

ẢNH HƯỞNG CỦA NƯỚC THẢI BIOGAS VÀ THAN SINH HỌC TRÀM ĐỐI VỚI SỰ PHÁT THẢI CH_4 VÀ N_2O TỪ ĐẤT TRỒNG LÚA

Phạm Ngọc Thoa, Tăng Lê Hoài Ngân, Nguyễn Hữu Chiếm
Trường Đại học Cần Thơ

Tóm tắt

Sản xuất khí sinh học từ chất thải chăn nuôi và sử dụng nước thải sau túi ủ biogas làm phân bón cho cây trồng sẽ là một công nghệ đầy hứa hẹn giúp giải quyết các vấn đề ô nhiễm nguồn nước. Tuy nhiên, nước thải biogas được tạo ra trong các hầm kỵ khí chứa khoảng 60 % khí metan. Do đó, nó có thể dẫn đến nguy cơ làm gia tăng lượng khí thải gây hiệu ứng nhà kính. Một thí nghiệm trong chậu với lúa (OM5451) đã được thiết lập để đánh giá ảnh hưởng của nước thải biogas và than sinh học tràm đến lượng phát thải khí CH_4 và N_2O trong điều kiện nhà lưới. Nghiên cứu hiện tại được thực hiện có sáu nghiệm thức với bốn mức than sinh học tràm được trộn trong đất (0, 2, 10 và 20 tấn/ha). Kết quả cho thấy lượng phát thải khí CH_4 từ tất cả các nghiệm thức được bổ sung than sinh học tràm đã giảm đáng kể từ 29,3 % đến 47,1 % so với đối chứng. Đồng thời, phát thải khí N_2O cũng giảm từ 20 % đến 47,7 %. Kết luận, việc sử dụng than sinh học tràm đã làm giảm đáng kể lượng khí thải N_2O và CH_4 trong khi vẫn duy trì hoạt động sản xuất lúa gạo.

Từ khóa: Than sinh học; Khí CH_4 ; Khí N_2O ; Ruộng lúa.

Abstract

Effect of biogas digested liquid and melaleuca biochar amendment on CH_4 and N_2O emission from paddy soil

Biogas production from livestock waste and the use of biogas effluent as fertilizer for crops will be a promising technology to deal with these water pollution problems. However, biogas effluent produced in anaerobic digesters contains about 60 % methane. Therefore, it could lead to the risk of increasing greenhouse gas emissions. A pot experiment with rice (OM5451) was set up to evaluate the effect of biogas effluent and melaleuca biochar on CH_4 and N_2O flux under net house conditions. Six treatments with four levels of ground melaleuca biochar were mixed in soil (0, 2, 10, and 20 tons. ha⁻¹) were applied. The results showed that CH_4 emission from all treatments supplemented with melaleuca biochar was significantly decreased from 29.3 % to 47 % in comparison to control. Moreover, N_2O emission was also reduced from 20 % to 47.7 %. In conclusion, the melaleuca biochar application significantly reduced N_2O and CH_4 emissions while maintaining rice production.

Keywords: Biochar; CH_4 ; N_2O ; Paddy field.

1. Giới thiệu

Hiện nay, chăn nuôi đang chiếm ưu thế trong sản xuất nông nghiệp và là nguồn thu nhập quan trọng ở Đồng bằng sông Cửu Long. Tuy nhiên, nguồn chất thải từ hoạt động chăn nuôi chứa hàm lượng dinh dưỡng cao hiện đang là mối đe dọa đối với các hệ sinh thái dưới nước thông qua rửa trôi [1]. Mô hình khí sinh học đã tận dụng nguồn chất thải này tạo khí đốt nhưng nước thải đầu ra của hệ thống khí sinh học (nước thải biogas) vẫn chứa nồng độ các ion hòa tan cao và là nguyên nhân gây ô nhiễm nguồn nước [2]. Theo Fujiwara (2012) [3] có thể tận dụng nguồn nước thải chăn nuôi giàu đạm làm phân bón cho cây trồng, đây sẽ là một công nghệ đầy hứa hẹn vừa giải quyết được vấn đề phú dưỡng và ô nhiễm nguồn nước, đồng thời giúp hạn chế việc sử dụng phân bón hóa học. Tiếp nối nghiên cứu của Fujiwara (2012), một nghiên cứu đã được thực hiện tại Đồng bằng Sông Cửu Long nhằm tận dụng nguồn nước thải sau túi ủ biogas như phân bón hữu cơ cho cây lúa (giống lúa OM5451). Tổng tỷ lệ sử dụng N trong nước thải nằm trong khoảng từ 90 đến 210 kg/ha/vụ lúa. Lúa phát triển bình thường, đạt năng suất cao tương đương với nghiệm thức bón phân hóa học [4]. Tuy nhiên, việc sử dụng nước thải biogas như nguồn đạm hữu cơ có nguy cơ làm tăng phát thải khí nhà kính (KNK) [5]. Vì vậy, nghiên cứu này sẽ tiếp tục làm rõ ảnh hưởng của nước thải biogas đối với phát thải

KNK, đồng thời tìm giải pháp làm giảm phát thải khí bằng cách bổ sung than sinh học vào đất trồng lúa.

Than sinh học là một vật liệu rắn giàu cacbon được tạo ra sau khi nung sinh khối ở nhiệt độ cao trong điều kiện thiếu oxy [6]. Các nghiên cứu ban đầu đã cho thấy rằng việc bổ sung than sinh học vào đất nông nghiệp có thể làm thay đổi các đặc tính của đất, có tiềm năng nâng cao năng suất cây trồng và giảm phát thải KNK [7]. Kết quả nghiên cứu của Xiao et al., (2018) [8] cho thấy việc bổ sung than sinh học rơm 600 °C trên đất trồng lúa trong điều kiện tiết kiệm nước đã giúp giảm thiểu phát thải CH_4 từ 15,6 - 29,7 %. Tương tự, một thí nghiệm thực địa khác do Liu et al., (2017) [9] thực hiện đã báo cáo rằng phát thải CH_4 đã giảm đáng kể đến 40 % so với đối chứng khi bổ sung than rơm. Thí nghiệm trong chậu của Pratiwi và Shinogi, (2016) [10] ghi nhận rằng tổng lượng phát thải CH_4 giảm tương ứng 45,2 % và 54,9 % với tỷ lệ sử dụng than sinh học trấu từ 2 % đến 4 %. Bên cạnh đó, than rơm với mức tỷ lệ 3 % cũng đã giúp làm giảm phát thải N_2O lên đến 47 % [11]. Hiện nay, các nghiên cứu chủ yếu tập trung vào hiệu quả làm giảm phát thải khí của than sinh học trên các loại đất bón phân hóa học và chưa có nhiều dẫn chứng cho việc sử dụng than trên đất bón phân hữu cơ. Nghiên cứu này nhằm mục đích (1) ghi nhận tác động của nước thải biogas đối với phát thải CH_4 và N_2O từ ruộng lúa (2) kiểm tra việc bổ sung than sinh học tràm có làm giảm phát thải KNK.

2. Phương tiện và phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương tiện nghiên cứu

Đất: Mẫu đất được thu trên đất canh tác lúa trên 10 năm, ở độ sâu 20 cm, tại huyện Bình Minh, tỉnh Vĩnh Long. Đất được phân loại là sét pha thịt gồm 40,48 % đất sét; 59,09 % phù sa và 0,43 % cát. Các đặc tính chính của đất bao gồm: pH (1: 2,5 H₂O) 6,87, EC (1: 2: 5 H₂O) 217,5 μ S, hàm lượng chất hữu cơ (OC) 2,99 %, tổng N 0,335 %, tổng P 0,091 %, tổng K 1,33 %, dung trọng 0,86 g/cm³, tỷ trọng 1,56 g/cm³, độ xốp 44,65 %.

Giống lúa: Giống lúa được sử dụng trong thí nghiệm là OM 5451 thu mua từ Viện lúa Đồng bằng Sông Cửu Long. Thời gian sinh trưởng từ 88 - 95 ngày, chiều cao cây khoảng 95 - 100 cm. Đây là giống lúa có năng suất cao, thích nghi rộng và chống chịu tốt đối với rầy nâu và đạo ôn.

Biogas: Nước thải sau khi xử lý qua bể biogas được thu tại hộ ông Nguyễn Văn Bình (ấp Nhơn Thành, xã Nhơn Nghĩa, huyện Phong Điền, thành phố Cần Thơ). Nước thải biogas sử dụng trong thí nghiệm được thu từ túi ủ với vật liệu nạp trung bình 7,5 - 9,5 kg phân lợn cho một ngày, số lượng lợn nuôi để nạp phân vào túi ủ biogas là 17 con/túi, trọng lượng trung bình của lợn nuôi là 55 - 65 kg/con (3 tháng tuổi). Túi ủ đã đi vào hoạt động và sinh khí ổn định. Mẫu nước thải thu vào thời điểm giữa ngày (10 - 11h trưa) và mẫu nước thải sau túi ủ được sử dụng là mẫu trộn,

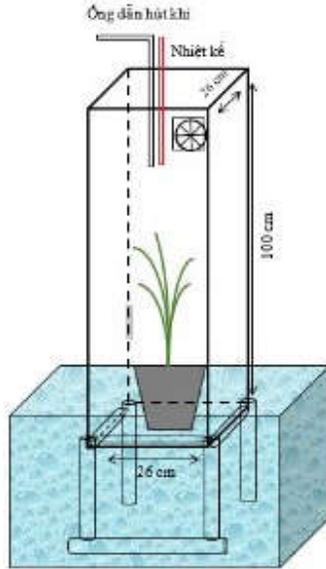
trước khi thí nghiệm tiến hành lấy mẫu đại diện để tiến hành phân tích các thông số vật lý và hóa học trong nước thải sau túi ủ biogas như pH (7,31), EC (3,68 mS/cm), TN (477 mg/L), TP (126 mg/L) và tổng K (98 mg/L).

Than sinh học: Than sinh học có nguồn gốc từ tràm. Sinh khối tràm sau khi thu về được xử lý sạch, loại bỏ lớp vỏ ngoài, cắt thành đoạn có độ dài 1 m. Sau đó đem cưa thành mặt, mặt cưa được đưa vào máy nghiền, nghiền thành bột mịn có kích thước 0,5 mm. Phần bột mịn sau khi nghiền được cho vào khuôn ép kim loại để hình thành và sử dụng máy ép để ép thành viên hình trụ tròn có đường kính 5 mm và chiều dài 10 mm. Mẫu ép viên được sấy khô ở nhiệt độ 105 °C để loại bỏ hoàn toàn lượng nước có trong sinh khối tràm, sấy cho đến khi khối lượng không đổi, sau đó cho vào bình hút ẩm để nguội hoàn toàn. Cân và xác định trọng lượng mẫu và cho vào lò nung VMF-165 (Yamada Denky - Nhật Bản) để tiến hành tạo than sinh học tràm ở 700 °C, trong 2 giờ. Lò nung VMF 165 sử dụng phản ứng gia nhiệt trong môi trường khí trơ (khí nitơ) với tốc độ 10 °C/phút. Quy trình tạo than tràm được thực hiện tại phòng thí nghiệm Biochar, Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Đại học Cần Thơ. Tính chất lý - hóa của than tràm được trình bày ở Bảng 1.

Bảng 1. Đặc điểm lý - hóa của than sinh học tràm 700 °C [12]

Sản lượng (%)	Cacbon cố định (wt.% _{db})	Chất bay hơi/Cacbon cố định (VM/FC)	CEC (cmolc/kg)	C/N	pH	EC (µS/cm)	BET	Độ ẩm (wt.%)	Lượng tro (%)
25,1	72,88	0,26	15,2	312,8	8,7	146,3	283,9	4,98	3

Dụng cụ thu mẫu khí:



Hình 1: Bố trí thu mẫu khí

Các buồng kín được sử dụng để thu khí CH₄ và N₂O. Gồm 2 phần: (1) Buồng thu khí: được làm bằng nhựa, có chiều cao 100 cm, chiều rộng 26 cm, chiều dài 26 cm, thể tích 62,868 L. Mỗi buồng thu khí được lắp đặt 1 quạt gió hoạt động bằng pin dùng để trộn đều không khí bên trong buồng, một nhiệt kế để theo dõi sự thay đổi nhiệt độ trong thời gian lấy mẫu khí

và một ống nhựa dùng thu khí với vách ngăn cao su ở trên cùng của buồng khí. (2) Phần đế: được làm bằng ống nhựa PVC, có chiều cao 20 cm, chiều rộng 26 cm, chiều dài 26 cm.

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Phương pháp làm đất và gieo sạ

Mẫu đất được thu ở độ sâu 20 cm, sau đó được trộn đều để tạo thành một mẫu đồng nhất. Cân 6,5 kg đất cho vào mỗi chậu nhựa có kích thước 25 x 20 cm, diện tích 0,042 m². Đất được ngâm trong chậu 1 tuần cho lên bùn, sau đó đánh bùn và gieo sạ. Mật độ gieo 3 hạt/chậu, gieo cách đều nhau, sau khi lên mạ tiến hành tỉa thưa giữ lại 1 cây/chậu.

2.2.2. Bố trí thí nghiệm

Thí nghiệm được bố trí hoàn toàn ngẫu nhiên, với 6 nghiệm thức và 4 lần lặp lại. Nước thải biogas giàu đạm (0,477 g/L) được sử dụng thay thế cho phân bón hóa học. Đất trồng lúa được phối trộn với than sinh học tràm theo các mức tỉ lệ khác nhau, tất cả được trình bày trong Bảng 2.

Bảng 2. Các nghiệm thức trong thí nghiệm

Ký hiệu	Nghiệm thức	Trọng lượng than (g/chậu)	Tổng thể tích nước thải sau túi ủ biogas ^(*) (mL/chậu)
NT1	Đối chứng (chỉ tưới nước máy)	-	-
NT2	Đất + than tràm/tre (2 tấn/ha)	8,4	-
NT3	Đất + biogas (không than)	-	1320
NT4	Đất + biogas + than tràm/tre (2 tấn/ha)	8,4	1320
NT5	Đất + biogas + than tràm/tre (10 tấn/ha)	42	1320
NT6	Đất + biogas + than tràm/tre (20 tấn/ha)	84	1320

Ghi chú: ^(*) thể tích nước thải sau túi ủ biogas là thể tích tổng cho 3 lần tưới ở giai đoạn 7, 14 và 26 NSS.

Bảng 3. Tỷ lệ và thời điểm bón N cho lúa theo công thức 30 - 60 - 60 kg N/ha [4]

Thời điểm bón	Liều lượng bón (mg/chậu)		
	Tổng N	Tổng P	Tổng K
11 NSS	126	31,5	24,5
26 NSS	252	63	49
41 NSS	252	63	49
Tổng cộng	630	157,5	122,5

Ghi chú: NSS: ngày sau sạ.

2.2.3. Phương pháp thu mẫu khí

Phương pháp thu mẫu khí được thực hiện theo phương pháp của Parkin et al., (2003) [13]. Tần suất thu mẫu 1 lần/tuần, trong suốt vụ lúa. Thời gian thu mẫu cố định trong khoảng từ 8 đến 11 giờ sáng. Các bước thu mẫu gồm: Lấy mẫu t_0 (ngay sau khi đặt buồng khí), sử dụng ống tiêm nhựa kín khí (60 mL), gắn kèm van ba chiều. Bước đầu mở van theo chiều kim đồng hồ và hút khí đầy xi lanh, sau đó khóa van theo hướng ngược lại và đẩy hết khí ra ngoài. Tiếp tục mở van, rút và đẩy xi lanh 5 lần, sau đó lấy 50 mL khí rồi khóa van. Bơm khí vào lọ đựng mẫu (các vial kín khí có thể tích 20 mL đã được hút chân không trước đó) đến khi căng tay, cuối cùng đẩy hết lượng khí còn dư ra ngoài. Tiếp tục lấy mẫu t_1, t_2 tại các thời điểm sau 10 phút, 20 phút với cách lấy mẫu tương tự như mẫu t_0 . Lưu ý: Sau khi lấy mẫu cần ghi chép thông số nhiệt độ tại thời điểm lấy mẫu vào phiếu theo dõi. Mỗi lọ đựng mẫu cần có ký hiệu nhận biết riêng. Các mẫu khí thu được sẽ được bảo quản trong thùng đựng mẫu chuyên dụng, để nơi thoáng mát và vận chuyển mẫu về

phòng thí nghiệm thuộc Viện Nghiên cứu lúa Đồng bằng Sông Cửu Long, Cần Thơ để phân tích định lượng. Nồng độ CH_4 và N_2O được xác định bằng sắc ký khí (SRI 8610C) được trang bị detector ion hóa ngọn lửa (FID) và detector bắt giữ điện tử (ECD).

2.3. Tính toán và xử lý số liệu

Cường độ phát thải khí CH_4 hoặc N_2O ($mg/m^2/giờ$) được tính toán bằng cách sử dụng phương trình sau đây của Parkin et al., (2003) [13].

$$f = \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) * \left(\frac{v}{A} \right) * \left(\frac{M}{V} \right) * \left(\frac{P}{P_0} \right) * \left(\frac{273}{T_{kelvin}} \right)$$

Trong đó: ΔC là sự thay đổi nồng độ khí CH_4 hoặc N_2O trong khoảng thời gian Δt ; v và A là thể tích hộp lấy mẫu khí và diện tích đáy của hộp đo khí; M là khối lượng nguyên tử của khí đó; V là thể tích chiếm bởi 1 mol khí ở nhiệt độ và áp suất tiêu chuẩn (22,4L); P là áp suất khí quyển (mbar), P_0 là áp suất tiêu chuẩn (1.013 mbar); T_{kelvin} : $273 + T_{tb}$; $T_{tb} = (T_0 + T_1 + T_2 + T_3)/4$.

Tổng phát thải CH_4 được tính toán dựa vào công thức sau [13].

$$CH_4 = (n_2 - n_1) * \frac{(Fn_1 + Fn_2)}{2} + (n_3 - n_2) * \frac{Fn_2 + Fn_3}{2} + \dots + (n_c - n_x) * \frac{Fn_c - Fn_x}{2}$$

Trong đó: n_1, n_2, n_3 là ngày của lần lấy mẫu thứ 1, 2 và 3; n_x là ngày lấy mẫu lần thứ x trước lần lấy mẫu cuối cùng, n_c là ngày của lần lấy mẫu cuối cùng và $F_{n_1}, F_{n_2}, F_{n_3}, F_{n_x}, F_{n_c}$ là lượng phát thải trung bình ngày của khí CH_4 ($mg.m^{-2}.ngày^{-1}$) ứng với các ngày lấy mẫu n_1, n_2, n_3, n_x và n_c .

2.4. Phương pháp xử lý số liệu

Số liệu được xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel 2010, sau đó được phân tích phương sai (ANOVA) và kiểm định Duncan để so sánh sự khác biệt giữa trung bình các nghiệm thức ở độ tin cậy 95 % thông qua IBM SPSS 20.0.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Ảnh hưởng của việc kết hợp than sinh học tràm đến các thông số trong đất

Trong quá trình theo dõi pH đất nhận thấy ở NT1 (đối chứng) có pH thấp nhất (pH = 6,9), ngược lại ở các nghiệm thức

có bổ sung than sinh học tràm pH đất nằm trong khoảng 7,1 - 7,8 (Bảng 4). Trị số pH đất ở nghiệm thức được bổ sung than sinh học với tỷ lệ 20 tấn/ha (NT6) có biến động lớn (cao hơn gần 1 đơn vị) so với nghiệm thức không bón than (NT1). Kết quả này cho thấy, than sinh học tràm có tác dụng làm tăng pH đất. Kết quả nghiên cứu hiện tại cũng tương tự với nghiên cứu của Rhoades et al., (2017) [14], nhóm tác giả cho rằng việc sử dụng kết hợp than sinh học với tỷ lệ (20 tấn/ha) đã làm tăng độ pH của đất rừng từ 5,7 đến 6,4. Sự gia tăng độ pH của đất là do việc bổ sung vật liệu kiềm (than tràm 700 °C có pH = 8,7) đồng thời việc sử dụng than sinh học đã làm giảm hàm lượng nhôm trao đổi của đất thông qua liên kết ion Al^{3+} bởi các nhóm chức oxy trên bề mặt của nó, do đó làm tăng sự phong phú của các cation bazơ có thể trao đổi trong đất mà cuối cùng dẫn đến làm tăng độ pH của đất (Dai et al., 2017) [15].

Bảng 4. Ảnh hưởng của than tràm 700 °C đến pH, Eh, OM và độ xốp đất

Nghiệm thức	pH	Eh (mV)	OM (%)	Độ xốp (%)
1	6,9 ± 0,02 ^d	-251,75 ± 25,50 ^a	3,35 ± 0,50 ^b	45,25 ± 0,10 ^d
2	7,2 ± 0,13 ^{bc}	-252,75 ± 17,50 ^a	3,49 ± 0,08 ^{ab}	57,69 ± 0,10 ^a
3	7,1 ± 0,23 ^{cd}	-386,00 ± 12,00 ^d	3,56 ± 0,05 ^{ab}	39,95 ± 0,15 ^f
4	7,4 ± 0,13 ^b	-327,00 ± 17,00 ^c	3,69 ± 0,00 ^{ab}	40,93 ± 0,20 ^e
5	7,7 ± 0,08 ^a	-312,25 ± 12,90 ^{bc}	3,79 ± 0,00 ^{ab}	47,08 ± 0,16 ^c
6	7,8 ± 0,19 ^a	-268,25 ± 12,80 ^{ab}	3,90 ± 0,48 ^a	50,16 ± 0,20 ^b

Ghi chú: kí hiệu a, b, c trong cùng một cột cho biết có sự khác biệt giữa các nghiệm thức thông qua kiểm định Duncan ở mức ý nghĩa 5 %; NT1= đối chứng; NT2= khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT3= tưới biogas, không TSH; NT4= tưới biogas, khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT5= tưới biogas, khối lượng TSH (10 tấn/ha); NT6= tưới biogas, khối lượng TSH (20 tấn/ha).

Trị số Eh của đất duy trì trong khoảng (-386) - (-251) mV trong suốt quá trình nghiên cứu (Bảng 4), từ trị số Eh đất nhận thấy đây là điều kiện thuận lợi cho sự phát thải CH_4 . Trong đó, ở nghiệm thức bón

biogas (NT3), có Eh là (-386) mV, thấp hơn trị số Eh ở nghiệm thức không bón biogas (NT1) điều này cho thấy việc bón nước thải biogas đã làm giảm Eh của đất, kết quả này cũng tương tự với kết quả của

Nghiên cứu

Singla et al., (2014) [16]. Bên cạnh đó, ở các nghiệm thức đã được bổ sung than sinh học trầm với tỷ lệ từ 2 đến 20 tấn/ha sau khi được bón thêm nước thải biogas có Eh tăng từ 1,2 đến 1,4 lần so với NT3. Điều này cho thấy việc sử dụng than sinh học đã làm tăng Eh trong đất so với đất không được bổ sung than. Điều này chỉ ra rằng than sinh học là yếu tố cơ bản quan trọng kiểm soát hoạt động oxy hóa CH_4 kỵ khí (Wu et al., 2019; Nan et al., 2021) [17, 18].

Độ xốp của đất là phần trăm thể tích của đất được chiếm bởi không khí và nước. Độ xốp có ý nghĩa rất quan trọng trong việc đánh giá mức độ thoáng khí cũng như khả năng giữ nước của đất. Kết quả từ Bảng 4 nhận thấy NT3 (bón biogas, không than) có độ xốp thấp nhất (39,95 %), trong khi đó ở các nghiệm thức bón biogas đồng thời được bổ sung than sinh học trầm có độ xốp đất từ 40,93 - 50,16 %. Mặt khác, ở nhóm nghiệm thức không bón biogas (NT1 và NT2) cũng có kết quả tương tự, NT2 được bổ sung than với tỷ lệ 2 tấn/ha có độ xốp đất cao hơn độ xốp đất ở NT1. Điều này chứng tỏ than sinh học trầm đã cải thiện độ xốp của đất và tăng cường sự thông khí. Tương tự, Cayuela et al., (2013), Xiao et al., (2018) và Dejene et al., (2019) [7, 8, 19] cũng đã kết luận rằng việc bổ sung than sinh học đã góp phần làm tăng độ xốp đất. Điều này có thể giải thích là do khi bổ sung than sinh học vào đất sẽ làm tăng sự phong phú của các lỗ rỗng vĩ mô và vi mô tương ứng từ 4 - 27 % và 11 - 54 %, đồng thời cũng có thể là do sự sắp xếp lại các hạt đất sau khi được bổ sung than sinh học (Dejene and Tilahun, 2019) [7]. Kết quả nghiên cứu hiện tại đã cho thấy sự gia tăng nhẹ hàm lượng chất hữu cơ trong

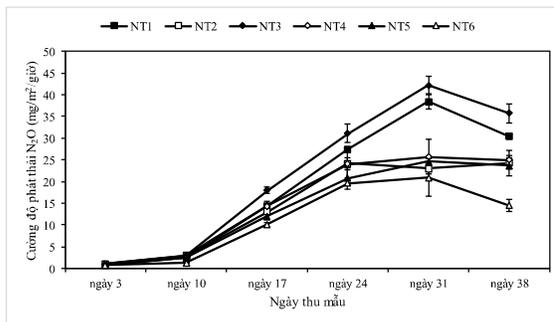
đất khi bón biogas và bổ sung than sinh học (Bảng 4). Hàm lượng OM ở NT3 là 3,56 % cao hơn hẳn khi so với hàm lượng OM ở NT không bón biogas (NT1). Bên cạnh đó, trong đất có phối trộn than sinh học trầm với tỷ lệ cao NT6 (20 tấn/ha), sau khi được bón biogas hàm lượng chất hữu cơ trong đất tăng và đạt cao nhất là 3,9 %. Kết quả này cho thấy than sinh học với liều lượng lớn đã làm tăng hàm lượng hữu cơ cho đất. Kết quả nghiên cứu có sự tương đồng với nghiên cứu của Bruun et al., (2011) [11] khi bổ sung 2 - 6 g than than rom trên 200 g đất đã làm tăng hàm lượng chất hữu cơ trong suốt 55 ngày bố trí thí nghiệm. Tương tự Xiao et al., (2018) [8] cũng báo cáo rằng việc bổ sung than sinh học với tỷ lệ 20 tấn/ha và 40 tấn/ha đã giúp hàm lượng chất hữu cơ trong đất tăng từ 2 - 3 lần so với mẫu đối chứng.

3.2. Ảnh hưởng của than sinh học trầm đến sự phát thải CH_4 trong đất

Kết quả từ Hình 2 cho thấy tốc độ phát thải khí CH_4 của các nghiệm thức dao động từ 0,7 $\text{mg/m}^2/\text{giờ}$ đến 42 $\text{mg/m}^2/\text{giờ}$ và chia làm 3 giai đoạn chính. Giai đoạn đầu sau khi sạ lúa từ ngày 3 đến ngày 10, tốc độ phát thải khí CH_4 rất thấp (0,7 - 2,9 $\text{mg/m}^2/\text{giờ}$) và có sự chênh lệch không đáng kể giữa các nghiệm thức ($p > 0,05$). Giai đoạn 2 (từ ngày 10 đến ngày 31) tốc độ phát thải CH_4 diễn ra rất mạnh và đạt cực đại vào ngày 31. Trong đó, cường độ phát thải CH_4 đạt cao nhất ở nghiệm thức được tưới bằng biogas không bổ sung than trầm (NT3) là 42,2 $\text{mg/m}^2/\text{giờ}$ và thấp nhất là ở NT6 (20 tấn/ha) với 20,9 $\text{mg/m}^2/\text{giờ}$ ($p < 0,05$). Các nghiệm thức còn lại dao động từ 23 - 25 $\text{mg/m}^2/\text{giờ}$. Giai đoạn 3 (từ ngày 31 - 38), tốc độ phát

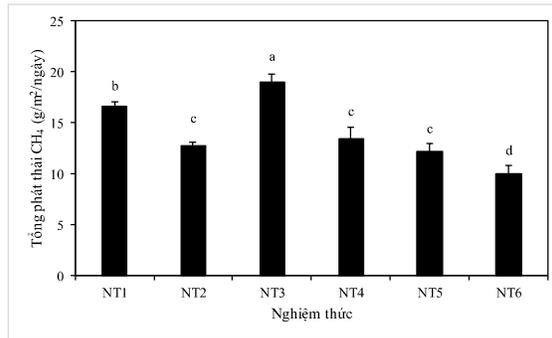
thải CH₄ có xu hướng giảm. Ở ngày 38, nghiệm thức NT3 cũng là nghiệm thức có lượng phát thải trung bình cao nhất

(32,45 mg/m²/giờ) đồng thời NT6 có lượng CH₄ phát thải chỉ còn 6,05 mg/m²/giờ (p < 0,05).



Hình 2: a) Tốc độ phát thải CH₄

Ghi chú: kí hiệu a, b, c trong cùng một cột cho biết có sự khác biệt giữa các nghiệm thức thông qua kiểm định Duncan ở mức ý nghĩa 5%; NT1= đối chứng; NT2= khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT3= tưới biogas, không TSH; NT4= tưới biogas, khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT5= tưới biogas, khối lượng TSH (10 tấn/ha); NT6= tưới biogas, khối lượng TSH (20 tấn/ha).



b) Tổng lượng phát thải CH₄

Tổng lượng phát thải CH₄ trong suốt thí nghiệm ở các nghiệm thức dao động từ 10 - 18,9 g/m²/ngày (Hình 1). Trong đó NT3 (bón biogas, không than) có tổng lượng CH₄ phát thải cao nhất (18,9 g/m²/ngày) so với các nghiệm thức còn lại (p < 0,05). Kết quả nghiên cứu đã cho thấy tổng lượng phát thải CH₄ ở NT3 cao hơn NT1 (P < 0,05), điều này chứng tỏ rằng việc bổ sung biogas, trong điều kiện ngập nước liên tục đã thúc đẩy các quá trình phân hủy kỵ khí của vi sinh vật methanogenis diễn ra mạnh làm tăng phát thải CH₄. Kết quả này hoàn toàn phù hợp với nghiên cứu của Singla and Inubushi (2014) [5]. Nhìn chung, ở tất cả các nghiệm thức được bổ sung than trầm tổng phát thải CH₄ giảm so với NT3 từ 29,3 - 47,1 %. Trong đó, NT6 là nghiệm thức được bổ sung than trầm với tỷ lệ cao nhất (20 tấn/ha) có tổng lượng phát thải CH₄ thấp nhất là 10 g/m²/ngày, giảm 47 % so với NT3. Đồng thời, tổng lượng phát thải CH₄ ở NT4, NT5 (bổ sung 2 - 10 tấn than/ha) không có sự khác biệt (p > 0,05). Điều này chứng tỏ rằng

lượng than sinh học bổ sung đã ảnh hưởng đến khả năng làm giảm KNK, kết quả nghiên cứu này cũng tương tự với nghiên cứu của Bruun et al.,(2011) [11]. Tương tự, (Nam et al. 2021b) [20] đã sử dụng than trầm và than trấu thương mại (nung trong 30 ngày, bằng lò nung truyền thống) bổ sung trên ruộng lúa (huyện Thới An Đông, thành phố Cần Thơ), với tỷ lệ từ 5 - 10 tấn/ha, kết quả cho thấy hai loại than đều có thể làm giảm phát thải CH₄ từ 24,2 - 28 % (than trầm), và từ 22 - 14,1 % (than trấu). Theo Wang et al., (2012) [21] than trấu 450 °C có thể làm giảm phát thải CH₄ trên ruộng lúa đến 37 %. Ngoài ra, (Xiao et al. 2018) [8] cũng báo cáo rằng khi sử dụng than rom 600 °C bón cho ruộng lúa với liều lượng là 20 tấn/ha và 40 tấn/ha có thể làm giảm phát thải CH₄ với tỷ lệ tương ứng là 29,7 % và 15,1 %.

Việc bổ sung than sinh học trầm đã làm giảm tổng lượng phát thải CH₄ bằng cách thay đổi các đặc tính của đất như pH, Eh, OC và độ xốp (Bảng 4). Trong nghiên cứu này, độ pH đất ở các nghiệm

Nghiên cứu

thức được bổ sung than với các mức tỷ lệ 2 tấn/ha, 10 tấn/ha, 20 tấn/ha có sự khác biệt đáng kể so với nghiệm thức không than (NT1, NT3). pH đất có ảnh hưởng rất lớn đến hoạt động của vi sinh vật sinh khí mêtan bởi vì khi độ pH của đất tăng có thể ngăn chặn hoạt động sinh methanogenic và dẫn đến giảm phát thải CH_4 [22]. Theo Wang et al., (2012) [21] pH cao hoặc thấp đều ảnh hưởng đến sự hình thành khí mêtan. Hầu hết các vi sinh vật sinh khí mêtan hoạt động tốt nhất khi pH nằm trong khoảng 6,9 - 7,1 [23]. Từ kết quả Bảng 4 có thể nhận thấy ở các nghiệm thức được bổ sung than tràm độ pH đã vượt ngưỡng hoạt động tối ưu của vi sinh vật sinh khí mêtan, đây là nguyên nhân dẫn đến lượng khí CH_4 sinh ra giảm. Bên cạnh đó, Eh cũng là một nhân tố quan trọng ảnh hưởng đến sự phát thải CH_4 . Eh là thông số phản ánh độ thoáng khí của đất, sự thay đổi Eh đất được trình bày ở Bảng 4. Từ kết quả ở Bảng 4 có thể nhận thấy NT4, NT5, NT6 sau khi được bổ sung than sinh học hàm lượng oxy tăng lên kéo theo sự gia tăng Eh đất đã tạo điều kiện thuận lợi cho các sinh vật dị dưỡng trong đất hoạt động và làm giảm lượng khí thải CH_4 . Kết quả này phù hợp với nghiên cứu trước đây của Cayuela et al., (2014) [24]. Tương tự, Wang et al., (2019) [25] cũng đã kết luận rằng quá trình oxy hóa CH_4 có tương quan thuận đáng kể với Eh trong đất. Trong nghiên cứu hiện tại, bổ sung than sinh học tràm từ 2 - 20 tấn/ha và giảm đáng kể lượng phát thải CH_4 . Nồng độ OC cũng là một thông số ảnh hưởng đến sự phát thải CH_4 [25]. Nghiên cứu hiện tại cho thấy rằng việc bổ sung than sinh học tràm ở 700 °C đã làm tăng

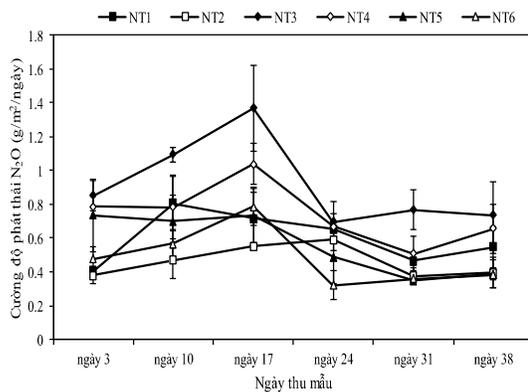
hàm lượng OC trong đất (Bảng 4). Mặc dù chất hữu cơ là nguồn sản sinh CH_4 tuy nhiên vi khuẩn sinh methanogenic lại khó sử dụng được nguồn cacbon ổn định trong than sinh học. Kết quả này phù hợp với nghiên cứu của Liu et al., (2017) và Xiao et al., (2018) [8, 9]. Mối quan hệ tương quan nghịch giữa phát thải CH_4 và OC cho thấy sự tăng cường khả năng tái oxy hóa trong sinh quyển sau khi bổ sung than sinh học do đó có thể ức chế sản xuất CH_4 [26]. Tuy nhiên, kết quả nghiên cứu cũng đồng thời trái ngược với kết quả của Wang et al., (2019) [25], tác giả đã báo cáo rằng việc bổ sung than sinh học được sản xuất ở 300 °C vào đất làm tăng tổng lượng phát thải CH_4 và góp phần làm tăng cường hàm lượng OC trong đất cho thấy hiện vẫn còn ý kiến trái chiều xoay quanh khả năng làm giảm phát thải CH_4 của than sinh học. Điểm khác biệt trong hiệu quả xử lý phát thải CH_4 có thể là do loại than sinh học được sử dụng và nhiệt độ nhiệt phân của than vì than được nung ở nhiệt độ cao sẽ làm tăng hàm lượng cacbon cố định.

3.3. Ảnh hưởng của than sinh học tràm đến sự phát thải N_2O trong đất

Khác biệt với CH_4 , N_2O trong suốt 38 ngày thí nghiệm phát thải với một lượng rất thấp từ 0,34 - 1,36 mg/m²/giờ, sự khác biệt này là do thí nghiệm được bố trí trong điều kiện ngập nước liên tục, trị số Eh dao động trong khoảng (-386) - (-251,75) mV (Bảng 4) dẫn đến chỉ có một lượng nhỏ N_2O được sinh ra (Hình 2). Bởi vì N_2O chủ yếu hình thành trong điều kiện môi trường có Eh từ (+200) - (+400) mV, khi Eh thấp hơn (+180) mV N_2O bị khử hoàn toàn thành N_2 . Nhìn chung, tốc độ phát thải N_2O trong đất ở các nghiệm thức có

bổ sung than trầm luôn ở mức thấp chỉ đạt từ 0,34 - 1 mg/m²/giờ. Ngược lại, NT3 (được bón biogas, không than) có lượng N₂O ở mức cao nhất từ 0,69 - 1,36 mg/m²/giờ. Sự phát thải N₂O trong giai đoạn 3

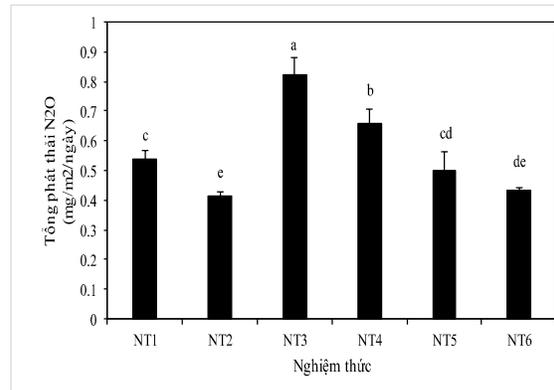
ngày sau sạ hầu như không có sự khác biệt giữa các nghiệm thức ($p > 0,05$). Nhưng từ ngày 10, tốc độ phát thải N₂O bắt đầu có sự khác biệt giữa các nghiệm thức bổ sung than và NT3 ($p < 0,05$).



Hình 3: a) Tốc độ phát thải N₂O

Ghi chú: kí hiệu a, b, c trong cùng một cột cho biết có sự khác biệt giữa các nghiệm thức thông qua kiểm định Duncan ở mức ý nghĩa 5 %; NT1= đối chứng; NT2= khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT3= tưới biogas, không TSH; NT4= tưới biogas, khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT5= tưới biogas, khối lượng TSH (10 tấn/ha); NT6= tưới biogas, khối lượng TSH (20 tấn/ha).

Sau 38 ngày thí nghiệm, tổng lượng N₂O sinh ra ở các nghiệm thức dao động trong khoảng 0,4 - 0,8 g/m²/ngày. Trong đó, tổng phát thải N₂O ghi nhận ở NT3 (biogas, không than) đạt cao nhất với 0,8 g/m²/ngày và cao hơn ở NT1 (0,5 g/m²/ngày) ($p < 0,05$). Điều này cho thấy việc sử dụng nước thải biogas giàu đạm bón cho lúa đã làm tăng phát thải N₂O. Đồng thời, việc bổ sung than sinh học cũng đã giúp làm giảm tổng lượng phát thải N₂O từ 20 % (NT4) đến 47 % (NT6) khi so với NT3. Bên cạnh đó, từ kết quả ở Hình 3 nhận thấy lượng phát thải N₂O ở NT5 và NT6 không có sự khác biệt, vì vậy có thể kết luận rằng sử dụng than trầm với liều lượng 10 tấn/ha đã đạt được hiệu quả giảm phát thải khí N₂O tốt (39 %). Kết quả này đã chứng minh được tổng lượng phát thải N₂O chịu ảnh hưởng bởi lượng than sinh học bổ sung và phù hợp với nghiên cứu trước đây của Butan et al. (2016) [22]. Tương tự, (Nam



b) Tổng lượng phát thải N₂O

et al. 2021b) [20] đã sử dụng than trầm thương mại (nung trong 30 ngày, bằng lò nung truyền thống) bổ sung trên ruộng lúa (huyện Thới An Đông, thành phố Cần Thơ), với tỷ lệ là 10 tấn/ha, kết quả cho thấy than trầm có thể làm giảm đến 41 % phát thải N₂O. Ngoài ra, (Jinyang Wang et al. 2012) [21] cũng đã báo cáo rằng khi bổ sung than trấu 450 °C với liều lượng là 25 tấn/ha có tác dụng làm giảm phát thải N₂O trên ruộng lúa đến 54 %. Theo Bruun et al. (2011) [11] tỷ lệ sử dụng than sinh học rom 525 °C ở mức từ 1 - 2 % có thể làm giảm đáng kể lượng phát thải N₂O đến 27 %. Tuy nhiên, khi so sánh kết quả nghiên cứu hiện tại với Bruun et al., (2011) nhận thấy khi bổ sung than trầm ở mức 10 tấn/ha (tương đương 0,65 %) đã giúp làm giảm đến 39 % tổng lượng phát thải N₂O, điều này cho than sinh học trầm có tiềm năng lớn trong xử lý phát thải N₂O. Sự khác biệt này có thể là do đặc trưng về nguyên liệu

Nghiên cứu

ban đầu, quy trình tạo than, nhiệt độ nung và tính chất lý hóa của các loại than sinh học khác nhau sẽ dẫn đến tác động khác nhau với tổng phát thải N_2O .

N_2O là sản phẩm phụ của quá trình nitrate hóa và khử nitơ. Do đó, các quá trình này có mối liên hệ chặt chẽ với lượng phát thải N_2O . Trị số pH đất lại là nhân tố gây ảnh hưởng đến quá trình chuyển hóa nito được giải phóng dưới dạng N_2O từ hai quá trình trên [19]. Độ pH của đất thấp có thể làm tăng lượng N_2O do pH ảnh hưởng gián tiếp đến sự phát thải khí N_2O thông qua việc sản xuất và tiêu thụ NH_4^+ và NO_3^- . Khí N_2O được tạo ra nhiều ở giá trị pH = 5 - 6, và có thể lớn hơn nếu pH < 5, đặc biệt trong điều kiện cung cấp đầy đủ NO_3^- [19]. Kết quả nghiên cứu hiện tại cho thấy sự phát thải khí N_2O giảm khi pH đất tăng. Ở những nghiệm thức có bổ sung than sinh học pH đất tăng lên đáng kể từ 6,9 đến 7,8 (Bảng 4) đây là pH tối ưu cho tiến trình nitrate hóa và khử nitrate (7,31 - 8), thúc đẩy tạo ra sản phẩm cuối cùng là N_2 và giảm tạo sản phẩm trung gian N_2O . Tương tự với kết quả nghiên cứu này, Cayuela et al., (2013) [19] đã chứng minh bằng kỹ thuật đồng vị ổn định $15N$ rằng than sinh học hỗ trợ bước cuối cùng cho quá trình khử nitơ, làm giảm tỷ lệ N_2O/N_2 trong 15 loại đất, hiệu ứng làm tăng pH của than sinh học là một nguyên nhân chính, nhưng không phải là duy nhất, để giảm thiểu lượng N_2O trong quá trình khử nitơ. Bởi vì, trong một thí nghiệm song song, việc bổ sung $CaCO_3$ không làm giảm lượng khí thải N_2O , điều này chứng tỏ rằng sự thay đổi trị số pH của đất không phải là lý do duy nhất để than sinh học làm giảm phát thải N_2O . Mặt khác, than tràm có tỷ số C/N cao (312,8) nên quá trình cố định N sinh học rất dễ xảy

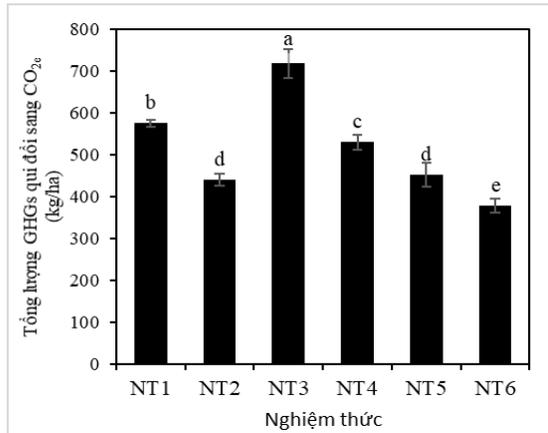
ra làm giảm lượng nitơ hữu dụng trong đất, do đó làm giảm chất nền sản xuất N_2O [19]. Đồng thời than tràm còn có khả năng hấp phụ tốt ammonium và nitrate từ nước thải biogas, điều này đã được chứng minh trong các nghiên cứu trước [27]. Vì vậy, ở những nghiệm thức được bổ sung than, phần lớn đạm ammonium và nitrate đã được than hấp phụ làm hạn chế quá trình nitrate hóa dẫn đến làm giảm quá trình sinh khí N_2O . Ngoài ra, Cayuela et al., (2013) [19] đã tìm thấy mối tương quan nghịch giữa lượng N_2O và nồng độ tro của than trong một nghiên cứu với chín loại than sinh học trong điều kiện khử nitơ. Do đó, than tràm có lượng tro rất thấp (3 %) nên khi bón than vào đất đã không xảy ra hiệu ứng muối dẫn đến việc hạn chế phát thải N_2O , điều này phù hợp với nghiên cứu của Cayuela et al., (2013) [19].

3.4. Tổng lượng phát thải KNK (quy đổi sang CO_2 tương đương)

Kết quả tổng lượng phát thải KNK (CH_4 và N_2O) sau 38 ngày thí nghiệm được quy đổi sang tổng CO_2e tương đương (Hình 4). Bốc thoát N_2O trên đất lúa được xác định thấp hơn nhiều so với CH_4 nên trong trường hợp này việc tăng phát thải khí CH_4 có vai trò quyết định đến chênh lệch tổng phát thải khí quy đổi kg CO_2e/ha giữa các nghiệm thức.

Tổng phát thải ở nghiệm thức tưới biogas, không bổ sung than sinh học tràm là $718,85 \pm 34,2$ kg CO_2e/ha và ở những nghiệm thức có bổ sung than sinh học dao động trong khoảng $378,64 \pm 16,1$ đến $440,77 \pm 13,72$ kg CO_2e/ha . Như vậy, có thể thấy biện pháp bổ sung than sinh học tràm với liều lượng 10 tấn/ha đã làm giảm phát thải KNK (đã quy đổi sang CO_2 tương đương) giảm từ 26,1 - 47,3 %. Điều

này chứng tỏ rằng than sinh học tràm ở 700 °C là nguồn nguyên liệu tiềm năng trong giảm thiểu KNK từ nông nghiệp.



Hình 4: Tổng lượng phát thải KNK (CO₂e)

Ghi chú: kí hiệu a, b, c trong cùng một cột cho biết có sự khác biệt giữa các nghiệm thức thông qua kiểm định Duncan ở mức ý nghĩa 5 %; NT1= đối chứng; NT2= khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT3= tưới biogas, không TSH; NT4= tưới biogas, khối lượng TSH (2 tấn/ha); NT5= tưới biogas, khối lượng TSH (10 tấn/ha); NT6= tưới biogas, khối lượng TSH (20 tấn/ha).

4. Kết luận và kiến nghị

4.1. Kết luận

Khi sử dụng nước thải biogas như phân đạm trên đất trồng lúa đã làm tăng phát thải CH₄ và N₂O so với đối chứng. Đồng thời, việc bổ sung than sinh học tràm 700 °C đã làm giảm thiểu phát thải KNK (đã quy đổi sang CO₂ tương đương) từ 26,1 - 47,3 % tương ứng với tỷ lệ than từ 2 tấn/ha đến 20 tấn/ha. Xem xét toàn diện các mặt về phát thải CH₄, phát thải N₂O nhận thấy sự kết hợp hiệu quả nhất trong nghiên cứu này là bón than sinh học tràm là ở mức tỷ lệ 10 tấn/ha cùng với nước thải biogas. Tóm lại, việc sử dụng than sinh học tràm làm giảm đáng kể lượng phát thải CH₄ và N₂O khi vẫn duy trì sản xuất lúa.

4.2. Kiến nghị

Than sinh học tồn tại lâu trong đất có thể sẽ ảnh hưởng đến khả năng làm

giảm phát thải N₂O và CH₄, vì vậy những nghiên cứu tiếp theo nên khảo sát trên nhiều vụ lúa liên tục để xác định có xảy ra hiện tượng thoái hóa hay không.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu này được tài trợ bởi dự án cải tạo Trường Đại học Cần Thơ VN14-P6, được hỗ trợ từ nguồn vốn vay ODA của Nhật Bản (E7).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1]. Z. Sebesvari, H. T. T. Le, P. Van Toan, U. Arnold and F. G. Renaud (2014). *Agriculture and water quality in the Vietnamese Mekong Delta*. Agriculture and Water Quality, vol. 4, no. June.

[2]. P. V. Nũ, B. T. Nga và T. Izumi (2015). *Đánh giá khả năng sử dụng Rơm và Lọc bình trong ủ yếm khí bán liên tục - Ứng dụng trên túi ủ Biogas polyethylene với quy mô nông hộ*. Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ, vol. 01, no. 36, pp. 27 - 35.

[3]. T. Fujiwara (2012). *Concept of an innovative water management system with decentralized water reclamation and cascading material-cycle for agricultural areas*. Water Sci. Technol., vol. 66, no. 6, pp. 1171 - 1177.

[4]. K. Minamikawa, H. C. Khanh, Y. Hosen, T. S. Nam and N. H. Chiem (2019). *Variable-timing, fixed-rate application of cattle biogas effluent to rice using a leaf color chart: microcosm experiments in Vietnam Kazunori*. Soil Sci. Plant Nutr. ISSN, vol. 10, no. 1, pp. 2 - 10.

[5]. A. Singla and K. Inubushi (2014). *Effect of biogas digested liquid on CH₄ and N₂O flux in paddy ecosystem*. J. Integr. Agric., vol. 13, no. 3, pp. 635 - 640.

[6]. J. Lehmann and S. Joseph (2015). *Biochar for Environmental Management*.

[7]. D. Dejene and E. Tilahun (2019). *Role of biochar on soil fertility improvement and greenhouse gases sequestration*. Horticulture International Journal, vol. 3, no. 6, pp. 291 - 298.

[8]. Y. Xiao, S. Yang, J. Xu, J. Ding, X. Sun and Z. Jiang (2018). *Effect of biochar amendment on methane emissions from paddy field under water-saving irrigation*. Sustainability (Switzerland), vol. 10, no. 5, pp. 3 - 13.

- [9]. X. Liu, Z. M. Qi, Q. Wang, Z. W. Ma and L. H. Li (2017). *Effects of biochar addition on CO₂ and CH₄ emissions from a cultivated sandy loam soil during freeze-thaw cycles*. Plant, Soil Environ., vol. 63, no. 6, pp. 243 - 249.
- [10]. E. P. A. Pratiwi and Y. Shinogi (2016). *Rice husk biochar application to paddy soil and its effects on soil physical properties, plant growth, and methane emission*. Paddy Water Environ., vol. 14, no. 4, pp. 521 - 532.
- [11]. E. W. Bruun, D. Müller-Stöver, P. Ambus and H. Hauggaard-Nielsen (2011). *Application of biochar to soil and N₂O emissions: Potential effects of blending fast-pyrolysis biochar with anaerobically digested slurry*. Eur. J. Soil Sci., vol. 62, no. 4, pp. 581 - 589.
- [12]. X. L. Nguyen et al., (2018). *Properties of Biochars prepared from local biomass in the Mekong Delta, Vietnam*. Bioresources, vol. 13, no. 4, pp. 7325 - 7344.
- [13]. T. Parkin et al., (2003). *USDA-ARS GRACEnet chamber-based trace gas flux mea*. pdf.
- [14]. C. C. Rhoades, K. L. Minatre, D. N. Pierson, T. S. Fegel, M. F. Cotrufo and E. F. Kelly (2017). *Examining the potential of forest residue-based amendments for post-wildfire rehabilitation in Colorado, USA*. Scientifica (Cairo), vol. 2017.
- [15]. Z. Dai et al., (2017). *Potential role of biochars in decreasing soil acidification - A critical review*. Sci. Total Environ., vol. 581 - 582, pp. 601 - 611.
- [16]. A. Singla and K. Inubushi (2014). *Effect of biogas digested liquid on CH₄ and N₂O flux in paddy ecosystem*. J. Integr. Agric., vol. 13, no. 3, pp. 635 - 640.
- [17]. Z. Wu, Y. Song, H. Shen, X. Jiang, B. Li and Z. Xiong (2019). *Biochar can mitigate methane emissions by improving methanotrophs for prolonged period in fertilized paddy soils*. Environ. Pollut., vol. 253, pp. 1038 - 1046.
- [18]. Q. Nan, L. Xin, Y. Qin, M. Waqas and W. Wu (2021). *Exploring long-term effects of biochar on mitigating methane emissions from paddy soil: a review*. Biochar, vol. 3, no. 2, pp. 125 - 134.
- [19]. M. L. Cayuela, M. A. Sánchez-Monedero, A. Roig, K. Anley, A. Enders and J. Lehmann (2013). *Biochar and denitrification in soils: When, how much and why does biochar reduce N₂O emissions?*. Sci. Rep., vol. 3, no. Experiment 2, pp. 1 - 7.
- [20]. T. S. Nam, H. Van Thao, N. H. Chiem, N. Van Cong and T. Mitsunori (2021). *Rice husk and melaleuca biochar additions reduce soil CH₄ and N₂O emissions and increase soil organic matter and nutrient availability*. F1000 Research, vol. 10, no. November, p. 1128.
- [21]. J. Wang, X. Pan, Y. Liu, X. Zhang and Z. Xiong (2012). *Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production*. Plant Soil, vol. 360, no. 1 - 2, pp. 287 - 298.
- [22]. S. Butnan, J. L. Deenik, B. Toomsan, M. J. Antal and P. Vityakon (2016). *Biochar properties influencing greenhouse gas emissions in tropical soils differing in texture and mineralogy*. J. Environ. Qual., vol. 45, no. 5, pp. 1509 - 1519.
- [23]. C. Wang, D. Y. F. Lai, J. Sardans, W. Wang, C. Zeng and J. Peñuelas (2017). *Factors related with CH₄ and N₂O emissions from a paddy field: Clues for management implications*. PLoS One, vol. 12, no. 1, pp. 1 - 23.
- [24]. M. L. Cayuela, L. van Zwieten, B. P. Singh, S. Jeffery, A. Roig and M. A. Sánchez-Monedero (2014). *Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: a review and meta-analysis*. Agric. Ecosyst. Environ., vol. 191, pp. 5 - 16.
- [25]. J. Wang, W. Zhong, Y. Kang, H. Deng and C. Han (2019). *N₂O emission mitigation and microbial activity after Biochar and Cao application in a flooded nitrate-rich vegetable soil*. Acta Agric. Scand. Sect. B Soil Plant Sci., vol. 69, no. 3, pp. 257 - 267.
- [26]. X. Qin et al., (2016). *Long-term effect of biochar application on yield-scaled greenhouse gas emissions in a rice paddy cropping system: a four-year case study in south China*. Sci. Total Environ., vol. 569 - 570, pp. 1390 - 1401.
- [27]. P. N. Thoa et al., (2021). *Nghiên cứu khả năng hấp phụ nitrat trong môi trường nước của than sinh học từ tràm*. Tạp chí khoa học, vol. 50, no. 1, pp. 40 - 53.

BBT nhận bài: 06/10/2021; Phản biện xong: 26/11/2021; Chấp nhận đăng: 28/3/2022