสั้น (Shortcut nitrification- denitrification) แทนการเกิดแบบปกติได้ [1, 2] โดยแอมโมเนียจะ

ถูกเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของไนไตรต์เท่านั้น จากนั้นกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จะเปลี่ยนไนไตรต์ที่เกิดขึ้นไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งกระบวนการดังกล่าวจะช่วยลดปริมาณของออกซิเจนที่ต้องใช้ในกระบวนการไนตริฟิเคชันลง รวมถึงลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนที่ใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน [1, 2] อย่างไรก็ตามจากการศึกษาพบว่าการสะสมของไนไตรต์ที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไนตริฟิเคชันแบบสั้นในปริมาณที่มากพอจะส่งผลเสียต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ [3, 4] และเพื่อลดการสะสมตัวของไนไตรต์ ระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพจึงถูกนำมาใช้งานเพื่อช่วยให้เกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นพร้อมกัน (Simultaneous nitrification denitrification, SND) [5, 6] ทำให้ไนไตรต์ที่เกิดขึ้นถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนในทันที

อย่างไรก็ตาม ปัญหาที่พบเมื่อระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพแบบทั่วไปถูกนำมาใช้งาน คือ การ

แข่งขันกันเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนพื้นที่ผิวของตัวกลางที่มีอยู่จำกัด ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำกว่าจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทโรโทรฟิก ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงที่เกาะติดบนพื้นผิวของตัวกลางมีปริมาณน้อย ส่งผลให้อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันต่ำ [7, 8] รวมถึงมีการแย่งใช้ออกซิเจนละลายน้ำและสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทโรโทรฟิก

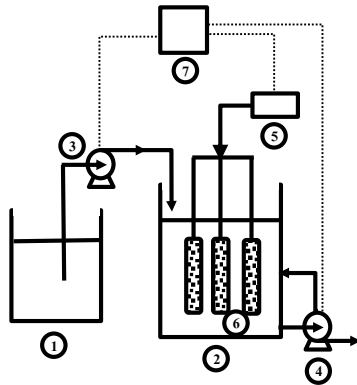
เพื่อช่วยให้จุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงสามารถเจริญเติบโตและทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ ระบบเอ็มเอบี (Membrane aerated biofilm, MAB) [7, 8] จึงถูกนำมาประยุกต์ใช้งานโดยเปลี่ยนวิธีการเติมอากาศแบบเดิมที่ทำการเติมอากาศในน้ำเสีย แล้วปล่อยให้ออกซิเจนละลายน้ำแพร่ผ่านชั้นของฟิล์มชีวภาพจากด้านนอกเข้าสู่ด้านในของชั้นฟิล์ม มาเป็นการเติมอากาศผ่านทางด้านในของท่อเมมเบรนขนาดเล็กที่จุลินทรีย์เกาะอยู่บริเวณผิวด้านนอกของท่อเมมเบรน ทำให้ออกซิเจนเกิดการแพร่ผ่านชั้นของฟิล์มชีวภาพจากด้านในออกสู่ด้านนอก ทำให้เกิดการแบ่งชั้นของฟิล์มชีวภาพขึ้น โดยด้านในของชั้นฟิล์มจะมีจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงเจริญเติบโตอยู่ ขณะที่จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทโรโทรฟิกจะอยู่ส่วนด้านนอกของชั้นฟิล์ม วิธีนี้ช่วยให้ประหยัดพลังงานในการเติมอากาศได้ เนื่องจากเป็นการเติมอากาศให้เฉพาะกับจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิง ที่เจริญเติบโตอยู่ด้านในของชั้นฟิล์มโดยตรง จากงานวิจัยที่ผ่านมา รูปแบบของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ศึกษาการทำงานของระบบเอ็มเอบี มีลักษณะการทำงานเป็นแบบต่อเนื่อง [7-10] แต่การบำบัดน้ำเสียจากชุมชนหรือจากอุตสาหกรรมขนาดเล็กที่มีปริมาณน้ำเสียไม่มากนัก

การใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีการทำงานเป็นแบบเดิมน้ำเสียเข้าและถ่ายออก หรือแบบแบตช์ (Batch) มาใช้งาน จะมีความเหมาะสมกว่า [11] ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงนำถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีเควนซ์แบตช์ (Sequencing batch biofilm reactor, SBBR) ซึ่งมีรูปแบบการทำงานเป็นแบบเดิมน้ำเสียเข้าและถ่ายออก มีความยืดหยุ่นในการทำงาน สามารถเปลี่ยนแปลงวัฏจักรการทำงานให้เหมาะสมกับลักษณะและปริมาณของน้ำเสียได้ มาศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันแบบสั่น พร้อมทั้งศึกษาความสามารถของจุลินทรีย์ที่อยู่ในถังปฏิกรณ์ ในการใช้ไนไตรต์และไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

2. วัสดุอุปกรณ์และวิธีดำเนินการวิจัย

2.1 ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีเควนซ์แบตช์และการทำงาน

การศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบซีเควนซ์แบตช์ ของงานวิจัยนี้ ดังรูปที่ 1 เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้พลาสติกทรงกระบอกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 18 เซนติเมตร สูง 25 เซนติเมตร เป็นถังปฏิกรณ์สำหรับทำการทดลอง ภายในถังปฏิกรณ์บรรจุตัวกระจายอากาศชนิดหัวทราย (Air stone) แบบแท่ง ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1.5 เซนติเมตร ยาว 7 เซนติเมตร ที่หุ้มรอบด้วยแผ่นใยกรอง (Aquarium filter mat) ที่มีพื้นที่ผิว ประมาณ 500 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร เพื่อทำหน้าที่เป็นทั้งตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและตัวกระจายอากาศไปพร้อมกัน จำนวน 12 แท่ง แต่ละแท่งมีพื้นที่ผิว 1.65×10^{-2} ตารางเมตร



รูปที่ 1 ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบซีเควนซ์แบบค้ำและอุปกรณ์ที่ใช้ในการศึกษา (1.ถังเก็บน้ำเสีย 2.ถังปฏิกรณ์ 3.ปั๊มสูบน้ำเสีย 4.ปั๊มหมุนเวียนน้ำในถังปฏิกรณ์และสูบน้ำเสียออก 5.ปั๊มลม 6.ตัวกระจายอากาศชนิดหัวทรายที่หุ้มรอบด้วยแผ่นใยกรอง 7. ไมโครคอนโทรลเลอร์)

การทำงานของถังปฏิกรณ์เป็นแบบเติมน้ำเสียเข้าและถ่ายออก แต่ละรอบการทำงาน เริ่มจากน้ำเสียสังเคราะห์ปริมาตร 2 ลิตรถูกปั๊มเข้าถังปฏิกรณ์ในช่วงต้นเวลาของการทำงานภายใต้สถานะที่ไม่มีการเติมอากาศ เมื่อสิ้นสุดช่วงเวลาของการไม่เติมอากาศ ระบบจะทำการเติมอากาศโดยใช้ปั๊มลม (Air pump) ที่อัตราการไหลของอากาศเท่ากับ 1.0 ลิตรต่อนาที เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ผ่านทางตัวกระจายอากาศชนิดหัวทรายที่หุ้มรอบด้วยแผ่นใยกรอง โดยควบคุมอัตราส่วนของการทำงานภายใต้สถานะที่ไม่มีการเติมอากาศต่อสถานะที่มีการเติมอากาศ เท่ากับ 1:3 ที่ระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ เท่ากับ 12 และ 16 ชั่วโมง เมื่อสิ้นสุดช่วงระยะเวลาของการเติมอากาศ น้ำที่ผ่านการบำบัดทั้งหมดจะถูกถ่ายออกจากถังปฏิกรณ์ซึ่งเป็นขั้นตอนสุดท้ายของรอบการทำงาน ช่วงเริ่มต้นการเดินระบบ ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศ จะถูกนำมาใช้เป็นหัวเชื้อจุลินทรีย์

เมื่อการทำงานของถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพแบบซีเควนซ์แบบค้ำเข้าสู่สภาวะคงตัว จึงเริ่มทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิกรณ์เพื่อทำการวิเคราะห์หาประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์ สำหรับอายุของตะกอนจุลินทรีย์ (Solids retention time, SRT) จะถูกควบคุมไว้ที่ 24 วัน โดยทุก ๆ 2 วัน เมื่อสิ้นสุดระยะเวลาการเติมอากาศ ตัวกลาง 1 แท่ง จะถูกนำออกมาขัดเอาตะกอนจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่บนแผ่นใยกรองออก

2.2 การทดสอบความสามารถของจุลินทรีย์ในการลดแอมโมเนียม และการใช้ในไตรต์และไนเตรต

เมื่อถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีเควนซ์แบบค้ำสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพแล้ว ตัวกลางที่มีจุลินทรีย์เกาะติดอยู่ จะถูกนำมาทดสอบแบบแบคทีเรีย เพื่อหาอัตราการบำบัดแอมโมเนียมหรืออัตราการเกิดไนไตรท์และไนเตรต ของการศึกษ้อัตราการใช้ไนโตรเจนและไนเตรตของจุลินทรีย์ โดยนำตัวกลางที่มีจุลินทรีย์เกาะติดอยู่ออกจากถังปฏิกรณ์ เมื่อสิ้นสุดช่วงสภาวะที่ไม่มีการเติมอากาศ ตัวกลางจะถูกนำมาแช่ในน้ำสะอาดที่ได้ผสมแร่ธาตุต่างๆ ตามตารางที่ 1 โดยไม่มีการเติมตะกอนจุลินทรีย์ที่เกาะติดอยู่บนแผ่นใยกรองออกเพื่อนำไปศึกษาหาอัตราการบำบัดแอมโมเนียม อัตราการใช้ไนโตรเจนและไนเตรต ตามวิธีการทดสอบของธงชัย [12] โดยการศึกษาหาอัตราการใช้นิโตรเจนและไนเตรตนั้น จะไม่มีการเติมสารอาหารคาร์บอนลงในน้ำ และทำการทดสอบที่ระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนและไนเตรต เท่ากับ 5.0, 7.5 และ 10.0 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร

2.3 น้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียที่ใช้ในงานวิจัยนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ CH_3COONa และ NH_4Cl เป็นแหล่ง

สารคาร์บอนและไนโตรเจนตามลำดับ สำหรับองค์ประกอบของสารเคมีที่ใช้เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์แสดงดังตารางที่ 1 [13] น้ำเสียที่เตรียมได้มีค่าซีโอดีเท่ากับ 400 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าแอมโมเนียมเท่ากับ 80 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร

2.4 วิธีการวิเคราะห์

ตัวอย่างน้ำที่เก็บจากถังปฏิกรณ์จะถูกนำมากรองผ่านกระดาษกรองใยแก้ว GF/C ก่อนที่จะนำไปวิเคราะห์หาค่า ซีโอดี แอมโมเนีย ฟอสฟอรัส ไนไตรต์ และไนเตรต ตามวิธีมาตรฐานในการวิเคราะห์น้ำเสีย [14]

ตารางที่ 1 องค์ประกอบของสารเคมีสำหรับใช้เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

สารเคมี	ปริมาณ	Nutrient solution *	
		สารเคมี	ปริมาณ
CH ₃ COONa	513 มิลลิกรัม/ลิตร	FeCl ₃ ·6H ₂ O	1.50 กรัม/ลิตร
	(400 มิลลิกรัม ซีโอดี/ลิตร)	H ₃ BO ₃	0.15 กรัม/ลิตร
NH ₄ Cl	460 มิลลิกรัม/ลิตร	CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.03 กรัม/ลิตร
	(80 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร)	KI	0.18 กรัม/ลิตร
KH ₂ PO ₄	26.4 มิลลิกรัม/ลิตร	MnCl ₂ ·4H ₂ O	0.12 กรัม/ลิตร
	(6.0 มิลลิกรัม ฟอสฟอรัส/ลิตร)	Na ₂ MoO ₄ ·2H ₂ O	0.06 กรัม/ลิตร
CaCl ₂ ·2H ₂ O	14 มิลลิกรัม/ลิตร	ZnSO ₄ ·7H ₂ O	0.12 กรัม/ลิตร
MgSO ₄ ·7H ₂ O	90 มิลลิกรัม/ลิตร	CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.15 กรัม/ลิตร
Nutrient solution *	0.3 มิลลิกรัม/ลิตร	EDTA	10 กรัม/ลิตร

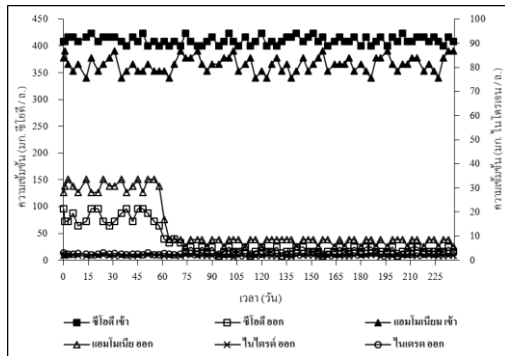
3. ผลการวิจัยและวิจารณ์ผลการวิจัย

3.1 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีเควนซ์แบบตซ์

จากการศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีเควนซ์แบบตซ์ ในการบำบัดน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีและแอมโมเนียม เฉลี่ยเท่ากับ 410 มิลลิกรัม/ลิตร และ 81.16 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร ตามลำดับ พบว่าในช่วงแรกของการทดลองที่ใช้ระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ เท่ากับ 12 ชั่วโมง (วันที่ 1 ถึง 65) น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วยังมีค่าซีโอดีและแอมโมเนียมอยู่ในปริมาณที่สูง ดังกราฟรูปที่ 2 ดังนั้นเพื่อให้การทำงานของถังปฏิกรณ์

มีประสิทธิภาพดีขึ้น จึงทำการเพิ่มระยะเวลาในการเก็บกักน้ำเสียของถังปฏิกรณ์ เป็น 16 ชั่วโมง (วันที่ 66 ถึง 240) จากผลการทดลองพบว่าถังปฏิกรณ์สามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีขึ้น น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าซีโอดีลดลงเหลือ เฉลี่ยเท่ากับ 19 มิลลิกรัม/ลิตร และมีค่าแอมโมเนียมเหลือ เฉลี่ยเท่ากับ 7.59 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียม ร้อยละ 95.42 และ 90.68 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าในน้ำออกมีค่าของไนไตรต์และไนเตรต เฉลี่ยเท่ากับ 1.91 และ 2.75 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร ตามลำดับ ปริมาณของไนไตรต์และไนเตรต ที่เกิดขึ้นและเหลืออยู่ในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วนั้น แสดงให้เห็นว่าเกิด

กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นภายในถังปฏิกรณ์



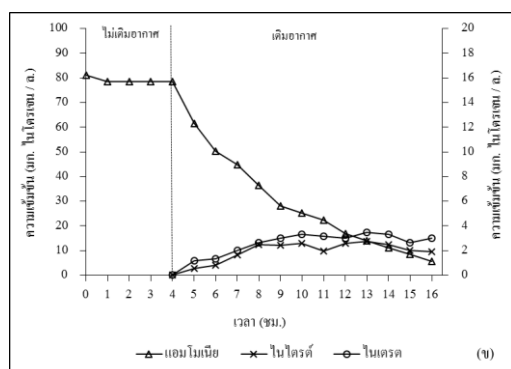
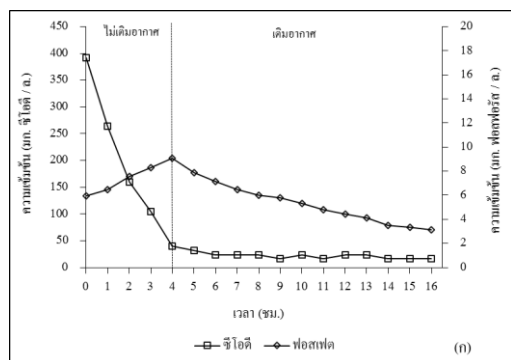
รูปที่ 2 ค่าซีไอดี แอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรด ในน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิกรณ์

3.2 การเปลี่ยนแปลงปริมาณของซีไอดี ฟอสฟอรัส และไนโตรเจนในน้ำเสียตลอดช่วงระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียในถังปฏิกรณ์

เมื่อทำการศึกษาการเปลี่ยนแปลงปริมาณของซีไอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียตลอดช่วงระยะเวลาการเก็บกักน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ ที่มีการทำงานเป็นแบบไม่มีการเติมอากาศสลับกับการเติมอากาศ พบว่าช่วงเริ่มต้นของการบำบัดน้ำเสีย ซีไอดีในน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์จะมีค่าลดลงอย่างต่อเนื่องในช่วงเวลาที่ไม่มีการเติมอากาศ โดยค่าซีไอดีจะลดลงจาก 416 มิลลิกรัม/ลิตร เหลือเท่ากับ 24 มิลลิกรัม/ลิตร จากนั้นซีไอดีจะมีการเปลี่ยนแปลงน้อยมาก เมื่อเข้าสู่ช่วงของการเติมอากาศ โดยมีค่าลดลงเหลือเท่ากับ 16 มิลลิกรัม/ลิตร ดังกราฟรูปที่ 3 (ก) ขณะที่ฟอสเฟตในน้ำเสียจะมีปริมาณเพิ่มสูงขึ้นในช่วงเวลาที่ไม่มีการเติมอากาศ โดยมีค่าเพิ่มขึ้นจาก 5.94 มิลลิกรัม ฟอสฟอรัส/ลิตร เป็น 9.08 มิลลิกรัม ฟอสฟอรัส/ลิตร และเมื่อการทำงานของถังปฏิกรณ์เข้าสู่ช่วงของการเติมอากาศ ค่าฟอสเฟตในน้ำเสียจะมีค่าลดลงเหลือเท่ากับ 3.11 มิลลิกรัม ฟอสฟอรัส/ลิตร ผลการทดลองแสดงให้เห็น

เห็นว่าฟอสฟอรัสในน้ำถูกบำบัดได้บางส่วน ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มที่สามารถบำบัดฟอสฟอรัสได้ คือกลุ่มพีเอโอ (Polyphosphate accumulating organisms, PAO) จุลินทรีย์กลุ่มนี้จะใช้พลังงานจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์มาเป็นพลังงานเพื่อดึงเอาซีไอดีในรูปของกรดไขมันระเหยง่าย (Volatile fatty acid, VFA) ในน้ำเข้ามาสะสมไว้ในเซลล์ในรูปของ โพลีไฮดรอกซีอัลคาโนเอต (Polyhydroxyalkanoate, PHA) ซึ่งการสลายตัวของโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์ ส่งผลให้เกิดการปล่อยฟอสฟอรัสออกมา ทำให้ค่าของซีไอดีลดลงขณะที่ฟอสเฟตในน้ำมีค่าสูงขึ้นภายใต้สภาวะที่ไม่มีการเติมอากาศ [12] เมื่อเข้าสู่ช่วงของการเติมอากาศ จุลินทรีย์กลุ่มพีเอโอจะใช้พลังงานจากการออกซิไดซ์โพลีไฮดรอกซีอัลคาโนเอตในเซลล์เพื่อนำไปใช้เป็นพลังงานในการดึงเอาฟอสเฟตในน้ำเข้ามาสะสมภายในเซลล์ในปริมาณที่มากกว่าการปลดปล่อยออกไป ซึ่งจะถูกสะสมอยู่ในรูปของโพลีฟอสเฟต เมื่อคำนวณหาอัตราส่วนระหว่างปริมาณของฟอสฟอรัสที่เพิ่มขึ้นเทียบกับปริมาณของซีไอดีที่หายไปในช่วงเวลาที่ไม่มีการเติมอากาศ มีค่าเท่ากับ 8×10^{-3} โมล ฟอสฟอรัส/โมล คาร์บอน ซึ่งมีค่าต่ำกว่าค่าที่มีรายงานไว้ในงานวิจัยที่ผ่านมา ที่ทำการศึกษเกี่ยวกับการบำบัดฟอสฟอรัส โดยมีค่าอยู่ในช่วงระหว่าง 0.36 - 0.59 โมล ฟอสฟอรัส/โมล คาร์บอน [15, 16] จากอัตราส่วนของฟอสฟอรัสต่อซีไอดีที่มีค่าต่ำ แสดงให้เห็นว่าซีไอดีในน้ำเสียไม่ได้ถูกจุลินทรีย์กลุ่มพีเอโอใช้เท่านั้น แต่ซีไอดียังถูกแย่งใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มอื่นซึ่งอาจเป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลักที่มีอยู่ในถังปฏิกรณ์ โดยจุลินทรีย์กลุ่มนี้คือกลุ่มจีเอโอ (Glycogen accumulating organisms, GAO) ที่มีการทำงานคล้ายกับกลุ่มพีเอโอ คือสามารถดึงซีไอดีในรูปกรดไขมันระเหยง่ายมา

สะสมไว้ในเซลล์ได้เช่นกัน แต่จะมีการสะสมกลัยโคเจน (Glycogen) ไว้ในเซลล์ แทนการสะสมฟอสฟอรัส [17]



รูปที่ 3 ปริมาณของซีโอไซด์ ฟอสฟอรัส และไนโตรเจนในน้ำเสียตลอดช่วงระยะเวลาการเก็บกักน้ำในถังปฏิกรณ์

สำหรับปริมาณของไนโตรเจนในน้ำเสียพบว่าแอมโมเนียมที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์มีค่าเท่ากับ 84.00 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตรนั้น มีค่าลดลงเพียงเล็กน้อยในช่วงที่ไม่มีเกิดการเติมอากาศ และเมื่อเข้าสู่ช่วงระยะเวลาของการเติมอากาศ ค่าแอมโมเนียมในน้ำเสียจะมีค่าลดลง จนเหลือเท่ากับ 5.60 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร เมื่อสิ้นสุดระยะเวลาการเติมอากาศ ขณะที่แอมโมเนียมมีค่าลดลง ค่าของไนไตรต์และไนเตรตในน้ำจะมีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 1.90 และ 2.98 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร ตามลำดับ เมื่อสิ้นสุดช่วงระยะเวลาการเติมอากาศ ดังกราฟรูปที่ 3 (ข)

การลดลงของแอมโมเนียมในช่วงระยะเวลาการเติมอากาศ พร้อมกับการเพิ่มขึ้นของไนไตรต์และไนเตรต แสดงให้เห็นว่าเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ อย่างไรก็ตามปริมาณของไนไตรต์และไนเตรตที่เกิดขึ้นในน้ำมีปริมาณน้อยกว่าปริมาณของแอมโมเนียมที่หายไป แสดงให้เห็นว่าเกิดการบำบัดไนโตรเจนขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ โดยผ่านทางกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังนั้นภายในถังปฏิกรณ์จะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันควบคู่กันไปพร้อมกัน [8] ซึ่งการในลักษณะนี้จะเกิดขึ้นในสภาพที่ชั้นฟิล์มชีวภาพมีความหนาแน่นพอจนทำให้ออกซิเจนแพร่ผ่านชั้นของฟิล์มชีวภาพไปได้บางส่วน จึงเกิดการแบ่งชั้นของฟิล์มชีวภาพขึ้น โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงเจริญเติบโตได้ดีบริเวณด้านในของชั้นฟิล์มที่ติดกับตัวกลางกระจายอากาศ ทำหน้าที่เปลี่ยนแอมโมเนียมให้เป็นไนไตรต์และไนเตรต และจากที่ซีโอไซด์ในน้ำเสียเกือบทั้งหมดถูกบำบัดในช่วงระยะเวลาของการไม่เติมอากาศ จึงทำให้ไม่มีซีโอไซด์เหลือพอสำหรับให้จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทโรโทรฟิก ดีไนตริฟายอิงเจริญเติบโตได้ ดังนั้นด้านนอกของชั้นฟิล์มจึงเป็นจุลินทรีย์กลุ่มจีโอไอซอนิดดีไนตริฟายอิง หรือดีจีเอโอ (Denitrifying glycogen accumulating organism, DGAO) [17] เจริญเติบโตอยู่ โดยใช้ไนเตรตหรือไนไตรต์ที่เกิดขึ้นมาเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเพื่อการเติบโตของเซลล์ และการสะสมกลัยโคเจน ส่งผลให้เกิดการบำบัดไนโตรเจนขึ้น

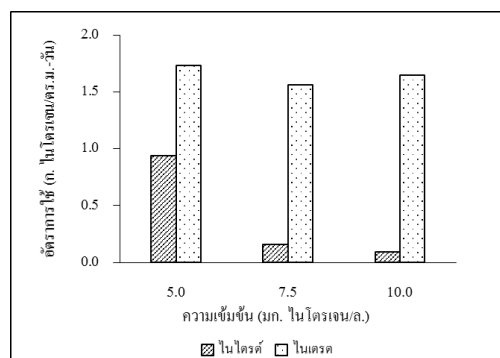
3.3 การทดสอบความสามารถของจุลินทรีย์ในการบำบัดแอมโมเนียม และการใช้ไนไตรต์และไนเตรต

การทดสอบความสามารถของจุลินทรีย์ในการลดหรือบำบัดแอมโมเนียม รวมถึงการใช้ไน

ไตรต์และไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เป็นการทดลองแบบแบตช์ จากการวัดค่าการลดลงของแอมโมเนียมในน้ำเทียบกับเวลา ได้อัตราการบำบัดแอมโมเนียม เท่ากับ 2.26 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน ซึ่งค่าที่วัดได้นี้มีค่าอยู่ในช่วงระหว่างของงานวิจัยที่ผ่านมาที่รายงานค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียมหรืออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 1.0-2.2 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน [18] และ 4.48 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน [7] ส่วนการทดสอบความสามารถของจุลินทรีย์ในการใช้ไนโตรเจนและไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ความเข้มข้น 5.0, 7.5 และ 10.0 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร นั้น พบว่าจุลินทรีย์สามารถใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ที่ทุกค่าความเข้มข้น ดังกราฟรูปที่ 4 โดยอัตราการใช้นิเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนที่ระดับความเข้มข้น 5.0, 7.5 และ 10.0 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร มีค่าใกล้เคียงกันอยู่ระหว่าง 1.56 - 1.73 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน

สำหรับการใช้ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน พบว่าที่ปริมาณของไนโตรเจนในน้ำเท่ากับ 5.0 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร จุลินทรีย์จะมีอัตราการใช้นิโตรเจนเท่ากับ 0.94 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน และเมื่อปริมาณของไนโตรเจนเพิ่มขึ้นเป็น 7.5 และ 10.0 มิลลิกรัม ไนโตรเจน/ลิตร จุลินทรีย์จะมีอัตราการใช้นิโตรเจนต่ำลงมาก ดังกราฟรูปที่ 4 ซึ่งการมีไนโตรเจนสะสมอยู่ในน้ำในปริมาณสูงส่งผลให้เกิดการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ได้ [17] เมื่อเปรียบเทียบอัตราการใช้นิโตรเจนและไนเตรต พบว่าจุลินทรีย์สามารถใช้ไนโตรเจนและไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ทั้งคู่ แต่จะใช้นิเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ดีกว่าไนโตรเจน ดังนั้นภายในถังปฏิกรณ์สามารถเกิดการบำบัดไนโตรเจนผ่านกระบวนการไนตริฟิเคชัน-ดี

ไนตริฟิเคชันแบบสั่นขึ้นได้ โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงทำหน้าที่เปลี่ยนแอมโมเนียมให้เป็นไนโตรเจน จากนั้นไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจะถูกจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริไฟอิงเป็นตัวรับอิเล็กตรอน



รูปที่ 4 ความสามารถของจุลินทรีย์ในการใช้ไนโตรเจนและไนเตรต

4. สรุปผลการวิจัย

ถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีวอนซึ่งแบตช์ที่มีการทำงานแบบไม่มีการเติมอากาศสลับกับการเติมอากาศ สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน เท่ากับ 5 ได้อย่างมีประสิทธิภาพที่อัตราการเก็บกักน้ำ 16 ชั่วโมง โดยสามารถบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียมได้ร้อยละ 95.42 และ 90.68 ตามลำดับ จากผลการทดลองช่วงที่มีการทำงานเป็นแบบเติมอากาศ แสดงให้เห็นว่าปริมาณของไนโตรเจนและไนเตรตที่เกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นมีปริมาณน้อยกว่าปริมาณของแอมโมเนียมที่ถูกบำบัดไป แสดงว่าภายในถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันควบคู่ไปพร้อมกันภายใต้สภาวะที่มีการเติมอากาศ ซึ่งการเกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันนี้ เป็นการเกิดในลักษณะของไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชันแบบสั่น อันเป็นผลมาจากการที่มีจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟอิงและ

จุลินทรีย์กลุ่มคีโอ โอเจริญเติบโตอยู่ร่วมกันในชั้นฟิล์มชีวภาพ โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนโตริไฟอิงมีอัตราการบำบัดแอมโมเนียมหรืออัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน เท่ากับ 2.26 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน ส่วนจุลินทรีย์กลุ่มคีโอโอสามารถใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ดีกว่าไนไตรต์ ที่อัตราการใช้ไนเตรต เท่ากับ 1.56 - 1.73 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน และอัตราการใช้ไนไตรต์ เท่ากับ 0.94 กรัม ไนโตรเจน/ตารางเมตร-วัน

แม้ว่าผลการทดลองแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์ฟิล์มชีวภาพซีเควนซึ่งแบบดซ์ในการบำบัดสารคาร์บอนและไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ได้เป็นอย่างดี แต่การที่จะนำระบบดังกล่าวไปใช้งานเพื่อบำบัดน้ำเสียจริงนั้น จำเป็นต้องพิจารณาถึงอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนที่มีอยู่ในน้ำเสียด้วย ซึ่งในกรณีที่มีอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน น้อยกว่า 5 อาจมีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำ อันเนื่องจากปริมาณของสารคาร์บอนในน้ำมีไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนโตรเจนได้

4. กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณมหาวิทยาลัยนเรศวรที่ให้การสนับสนุนทุนในการทำวิจัยและอนุเคราะห์ให้ใช้สถานที่ในการทำวิจัย ซึ่งทำให้งานวิจัยชิ้นนี้ประสบความสำเร็จตามแผนงานวิจัยที่วางไว้

5. เอกสารอ้างอิง

[1] Aslan S. and Dahab M. Nitritation and denitritation of ammonium-rich wastewater using fluidized- bed biofilm reactors. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. 156 : 56–63.

[2] Zeng W., Li L., Yang Y., Wang S. and Peng Y. Nitritation and denitritation of domestic wastewater using a continuous anaerobic–anoxic–aerobic (A^2O) process at ambient temperatures. *Bioresource Technology*. 2010. 101 : 8074-8082.

[3] Abeling U. and Seyfried C.F. Anaerobic-aerobic treatment of high- strength ammonium wastewater- nitrogen removal via nitrite. *Water Science and Technology*. 1992. 26(5-6) : 1007-1015.

[4] Glass C. , Silverstein J. A. and Oh J. Inhibition of denitrification in activated sludge by nitrite. *Water Environment Research*. 1997. 69(6) : 1086-1093.

[5] Zhang L., Wei C., Zhang K., Zhang C., Fang Q. and Li S. Effects of temperature on simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a sequencing batch biofilm reactor. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2009. 32(2) : 175-182.

[6] Seifiab M. and Fazaelipoora M. H. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. *Applied Mathematical Modelling*. 2012. 36(11) : 5603-5613.

[7] Terada A., Hibiya K., Nagai J., Tsuneda S. and Hirata A. Nitrogen removal characteristics and biofilm analysis of a membrane- aerated biofilm reactor applicable to high- strength nitrogenous

- wastewater treatment. *Journal Bioscience and Bioengineering*. 2003. 95(2) : 170-178.
- [8] Matsumoto S., Terada A. and Tsuneda S. Modeling of membrane- aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. *Biochemical Engineering Journal*. 2007. 37(1) : 98-107.
- [9] Semmens M.J., Dahm K., Shanahan J. and Christianson A. COD and nitrogen removal by biofilms growing on gas permeable membranes. *Water Research*. 2003. 37(18) : 4343-4350.
- [10] Wei X., Li B, Zhao S., Qiang C., Zhang H. and Wang S. COD and nitrogen removal in facilitated transfer membrane- aerated biofilm reactor (FT- MABR) . *Journal of Membrane Science*. 2012. 389 : 257-264.
- [11] ขวัญเนตร สมบัติสมภพ. การบำบัดน้ำเสียด้วยระบบเอสบีอาร์. *วารสารวิชาการพระจอมเกล้าพระนครเหนือ*. 2551. 18(3) : 96-103.
- [12] ธงชัย พรรณสวัสดิ์. *การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ*. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย; 2544.
- [13] Soejima K., Oki K., Terada A., Tsuneda S. and Hirata A. Effects of acetate and nitrite addition on fraction of denitrifying phosphate- accumulating organisms and nutrient removal efficiency in anaerobic/ aerobic/ anoxic process. *Bioprocess and Biosystems Engineering*. 2006. 29 : 305-313.
- [14] APHA, AWWA, and WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. American Public Health Association, Washington. 1998.
- [15] He S. , Gu A. Z. and McMahon K. D. Progress toward understanding the distribution of Accumulibacter among full-scale enhanced biological phosphorus removal systems. *Microbial Ecology*. 2008. 55 : 229-236.
- [16] Coma M., Verawaty M., Pijuan M., Yuan Z. and Bond P. L. Enhancing aerobic granulation for biological nutrient removal from domestic wastewater. *Bioresource Technology*. 2012. 103 : 101-108.
- [17] Zeng R.J., Yuan Z. and Keller J. Enrichment of denitrifying glycogen- accumulating Organisms in anaerobic/ anoxic activated sludge system. *Biotechnology and Bioengineering*. 2003. 81(4) : 397-404.
- [18] Syron E. , Semmens M. J. and Casey E. Performance analysis of a pilot- scale membrane aerated biofilm reactor for the treatment of landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*. 2015. 273 : 120-129.