

Nguy cơ chua hóa trong mô hình tôm sinh thái tại xã Tam Giang, huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau

Nguyễn Thọ, Đặng Nguyễn Nhã Khanh, Trần Thị Kim Tứ

Tóm tắt—Nghiên cứu này đánh giá nguy cơ chua hóa trong mô hình tôm sinh thái tại xã Tam Giang, huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau. Nước mặt và bùn đáy kênh được lấy tại 8 ao nuôi vào tháng 3, 7 và 11/2015, đất trên đê bao và đất rừng ngập mặn được lấy vào tháng 3/2015. Bùn đáy kênh và đất rừng khử mạnh (Eh lần lượt từ -299 – -1 mV và -321 – -52 mV). Môi trường nước có phản ứng từ trung tính đến kiềm nhẹ (pH nước 7,01-8,82) và bùn đáy kênh từ chua nhẹ đến kiềm nhẹ (pH bùn đáy tươi 6,05-7,64, pH_{H_2O} 6,63-7,78, pH_{KCl} 6,35-7,43). Đất rừng có pH biến thiên rộng và giá trị cực tiểu rất thấp (pH_{H_2O} 3,72) cho thấy sự có mặt khoáng pyrite. Đất rừng đắp trên đê bao có độ chua rất cao (pH_{H_2O} 2,51±0,72, pH_{KCl} 1,81-2,14, độ chua trao đổi 11,56±2,69 ldl/100g). Đầu mùa mưa, pH nước giảm xuống rất nhanh do tiếp nhận các thành phần gây chua từ khoáng pyrite đã bị oxy hóa trên đê bao. Độ chua trao đổi trong bùn đáy và đất rừng tương quan thuận với hàm lượng chất hữu cơ cho thấy sự phân hủy hữu cơ trong điều kiện khử làm tăng độ chua trong mô hình. Nguy cơ chua hóa môi trường nuôi cao do các hoạt động quản lý, chủ yếu là đào kênh và đắp đất rừng chứa khoáng pyrite lên đê bao.

Từ khóa—Cà Mau, chua hóa, độ chua trao đổi, khoáng pyrite, rừng ngập mặn.

Bài nhận ngày 21 tháng 02 năm 2017, chấp nhận đăng ngày 15 tháng 08 năm 2017.

Nguyễn Thọ, Viện Địa lý Tài nguyên TPHCM, Viện Hàn lâm KHCN Việt Nam (email: nttho@hcmig.vast.vn)

Đặng Nguyễn Nhã Khanh, Viện Địa lý Tài nguyên TPHCM, Viện Hàn lâm KHCN Việt Nam.

Trần Thị Kim Tứ, trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM.

1 MỞ ĐẦU

Chua hóa môi trường nước do sự oxy hóa khoáng pyrite (FeS_2) trong đất phèn là hiện tượng phổ biến ở vùng ven biển tại nhiều nơi trên thế giới [1, 2, 3]. Hiện tượng này xảy ra khi có sự rửa trôi các sản phẩm (Al^{3+} , Fe^{2+} , SO_4^{2-} , H^+) giải phóng từ quá trình oxy hóa khoáng pyrite vào nước. Trong môi trường nước mặn, mức độ chua hóa được giảm nhẹ do tác động trung hòa độ chua của một số chất kiềm (CO_3^{2-} , HCO_3^- , OH^-) [4, 5]. Ảnh hưởng của hiện tượng chua hóa lên một số loài thủy sản, trong đó có tôm sú đã được đề cập [6, 7, 8].

Mô hình tôm sinh thái – một hình thức nuôi tôm sạch trong rừng ngập mặn (RNM) – đang được đầu tư tại nhiều nước ven biển như Thái Lan, Bangladesh, Indonesia, Ấn Độ và Madagascar [9, 10]. Ở nước ta, vùng ven biển đồng bằng sông Cửu Long (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 RNM, có thể thả xen cua biển (*Scylla serrata*) hoặc sò huyết (*Anadara granosa*) [11] và tôm tự nhiên. Mô hình này có hai dạng chính là (1) rừng tôm kết hợp (tôm sú được nuôi trong các kênh xen với các băng rừng) và (2) rừng tôm tách biệt (phần mặt nước nuôi tôm và phần rừng tách biệt nhau) [12]. Mô hình tôm sinh thái được tổ chức chứng nhận nuôi trồng thủy sản sinh thái của Đức (Naturland) chứng nhận năm 2001 tại xã Tam Giang, huyện Năm Căn, tỉnh Cà Mau có dạng rừng tôm kết hợp. Mô hình này có nguồn gốc từ mô hình nuôi tôm quảng canh trong RNM từ thập niên 80 của thế kỷ XX. Đây là mô hình nuôi tôm quảng canh trong đó các tác động của con người đến môi trường tự nhiên là tối thiểu.

Do được xây dựng trên nền đất RNM nên mô hình tôm sinh thái tại xã Tam Giang có nguy cơ chua hóa cao do các hoạt động quản lý (đào kênh, sên vét, quản lý đất rừng và bùn đáy sau sên vét, điều chỉnh độ sâu ao nuôi, phơi đáy ao). Chua hóa

môi trường nuôi ảnh hưởng tiêu cực lên tôm nuôi, trực tiếp và rõ rệt nhất là tôm bị mềm vỏ và khó lột xác (do thiếu canxi), bị ri sắt bám vào cơ thể nói chung và vào mang gây cản trở hô hấp và làm tôm chậm lớn. Ở tỉnh Cà Mau nói riêng và vùng ĐBSCL nói chung hầu như chưa có nghiên cứu về hiện tượng này trong các mô hình nuôi tôm trong RNM. Nghiên cứu này đánh giá hiện trạng, các yếu tố và nguyên cơ gây chua hóa môi trường nuôi, qua đó đề xuất giải pháp ổn định mô hình tôm sinh thái.

2 VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Khu vực nghiên cứu và mô hình tôm sinh thái

Xã Tam Giang nối với cả biển Đông và biển Tây qua hệ thống sông và kênh rạch (Hình 1), có mô hình tôm sinh thái được Naturland công nhận (>4.000 ha năm 2014) phân bố xen kẽ với mô hình rừng tôm thông thường. Trong mô hình này, vụ nuôi mới bắt đầu từ tháng 9 và kết thúc vào tháng 7 năm sau, ao nuôi được sên vét vào tháng 8 hàng năm. Mật độ thả giống đầu vụ từ 3-5 postlarvae/m² và được bổ sung hàng tháng (khoảng 50 % so với lần đầu) cho đến tháng 2-3. Thu hoạch tôm bằng cách xả một phần nước ra khỏi ao mỗi đầu và giữa tháng theo âm lịch. Tôm sú nuôi và tôm tự nhiên dựa hoàn toàn vào nguồn thức ăn tự nhiên. Người nuôi không được sử dụng bất cứ hóa chất nào trong quá trình nuôi.

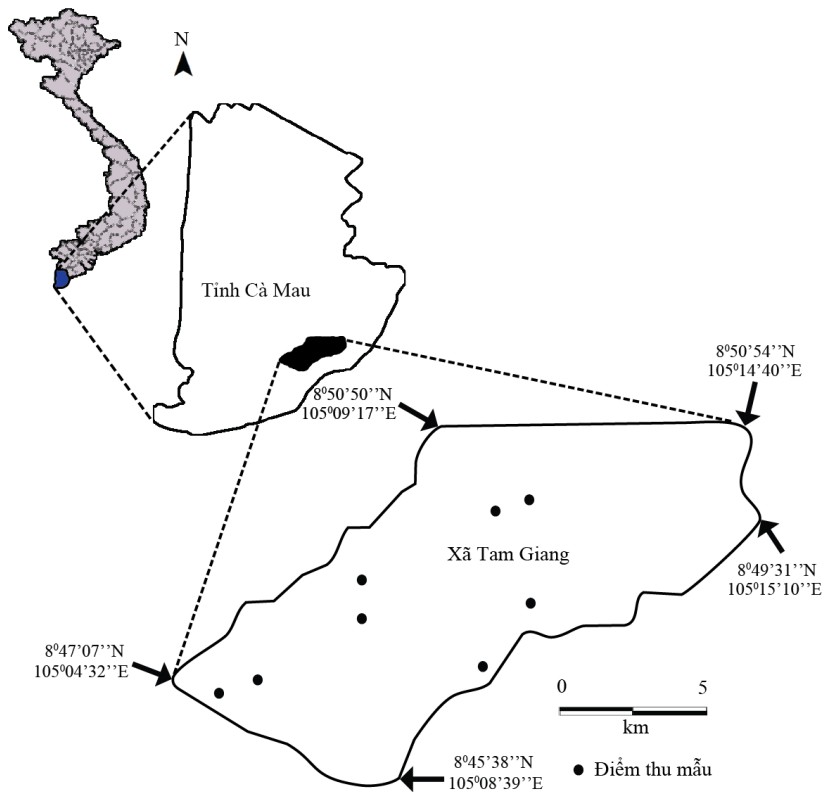
Thu mẫu và phân tích mẫu

Mẫu được thu tại 8 ao nuôi (Hình 1) trong 3 đợt (tháng 3/2015 - giữa mùa khô, 7/2015 - đầu mùa mưa và 11/2015 - cuối mùa mưa/đầu mùa khô) đối với nước mặt và bùn đáy kênh, 1 đợt (tháng 3/2015) đối với đất trên đê bao và đất rừng nguyên trạng.

Trước khi thu mẫu nước, pH và độ mặn được đo

tại 3 vị trí khác nhau trong kênh ($pH_{\text{nước}}$) bằng máy WQC-22A (TOA-DKK) ở độ sâu 20 cm. Mẫu nước được lấy tại 3 vị trí nói trên ở độ sâu 20 cm. Độ sâu mực nước kênh được xác định bằng thước cây (3 số đo/vị trí). Bùn đáy kênh được thu bằng gầu Peterson tại các vị trí thu mẫu nước. Eh và pH bùn đáy tươi ($pH_{\text{tươi}}$) được đo tại chỗ (máy pH 62K, điện cực thủy tinh cho pH và điện cực EMC130 Meinsberg cho E_h). Mẫu đất trên bề mặt đê bao được thu tại 3/8 điểm khảo sát nói trên (3 mẫu/điểm và trộn đều thành 1 mẫu). Mẫu đất rừng nguyên trạng được thu bằng khoan tay đến độ sâu 120 cm (3 lỗ khoan/ao nuôi) và chia thành 6 tầng (20cm/tầng). Các mẫu đất ở cùng độ sâu trong 1 ao nuôi 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), 48 mẫu đất rừng nguyên trạng (8 ao x 6 tầng x 1 đợt) và 3 mẫu đất trên bề mặt đê bao. Toàn bộ mẫu được bảo quản trong thùng xốp tới ở 4°C và chuyển ngay về phòng thí nghiệm để phân tích.

Mẫu nước được phân tích như sau: Fe^{2+} và Fe^{3+} (TCVN 6177:1996), độ kiềm tổng số (TCVN 6636-1:2000) và độ cứng toàn phần (TCVN 6224-1996). Mẫu bùn đáy và mẫu đất được để khô không khí và qua rây 2mm trước khi phân tích. Mẫu bùn đáy được phân tích như sau: pH_{H_2O} và pH_{KCl} (pH 62K, tỷ lệ 1/2,5), độ chua trao đổi (ĐCTĐ) (chiết bằng KCl 1N, chuẩn độ bằng NaOH với chỉ thị phenolphthaléin), 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). Mẫu đất rừng nguyên trạng được phân tích E_h , pH_{H_2O} , pH_{KCl} , ĐCTĐ và cacbon hữu cơ (SOC). Đất trên bề mặt đê bao được phân tích pH_{H_2O} , pH_{KCl} , ĐCTĐ và Al^{3+} trao đổi. Phương pháp phân tích mẫu đất như sau: Al^{3+} trao đổi (hiệu số của ĐCTĐ và H^+ trao đổi), carbon hữu cơ (phương pháp Walkley-Black). ĐCTĐ, pH_{H_2O} và pH_{KCl} trong đất được phân tích theo các phương pháp như trong phần bùn đáy.



Hình 1. Vùng nghiên cứu và các điểm thu mẫu

Xử lý thống kê

Các đặc điểm địa hóa đất rừng được đưa vào phân tích thống kê mô tả. Biến động độ sâu mực nước và $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ trong bùn đáy giữa các đợt thu mẫu được xác định bằng phân tích phương sai lặp. Các thông số không có phân bố chuẩn (qua kiểm định Shapiro-Wilk) hoặc không thỏa mãn giả định về cầu thể (qua kiểm định Sphericity của Mauchly) được phân tích bằng Friedman ANOVA, sau đó là kiểm định Wilcoxon bắt cặp tương đồng (Wilcoxon matched pairs) để xác định cụ thể những sự khác biệt. Phân tích tương quan dựa trên ma trận tương quan Pearson. Khoảng tin cậy 95 % của mỗi thông số bằng bình quân $\pm 1,96 \times \text{sai số chuẩn}$. Các phép thống kê được thực hiện trên phần mềm SPSS 16.0 và Statistica 7.0.

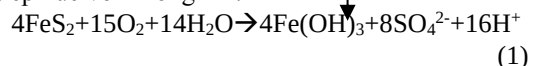
3 KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Thế oxy hóa-khử, độ chua và chất hữu cơ trong đất rừng

Do các đặc thù về địa hình, địa mạo và tình trạng ngập nước kéo dài, đất RNM thường ở trạng thái khử [13, 14]. Trong mô hình tôm sinh thái, đất rừng (đến độ sâu 60 cm) có phản ứng khử mạnh

(E_h -321mV – -52 mV). 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) chiếm ưu thế [15]. Trong điều kiện khử, sự phân hủy yếm khí chất hữu cơ tạo ra các chất khử (NH_3 , H_2S ,...) có thể gây độc cho tôm và các loài thủy sản khác.

Đất rừng tại vùng nghiên cứu chứa khoáng pyrite ở các độ sâu khác nhau [16]. Kết quả phân tích cho thấy đất có pH thấp ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ $5,63 \pm 0,15$, pH_{KCl} $5,27 \pm 0,18$). Đây là kết quả của sự phóng thích các thành phần gây chua vào môi trường khi khoáng pyrite bị oxy hóa [17] (Phương trình 1) do tiếp xúc với không khí.



Sự có mặt khoáng pyrite được tái khẳng định qua giá trị độ chua cao (Bảng 1) của đất rừng đắp trên đê bao (Hình 2). Ngoài các thành phần gây chua (SO_4^{2-} , H^+), khoáng pyrite khi bị oxy hóa tạo còn ra kết tủa $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Phương trình 1), có thể gây hại cho tôm do bám vào cơ thể, đặc biệt là vào mang gây cản trở quá trình hô hấp [6, 18]. Hiện tượng chua hóa môi trường nước do nước rỉ/chảy tràn từ đê bao khi xây dựng ao nuôi tôm trên đất

phèn đã được ghi nhận [18, 19]. Do thường xuyên bị ngập nước và khử mạnh nên quá trình oxy hóa pyrite trong đất rừng không thuận lợi, khả năng

phóng thích các thành phần gây chua (SO_4^{2-} , Al^{3+} , H^+ , Fe^{2+}) vào môi trường nước thấp, vì vậy kìm hãm sự gia tăng độ chua trong ao nuôi.



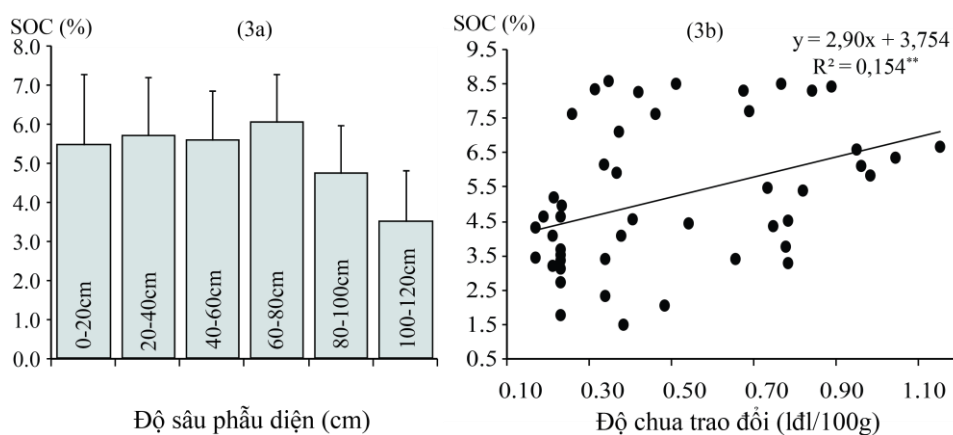
Hình 2. Đất RNM đắp trên đê bao của mô hình tôm sinh thái.

Bảng 1. Độ chua của đất rừng trên đê bao của mô hình tôm sinh thái (n=3)

Thông số	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	pH_{KCl}	ĐCTĐ (lđl/100g)	Al^{3+} trao đổi (lđl/100g)
Cực tiêu-cực đại	1,97-3,21	1,81-2,14	8,90-13,48	4,45-7,49
Khoảng tin cậy 95 %	$2,51 \pm 0,72$	$2,03 \pm 0,21$	$11,56 \pm 2,69$	$6,03 \pm 1,72$

SOC ($5,19 \pm 0,59$ %) phân bố không đồng nhất, cao trong các tầng đất mặt (do tập trung vật rụng từ cây RNM) và giảm mạnh từ độ sâu 80 cm (Hình

3a). ĐCTĐ cao chỉ xảy ra trong đất rừng chứa nhiều chất hữu cơ (Hình 3b).



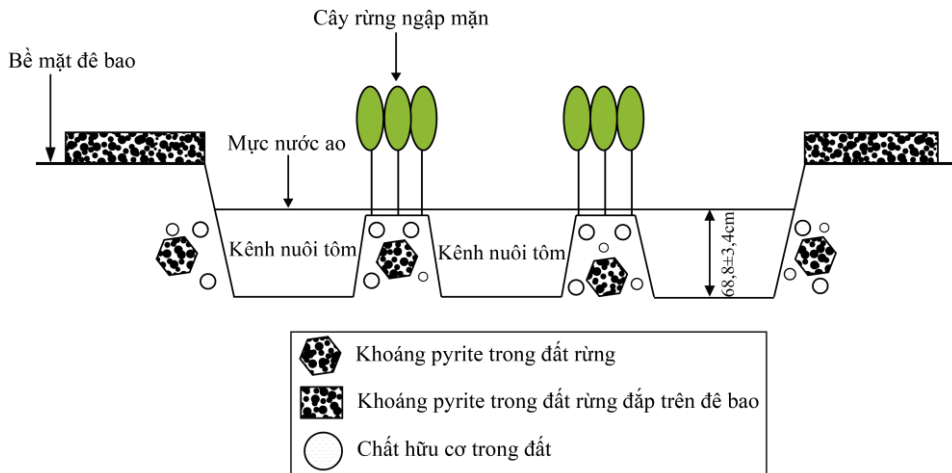
Độ sâu phẫu diện (cm)

Hình 3. Phân bố SOC trong phẫu diện (3a) và quan hệ SOC-ĐCTĐ trong đất rừng (3b)

Trong đất rừng trong mô hình tôm sinh thái tại vùng nghiên cứu, lượng H^+ được đưa vào dung dịch đất (qua giải phóng các acid hữu cơ từ sự phân hủy chất hữu cơ hoặc tạo ra H^+ từ sự oxy hóa khoáng pyrite) cao hơn lượng H^+ được hấp phụ trở lại trên bề mặt khoáng sét và chất hữu cơ chưa

phân hủy (khả năng đệm pH của đất).

Kết quả này phù hợp với nghiên cứu trước đó trong đất RNM [20]. Sơ đồ phân bố các yếu tố gây chua từ đất rừng trong mô hình tôm sinh thái được thể hiện trong Hình 4.



Hình 4. Sơ đồ phân bố các yếu tố gây chua từ đất rừng trong mô hình tôm sinh thái.

Thành phần cơ giới, độ chua trao đổi và chất hữu cơ trong bùn đáy

Hàm lượng bột (0,063-0,002 mm) và sét (<0,002 mm) ưu thế (Bảng 2) cho thấy vật chất lơ lửng lắng đọng 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 hàm lượng sét giảm xuống (Bảng 2). Nguyên nhân của hiện tượng này chưa rõ, có lẽ do tác động kết hợp của sự rửa trôi bề mặt (chủ yếu từ đê bao) và sự phân tán khoáng sét khi độ mặn giảm [21, 22]. Sên vét ao (tháng 8) không ảnh hưởng nhiều đến thành phần cơ giới (Bảng 2) cho thấy hoạt động này chỉ loại bỏ một phần bùn đáy tích tụ trong quá trình nuôi. Các thành phần bột, sét không tương quan với độ chua trong bùn đáy.

Bảng 2. Biến thiên thành phần cơ giới trong bùn đáy. Các giá trị trung bình trong một hàng có cùng chỉ số trên thì không khác nhau ($p < 0,05$).

Cấp hạt	Kích thước (mm)	3/2015	7/2015	11/2015
Cát	2-0,063	3,26 ^a	3,11 ^a	3,07 ^a
Bột	0,063-0,002	45,37 ^a	50,23 ^b	48,85 ^b
Sét	<0,002	51,38 ^b	46,66 ^a	48,09 ^a

Bảng 2 thể hiện một số đặc trưng địa hóa của bùn đáy kênh. Theo đó, bùn đáy có phản ứng từ chua nhẹ đến kiềm nhẹ và có ĐCTĐ thấp. 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 nuôi. Tổng chất hữu cơ và tổng Nito cao (lần lượt $4,20 \pm 0,33$ % và $0,30 \pm 0,02$ %). Tỷ số C/N biến

thiên từ 3,90-12,16 (bình quân $8,12 \pm 0,36$) cho thấy nguồn gốc đa dạng của chất hữu cơ. Thông thường, chất hữu cơ có nguồn gốc từ phiêu sinh thực vật biển có C/N xấp xỉ 6,7, từ thực vật có mạch có C/N > 12 [23, 24]. Tỷ số C/N trong bùn đáy vùng nghiên cứu biến thiên rộng hơn so với trong RNM tại Cửa Ba Lạt thuộc đồng bằng sông Hồng (7,56-10,37) [25] nhưng nhìn chung thấp nếu so với trầm tích tại vườn quốc gia Xuân Thủy (4,5-19,5) [26], trầm tích bề mặt vịnh Ubatuba ở Braxin (6,67-16,56) [27] hay trầm tích vịnh Gazi, Kenya (25,3 ± 1,3) [28]. Tỷ số C/N tương đối thấp cho thấy tốc độ phân hủy chất hữu cơ mạnh trong bùn đáy. Nhận định này được củng cố qua tương quan nghịch giữa tổng chất hữu cơ với pH_{H_2O} ($r = -0,47^{***}$) và pH_{KCl} (đều $r = -0,47^{***}$), và tương quan thuận giữa tổng chất hữu cơ với ĐCTĐ ($r = 0,31^{**}$). Tương tự như trong đất rừng, sự phân hủy chất hữu cơ giải phóng các acid yếu làm tăng độ chua trong bùn đáy. Kết quả tương tự đã được ghi nhận [20]. E_h biến thiên từ -299 – -1 mV ($-177,8 \pm 14,75$ mV). Tỷ số Fe^{2+}/Fe^{3+} cao chỉ báo cho môi trường khử. Tương tự đất rừng, bùn đáy ao khử mạnh với quá trình khử sunphat và metan hóa ưu thế [15].

Bảng 3. Một số đặc trưng địa hóa của bùn đáy kênh trong mô hình tôm sinh thái.

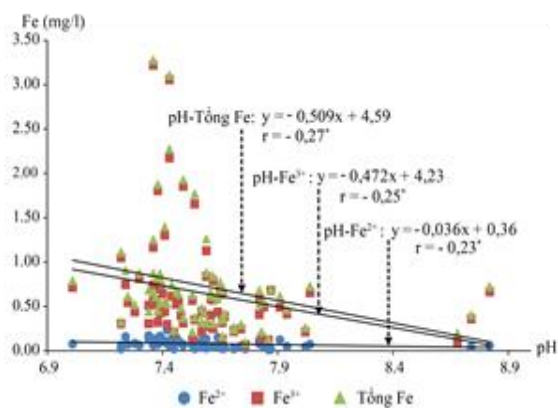
Thông số	Cực tiểu	Cực đại	Khoảng tin cậy 95 %
E_h (mV)	-299,00	-1,00	$-177,75 \pm 14,75$
$pH_{tươi}$	6,05	7,64	$7,20 \pm 0,07$
pH_{H_2O}	6,63	7,78	$7,20 \pm 0,06$
pH_{KCl}	6,35	7,43	$6,92 \pm 0,07$
Độ chua trao đổi (lđl/100g)	0,03	0,12	$0,05 \pm 0,00$

Thông số	Cực tiểu	Cực đại	Khoảng tin cậy 95 %
$\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$	0,55	93,30	$9,89 \pm 3,35$
OM (%)	2,41	9,30	$4,20 \pm 0,33$
Tổng N (%)	0,18	0,51	$0,30 \pm 0,02$
C/N	3,90	12,16	$8,12 \pm 0,36$

Phản ứng của môi trường nước ao nuôi

Ao nuôi có độ sâu bình quân $68,8 \pm 3,4$ cm. Độ mặn cao nhất giữa mùa khô ($33,52 \pm 0,15$ g/l) và thấp nhất cuối mùa mưa-đầu mùa khô ($20,40 \pm 0,58$ g/l), chủ yếu do ảnh hưởng của chế độ mưa, cường độ bốc thoát hơi nước và sự trao đổi nước. Nước ao nuôi có phản ứng kiềm ($\text{pH}_{\text{nước}} 7,59 \pm 0,07$), tương tự trong các mô hình nuôi tôm trong RNM vùng ĐBSCL gần đây [29, 30]. Trong quá khứ, môi trường nước trong các mô hình nuôi tôm trong RNM tại vùng nghiên cứu có phản ứng chua ($\text{pH}_{\text{nước}} < 6,5$) và được cho là do ảnh hưởng của đất phèn [31]. Sự gia tăng $\text{pH}_{\text{nước}}$ hiện nay trong mô hình tôm sinh thái tại vùng nghiên cứu cho thấy xu hướng giảm dần ảnh hưởng của vật liệu sinh phèn theo thời gian. Độ chua trong nước ao nuôi hiện nay thấp và chưa gây ảnh hưởng tiêu cực lên tôm nuôi (pH thích hợp cho tôm từ 7-9 [32, 33]).

Trị số $\text{pH}_{\text{nước}}$ cao giữa mùa khô ($7,68 \pm 0,07$) nhưng giảm xuống đáng kể đầu mùa mưa ($7,40 \pm 0,06$) trước khi ổn định ở cuối mùa mưa-đầu mùa khô ($7,70 \pm 0,18$). Cùng lúc đó, sắt tổng số thấp nhất giữa mùa khô (0,41 mg/l) nhưng cao nhất đầu mùa mưa (1,06 mg/l) và tương quan nghịch với $\text{pH}_{\text{nước}}$ (Hình 5). Sự hạ thấp $\text{pH}_{\text{nước}}$ đầu mùa mưa là do sự tiếp nhận các thành phần gây chua rửa trôi từ đê bao (chứa khoáng pyrite đã bị oxy hóa một phần) vào ao nuôi. Hiện tượng này đã được ghi nhận trong ao nuôi thủy sản trên đất phèn vùng ĐBSCL [34, 35, 36]. Sở dĩ sự giảm $\text{pH}_{\text{nước}}$ đầu mùa mưa không quá nghiêm trọng là do nước ao nuôi có độ kiềm tổng cộng và độ cứng toàn phần cao (lần lượt $100,42 \pm 5,42$ mgCaCO₃/l và $4.622,15 \pm 226,27$ mgCaCO₃/l), nhờ vậy trung hòa một phần các thành phần gây chua. Do vậy, nguy cơ tôm và các loài thủy sản khác bị tác động bởi các ion có độc tính phổ biến trong môi trường RNM (như Al, Fe, Mn,...) vẫn duy trì ở mức thấp.



Hình 5. Quan hệ giữa pH và Fe trong nước ao nuôi.

4 KẾT LUẬN

Môi trường nuôi tôm trong mô hình tôm sinh thái hiện có độ chua thấp và chưa gây ảnh hưởng tiêu cực lên tôm nuôi và các loài thủy sản khác. Tuy nhiên, nguy cơ chua hóa trong mô hình này khá cao do sự có mặt khoáng pyrite và hàm lượng hữu cơ cao trong đất rừng. Cần hạn chế làm xáo trộn tầng vật liệu chứa khoáng pyrite trong đất rừng (không đào thêm kênh) và giảm khả năng tiếp xúc với không khí của tầng vật liệu này (giữ mực nước ao nuôi cao hơn bề mặt đất rừng). Ngoài ra, cần dùng vôi để trung hòa các thành phần gây chua từ đất rừng đắp trên đê bao vào đầu mùa mưa.

LỜI CẢM 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 cảm ơn Phòng Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn huyện Năm Căn (tỉnh Cà Mau) đã hỗ trợ thực địa, cán bộ của Viện Địa lý tài nguyên Tp.HCM đã hỗ trợ phân tích mẫu.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] C. Marius, "Acid Sulphate soils of the mangrove area of senegal and Gambia". *Proceedings of the Bangkok Symposium on acid sulphate soils*. Edited by H. Dost and N. von Bremen. Bangkok, Thailand, 1981, 103–136.
- [2] B. P. Thomas, R. W. Fitzpatrick, R. H. Merry, R. M. Poch, W. S. Hicks & M. D. Raven, "Contemporary and relict processes in a coastal acid sulfate soil sequence: macroscopic and geomorphic features". *SuperSoil 2004: 3rd Australian New Zealand Soils Conference*, 5–9 Dec. 2004, University of Sydney, Australia, 2004, 1-8.
- [3] V. Amaral, H. N. Cabral & M. J. Bishop, "Effect of runoff from acid-sulfate soils on pneumatophores of the grey mangrove, *Avicennia marina*". *Marine and Freshwater Research* 62 (2011), 974–979.
- [4] B. G. Blunden, "Management of Acid Sulfate Soils by Groundwater Manipulation". *PhD Thesis*, University of Wollongong, NSW Australia, 2000, 511pp.

- [5] B. Indraratna, W. C. Glamore & G. A. Tularam, "The effects of tidal buffering on acid sulphate soil environments in coastal areas of NSW". *Geo. & Geol. Eng.* 20 (2002), 181-199 [6] A. Poernomo, "Technical constraints in shrimp culture and how to overcome them". In: *Proceedings of the Shrimp Culture Industry Workshop* (1989). <http://www.fao.org/docrep/field/003/ac058e/AC058E03.htm#ch2.3>.
- [7] B. Powell B. & M. Martens, "A review of acid sulfate soil impacts, actions and policies that impact on water quality in Great Barrier Reef catchments, including a case study on remediation at East Trinity". *Marine Pollution Bulletin* 51 (1-4) (2005), 149-164.
- [8] V. Amaral V., H. N. Cabral & M. J. Bishop, "Effects of estuarine acidification on predator-prey interactions". *Marine Ecology Progress Series* 445 (2012), 117-127.
- [9] B. G. Paul & C. R. Vogl, "Key performance characteristics of organic shrimp aquaculture in Southwest Bangladesh". *Sustainability* 4 (2012), 995-1012.
- [10] H. Willer & J. Lernoud, "The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2014". *Research Institute of Organic Agriculture (FiBL)*, Frick & IFOAM, Bonn, 2014, 308 pp.
- [11] Lâm Thái Xuyên, "Đánh giá thực trạng ứng dụng các tiêu chuẩn nuôi tôm sú (*Penaeus monodon*) bền vững ở ĐBSCL". *Luận văn Cao học*, Đại học Cần Thơ, 2011, 179 tr.
- [12] Bùi Thị Nga, "Mô hình Rừng-tôm kết hợp tại Đồng bằng Sông Cửu Long". *Tạp chí Khoa học và Công nghệ* 12 (2011), 48-50. Đại học Cần Thơ.
- [13] M. Balk, J. A. Keuskamp & H. J. Laanbroek, "Potential for Sulfate Reduction in Mangrove Forest Soils: Comparison between Two Dominant Species of the Americas". *Front Microbiol.* 7 (2016) 1855.
- [14] M. D. Hossain & A. A. Nuruddin, "Soil and mangrove: A Review". *J. Environ. Sci. Technol.* 9 (2016), 198-207.
- [15] Y. Avnimelech & G. Ritvo, "Shrimp and fish pond soils: processes and management". *Aquaculture* 220 (2003), 549-567.
- [16] Nguyễn Thanh Hùng, "Điều tra, đánh giá các điều kiện tự nhiên và kinh tế xã hội phục vụ bố trí sản xuất nông-lâm-ngư huyện Ngọc Hiển - tỉnh Cà Mau". *Phân viện Địa lý tại Tp.HCM*, 2006, 237 tr.
- [17] G. N. Eby, "Principles of Environmental Geochemistry", *Waveland Press*, 2016, 514 pp.
- [18] C. E. Boyd, "Iron Important To Pond Water, Bottom Quality", *Global Aquaculture Advocate*, 2008, 59-60.
- [19] C. E. Boyd, "Sulfides Alter Pond pH, Can Be Toxic", *Global Aquaculture Advocate*, 2007, 78-80.
- [20] N. Matsui, W. Meepol & J. Chukwamdee, "Soil Organic Carbon in Mangrove Ecosystems with Different Vegetation and Sedimentological Conditions". *Journal of Marine Science and Engineering* 3 (2015), 1404-1424.
- [21] B. R. Sutherland, K. J. Barrett & M. K. Gingras, "Clay settling in fresh and salt water". *Environmental Fluid Mechanics* 15 (1) (2015), 147-160.
- [22] USGS, "Environmental Impacts Associated with Disposal of Saline Water Produced During Petroleum Production- Osage-Skiatook Petroleum Environmental Research Project", 2015, http://toxics.usgs.gov/sites/produced_water/ph20_page2.html.
- [23] P. A. Meyers, "Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes". *Org. Geochem.* 27 (1997), 213-250.
- [24] A. L. Lamb, G. P. Wilson & M. J. Leng, "A review of coastal palaeoclimate and relative sea-level reconstructions using $\delta^{13}C$ and C/N ratios in organic material". *Earth-Sci. Rev.* 75 (2006), 29-57.
- [25] N. T. Tue, H. Hamaoka, A. Sogabe, T. D. Quy, M. T. Nhuan & K. Omori, "Sources of Sedimentary Organic Carbon in Mangrove Ecosystems from Ba Lat Estuary, Red River, Vietnam". *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry—Marine Environmental Modeling & Analysis*, Eds. K. Omori, X. Guo, N. Yoshie, N. Fujii, I. C. Handoh, A. Isobe and S. Tanabe, TERRAPUB, 2011, 151-157.
- [26] N. T. Tue, N. T. Ngoc, T. D. Quy, H. Hamaoka, M. T. Nhuan & K. Omori, "A cross-system analysis of sedimentary organic carbon in the mangrove ecosystems of Xuan Thuy National Park, Vietnam". *Journal of Sea Research* 67 (2012), 69-76.
- [27] L. Burone, P. Muniz, A. M. S. Pires-Vanin & M. Rodrigues, "Spatial distribution of organic matter in the surface sediments of Ubatuba Bay (Southeastern-Brazil)". *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 75 (1) (2003), 77-90.
- [28] J. J. Middelburg, J. Nieuwenhuize, F. J. Slim & B. Ohowa, "Sediment biogeochemistry in an East African mangrove forest (Gazi Bay, Kenya)". *Biogeochemistry* 34 (1996), 133-155.
- [29] Nguyễn Xuân Lộc, Trương Thị Nga và Huỳnh Quốc Tịnh, "Chất lượng nước trong vùng nuôi tôm sú (*Penaeus monodon*) quảng canh ở đầm ngư trường Tam Giang I, huyện Ngọc Hiển, tỉnh Cà Mau". *Tạp chí Khoa học Đại học Cần Thơ* 99 (2008), 202-209.
- [30] Lê Bá Toàn, "Nghiên cứu hệ thống canh tác kết hợp rừng đước với nuôi tôm quảng canh cải tiến tại huyện Ngọc Hiển, tỉnh Cà Mau". *Luận án TS Nông nghiệp*. ĐH Nông Lâm Tp.HCM, 2011, 144 tr.
- [31] D. Johnston, M. Lourey, D. V. Tien, T. T. Luu & T. T. Xuan, "Water quality and plankton densities in mixed shrimp-mangrove forestry farming systems in Vietnam". *Aquaculture Research* 33 (2002), 785-798.
- [32] M. C. Haws & C. E. Boyd, "Methods for Improving Shrimp Farming in Central America". *Central American University Press-UCA*, Managua, Nicaragua, 2001, 291 pp.
- [33] A. Lazur, "Growout Pond and Water Quality Management". *University of Maryland*, College Park, MD, USA, 2007, 18 pp.
- [34] L. Q. Minh, T. P. Tuong, M. E. F. van Mensvoort & J. Bouma, "Tillage and water management for riceland productivity in acid sulfate soils of the Mekong delta, Vietnam". *Soil and Tillage Research* 42 (1) (1997), 1-14.
- [35] T. P. Tuong, L. Q. Minh, D. V. Ni & M. E. F. van Mensvoort, "Reducing acid pollution from reclaimed acid sulphate soils: experiences from the Mekong delta, Vietnam". In: L. S. Pereira, and J. W. Gowing (eds) *Water and the Environment: Innovation Issues in Irrigation and Drainage*. E. and FN. Spon, London, 1998, 75-83.
- [36] N. D. Phong, T. P. Tuong, N. D. Phu, N. D. Nang & C. T. Hoanh, "Quantifying Source and Dynamics of Acidic Pollution in a Coastal Acid Sulphate Soil Area". *Water, Air, & Soil Pollution* (2013), 224: 1765

Risk of acidification of the organic shrimp model at Tam Giang commune, Nam Can district, Ca Mau province

Nguyen Tho, Dang Nguyen Nha Khanh, Tran Thi Kim Tu

Abstract—This paper assesses the risk of acidification of the organic shrimp model certified by Naturland at Tam Giang commune, Nam Can district, Camau province. Pond water and sediment was sampled in 8 ponds in March, July and November 2015, dike soil and mangrove soils were sampled in March 2015. Pond sediment and mangrove soils are highly reduced (Eh of top sediment and soils to 60 cm depth range respectively from -299 – -1mV and -321 – -52mV). Pond water ranges from neutral to slightly alkaline (pH of pond water 7.01-8.82) and sediment from slightly acidic to slightly alkaline (pH of fresh sediment 6.05-7.64, pH_{H_2O} 6.63-7.78, pH_{KCl} 6.35-7.43).

Mangrove soils show a large pH range with very low minimums (pH_{H_2O} 3.72, pH_{KCl} 3.05),

Keywords—acidification, Camau, exchange acidity, mangrove, pyrite.

reconfirming the presence of pyrite mineral in the soil profile. Mangrove soils deposited on the dikes (partly oxidized) are very acidic (pH_{H_2O} 2.51 ± 0.72 , pH_{KCl} 1.81-2.14, exchange acidity 11.56 ± 2.69 meq/100g). At the start of the wet season, pH of pond water reduces sharply as a result of reception of acidic components from the oxidized pyritic material (FeS_2) on the dikes. The exchange acidity in pond sediment and mangrove soils are negatively correlated with organic matter, indicating that the decomposition of organic matter under reduced conditions contributes to exchange acidity in pond environment. Risk of acidification of the organic shrimp model is high due to managerial activities (mostly channel digging and disposal of pyrite-containing mangrove soils on the dikes).