TRƯỜNG ĐẠI HỌC SƯ PHẠM TP HỒ CHÍ MINH
TẠP CHÍ KHOA HỌC
KHOA HỌC TỰ NHIÊN VÀ CÔNG NGHỆ
ISSN: 1859-3100 Tập 14, Số 6 (2017): 80-90

HO CHI MINH CITY UNIVERSITY OF EDUCATION
JOURNAL OF SCIENCE
NATURAL SCIENCES AND TECHNOLOGY
Vol. 14, No. 6 (2017): 80-90

*Email: tapchikhoahoc@hcmue.edu.vn; Website: http://tckh.hcmue.edu.vn*

# ĐẶC TRƯNG THỦY ĐỊA HÓA VÀ MỘT SỐ HẠN CHẾ TRONG MÔ HÌNH TÔM SINH THÁI TẠI XÃ TAM GIANG, HUYỆN NĂM CĂN, TỈNH CÀ MAU

***Nguyễn Thọ[1*], Nguyễn Đức Hưng[2]***

*[1]Viện Địa lí Tài nguyên TP Hồ Chí Minh*

*[2] Trường Đại học Sài Gòn*

*Ngày Tòa soạn nhận được bài: 10-3-2017; ngày phản biện đánh giá: 07-4-2017; ngày chấp nhận đăng: 19-6-2017*

**TÓM TẮT**

*Phần lớn thông số thủy hóa trong mô hình tôm sinh thái tại xã Tam Giang (huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau) phù hợp đối với nuôi tôm. Tuy nhiên, DO vượt mức bão hòa và hàm lượng Fe vượt giới hạn cho phép. Cả bùn đáy kênh và đất rừng đều khử mạnh với quá trình khử sunphat và metan hóa ưu thế. Bùn đáy kênh có phản ứng từ chua nhẹ đến kiềm nhẹ. Do sự có mặt khoáng pyrite, đất rừng có phản ứng chua ($pH_{H2O}$ 5,63±0,15). Nguy cơ chua hóa môi trường nuôi cao. Tổng năng suất tôm thấp (339,4 kg/ha mặt nước/năm), trong đó tôm tự nhiên chiếm tỉ lệ lớn (52,7%).*

***Từ khóa:*** tôm sinh thái, rừng ngập mặn, thủy địa hóa, Cà Mau.

**ABSTRACT**

***Hydrogeochemical characteristics and constraints in the organic shrimp model at Tam Giang commune, Nam Can district, Camau province***

*Most of the hydrochemical parameters in the organic shrimp model at Tam Giang commune (Nam Can district, Camau province) are suitable for shrimps. However, DO is above the saturation level and iron exceeds the limits. Both the sediment and the mangrove soils are heavily reduced with sulfate reduction and methanogenesis being predominant. Sediment ranges from slightly acidic to slightly alkaline. Due to the presence of pyrite mineral, mangrove soils are acidic ($pH_{H2O}$ 5.63±0.15). The acidification risk of pond environment is high. The total shrimp yield is low (355.4 kg/ha water surface/year) in which wild shrimp accounts for the majority (55%).*

***Keywords:*** organic shrimp, mangrove, hydrogeochemistry, Camau.

## 1. Giới thiệu

Vùng ven biển đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL) có truyền thống lâu đời về nuôi tôm trong rừng ngập mặn, chủ yếu là hình thức nuôi quảng canh và quảng canh cải tiến. Trong xu thế phát triển sản phẩm nông nghiệp sạch, mô hình tôm sinh thái đang được đầu tư phát triển tại nhiều nước như Thái Lan, Bangladesh, Indonesia, Ấn Độ, Madagasca và nước ta. Vùng ven biển ĐBSCL gần đây có một số mô hình tôm sinh thái được quốc tế công nhận, trong đó tôm sú (*Penaeus monodon*) được nuôi với mật độ thấp trong rừng

* Email: *ntho@hcmig.vast.vn*

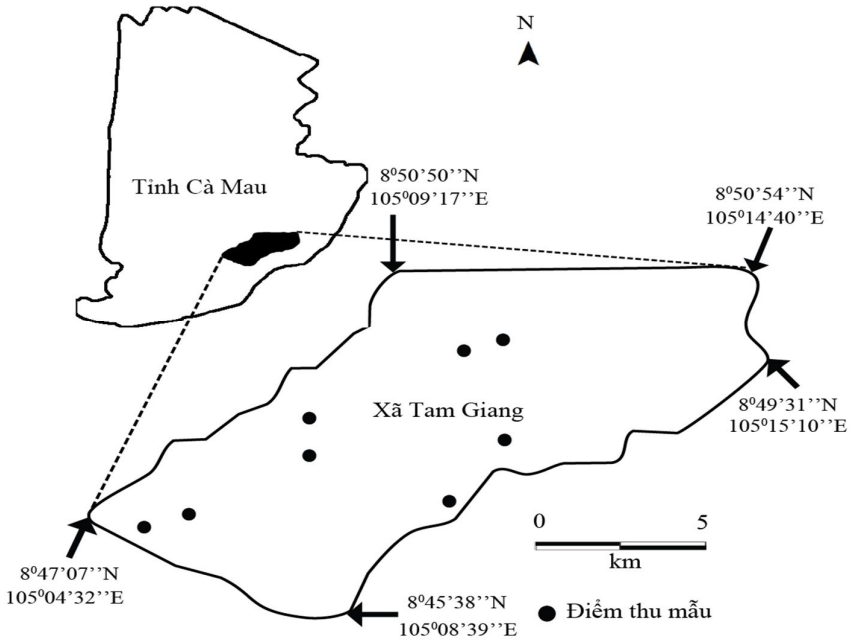
ngập mặn, có thể thả xen cua biển (*Scylla serrata*) hoặc sò huyết (*Anadara granosa*). Ngoài ra còn có tôm tự nhiên. Dựa vào cấu trúc ao nuôi, mô hình này được chia thành hai dạng là rừng tôm kết hợp (tôm sú được nuôi trong các kênh xen với các băng rừng) và rừng tôm tách biệt (mặt nước nuôi tôm và phần rừng tách biệt nhau).

Mô hình tôm sinh thái được tổ chức chứng nhận nuôi trồng thủy sản sinh thái Naturland chứng nhận năm 2001 tại xã Tam Giang, huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau có dạng rừng tôm kết hợp. Do xuất phát từ mô hình rừng tôm thông thường và có quy mô nhỏ, các đặc trưng về môi trường nuôi trong mô hình này chưa được biết đến rộng rãi. Nghiên cứu này tập trung làm sáng tỏ một số đặc trưng thủy địa hóa và năng suất tôm, qua đó đề xuất các giải pháp ổn định và phát triển mô hình nói trên.

## 2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

### *2.1. Khu vực nghiên cứu và mô hình tôm sinh thái*

Khu vực nghiên cứu thuộc xã Tam Giang (huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau), liên kết với cả biển Đông và biển Tây qua hệ thống sông và kênh rạch chằng chịt (Hình 1).




***Hình 1.*** *Sơ đồ thu mẫu tại xã Tam Giang, huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau*

Xã Tam Giang có mô hình tôm sinh thái được Naturland công nhận (>4000 ha năm 2014), phân bố xen kẽ với mô hình rừng tôm thông thường (chưa được công nhận là mô hình tôm sinh thái). Khu vực này có lượng mưa bình quân cao (2360 mm/năm) và tập trung chủ yếu vào mùa mưa (90%). Lượng bốc hơi trung bình 1022 mm/năm.

Mô hình tôm sinh thái tại vùng nghiên cứu (Hình 2) có thể xếp vào dạng quảng canh cải tiến. Các can thiệp chính của con người gồm (1) đào kênh trong rừng ngập mặn và xây dựng đê bao, (2) chặt tỉa – khai thác rừng, (3) thả con giống (tôm, cua biển, sò huyết), (4)

thay nước (khi thu hoạch tôm) và (5) sên vét bùn đáy tích tụ hàng năm trong kênh nuôi. Đê bao được xây dựng từ đất rừng ngập mặn. Khi sên vét, bùn đáy được đổ lên đê bao hoặc theo rìa các băng rừng.

Vụ nuôi mới bắt đầu từ tháng 9 và kết thúc vào tháng 7 năm sau. Mật độ thả giống đầu vụ từ 3-5 PL/$m^2$ và được bổ sung hàng tháng (khoảng 50% so với lần đầu) cho đến tháng 2-3. Ao nuôi được đóng kín từ lúc thả giống đến khi có tôm trưởng thành (4-5 tháng). Kể từ đó, thu hoạch tôm bằng cách xả một phần nước ra khỏi ao mỗi đầu và giữa tháng theo âm lịch (4-5 ngày/đợt). Các tiêu chí quan trọng nhất của mô hình này là tỉ lệ rừng ≥50%, không đưa thức ăn hoặc bất kì hóa chất nào vào ao nuôi và chỉ khai thác rừng khi có sự cấp phép của cơ quan lâm nghiệp [6]. Tôm (gồm tôm sú nuôi và tôm tự nhiên) dựa hoàn toàn vào nguồn thức ăn tự nhiên. Do hình thức thu hoạch và bổ sung con giống nên tại một thời điểm có mặt tôm với nhiều kích cỡ khác nhau trong mô hình.

### *2.2. Thu mẫu và phân tích mẫu*

Mẫu được thu tại 8 ao nuôi (Hình 1). Nước mặt và bùn đáy được thu 3 đợt vào tháng 3/2015 (giữa mùa khô), 7/2015 (đầu mùa mưa) và 11/2015 (cuối mùa mưa-đầu mùa khô). Đất rừng được thu vào tháng 3/2015. DO, pH, nhiệt, độ đục và độ mặn trong nước ao nuôi được đo giữa kênh tại 3 vị trí khác nhau (máy WQC-22A, hãng TOA-DKK) ở độ sâu 20 cm. Độ sâu mực nước kênh được xác định bằng thước cây (3 số đo/vị trí). Mẫu nước được lấy tại 3 vị trí nói trên ở độ sâu 20 cm, riêng mẫu phân tích $H_2S$ thu ở sát đáy kênh. Bùn đáy kênh được thu tại 3 vị trí nói trên bằng gàu Petersen. $E_h$ (bùn đáy và đất rừng) và pH bùn đáy tươi ($pH_{tươi}$) được đo tại chỗ (máy pH 62K, điện cực thủy tinh cho pH và điện cực EMC130 Meinsberg cho $E_h$). Đất rừng được thu đến độ sâu 120 cm (3 lỗ khoan/ao) và chia thành 6 tầng (20cm/tầng), các tầng đất cùng độ sâu trong 1 ao được trộn đều thành 1 mẫu. Tổng cộng có 72 mẫu nước, 72 mẫu bùn đáy (8 ao x 3 vị trí/ao x 3 đợt) và 48 mẫu đất rừng (8 ao x 6 tầng x 1 đợt). Mẫu được bảo quản trong thùng xốp tối ở $4^0$C và chuyển ngay về phòng thí nghiệm để phân tích.

Các chỉ tiêu và phương pháp phân tích nước như sau: (1) TSS (TCVN 6625:2000), (2) $NO_2$-N (TCVN 6178:1996), (3) $NO_3$-N (EPA 352.1), (4) $PO_4$-P (TCVN 6202:2008), (5) $Fe^{2+}$ (TCVN 6177:1996), (6) $Fe^{3+}$ (TCVN 6177:1996), (7) $NH_4$-N (SMEWW 4500-NH3-F), (8) $H_2S$ (L'analyse de l'eau p.632-633,1984), (9) Chlorophyll *a* (TCVN 6662:2000), (10) Độ kiềm tổng số (TCVN 6636-1:2000) và (11) Độ cứng toàn phần (TCVN 6224-1996). Mẫu bùn đáy và đất rừng được để khô không khí, qua rây 2mm và phân tích ($pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, độ chua trao đổi, $Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$, tổng chất hữu cơ, tổng Nitơ và thành phần cơ giới đối với mẫu bùn đáy; $E_h$, $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, độ chua trao đổi và carbon hữu cơ (SOC) đối với mẫu đất rừng). Phương pháp phân tích như sau: $pH_{H2O}$ và $pH_{KCl}$ (pH 62K, tỉ lệ 1/2,5), độ chua trao đổi (chiết bằng KCl 1N, chuẩn độ bằng NaOH), $Al^{3+}$ trao đổi (hiệu của độ chua trao đổi và $H^+$ trao đổi), Carbon hữu cơ (Walkley-Black), $Fe^{2+}$ và $Fe^{3+}$ (TCVN

4618-88), tổng chất hữu cơ (TCVN 4050-85), tổng Nitơ (TCVN 6498:1999) và thành phần cơ giới (ASTM D422).

Năng suất tôm được thu tại 7/8 ao nói trên trong thời gian quan trắc thủy địa hóa. Có 9 đợt thu hoạch tôm từ 3/3/2015 – 02/7/2015. Từ sau 02/7/2015 đến hết năm 2015, người dân hầu như không có thu hoạch tôm.

### *2.3. Xử lí thống kê*

Biến động độ sâu mực nước và $pH_{H2O}$ trong bùn đáy được xác định bằng phân tích phương sai lặp (Repeated Measures ANOVA) do các thông số này thỏa mãn các giả định của phương sai lặp. Cụ thể, độ sâu mực nước có phân bố chuẩn ở tất cả các đợt khảo sát (Shapiro-Wilk test, p=0,729 (đợt tháng 3/2015), p=0,139 (đợt tháng 7/2015) và p=0,094 (đợt tháng 11/2015)) và đạt giả định về cầu thể (Mauchly's Test of Sphericity, $\chi^2(2)=2,313$, p=0,315). Đối với $pH_{H2O}$ trong bùn đáy, Shapiro-Wilk test có p=0,279 (đợt tháng 3/2015), p=0,051 (đợt tháng 7/2015), p=0,353 (đợt tháng 11/2015) và Mauchly's Test of Sphericity có $\chi^2(2)=0,267$, p=0,875. Biến động các thông số thủy địa hóa khác trong nước và bùn đáy được phân tích bằng Friedman ANOVA, sau đó là Wilcoxon matched pairs test (với Bonferroni adjusted p=0,05/3=0,017). Kết quả phân tích các thông số thủy địa hóa trong nước và bùn đáy được trình bày trong Bảng 1 và các hình (từ Hình 3 đến Hình 6).

Năng suất tôm từ ngày 2-5/4/2015 được coi là năng suất ứng với số liệu thủy hóa tháng 3/2015, từ 29/6-02/7/2015 ứng với số liệu thủy hóa tháng 7/2015, tất cả được chuyển sang dạng logarít thập phân. Phân tích tương quan bằng ma trận tương quan Pearson. Khoảng tin cậy 95% của mỗi thông số bằng bình quân ± 1,96*sai số chuẩn. Các phép phân tích thống kê được thực hiện trên phần mềm SPSS 16.0 và Statistica 7.0.

## 3. Kết quả và thảo luận

### *3.1. Đặc trưng và diễn biến điều kiện thủy hóa*

Mô hình tôm sinh thái vùng nghiên cứu thuộc dạng quảng canh cải tiến (Hình 2). Do có trao đổi nước thường xuyên với bên ngoài (trung bình 2 đợt/tháng khi thu hoạch), nước ao nuôi hầu như được thay mới hàng tháng và chất lượng nước có nhiều điểm tương đồng với chất lượng nước sông rạch.

***Hình 2.*** *Một mô hình tôm sinh thái điển hình tại vùng nghiên cứu (trái) và cống cấp thoát nước (phải)*

Độ sâu mực nước (68,81±3,40 cm) ổn định trong năm. Nhiệt độ nước (29,57±0,36$^0$C) chịu ảnh hưởng của nền nhiệt theo mùa và vai trò điều hòa của rừng ngập mặn. Độ đục thấp (24,06±2,37 NTU) và ổn định. TSS cao nhất giữa mùa khô (19,92±0,80 mg/l), giảm mạnh đầu mùa mưa (5,92±1,56 mg/l) nhưng tăng lên ở cuối mùa mưa-đầu mùa khô (11,62±0,87 mg/l) cho thấy sự rửa trôi chất rắn từ đê bao vào ao nuôi ở đầu mùa mưa không đáng kể. DO (7,48±0,45 mg/l) vượt mức bão hòa do sự tăng tốc độ quang hợp ở cường độ ánh sáng cao (Bảng 1). Hiện tượng này thường đi kèm với sự thiếu oxy từ nửa đêm về sáng do mất cân bằng giữa quá trình quang hợp và hô hấp [11] và đã được ghi nhận trong mô hình rừng tôm tại vùng nghiên cứu trong quá khứ (DO lên đến 9,6 mg/l [9]).

***Bảng 1.*** *Biến thiên các thông số thủy hóa trong nước ao nuôi.*
*Đối với mỗi thông số, các trị số có cùng chỉ số trên thì không khác nhau.*

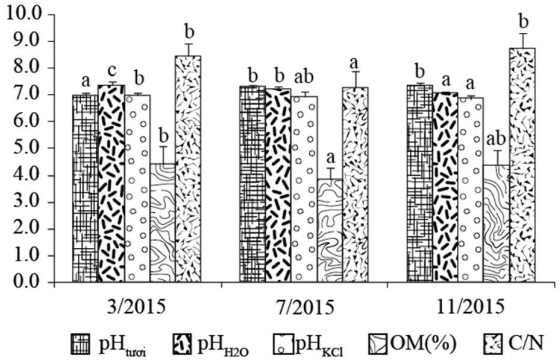
| Thông số | Đơn vị | Bình quân | Tháng 3-2015 | Tháng 7-2015 | Tháng 11-2015 |
|---|---|---|---|---|---|
| Độ sâu | cm | 68,81 | 70,58$^a$ | 63,88$^a$ | 71,96$^a$ |
| pH | - | 7,59 | 7,68$^b$ | 7,40$^a$ | 7,70$^b$ |
| DO | mg/l | 7,48 | 7,08$^a$ | 7,67$^a$ | 7,79$^a$ |
| Nhiệt | $^0$C | 29,57 | 30,16$^b$ | 27,75$^a$ | 30,79$^c$ |
| Độ mặn | mg/l | 27,06 | 33,52$^c$ | 27,27$^b$ | 20,40$^a$ |
| Độ đục | NTU | 24,06 | 26,30$^a$ | 24,89$^a$ | 20,99$^a$ |
| Độ kiềm | mg/l | 100,42 | 122,92$^c$ | 94,45$^b$ | 83,90$^a$ |
| Độ cứng | mg/l | 4622,15 | 5732,5$^c$ | 4735,9$^b$ | 3.398,1$^a$ |
| TSS | mg/l | 12,49 | 19,92$^c$ | 5,92$^a$ | 11,62$^b$ |
| $NO_2$-N | mg/l | 0,01 | 0,004$^a$ | 0,011$^b$ | 0,003$^a$ |
| $NO_3$-N | mg/l | 0,06 | 0,05$^b$ | 0,11$^c$ | 0,02$^a$ |
| $NH_4$-N | mg/l | 0,21 | 0,07$^a$ | 0,44$^c$ | 0,11$^b$ |
| $PO_4$-P | mg/l | 0,02 | 0,034$^b$ | 0,013$^a$ | 0,023$^a$ |
| $Fe^{2+}$ | mg/l | 0,08 | 0,04$^a$ | 0,11$^b$ | 0,09$^b$ |
| $Fe^{3+}$ | mg/l | 0,64 | 0,37$^a$ | 0,95$^b$ | 0,61$^{ab}$ |

Phản ứng môi trường nước thay đổi rõ rệt trong năm và bị chi phối bởi một số yếu tố. Trị số pH cao giữa mùa khô (7,68±0,07) nhưng giảm xuống đáng kể đầu mùa mưa (7,40±0,06) trước khi ổn định ở cuối mùa mưa-đầu mùa khô (7,70±0,18). Hàm lượng sắt thấp nhất giữa mùa khô ($Fe^{2+}$ 0,04±0,01 mg/l, $Fe^{3+}$ 0,37±0,07 mg/l) nhưng cao nhất đầu mùa mưa ($Fe^{2+}$ 0,11±0,02 mg/l, $Fe^{3+}$ 0,95±0,32 mg/l). Do đất rừng vùng nghiên cứu chứa khoáng pyrite, biến động pH và sắt trong nước chủ yếu là do sự tiếp nhận các thành phần gây chua ($Al^{3+}$, $Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$, $SO_4^{2-}$,…) rửa trôi từ đê bao vào ao nuôi đầu mùa mưa. Độ mặn, độ kiềm tổng số và độ cứng toàn phần có cùng xu thế, cao nhất giữa mùa khô (lần lượt 33,52±0,15 g/l, 122,92±10,84 mg/l và 5732,5±21,58 mg/l) và thấp nhất cuối mùa mưa-đầu mùa khô (lần lượt 20,40±0,58 g/l, 83,90±2,74 mg/l và 3398,1±100,34 mg/l), chủ yếu do ảnh hưởng của chế độ mưa, cường độ bốc thoát hơi nước và sự trao đổi nước. Chính độ kiềm và độ cứng cao trong nước giúp ổn định pH dưới tác động của các thành phần gây chua.

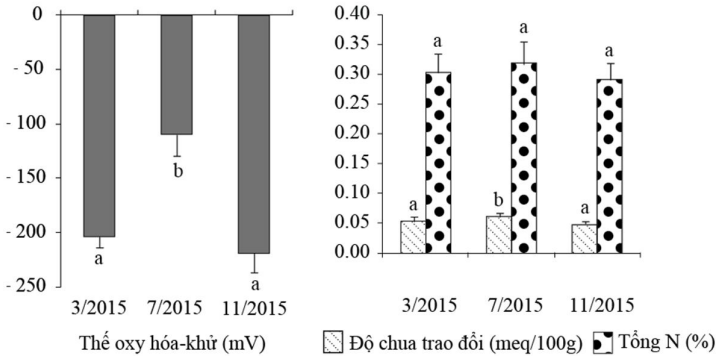
Mô hình tôm sinh thái không dùng phân bón gây màu nước như thường thấy trong các mô hình nuôi tôm khác ở vùng ĐBSCL. Dưỡng chất (N, P) được cung cấp từ nguồn nước đầu vào và từ sự phân hủy chất hữu cơ của cây rừng ngập mặn. $PO_4$-P cao nhất giữa mùa khô (0,034±0,02 mg/l) trong khi các dạng N cao nhất đầu mùa mưa ($NH_4$-N 0,44±0,10 mg/l, $NO_2$-N 0,011±0,002 mg/l, $NO_3$-N 0,11±0,05 mg/l) do sự rửa trôi các chất hòa tan từ đê bao. Chl *a* rất thấp (≤0,06 µg/l) nếu so với mô hình rừng tôm tại đây trong quá khứ (0,2±0,05 µg/l [9]). $H_2S$ thấp (≤0,04 mg/l) và ở ngưỡng an toàn đối với tôm nuôi. Hàm lượng N, P và $H_2S$ thấp có thể do ảnh hưởng của hoạt động sên vét hàng năm và sự trao đổi nước khi thu hoạch.

### *3.2. Đặc trưng môi trường bùn đáy kênh*

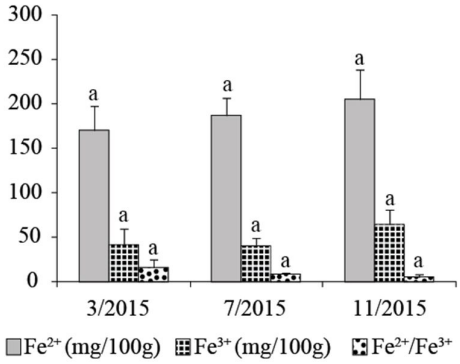
Các đặc trưng địa hoá của bùn đáy kênh có sự biến động giữa các thời điểm trong năm (Hình 3, 4, 5). Bùn đáy kênh có phản ứng từ chua nhẹ đến kiềm nhẹ ($pH_{tươi}$ 6,05-7,64, $pH_{H2O}$ 6,63-7,78, $pH_{KCl}$ 6,35-7,43) (Hình 3) và có độ chua trao đổi thấp (0,03-0,12 lđl/100g). Phản ứng chua trong bùn đáy (9,7% số mẫu có $pH_{tươi}$<6,8) cho thấy khả năng có mặt khoáng pyrite trong đáy ao. $E_h$ biến thiên từ -299 – -1mV (bình quân -177,8±14,75mV) (Hình 4) và tỉ số $Fe^{2+}/Fe^{3+}$ cao (9,89±3,35) (Hình 5) chỉ báo cho môi trường khử. Theo đó, bùn đáy ao khử mạnh với quá trình khử sunphát và metan hóa ưu thế [1].




***Hình 3.*** *Biến thiên $pH_{tươi}$, $pH_{H2O}$, $pH_{KCl}$, OM và C/N.*
*Đối với mỗi thông số, các trị số có cùng chỉ số thì không khác nhau.*

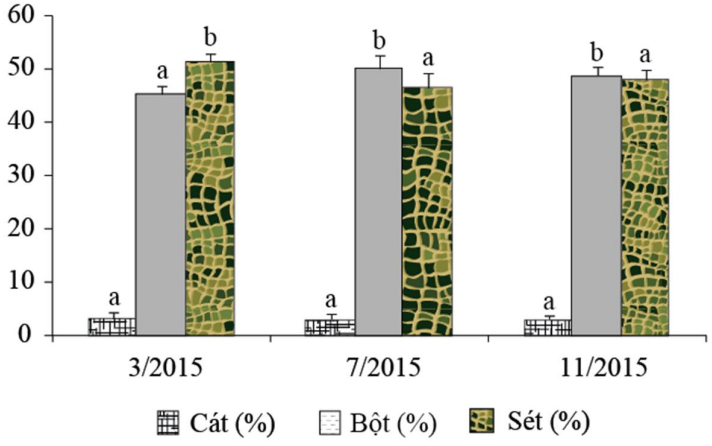



***Hình 4.*** *Biến thiên thế oxy hóa khử ($E_h$), độ chua trao đổi và tổng N.*
*Đối với mỗi thông số, các trị số có cùng chỉ số thì không khác nhau.*




***Hình 5.*** *Biến thiên $Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$ và $Fe^{2+}/Fe^{3+}$.*
*Đối với mỗi thông số, các trị số có cùng chỉ số thì không khác nhau.*

Tổng chất hữu cơ và tổng Nitơ cao, lần lượt 4,20±0,33% và 0,30±0,02% (Hình 3, 4). Cacbon hữu cơ biến thiên từ 1,40-5,41% (bình quân 2,44±0,10%), hơi cao so với khoảng phù hợp cho nuôi tôm (1,5-2,5% [3]). Tỉ số C/N (Hình 3) biến thiên mạnh (3,90-12,16; bình quân 8,12±0,36) cho thấy sự đa dạng về nguồn gốc và các giai đoạn phân hủy chất hữu cơ. Tỉ số này thấp so với trầm tích tại Vườn Quốc gia Xuân Thủy (4,5-19,5) [16], trầm tích bề mặt vịnh Ubatuba ở Braxin (6,67-16,56) [5] hay trầm tích vịnh Gazi, Kenya (25,3±1,3) [14]. Tỉ số C/N tương đối thấp cho thấy tốc độ phân hủy chất hữu cơ cao. Kết quả này được củng cố qua tương quan nghịch giữa tổng chất hữu cơ với $pH_{H2O}$ và $pH_{KCl}$ (đều $r=-0,47^{***}$), và tương quan thuận giữa tổng chất hữu cơ với độ chua trao đổi ($r=0,31^{**}$). Quá trình phân hủy chất hữu cơ giải phóng các acid yếu làm tăng độ chua, bất chấp khả năng đệm pH của bùn đáy (chủ yếu do khoáng sét và chất hữu cơ cung cấp). Quá trình này xảy ra do hô hấp hiếu khí trên bề mặt bùn đáy (0-2 mm) hoặc do khử sunphát trong điều kiện kị khí ở tầng khử ngay bên dưới bề mặt. Kết quả tương tự đã được ghi nhận trong trầm tích rừng ngập mặn [13].



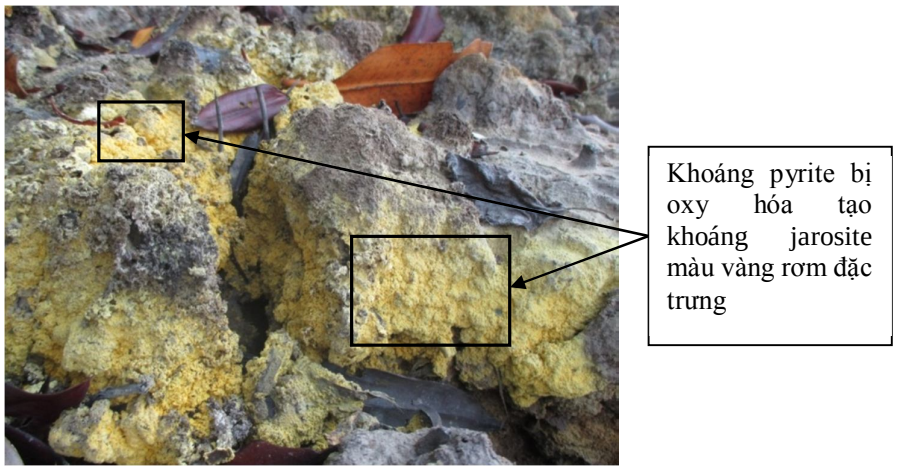

***Hình 6.*** *Biến thiên thành phần cơ giới trong bùn đáy.*
*Đối với mỗi thông số, các trị số có cùng chỉ số thì không khác nhau.*

Hàm lượng bột (0,063-0,002mm) và sét (<0,002 mm) ưu thế (Hình 6) cho thấy vật chất lơ lửng từ nguồn nước đầu vào là một trong những thành phần quan trọng trong bùn đáy. Đầu mùa mưa, hàm lượng bột tăng lên nhưng sét giảm xuống, có lẽ do tác động kết hợp của sự rửa trôi từ bề mặt đê bao và sự phân tán khoáng sét khi độ mặn giảm [15]. Sên vét ao không ảnh hưởng nhiều đến thành phần cơ giới. Có thể giả thuyết rằng sên vét hàng năm chỉ lấy đi một phần lượng bùn đáy tích tụ trong quá trình nuôi. Các thành phần bột, sét không tương quan với độ chua trao đổi.

Tôm sú phát triển được trên nhiều kiểu nền đáy khác nhau như bùn nhão hoặc bột-sét (nuôi tôm trong rừng ngập mặn, quảng canh, quảng canh cải tiến, tôm-lúa), cấu trúc nén dẽ (tôm công nghiệp) hoặc nền đáy lót bạt (nuôi tôm trên cát).

### *3.3. Thế oxy hóa-khử, pH, độ chua trao đổi và carbon hữu cơ trong đất rừng*

Đất rừng được giữ ngập nước trong phần lớn thời gian. Đất có phản ứng khử mạnh ($E_h$ -321mV – -52mV) từ tầng mặt đến độ sâu 60 cm, phù hợp với nghiên cứu trước đây trong rừng ngập mặn [2].




***Hình 7.*** *Đất rừng trên đê bao mô hình tôm sinh thái (chứa khoáng pyrite bị oxy hóa)*

Theo đó, quá trình khử sunphát (khử $SO_4^{2-}$ thành $S^{2-}$, tối ưu ở -100mV) và metan hóa (khử $CO_2$ thành $CH_4$, tối ưu ở -200mV) ưu thế [1]. Sự phân hủy yếm khí chất hữu cơ trong điều kiện ngập nước tạo ra các chất khử ($NH_3$, $H_2S$,…) có thể gây độc cho tôm và các loài thủy sản khác. Trị số pH thấp ($pH_{H2O}$ 5,63±0,15, $pH_{KCl}$ 5,27±0,18), là kết quả của sự giải phóng các thành phần gây chua vào môi trường khi khoáng pyrite bị oxy hóa (Hình 7) theo phương trình 1.

$$4FeS_2 + 15O_2 + 14H_2O \longrightarrow 4Fe(OH)_3\downarrow + 8SO_4^{2-} + 16H^+ \quad (1)$$

Carbon hữu cơ cao (SOC 5,19±0,59%) và phân bố không đồng nhất, cao trong các tầng đất mặt do tập trung vật rụng từ cây rừng ngập mặn và giảm mạnh từ độ sâu 80 cm. Độ chua trao đổi cao khi đất rừng chứa nhiều chất hữu cơ và sự phân hủy chúng tạo ra các acid vượt quá khả năng đệm pH của đất. Kết quả này phù hợp với nghiên cứu trước đó

trong đất rừng ngập mặn [13]. Theo Matsui et al. (2010), chế độ thủy văn có ảnh hưởng quan trọng đến hàm lượng carbon trong đất rừng ngập mặn [12].

### *3.4. Năng suất tôm*

Diện tích mặt nước bình quân là 50,43%. Năng suất tôm nuôi bình quân 160,7 kg/ha mặt nước/năm và tôm tự nhiên 178,7 kg/ha mặt nước/năm. Tôm tự nhiên đóng góp quan trọng (52,7%) vào tổng sản lượng tôm của mô hình. Năng suất tôm tổng cộng bình quân 339,4 kg/ha mặt nước/năm, thấp hơn nhiều so với thời điểm 2012 (550-600 kg/ha mặt nước/năm [6]) cho thấy mô hình tôm sinh thái không còn ổn định như trước. Năng suất tôm tự nhiên và tổng năng suất tôm tương quan thuận với độ sâu mực nước ($p<0,05$), phù hợp với nghiên cứu trước đó trong các mô hình rừng tôm vùng ĐBSCL [8]. Ở vùng ven biển phía Bắc vịnh Mexico, năng suất tôm liên quan với diện tích thảm phủ thực vật nhưng không liên quan với độ sâu mực nước [10].

### *3.5. Các hạn chế của mô hình tôm sinh thái hiện nay*

Các đặc trưng thủy hóa tác động trực tiếp trong khi ảnh hưởng của bùn đáy và đất rừng lên tôm và các loài thủy sản thường gián tiếp thông qua tương tác và trao đổi vật chất với cột nước. Phần lớn thông số thủy hóa nằm trong giới hạn cho phép đối với nước nuôi tôm khi so sánh với các tiêu chuẩn trong và ngoài nước. Các hạn chế về thủy hóa gồm sự quá bão hòa oxy vào ban ngày và hàm lượng sắt vượt giới hạn cho phép ($Fe^{2+}$ 0 mg/l, $Fe^{3+}$ ở dạng vết [7]). Quá bão hòa oxy vào ban ngày và thiếu oxy trong cột nước từ nửa đêm đến sáng sớm gây ảnh hưởng tiêu cực đến tôm nuôi [4]. Hàm lượng sắt cao gây hại cho tôm do kết tủa $Fe(OH)_3$ bám vào cơ thể, đặc biệt là vào mang gây cản trở hô hấp và làm tôm chậm lớn [4]. Thống kê cho thấy năng suất tôm nuôi và tổng năng suất tôm đều tương quan nghịch với hàm lượng $Fe^{2+}$ trong nước ($r=-0,38^{*}$ và $r=-0,40^{*}$).

Bùn đáy kênh khử mạnh, thuận lợi cho việc tạo ra các khí độc ($H_2S$, $NH_3$) đối với tôm nuôi và các loài thủy sản khác. Hàm lượng chất hữu cơ trong bùn đáy khá cao. Tuy nhiên, các dưỡng chất (N, P) làm tiền đề cho nguồn thức ăn tự nhiên trong mô hình ở mức vừa phải. Nguy cơ chua hóa môi trường nước rất cao do đất rừng chứa khoáng pyrite, khi bị oxy hóa sẽ giải phóng các thành phần gây chua ($Al^{3+}$, $Fe^{2+}$, $Fe^{3+}$, $SO_4^{2-}$) vào nước ao nuôi. Trong mô hình tôm sinh thái, khoáng pyrite trong đất rừng đắp trên đê bao khi bị oxy hóa giải phóng các thành phần gây chua vào nước ao nuôi đầu mùa mưa. Hiện tượng chua hóa môi trường nước do nước rỉ hoặc chảy tràn từ đê bao khi xây dựng ao nuôi tôm trên đất phèn đã được ghi nhận [4]. Tuy nhiên, những tác động này được giảm nhẹ đáng kể do tập quán thay nước khi thu hoạch.

Mô hình tôm sinh thái có năng suất khá thấp so với các mô hình nuôi tôm khác trong vùng ĐBSCL do mật độ con giống thấp, không bổ sung thức ăn và hóa chất. Lợi ích kinh tế từ mô hình này chủ yếu do diện tích lớn và vốn đầu tư ít. Tuy nhiên, phỏng vấn người dân cho thấy đa số hộ nuôi tôm trong vùng gặp khó khăn về nguồn vốn. Suy giảm năng suất tôm gần đây cho thấy môi trường nuôi đã ít nhiều bị suy thoái.

## 4. Kết luận

Mô hình tôm sinh thái vùng nghiên cứu thuộc dạng quảng canh cải tiến, trong đó can thiệp của con người đến môi trường nuôi là tối thiểu. Phần lớn các đặc điểm thủy hóa phù hợp đối với nuôi tôm. Các hạn chế chủ yếu về thủy hóa gồm sự quá bão hòa oxy vào ban ngày và hàm lượng sắt vượt mức cho phép. Nguy cơ chua hóa môi trường nuôi cao do có mặt khoáng pyrite và hàm lượng hữu cơ cao trong đất rừng. Năng suất tôm thấp, trong đó tôm tự nhiên đóng góp rất quan trọng vào tổng sản lượng tôm. Một số giải pháp giúp ổn định và nâng cao năng suất tôm trong mô hình gồm sử dụng vật rụng làm phân bón để duy trì nguồn thức ăn tự nhiên, giảm tần suất sên vét bùn đáy (2 năm/lần), rải vôi và phơi đáy kênh sau sên vét, quản lí tốt lượng bùn đáy do sên vét (khử chua, khử độc, giảm chảy tràn vào ao nuôi). Ngoài ra cần tăng độ sâu ao nuôi và hạn chế xáo trộn tầng vật liệu chứa khoáng pyrite trong đất rừng.

***Lời cám ơn:*** *Bài báo này là một phần kết quả của đề tài cấp Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam mã số VAST.CTG.06/14-16. Tác giả xin chân thành cám ơn lãnh đạo Phòng Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn huyện Năm Căn (tỉnh Cà Mau) đã hỗ trợ thực địa, cán bộ của Viện Địa lí Tài nguyên TPHCM đã hỗ trợ thực địa và phân tích mẫu.*

### TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1] Avnimelech Y. & Ritvo G., "Shrimp and fish pond soils: processes and management," *Aquaculture*, 220, pp.549–567, 2003.

[2] Balk M., Keuskamp J.A. & Laanbroek H.J., "Potential for Sulfate Reduction in Mangrove Forest Soils: Comparison between Two Dominant Species of the Americas," *Front Microbiol*, 7, 1855, 2016.

[3] Boyd C.E., "Best Management Practices for water and soil management in shrimp farming," *Workshop*, June 23 to June 25, 2003 in Mazatlán, México, 2003.

[4] Boyd C.E., "Sustainable Aquaculture Practices," *Global Aquaculture Advocate*, pp.59-60, 2008.

[5] Burone L., Muniz P., Pires-Vanin A.M.S. & Rodrigues M., "Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern-Brazil)," *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 75 (1), pp.77-90, 2003.

[6] Camimex, Internal Control System, Camimex - Ngoc Hien Organic Project, 79 pp, 2012.

[7] Haws M.C. & Boyd C.E., *Methods for Improving Shrimp Farming in Central America*. Managua, Nicaragua: Central American University Press-UCA, 2001, 304 pp.

[8] Johnston D., Trong N.V., Tien D.V. & Xuan T.T., "Shrimp Yields and Harvest Characteristics of Mixed Shrimp-Mangrove Forestry Farms in Ca Mau Province: Factors Affecting Production," *Aquaculture*, 188, 263–284, 2000.

[9] Johnston D., Lourey M., Tien D.V., Luu T.T. & Xuan T.T., "Water Quality and Plankton Densities in Mixed Shrimp-Mangrove Forestry Farming Systems in Vietnam," *Aquaculture Research*, 33, pp.785–798, 2002.

[10] Knox G.A. (Eds.), *The Ecology of Seashores*. Washington DC: CRC Press (2001), 557 pp.

[11] Lazur A., *Growout Pond and Water Quality Management*. University of Maryland, College Park, MD, USA, 18 pp, 2007.

[12] Matsui N., Suekuni J., Nogami M., Havanond S. and Salikul P., "Mangrove rehabilitation dynamics and soil organic carbon changes as a result of full hydraulic restoration and re-grading of a previously intensively managed shrimp pond," *Wetlands Ecology and Management*, 18 (2), pp.233–242, 2010.

[13] Matsui N., Meepol W. & Chukwamdee J., "Soil Organic Carbon in Mangrove Ecosystems with Different Vegetation and Sedimentological Conditions," *Journal of Marine Science and Engineering*, 3, pp.1404-1424, 2015.

[14] Middelburg J.J., Nieuwenhuize J., Slim F.J. & Ohowa B., "Sediment biogeochemistry in an East African mangrove forest (Gazi Bay, Kenya)," *Biogeochemistry*, 34, pp.133-155, 1996.

[15] Sutherland B.R., Barrett K.J. & Gingras M.K., "Clay settling in fresh and salt water," *Environmental Fluid Mechanics*, 15 (1), pp.147-160, 2015.

[16] Tue N.T., Ngoc N.T., Quy T.D, Hamaoka H., Nhuan M.T. & Omori K., "A cross-system analysis of sedimentary organic carbon in the mangrove ecosystems of Xuan Thuy National Park, Vietnam," *Journal of Sea Research*, 67, pp.69–76, 2012.