การควบคุมความเข้มข้นของสารอนินทรีย์ไนโตรเจนและอัตราการบำบัดแอมโมเนีย โดยตะกอนชีวภาพจากระบบเลี้ยงสัตว์น้ำแบบปิด

Control of Inorganic Nitrogen Concentrations and Ammonium Removal Rates by Biological Sludge from Closed Aquaculture Cultivating System

พรรณทภรณ์ สิทธิ์พลางกูร[1] วิบูลย์ลักษณ์ พึ่งรัศมี[1] และ กษิดิศ หนูทอง[2]

Pantaporn Sittplangkoon[1] , Wiboonluk Pungrasmi[1] and Kasidit Noothong[2]

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาเบื้องต้นถึงความสามารถของตะกอนที่เกิดขึ้นเองในระบบเลี้ยงสัตว์น้ำแบบปิดในการบำบัดสารอนินทรีย์ไนโตรเจน โดยเฉพาะแอมโมเนีย และไนไทรต์ การทดลองนี้ทำการเลี้ยงปลานิลที่ความหนาแน่นเริ่มต้นที่ 3.0 กก./ลบ.ม. โดยไม่มีการเปลี่ยนถ่ายน้ำและแยกตะกอนออกจากบ่อเลี้ยงเป็นระยะเวลา 60 วัน ผลการทดลองพบว่าการควบคุมปริมาณตะกอนแขวนลอยให้อยู่ในช่วง 200 ถึง 800 มก.ของแข็งแขวนลอย/ล. ซึ่งเทียบเท่ากับปริมาณของเสียไนโตรเจนในช่วง 2.9 ถึง 9.6 มก.ไนโตรเจน/ล./วัน สามารถควบคุมความเข้มข้นของแอมโมเนียและไนไทรต์ในน้ำให้ต่ำกว่า 1.0 มก.ไนโตรเจน/ล. นอกจากนี้ยังพบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียของตะกอนชีวภาพจากถังเลี้ยงปลานิลเปลี่ยนแปลงตามเวลาโดยมีค่าเท่ากับ 0.023 ± 0.001 มก.ไนโตรเจน/มก.ของแข็งแขวนลอย/วัน ในวันที่ 30 ซึ่งมากกว่าค่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียในช่วงก่อนวันที่ 20 และหลังจากวันที่ 50 อย่างมีนัยสำคัญ

ABSTRACT

This research is a preliminary study on the ability of solids sludge formed in the closed aquaculture system in treating of ammonium and nitrite. Tilapia cultivation was conducted for 60 days without water exchange and solids removal given the initial tilapia weight density of 3.0 kg/m^3. Maintenance of suspended solids concentrations between 200 and 800 mg SS/L, which was equivalent to nitrogen waste loadings ranged from 2.9 to 9.6 mg N/mg SS/day, was capable of maintaining ammonium and nitrite concentrations below 1.0 mg N/L. In addition, ammonium removal rates of biological solids from cultivating tanks varied time with the rate on Day 30 determined at 0.023 ± 0.001 mg N/mg SS/day, a significantly higher value than the rates observed before Day 20 and after Day 50.

Key Words: Bioflocs, Nitrification, Solids, Nitrogen, TAN, Aquaculture

e-mail address: sittplangkoon.p@hotmail.com

[1] ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย กรุงเทพฯ 10330

[1] Department of Enviromental Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University, Bangkok 10330

[2] ภาควิชาวิศวกรรมเคมี คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย 10330

[2] Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Chulalongkorn University, Bangkok 10330

คำนำ

การเลี้ยงสัตว์น้ำในประเทศไทยนิยมทำในบ่อดินหรือกระชังซึ่งให้ผลผลิตไม่เพียงพอต่อความต้องการบริโภคที่สูงขึ้น การเลี้ยงสัตว์น้ำในลักษณะดังกล่าวต้องใช้น้ำจากแหล่งน้ำธรรมชาติในปริมาณมากและมักประสบปัญหาคุณภาพน้ำจากการปล่อยน้ำเสียบริเวณต้นน้ำซึ่งนำไปสู่การติดโรค การสะสมของของเสียในระหว่างการเลี้ยงทำให้เกิดผลเสียต่อสุขภาพสัตว์น้ำ ซึ่งเกษตรกรมักดำเนินการแก้ไขโดยการปล่อยน้ำเสียจากบ่อเลี้ยงลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติโดยไม่ผ่านการบำบัด ทำให้เกิดมลภาวะทางน้ำตามมา จากเหตุผลดังกล่าวการเลี้ยงสัตว์น้ำในประเทศไทยจึงเริ่มปรับตัวและเปลี่ยนแนวทางการเลี้ยงจากระบบเปิดที่มีความหนาแน่นของสัตว์น้ำต่ำเข้าสู่ระบบปิดหรือกึ่งปิดที่ระดับความหนาแน่นสูง

การสะสมของสารอนินทรีย์ไนโตรเจน ได้แก่ แอมโมเนีย ไนไทรต์ และไนเทรต เป็นสิ่งที่พบได้ทั่วไประหว่างการเลี้ยงสัตว์น้ำในบ่อไร้ดินที่ปูด้วยผ้าใบหรือบ่อซีเมนต์ โดยสารอนินทรีย์ไนโตรเจนเหล่านี้เกิดจากการขับถ่ายของสัตว์น้ำและการย่อยสลายของอาหารสัตว์น้ำที่เหลือจากการบริโภค (Crab *et al*., 2007) ความเข้มข้นของแอมโมเนีย และไนไทรต์ ในระดับที่สูงมากกว่า 1.0 มก.ไนโตรเจน/ล. ส่งผลเสียต่อสุขภาพสัตว์น้ำ เช่น ก่อให้เกิดความเครียด ลดความสามารถของระบบภูมิคุ้มกัน หรือลดความสามารถในการขนถ่ายออกซิเจนของเม็ดเลือด เป็นต้น (Timmons *et al*., 2002) ในการบำบัดสารอนินทรีย์ไนโตรเจนในระบบเลี้ยงสัตว์น้ำนิยมใช้ระบบบำบัดตัวกรองชีวภาพไนทริฟิเคชัน ซึ่งมีรายงานว่ามีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดแอมโมเนียและไนไทรต์ (Crab *et al*., 2007) อย่างไรก็ดีระบบตัวกรองชีวภาพไนทริฟิเคชันก็มีข้อจำกัด เนื่องจากเป็นระบบที่เหมาะแก่การใช้งานในโรงเรือน และไม่สามารถนำโปรตีนในอาหารสัตว์ที่มีราคาสูงกลับมาใช้อีกครั้ง (Avnimelech, 2006) ประเด็นดังกล่าวมีความสำคัญต่อความยั่งยืนของระบบเลี้ยงสัตว์น้ำ เนื่องจากอาหารเป็นค่าใช้จ่ายหลักของการเลี้ยง โดยสัตว์น้ำสามารถใช้ประโยชน์จากโปรตีนในอาหารได้เพียงร้อยละ 25-30 เท่านั้น (Avnimelech, 2006; Crab *et al*., 2007)

ในปัจจุบันระบบเลี้ยงสัตว์น้ำแบบไบโอฟล็อกได้รับความสนใจเป็นอย่างมากโดยเฉพาะการเลี้ยงกุ้งและปลานิล เนื่องจากระบบดังกล่าวสามารถบำบัดสารอนินทรีย์ไนโตรเจนและนำกลับโปรตีนจากอาหารสัตว์น้ำได้ในเวลาเดียวกัน การบำบัดแอมโมเนียในระบบไบโอฟล็อกเกิดจากการกระตุ้นการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในน้ำโดยเติมสารอินทรีย์คาร์บอนและให้อากาศอย่างเพียงพอ ในการนี้แบคทีเรียจะเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วและตรึงแอมโมเนียเข้าสู่เซลล์เพื่อนำไปสร้างโปรตีนต่อไป เมื่อแบคทีเรียในน้ำเพิ่มปริมาณมากขึ้นจะรวมกันเป็นกลุ่มตะกอนชีวภาพขนาดใหญ่เรียกว่า “ตะกอนไบโอฟล็อก” ซึ่งสัตว์น้ำสามารถบริโภคเป็นอาหารได้และทำให้สามารถประหยัดค่าใช้จ่ายด้านอาหาร ในทางทฤษฎีความเข้มข้นของสารอนินทรีย์ไนโตรเจน ได้แก่ แอมโมเนีย ไนไทรต์ และไนเทรต ในระบบไบโอฟล็อกควรมีค่าค่อนข้างคงที่และอยู่ในระดับต่ำเนื่องจากมีการนำไนโตรเจนเข้าสู่เซลล์ของแบคทีเรีย (Ebeling and Timmons, 2007) อย่างไรก็ตามผลการวิจัยของ Nootong *et al*. (2011) พบว่า กระบวนการไนทริฟิเคชันก็มีส่วนสำคัญในการบำบัดแอมโมเนียควบคู่กับการนำไนโตรเจนเข้าสู่เซลล์ ซึ่งจะเกิดขึ้นเมื่อมีการใช้งานระบบไบโอฟล็อกไปสักระยะ

สำหรับงานวิจัยนี้เป็นผลการศึกษาเบื้องต้นถึงความสามารถในการบำบัดสารอนินทรีย์ไนโตรเจนของตะกอนที่ได้จากการเลี้ยงสัตว์น้ำในระบบปิดที่ระยะเวลาแตกต่างกัน โดยข้อมูลที่ได้รับจะเพิ่มความเข้าใจถึงบทบาทของตะกอนในการบำบัดสารอนินทรีย์ไนโตรเจนในระบบเลี้ยงสัตว์น้ำและทราบถึงช่วงปริมาณตะกอนที่

เหมาะสมที่ควรคงไว้ในระบบไบโอฟล็อกเพื่อให้ยังคงสามารถทำการบำบัดสารอนินทรีย์ไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ

อุปกรณ์และวิธีการ

การเลี้ยงปลานิลในระบบปิด

ทำการเลี้ยงปลานิลที่ระดับความหนาแน่นสูง เริ่มต้นที่ 3 กก./ ลบ.ม. ในถังพลาสติกกลมขนาด 86×105×78 ซม. ที่บรรจุน้ำปริมาตร 500 ล. (3 ซ้ำ) โดยไม่มีการเปลี่ยนถ่ายน้ำตลอดระยะเวลาการทดลอง 60 วัน ในการทดลองนี้แหล่งของเสียไนโตรเจนจะมาจากอาหารปลานิลที่มีจำหน่ายตามท้องตลาดซึ่งมีโปรตีนร้อยละ 18 โดยทำการให้อาหารแก่ปลานิลทุกวันในอัตราร้อยละ 1 – 3 ของน้ำหนักปลานิลภายในถัง ภายในถังเลี้ยงทำการเติมอากาศโดยใช้หัวทรายตลอดระยะเวลาการทดลอง โดยควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ให้มากกว่า 4 มก.ออกซิเจน/ล. ค่าพีเอช (pH) ในช่วง 7 - 8 และค่าความเป็นกรด-ด่าง ในช่วง 100 – 150 มก.หินปูน/ล. ซึ่งเหมาะแก่การเจริญของปลานิลและ Nitrifying แบคทีเรีย (Timmons *et al*., 2002) ทำการเก็บตัวอย่างน้ำจากถังเลี้ยงปลานิลทุกวันเพื่อนำมาวิเคราะห์ความเข้มข้นของแอมโมเนีย ไนไทรต์ ไนเทรต และตะกอนแขวนลอยตามวิธีมาตรฐาน APHA (2005)

อัตราการบำบัดแอมโมเนียของตะกอนจากถังเลี้ยงปลานิล

ทำการสุ่มตัวอย่างน้ำจากถังเลี้ยงปลานิลปริมาตร 1 ล. ในวันที่ 15 30 48 และ 58 ของการทดลอง เพื่อวิเคราะห์อัตราการบำบัดแอมโมเนีย โดยบรรจุลงในขวดแก้วขนาด 1.1 ล. (3 ซ้ำ) ที่หุ้มด้วยกระดาษสีดำ จากนั้นปรับความเข้มข้นของแอมโมเนียให้ได้ประมาณ 2 มก.ไนโตรเจน/ล. ด้วยการเติมแอมโมเนียมคลอไรด์ ควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำให้มากกว่า 4.0 มก.ออกซิเจน/ล. ค่าพีเอชในช่วง 7 - 8 และค่าความเป็นกรด-ด่างในช่วง 100 – 150 มก.หินปูน/ล. ทำการทดลองที่อุณหภูมิห้อง โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำจากถังพลาสติกทดลองขนาด 1.1 ล. เป็นระยะ เพื่อนำไปวิเคราะห์ความเข้มข้นของแอมโมเนียจนกระทั่งปริมาณแอมโมเนียหมด ตามวิธีมาตรฐาน APHA (2005)

ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

คุณภาพน้ำระหว่างการเลี้ยงปลานิลในระบบปิด

ผลการตรวจวัดพารามิเตอร์ทางคุณภาพน้ำในถังเลี้ยงปลานิลดังตารางที่ 1 แสดงให้เห็นว่าค่าปัจจัยทางกายภาพต่างๆ ได้แก่ ออกซิเจนละลายน้ำ อุณหภูมิ พีเอช และค่าความเป็นกรดด่าง มีค่าอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้สำหรับการเลี้ยงสัตว์น้ำ (Timmons *et al.,* 2002) ส่วนความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอย (ดังรูปที่ 1) พบว่าปริมาณตะกอนแขวนลอยเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องจนสิ้นสุดการทดลอง โดยปริมาณตะกอนในวันที่ 60 มีค่าเท่ากับ 1,011 มก.ของแข็งแขวนลอย/ล. ซึ่งจากรายงานของ Azim and Little (2008) แนะนำให้คงปริมาณตะกอนแขวนลอยในระบบไบโอฟล็อกได้ไม่เกิน 500 มก.ของแข็งแขวนลอย/ล. เนื่องจากปริมาณตะกอนที่มากเกินไปจะอุดตันเหงือกของสัตว์น้ำทำให้ความสามารถในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนลดลง

Table 1 General water parameters in tilapia cultivating tanks subjected to zero water exchange and zero solids removal

พารามิเตอร์	**ค่าเฉลี่ย ± ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (ค่าต่ำสุด-ค่าสูงสุด)**
ออกซิเจนละลายน้ำ (DO)	6.8 ± 0.4 (6.8 - 7.8)
ค่าความเป็นกรดด่าง (mg.CO_3^{2-}/L)	120 ± 18.3 (100 - 150)
พีเอช (pH)	7.65 ± 0.22 (7.03 - 8.22)
อุณหภูมิ (Temperature)	26.6 ± 1.61 (25 - 28.6)

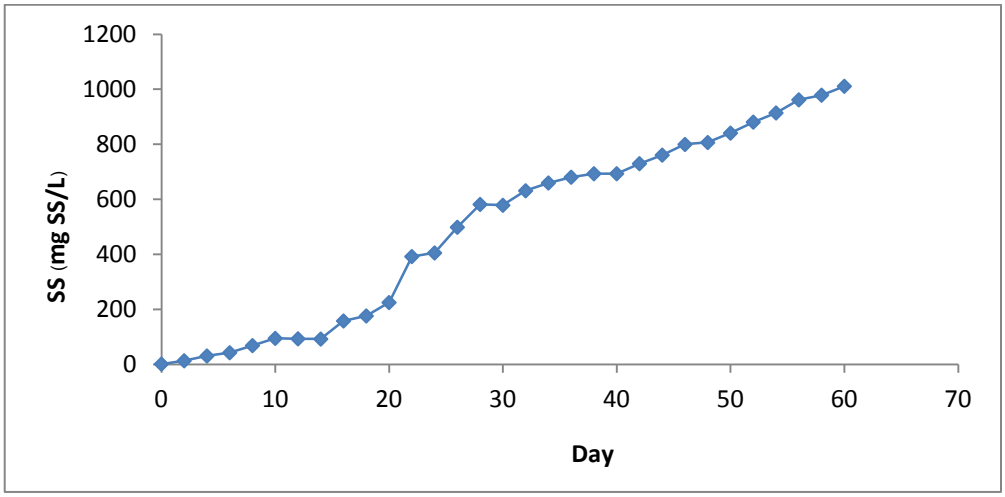

Figure 1 Suspended solids concentrations in tilapia cultivating tanks subjected to zero water exchange and zero solids removal

การเปลี่ยนแปลงสารอนินทรีย์ไนโตรเจนในถังเลี้ยงปลานิลแสดงดังรูปที่ 2 ผลการทดลองพบว่ามีการสะสมของแอมโมเนีย ตามด้วยไนไทรต์ และไนเทรต ในช่วง 3 สัปดาห์แรกของการทดลอง โดยการสะสมของสารอนินทรีย์ไนโตรเจนในลักษณะนี้เป็นสิ่งที่พบได้ทั่วไปในระบบไนทริฟิเคชัน ซึ่งเป็นผลมาจากการย่อยสลายของโปรตีนกลายเป็นแอมโมเนียด้วยกิจกรรมของแบคทีเรียผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน และเกิดจากอัตราการเจริญที่แตกต่างกันระหว่างแบคทีเรียกลุ่ม Ammonia Oxidizing Bacteria (AOB) และ Nitrite Oxidizing Bacteria (NOB) (Vadivelu *et al.*, 2007) ดังจะเห็นได้จากตะกอนในระบบเลี้ยงปลานิลสามารถควบคุมความเข้มข้นของแอมโมเนีย และไนไทรต์ให้ต่ำกว่า 1.0 มก.ไนโตรเจน/ล. ในระหว่างวันที่ 20 ถึง 50 ซึ่งมีปริมาณตะกอนอยู่ระหว่าง 200 ถึง 800 มก.ของแข็งแขวนลอย/ล. และเทียบเท่าได้กับปริมาณของเสียเข้าสู่ระบบอยู่ในช่วง 2.9 ถึง 9.6 มก.ไนโตรเจน/ล./วัน อย่างไรก็ตามหลังจากวันที่ 50 พบว่ามีการเพิ่มขึ้นของแอมโมเนียในระบบอย่างต่อเนื่อง (รูปที่ 2) ซึ่งข้อมูลดังกล่าวอาจชี้ให้เห็นว่าปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบจากการขับถ่ายของสัตว์น้ำและจากการย่อยสลายของตะกอนมีค่ามากกว่าความสามารถของตะกอนที่จะรองรับได้

สำหรับอัตราการรอดของปลานิลในระหว่างการทดลองมีค่าเท่ากับร้อยละ 89 โดยพบว่าการตายของปลานิลเกิดขึ้นในช่วงเริ่มต้นของการทดลองในช่วงวันที่ 1 ถึง 14 ซึ่งอาจเป็นผลมาจากการย้ายปลานิลจากถังเตรียมปลาลงสู่ถังที่ใช้ทำการทดลอง และอาจเกิดจากระดับความเข้มข้นของสารอนินทรีย์ไนโตรเจนที่ไม่เหมาะสม (Sesuk et al., 2009) ส่วนอัตราการเจริญเฉลี่ยของปลานิลในถังการทดลองมีค่าเท่ากับ 1.31 กรัม/วัน ซึ่งมีค่ามากกว่าเมื่อเทียบกับปลานิลที่เลี้ยงในระบบไบโอฟล็อคซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 0.72 – 1.23 g/day (วรรัตน์, 2552)

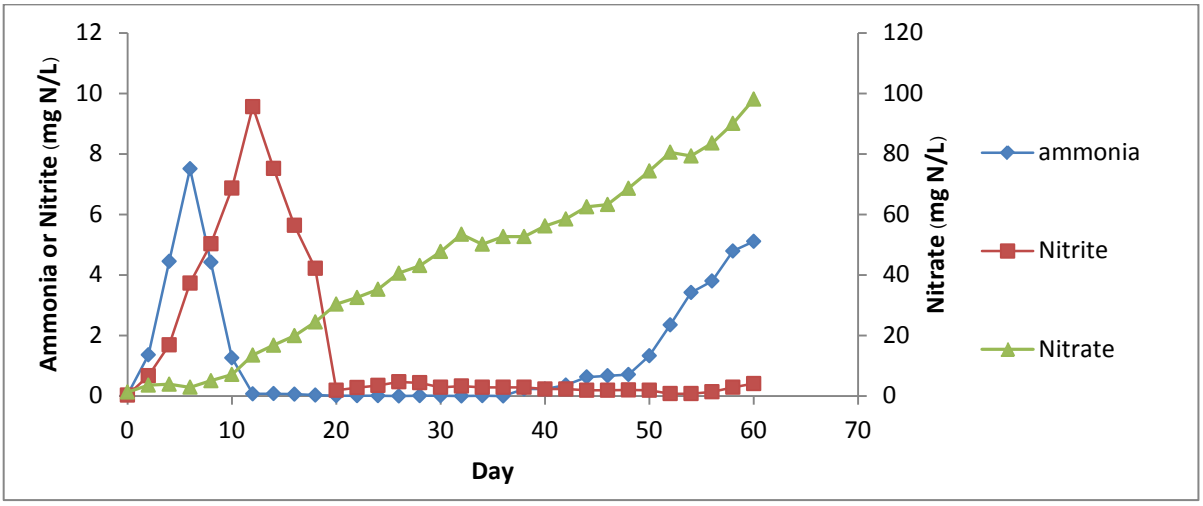

Figure 2 Inorganic nitrogen concentrations in tilapia cultivating subjected to zero water exchange and zero solids removal

อัตราการบำบัดแอมโมเนียของตะกอน

อัตราการบำบัดแอมโมเนียของตะกอนจากระบบเลี้ยงปลานิลแบบไบโอฟล็อกที่ไม่มีการแยกตะกอนออกจากระบบแสดงดังตารางที่ 2 ซึ่งพบว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียเปลี่ยนแปลงตามเวลาโดยมีค่าเพิ่มขึ้นและลดลงเมื่อเวลาเพิ่มขึ้น สำหรับการทดลองนี้อัตราการบำบัดแอมโมเนียสูงสุดมีค่าเท่ากับ 0.023 มก.ไนโตรเจน/มก.ของแข็งแขวนลอย/วัน ในวันที่ 30 ซึ่งมากกว่าอัตราการบำบัดแอมโมเนียในวันที่ 58 (4.79 มก.ไนโตรเจน/ล.) ที่พบการเพิ่มขึ้นของแอมโมเนียสู่ระดับอันตราย (> 1.0 mg N/L) อย่างชัดเจน (Timmons *et al.*, 2002) โดยข้อมูลการบำบัดแอมโมเนียนี้อาจใช้ในการสนับสนุนว่าควรควบคุมปริมาณตะกอนให้อยู่ในช่วง 200 ถึง 500 มก.ของแข็งแขวนลอย/ล. เพื่อให้สามารถควบคุมปริมาณแอมโมเนีย และไนไทรต์ให้ได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากเมื่อปริมาณของเสียเพิ่มขึ้นมากระดับหนึ่งระบบอาจไม่สามารถรองรับปริมาณของเสียที่มากเกินได้จึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดลดน้อยลง

Table 2 Ammonium removal rates of suspended solids taken from tilapia cultivating tanks subjected to zero water exchange and zero solids removal

วันที่ของการทดลอง	อัตราการบำบัดแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/มก.ของแข็งแขวนลอย/วัน)
15	0.013 ± 0.008
30	0.023 ± 0.001
48	0.007 ± 0.004
58	0.022 ± 0.016

สรุป

ตะกอนแขวนลอยที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติในระบบเลี้ยงสัตว์น้ำสามารถช่วยควบคุมความเข้มข้นของแอมโมเนีย และไนไทรต์ให้ต่ำกว่า 1.0 มก.ไนโตรเจน/ล. ได้เมื่อระดับความเข้มข้นของตะกอนแขวนลอยอยู่ในช่วงระหว่าง 200 ถึง 800 มก.ของแข็งแขวนลอย/ล. โดยมีอัตราการบำบัดแอมโมเนียอยู่ในช่วง 0.007 ถึง 0.023 มก.ไนโตรเจน/มก.ของแข็งแขวนลอย /วัน อย่างไรก็ดีปัจจัยอื่นๆ เช่น สุขภาพของสัตว์น้ำ หรือความสามารถในการคงปริมาณออกซิเจนในถังเลี้ยง ก็เป็นข้อกำหนดสำคัญในการกำหนดช่วงปริมาณตะกอนในถังเลี้ยงให้เหมาะสม

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณศูนย์เชี่ยวชาญเฉพาะทางด้านเทคโนโลยีชีวภาพทางทะเล คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยที่ให้ความอนุเคราะห์สถานที่ทำงานวิจัย และเอื้อเฟื้อเครื่องมือ อุปกรณ์ สารเคมี และตลอดจนให้คำแนะนำในการวิเคราะห์ทางวิทยาศาสตร์ด้านต่างๆ ขอขอบคุณทุนการวิจัยบางส่วนจากบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทุนอุดหนุนการวิจัยประเภทบัณฑิตศึกษาจากสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) และทุนสนับสนุนเพิ่มเติมจากโครงการพัฒนามหาวิทยาลัยวิจัยแห่งชาติ (รหัสโครงการ FW1017A)

เอกสารอ้างอิง

วรรัตน์ วณิชชานัย. 2552. **ผลจากการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนต่อการเกิดตะกอนตะกอนจุลินทรีย์และคุณภาพน้ำในระบบการเลี้ยงสัตว์น้ำแบบปิด**. วิทยานิพนธ์ปริญญามหาบัณฑิต, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

APHA, AWWA and WEF. 2005. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. American Public Health Association, Washington DC

Avnimelech , Y. 2006. Bio-filters : The need for an new comprehensive approach. **Aquacultural Engineering** 34 : 172–178

Azim, M.E. and D.C. Little. 2008. The biofloc technology in indoor tanks: Water quality, biofloc composition, and growth and welfare of Nile tilapia *Oreochromis niloticus.* **Aquaculture** 283: 29-35.

Crab, R., Y. Avnimelech, T.Defoirdt, P. Bossier and W. Verstraete.2007. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture** 270: 1-14

Camargo, J.A., and A. Alonso 2006. Ecology and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International** 32 : 831-849.

Ebeling, J.M., M.B., Timmons and J.J. Bisogni. 2006. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia–nitrogen in aquaculture systems. **Aquaculture** 257 : 346–358

Nootong, K., P. Pavasant and S. Powtongsook 2011. Effects of Organic Carbon Addition in Controlling Inorganic Nitrogen Concentrations in Biofloc System. **Journal of the World Aquaculture Society** 42(3): 339-346

Sesuk, T., S. Powtongsook and K. Nootong. 2009. Inorganic nitrogen control in a novel zero – water exchanged aquaculture system integrated with airlift – submerged fibrous nitrifying biofilters **Bioresource Technology** 100; 2088 - 2094

Timmons, M.B., J.M. Ebeling ., F.W. Wheaton., S.T. Summerfelt., and B.J. Vincii.2002 **Recirculating Aquaculture System**. 2nd edition. New York: Northeastern Regional Aquaculture Center.

Vadivelu, V.M., J. Keller., and Z. Yuan . 2007. Effect of free ammonia on the respiration and growth processes of an enriched *Nitrobacter* culture. **Water Research** 41(4), 826–834.