



การลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในถังปฏิกรณ์ ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ไม่มีการเวียนน้ำกลับ

Reducing C-source in Non-recycling Denitrification Fluidized Bed Reactor

Supanee Nomai Phatchariya Rungkitwatananukul Wiboonluk Pungrasmi* and Chaiyaporn Puprasert*

สุภาณี โนใหม่ พัทชรียา รุ่งกิจวัฒนากุล วิบูลย์ลักษณ์ พึ่งรัมย์* และ ชัยพร ภูประเสริฐ*

ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพฯ 10330

*E-mail : wiboonluk.p@chula.ac.th, chaiyaporn.p@chula.ac.th

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้ศึกษาแนวทางการลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในกระบวนการบำบัดในถังด้วยถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดแบบไร้อากาศที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในเมื่อใช้เม็ดขี้เถ้าเป็นวัสดุตัวกลาง เพื่อบำบัดน้ำเสียที่มีค่าไนโตรเจนที่ 100 มก./ล. และเติมกลูโคสเพื่อเป็นแหล่งอินทรีย์คาร์บอน การทดลองแบ่งออกเป็นสามขั้นตอน ขั้นตอนแรกเป็นการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ให้มีความพร้อมต่อการบำบัดน้ำเสียโดยเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5:1 พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและซีโอดีร้อยละ 97.59 ± 8.30 และ 85.50 ± 9.07 ตามลำดับ ขั้นตอนที่สองเป็นการติดตามสมรรถนะของระบบในการบำบัดน้ำเสียเมื่อมีสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ พบว่าเมื่อปรับลดค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เป็น 1:1 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเหลือเพียงร้อยละ 25.93 ± 9.89 ส่วนขั้นตอนสุดท้ายเป็นการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเมื่อเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบเป็นลำดับขั้น เพื่อหาค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนโดยรวมต่ำที่สุดที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดไนโตรเจน โดยทำการปรับเปลี่ยนค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ ของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบจนกระทั่งได้ค่าประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัดไนโตรเจนและซีโอดี จากการทดลองพบว่า เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ ประมาณ 3.6:1 ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและซีโอดีสูงที่สุดเท่ากับร้อยละ 96.86 ± 3.65 และ 95.74 ± 1.84 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าการเดินระบบโดยป้อนน้ำเสียแบบเป็นลำดับขั้นช่วยลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนได้ และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าไนโตรเจนและซีโอดีต่ำ

คำสำคัญ : กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน; สารอินทรีย์คาร์บอน; ฟิสิกส์ชีวภาพ; ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

Abstract

This research focus on the reduction of carbon source usage in a denitrification process. A fluidized bed reactor (FBR) that operated under anaerobic condition with non-internal recirculation using granular rubber as media. The FBR was fed with a fixed nitrate concentration wastewater as 100 mg/L and glucose was added as external carbon source. The experiment consisted of three experimental approaches. The first step is the FBR start-up in order to enrich the microorganism and induce the biofilm formation on the media. The FBR was fed with wastewater containing COD: NO_3^- -N of 5:1 and the result showed that nitrate and COD removal efficiencies were $97.59 \pm 8.30\%$ and $85.50 \pm 9.07\%$, respectively. Afterwards, the FBR was fed with COD: NO_3^- -N ratio of 1:1, to evaluate the FBR performance under low COD: NO_3^- -N ratio. The result presented that the nitrate reduction efficiency was decreased to 25.93 ± 9.89 . Then in the last step, the carbon step-fed experiment was performed. The various COD: NO_3^- -N ratio contained wastewater were fed into the FBR to find the highest reactor performance in term of nitrate and COD removal efficiency. The results demonstrated that at COD: NO_3^- -N ratio about 3.6:1, the FBR gave the highest nitrate and COD removal efficiencies as $96.86 \pm 3.65\%$ and $95.74 \pm 1.84\%$, respectively. Furthermore, the carbon step-fed can be used to reduce the addition of external carbon source in denitrification process, provided high efficiency of nitrate and COD removal.

Keywords : Denitrification; Carbon source; Biofilm; Fluidized bed reactor

บทนำ

กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบใช้อากาศ (Aerobic treatment) จะเป็นการเปลี่ยนรูปความสกปรกในโตรเจนในน้ำเสีย จากองค์ประกอบในรูปแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรต จึงมักพบว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าไนเตรตสูงแต่มีค่าซีโอดีต่ำ เมื่อปล่อยน้ำเสียดังกล่าวลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำ เนื่องจากไนเตรตเป็นสาเหตุของการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วของสาหร่ายส่งผลให้เกิดผลกระทบต่อระบบนิเวศในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ นอกจากนี้การปนเปื้อนไนเตรตในแหล่งน้ำใต้ดินยังส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำดิบที่ใช้เพื่อการบริโภค จึงมีความจำเป็นอย่างย่งที่น้ำเสียที่ค่าไนเตรตสูงจะต้องผ่านการบำบัดอีกครั้งเพื่อลดปริมาณธาตุอาหารนี้ก่อน เพื่อให้มีค่าผ่านมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน [1] ก่อนที่จะปล่อยน้ำลงสู่

แหล่งน้ำธรรมชาติได้การบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนเตรตสามารถทำได้โดยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งเป็นกระบวนการทางชีวภาพที่อาศัยการทำงานของดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียในสภาวะที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเพียงพอ [2] อย่างไรก็ตามข้อจำกัดประการหนึ่งของการบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนเตรต ก็คือน้ำเสียเหล่านี้มักมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริเคชันได้อย่างสมบูรณ์ โดยทั่วไปแล้วการกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจึงต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเข้าสู่ระบบในปริมาณที่มากเกินไป ด้วยเหตุนี้จึงเป็นการสิ้นเปลืองและเพิ่มต้นทุนในการบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นการพัฒนาารูปแบบการบำบัดไนเตรตในน้ำเสียภายใต้เงื่อนไขของการที่ระบบมีสมรรถนะที่ดี ให้ประสิทธิภาพสูงในการกำจัดไนเตรต ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนน้อย และไม่จำเป็นต้องมีระบบบำบัดอื่นๆ ต่อท้าย จึงเป็นทางเลือกที่

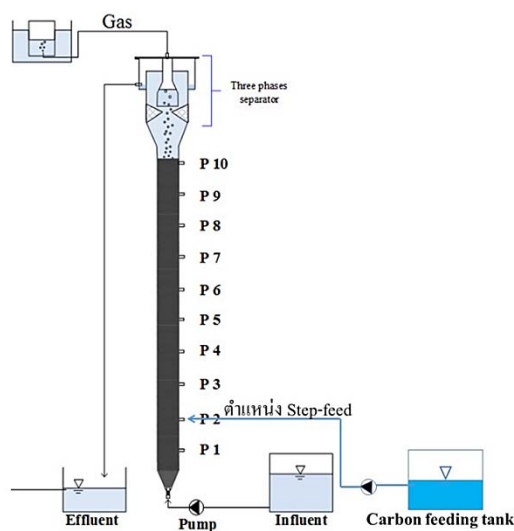
น่าสนใจ ในงานวิจัยนี้จึงศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรดของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในเนื่องจากถังปฏิกรณ์รูปแบบนี้มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรดสูง [3] โดยจุลินทรีย์เติบโตและสร้างฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางทำให้สามารถรักษาจุลินทรีย์ปริมาณมากไว้ในระบบได้ นอกจากนี้เม็ดยางยังมีน้ำหนักเบาจึงเป็นวัสดุตัวกลางที่ช่วยประหยัดพลังงานในการเดินระบบ การเดินระบบเพื่อให้ตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์จึงสามารถเกิดขึ้นได้ในสภาวะที่ไม่หมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบ [4] นอกจากนี้จากงานวิจัยที่ผ่านมายังพบว่า เม็ดยางสามารถนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียได้โดยไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ [5] จากเหตุผลดังกล่าวจึงเป็นที่มาของแนวคิดต่อยอดเพื่อหาแนวทางลดการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรด เพื่อให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ระบบบำบัดแบบเป็นลำดับขั้น (Step feed) ใช้ในการเกิดปฏิกิริยาได้อย่างพอดีกับปริมาณ

ไนเตรดในน้ำเสีย ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพที่ดีทั้งในแง่ของการกำจัดไนเตรดและชีโอดี

อุปกรณ์และวิธีการ

ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด (Fluidized bed reactor)

ถังปฏิกรณ์อะคลิลิกใสทรงกระบอกสูง มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 0.04 ม. สูง 2.6 ม. โดยควบคุมค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ให้อยู่ในช่วงค่าความเร็วต่ำสุดและค่าความเร็วสูงสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เชชัน (1.16-7.19 ม./ชม.) เพื่อให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวจนกระทั่งมีความสูง 1.5 เท่าของความสูงเริ่มต้น [4] เดินระบบให้มีระยะพักพักทางชลศาสตร์ 45.6 นาที ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์มีจุดเก็บตัวอย่างทั้งสิ้น 10 จุด แต่ละจุดมีระยะห่างจากกัน 22 ซม. โดยรูปที่ 1 แสดงการติดตั้งถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดและชุดอุปกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัยส่วนรูปที่ 2 แสดงภาพถ่ายของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบจริง



รูปที่ 1 ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดและการติดตั้งอุปกรณ์



รูปที่ 2 ภาพถ่ายถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบจริง

วัสดุตัวกลาง (Media)

งานวิจัยนี้เลือกใช้เม็ดยางบดละเอียด (Granular rubber) ขนาด (D50) 0.043 ซม. เป็นตัวกลางในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด โดยเม็ดยางดังกล่าวมีค่าความหนาแน่น 1,200 กก./ลบ.ม. พื้นที่ผิวจำเพาะ 0.025 ตร.ม./กก. ค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (Uniformity Coefficient) 1.530 [3, 4] โดยบรรจุเม็ดยางลงถังปฏิกรณ์ให้มีความสูงประมาณ 1.30 ม. ซึ่งเป็นระดับความสูงที่เมื่อเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันแล้วเม็ดยางไม่หลุดออกมากับน้ำทิ้ง

น้ำเสียสังเคราะห์ (Synthetic wastewater)

น้ำเสียสังเคราะห์เตรียมจากน้ำประปาโดยเติมกลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนและโซเดียมไนเตรดเป็นแหล่งของไนโตรเจน มีการเติมธาตุอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบอย่างครบถ้วนตามสูตรของ Xing และคณะ [6] โดยควบคุมความเข้มข้นของไนเตรดลงที่ 100 มก./ไนเตรด-

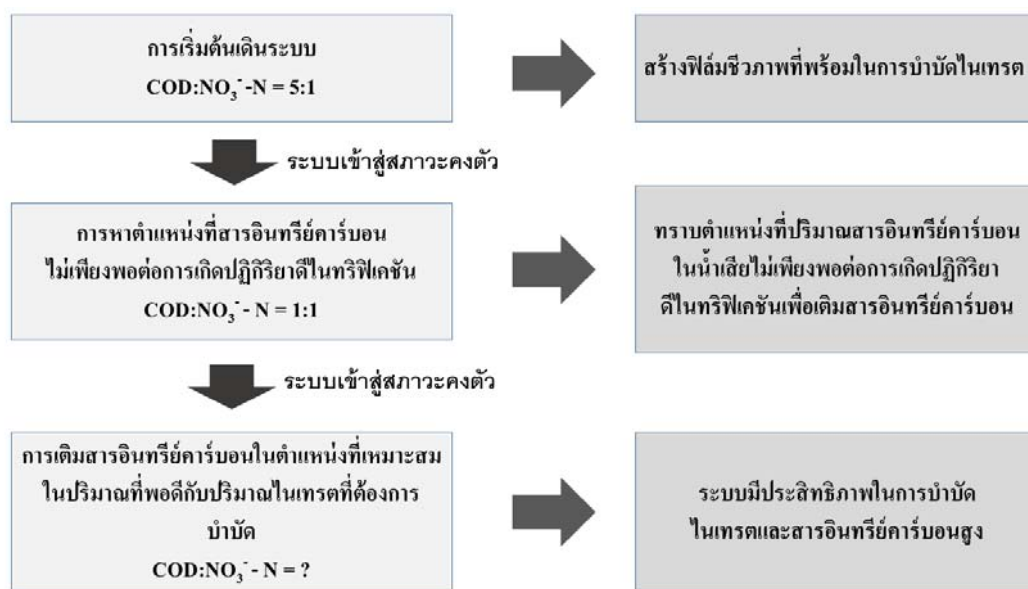
ไนโตรเจน/ล. ตลอดจนการทดลอง และปรับเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของกลูโคสให้มีค่าซีโอดีต่างๆ กัน

การวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ ซีโอดีไนเตรด และของแข็งแขวนลอยทั้งหมดโดยอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ตาม Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater [7] ส่วนไนเตรดวิเคราะห์โดยใช้ Ion selective electrode (Seven Compact TM pH/Ion S220, METTLER TOLEDO, Switzerland)

ขั้นตอนการทดลอง

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองเป็น 3 ส่วน (ดังรูปที่ 3) การทดลองแต่ละส่วนมีวัตถุประสงค์แตกต่างกัน ดังนั้น ค่าอัตราส่วน $COD:NO_3^- - N$ ในน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองจึงมีค่าต่างกันโดยการทดลองแต่ละส่วนมีรายละเอียดดังนี้



รูปที่ 3 แผนผังแสดงขั้นตอนการทดลอง

การทดลองส่วนที่ 1 การเริ่มต้นเดินระบบบำบัดในเทรตโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดขางบละเอียดเป็นวัสดุตัวกลาง ควบคุมอัตราส่วน $COD:NO_3^- -N$ เท่ากับ 5:1 เนื่องจากค่าดังกล่าวเป็นค่าที่เหมาะสมจากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริกของการกำจัดในเทรตและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ [8] เพื่อให้จุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์มีความพร้อมในการเกิดปฏิกิริยาดินทรีย์ฟิเคชันและสร้างฟิล์มชีวภาพบนเม็ดขางที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลาง [6]

การทดลองส่วนที่ 2 เป็นการหาตำแหน่งภายในถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่เพียงพอต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเนื่องจากน้ำเสียที่ปนเปื้อนในเทรตส่วนใหญ่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ [9] ดังนั้นในการทดลองนี้จึงทำการปรับค่าอัตราส่วน $COD:NO_3^- -N$ ในน้ำเสียเข้าระบบ โดยลดลงจนมีค่าเท่ากับ 1:1 และเก็บตัวอย่างน้ำออกที่จุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุดตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ (ดังรูปที่ 1) เพื่อให้ทราบตำแหน่งที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดินทรีย์ฟิเคชัน

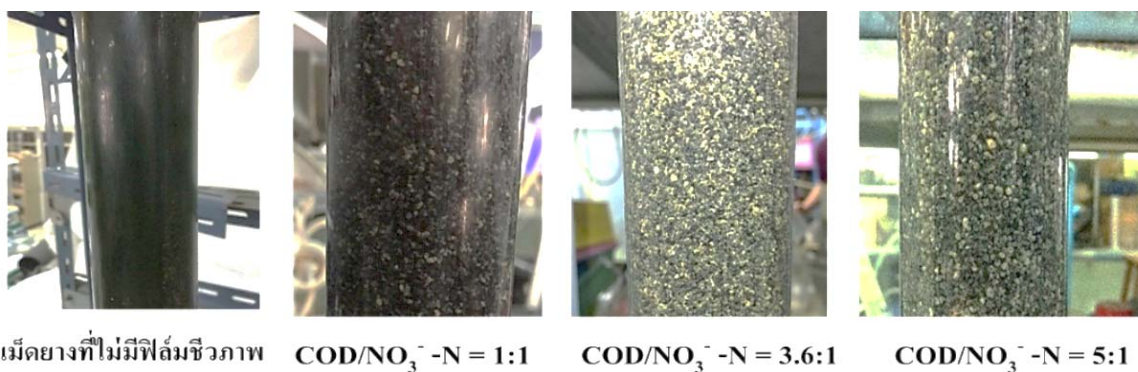
การทดลองส่วนที่ 3 เป็นการทดลองเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าถังปฏิกรณ์แบบเป็นลำดับขั้นเพื่อให้ปฏิกิริยาดินทรีย์ฟิเคชันเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์

กำจัดในเทรตในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุดโดยพิจารณาร่วมกันทั้งตำแหน่งและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้เกณฑ์การตัดสินใจคือ ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนน้อยที่สุดที่ทำให้ระบบสามารถบำบัดในเทรตจนกระทั่งน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าผ่านมาตรฐาน

ผลการทดลองและวิจารณ์

การเริ่มต้นเดินระบบ

เมื่อป้อนน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน $COD:NO_3^- -N$ เท่ากับ 5 เข้าสู่ถังปฏิกรณ์และวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำที่จวนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดในเทรตและสารอินทรีย์คาร์บอนเท่ากับร้อยละ 97.59 ± 8.30 และ 85.50 ± 9.07 ตามลำดับ ผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ากระบวนการดีไนทริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดสามารถบำบัดในเทรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน นอกจากนี้ยังสังเกตได้ว่าบนผิวเม็ดขางมีฟิล์มชีวภาพมาห่อหุ้มจนทำให้สีของชั้นเบดเปลี่ยนไปจากเดิมที่มีสีดำจนกลายเป็นสีน้ำตาลอ่อนหลังจากสิ้นสุดช่วงการเริ่มต้นเดินระบบ ดังรูปที่ 4



รูปที่ 4 การเปลี่ยนแปลงลักษณะทางกายภาพของฟิล์มชีวภาพบนเม็ดขางที่อัตราส่วน $COD:NO_3^- -N$ ต่างๆ

ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไคซ์เบด

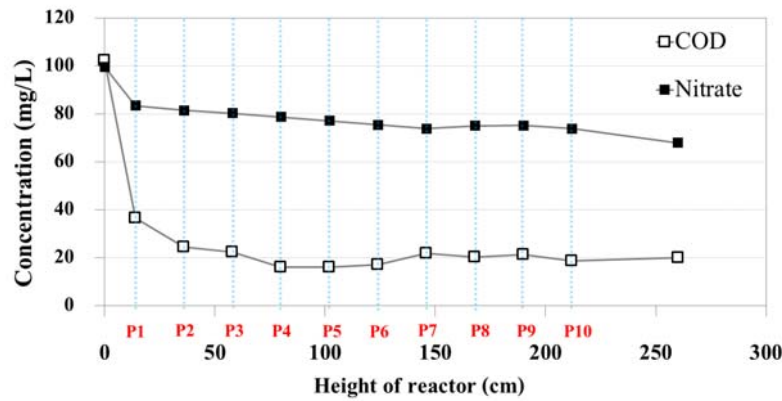
ในการทดลองส่วนที่ 2 เมื่อปรับลดค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N ในน้ำเสียให้เท่ากับ 1 ผลการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตเท่ากับร้อยละ 80.36±9.23 และ 25.93±9.89 ตามลำดับ ผลการทดลองดังกล่าวชี้ให้เห็นถึงความสำคัญของสารอินทรีย์คาร์บอนในกระบวนการบำบัดไนเตรต เพราะหากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา กระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะไม่สามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์เมื่อวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ได้ผลดังแสดงในรูปที่ 5 พบว่าจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์สามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียได้มากที่สุด ณ จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 ซึ่งมีความสอดคล้องกับค่าปริมาณไนเตรตที่วัดค่าได้ โดยพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 มีค่าลดลงเล็กน้อยไปจนถึงจุดเก็บตัวอย่างที่ 10 โดยจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 มีระยะห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เพียง 14 ซม. ทั้งนี้ผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไคซ์เบดที่บรรจุเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางนี้เกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว

การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

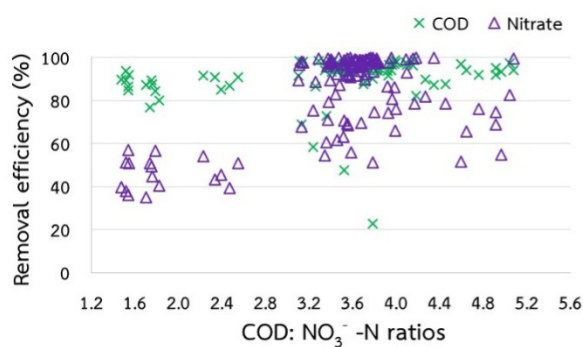
จากผลการทดลองในส่วนที่ 2 ทำให้ระบุได้ว่า ณ จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน แต่เนื่องจากตำแหน่งดังกล่าวมีระยะห่างจากจุดที่น้ำเสีย

ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เพียง 14 ซม. ซึ่งการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในตำแหน่งดังกล่าวอาจก่อให้เกิดปัญหาการไหลล้นวงจร ดังนั้นจึงเลือกเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ในจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 ซึ่งมีระยะห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เท่ากับ 36 ซม.

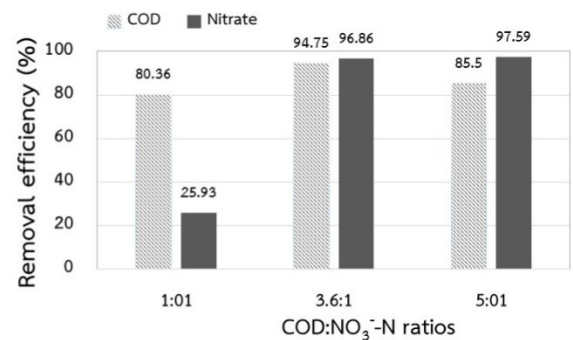
สำหรับการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่แตกต่างกัน พบว่าส่งผลให้ระบบบำบัดมีค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N แตกต่างกัน (ดังรูปที่ 6) โดยพบว่าที่อัตราส่วน COD:NO₃⁻-N โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6:1 ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนร้อยละ 96.86 และ 95.74 ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตจากการทดลองทั้ง 3 ส่วน ดังรูปที่ 7 จะสังเกตได้ว่าการบำบัดไนเตรตที่ค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 5:1 และ 3.6:1 มีประสิทธิภาพไม่แตกต่างกัน แต่พบว่าที่ค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 3.6:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่า นั่นคืออัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 3.6:1 เป็นปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่พอดีกับปริมาณไนเตรตที่ต้องการบำบัด นอกจากนี้ผลการทดลองในรูปที่ 7 ยังชี้ให้เห็นว่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 1:1 มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำที่สุด ทั้งที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเริ่มต้นในน้ำเสียน้อยที่สุด ปรากฏการณ์ดังกล่าวอธิบายได้จากการเปลี่ยนแปลงลักษณะทางกายภาพของเม็ดยางที่พบว่ายิ่งค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N มีค่าต่ำลงยิ่งส่งผลให้ความหนาของฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางมีความหนาน้อยลง ดังนั้นการเดินระบบที่ค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 1:1 จึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำที่สุด



รูปที่ 5 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่แต่ละความสูงของถังปฏิกรณ์ที่ค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 1:1



รูปที่ 6 ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนที่แต่ละค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$

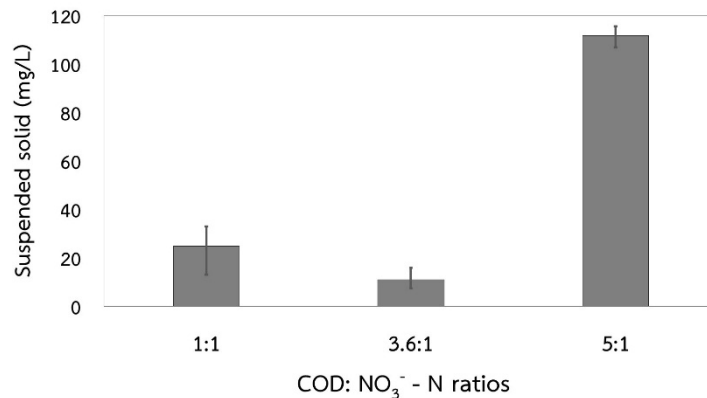


รูปที่ 7 ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนจากการทดลองทั้งสามส่วน

กลไกการบำบัดไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

รูปที่ 8 แสดงผลการวิเคราะห์ค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Suspended Solid) ในการทดลองทั้งสามส่วน พบว่าการเดินระบบโดยใช้ค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5:1 มีค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดสูงที่สุด โดยที่ค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 3.6:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูงเช่นเดียวกัน แต่กลับมีค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียต่ำกว่า ซึ่งปรากฏการณ์ดังกล่าวอธิบายได้ว่าที่ค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5:1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เดิมมีมากเกินไปความต้องการของจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มตรึงที่ห่อหุ้มอยู่บนเม็ดยาง และเนื่องจากการแพร่ของสารเข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพมีขีดจำกัด [6] ดังนั้นปริมาณ

สารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือจึงไม่สามารถแพร่เข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพได้ แต่อาจถูกนำไปใช้โดยจุลินทรีย์ที่เจริญแบบแขวนลอย เพราะเหตุนี้ค่าของแข็งแขวนลอยในการเดินระบบด้วยค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5:1 จึงมีค่าสูงที่สุด นอกจากนี้จุลินทรีย์ที่เจริญแบบแขวนลอยยังมีแอกติวิตีในการเกิดปฏิกิริยาค่าต่ำกว่าจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มตรึงสังเกตได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบจุลินทรีย์แขวนลอยมักใช้ค่าอัตราส่วน $\text{COD}:\text{NO}_3^- - \text{N}$ มากกว่า 5:1 และใช้ระยะเวลาถักน้ำเสียอย่างต่ำ 1 ชม. [9] จึงจะสามารถบำบัดไนเตรตให้ผ่านค่ามาตรฐานได้ ดังนั้นระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดนี้ที่ใช้ระยะเวลาถักน้ำเสียโดยเฉลี่ยเพียง 35.5 นาที จึงไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดิไนทริฟิเคชันของจุลินทรีย์ที่เจริญแบบแขวนลอยได้ [10]



รูปที่ 8 ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N แตกต่างกัน

ทั้งนี้การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้นเป็นการจัดสภาพภายในถังปฏิกรณ์ให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์ที่เจริญในลักษณะฟิล์มตรึงซึ่งเป็นกลุ่มประชากรจุลินทรีย์หลักที่ทำหน้าที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่พอดีกับความต้องการของจุลินทรีย์ดังกล่าวในถังปฏิกรณ์จะทำให้เกิดการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในกระบวนการบำบัดอย่างคุ้มค่าที่สุด แต่หากในระบบมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ต่ำเกินไปจะกระตุ้นอัตราการหลุดของจุลินทรีย์จากชั้นฟิล์มชีวภาพ [9] ด้วยเหตุนี้การเดินระบบที่มีค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 1:1 จึงมีค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งของระบบสูงกว่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากการเดินระบบที่มีค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 3.6:1

สรุปผล

การบำบัดน้ำเสียผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไคซ์แบบไร้อากาศที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายในโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น สามารถลดการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนของจุลินทรีย์ได้ดี หลักเล็งการเจริญเติบโต

ของจุลินทรีย์ชนิดแขวนลอยโดยกลไกการกำจัดไนเตรดเป็นการทำงานของจุลินทรีย์ชนิดฟิล์มตรึงเป็นหลักซึ่งระบบมีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดไนเตรดและซีโอดีในสถานะที่มีระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ประมาณ 35.5 นาที

เอกสารอ้างอิง

- [1] Notification of the National Environmental Board, No. 8, B.E. 2537 (1994), issued under the Enhancement and Conservation of National Environmental Quality Act B.E.2535 (1992), published in the Royal Government Gazette, Vol. 111, Part 16, dated February 24, B.E.2537 (1994).
- [2] Xie, L., Chen, J., Wang, R. and Zhou, Q. 2012. Effect of carbon source and COD/NO₃⁻-N ratio on anaerobic simultaneous denitrification and methanogenesis for high-strength wastewater treatment. J Biosci Bioeng. 113(6): 759-764.
- [3] Wanida Horkam. 2011. Nitrate removal by denitrification process in fluidized bed reactor

- using rubber granule as a media. Master's Thesis Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University. (in Thai)
- [4] Thipaporn Sirinukulwattana. 2012. Low COD concentration wastewater treatment by anaerobic fluidized bed reactor using rubber granule as a media without internal recirculation. Master's Thesis Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University. (in Thai)
- [5] Park, J., Ellis, T.G. and Lally, M. 2006. Evaluation of tire derived rubber particles for biofiltration media. WEFTEC. 6: 3217-3230.
- [6] Xing, X., Jun, B., Yanagida, M., Tangi, Y. and Unno, H. 2000. Effect of C/N values on microbial simultaneous removal of carbonaceous and nitrogenous substances in wastewater by single continuous-flow fluidized-bed bioreactor containing porous carrier particles. Biochem Eng J. 5: 29-37.
- [7] APHA, 2012. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20thed. Washington DC, USA.
- [8] Franco, A., Roca, E. and Lema, J. M. 2006. Granulation in high-load denitrifying up flow sludge bed (USB) pulsed reactors. Water Res. 40: 871-880.
- [9] Suhr, K.I., Pedersen, P.B. and Arvin, E. 2013. End-of-pipe denitrification using RAS effluent waste stream: Effect of C/N-ratio and hydraulic retention time. Aquacult Eng. 53: 57-64.
- [10] Chu, L. and Wang, J. 2011. Nitrogen removal using biodegradation polymer as carbon source and biofilm carriers in a moving bed biofilm reactor. Chem Eng J. 170: 220-225.