

Vai trò của rừng thứ sinh trong việc bảo tồn đa dạng quần xã bọ hung ở hệ sinh thái núi đá vôi Việt Nam

Bùi Văn Bắc*

Trường Đại học Lâm nghiệp

Ngày nhận bài 10/2/2020; ngày chuyển phản biện 14/2/2020; ngày nhận phản biện 26/3/2020; ngày chấp nhận đăng 27/4/2020

Tóm tắt:

Mặc dù rừng thứ sinh chiếm 1/2 tổng diện tích rừng nhiệt đới còn lại trên thế giới, nhưng giá trị bảo tồn đa dạng sinh học của chúng còn ít được biết đến. Nghiên cứu này được thực hiện để đánh giá vai trò của rừng thứ sinh trong việc bảo tồn đa dạng quần xã bọ hung ở hệ sinh thái núi đá vôi Việt Nam. Tổng số 60 bẫy hố có mồi nhử đã được thiết lập để điều tra quần xã bọ hung ở rừng thứ sinh lâu năm (>40 năm) và rừng nguyên sinh thuộc khu vực Vườn quốc gia (VQG) Pia Oắc (Cao Bằng) và Khu bảo tồn thiên nhiên (KBTTN) Pù Luông (Thanh Hóa). Nghiên cứu đã xác định được 38 loài bọ hung từ 1.266 cá thể ở hai khu vực nghiên cứu. Kết quả phân tích từ các mô hình tuyến tính tổng quát (GLM) cho thấy, không có sự khác biệt về số lượng loài, số lượng cá thể và sinh khối của quần xã bọ hung giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh ở cả hai khu vực nghiên cứu. Phát hiện này mang lại hy vọng cho việc phục hồi các quần xã bọ hung trong quá trình diễn thế rừng. Tuy nhiên, cấu trúc quần xã bọ hung chỉ ra sự khác nhau ý nghĩa giữa hai kiểu rừng này theo phân tích hoán vị phương sai (PERMANOVA) (Pia Oắc: $F=8,92$, $p<0,001$; Pù Luông: $F=6,78$, $p<0,001$). Đặc biệt, sự suy giảm số lượng của nhóm bọ hung “đào hang” có kích thước lớn ở rừng thứ sinh có thể làm giảm khả năng di dời phân động vật của quần xã bọ hung, một chức năng sinh thái quan trọng trong hệ sinh thái rừng nhiệt đới.

Từ khóa: bọ hung, hệ sinh thái núi đá vôi, rừng thứ sinh.

Chỉ số phân loại: 1.6

Đặt vấn đề

Bọ hung (Coleoptera: Scarabaeidae) bao gồm hơn 7.000 loài đã được mô tả trên thế giới. Dựa vào tập tính làm tổ và sinh sản, bọ hung được phân chia thành ba nhóm chức năng: nhóm đào hang “tunnellers”, nhóm lăn phân “rollers” và nhóm định cư trong phân “dwellers” [1]. Bọ hung được xem là một nhóm sinh vật chỉ thị sinh học hiệu quả, bởi vì chúng phản ứng nhanh với những thay đổi trong cấu trúc vật lý của sinh cảnh, như lớp che phủ của thực vật [2, 3], lớp thảm mục [4-6] hay đặc điểm đất [7-9]. Bên cạnh đó, do bọ hung sử dụng phân của động vật làm nguồn thức ăn và nguyên liệu xây tổ nên chúng cũng được sử dụng để đánh giá những thay đổi trong cấu trúc quần xã động vật có xương sống [10-14]. Một lợi thế quan trọng trong sử dụng bọ hung là việc thu mẫu dễ dàng bằng kỹ thuật đơn giản với chi phí thấp. Mặc dù vai trò của rừng thứ sinh trong việc bảo tồn quần xã bọ hung đã được bàn luận ở một số nghiên cứu [15-20], nhưng vẫn chưa có sự thống nhất. Ví dụ, kết quả từ các nghiên cứu [15, 16] đã chỉ ra một sự suy giảm nghiêm trọng trong tính đa dạng loài của quần xã bọ hung ở rừng thứ sinh. Trong khi đó, nghiên cứu [17-20] cho rằng không có sự khác nhau ý nghĩa trong quần xã bọ hung giữa hai hệ sinh thái này. Sự thiếu thống nhất giữa các nghiên cứu đã gây khó khăn cho việc ngoại suy về vai trò của rừng thứ sinh trong việc bảo

tồn tính đa dạng quần xã bọ hung ở những khu vực chưa được điều tra. Do vậy, những nghiên cứu mở rộng về vai trò của rừng thứ sinh trong bảo tồn quần xã bọ hung ở các vùng địa lý khác nhau là rất cần thiết.

Rừng nhiệt đới trên núi đá vôi là một hệ sinh thái đặc biệt, đặc trưng bởi những dãy núi cao, cô lập, độ dốc lớn và độ dày tầng đất thấp. Do vậy hệ sinh thái này cung cấp sinh cảnh riêng cho nhiều khu hệ động, thực vật và có tỷ lệ loài đặc hữu cao [21, 22]. VQG Pia Oắc (Cao Bằng) và KBTTN Pù Luông (Thanh Hóa) có các hệ sinh thái núi đá vôi nằm ở đai cao lớn (so với mực nước biển), đặc trưng cho khu vực miền Bắc Việt Nam. Nhiều diện tích rừng trong khu vực này bị tác động mạnh do chặt phá rừng để chuyển đổi thành đất nông nghiệp, khai thác gỗ và đá vôi trái phép. Do vậy, hiện nay, hai khu bảo tồn có nhiều dạng sinh cảnh như rừng thứ sinh, rừng trồng, trảng cỏ và đất nông nghiệp. Mục đích của nghiên cứu này là đánh giá vai trò của rừng thứ sinh phục hồi sau nương rẫy trong bảo tồn quần xã bọ hung trong sự so sánh với rừng nguyên sinh (đối chứng) ở hai khu vực bảo tồn cách biệt về không gian. Chúng tôi kỳ vọng sẽ tìm thấy một xu hướng thay đổi chung trong quần xã bọ hung, từ đó làm cơ sở cho việc xây dựng các phương sách bảo tồn hệ sinh thái đặc biệt này ở Việt Nam.

*Email: buibac80@gmail.com

The role of secondary forests in conserving dung beetle biodiversity in karst ecosystems in Vietnam

Van Bac Bui*

Vietnam National University of Forestry

Received 10 February 2020; accepted 27 April 2020

Abstract:

Although secondary forests comprise half of the world's remaining tropical forests, their role in biodiversity conservation remains poorly known. This study aimed to evaluate the role of secondary forests in conserving dung beetle biodiversity in karst ecosystems of Vietnam. In total, 60 baited-pitfall traps were deployed to investigate dung-beetle communities in the old secondary forests (>40 years) and primary forests across two study areas: Pia Oac National Park (Cao Bang Province) and Pu Luong Nature Reserve (Thanh Hoa Province). In total, 38 dung-beetle species of 1,266 individuals were sampled and identified from the trapping sites in the two study areas. The generalized linear models (GLMs) showed no significant difference in species richness, abundance and biomass of dung beetles between the old secondary forests and the primary forests, and this result was consistent throughout both the study areas. This finding seemed to give hope for the recovery of dung beetle communities during forest succession. In contrast, the community structure still differed significantly between the primary forests and the old secondary forests according to the permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) (Pia Oac: $F=8.92$, $p<0.001$; Pu Luong: $F=6.78$, $p<0.001$). Particularly, a decline in the number of large-bodied tunnellers in the old secondary forests might negatively affect the dung removal rate of the dung beetle communities, being an important ecosystem function in tropical forests.

Keywords: dung beetles, karst ecosystems, secondary forests.

Classification number: 1.6

Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

Phương pháp thu thập và giám định mẫu

Bọ hung được thu bắt tại hai kiểu rừng: rừng nguyên sinh và thứ sinh lâu năm (>40 năm) thuộc hệ sinh thái núi đá vôi khu vực VGQ Pia Oắc (Cao Bằng) và KBTTN Pù Luông (Thanh Hóa). Khu vực rừng thứ sinh trong nghiên cứu này đã từng là các cánh rừng nguyên sinh nhưng bị khai thác trắng và chuyển đổi thành nương rẫy. Hai kiểu rừng thứ sinh trên 40 năm và nguyên sinh được lựa chọn trong nghiên cứu này nằm ở độ cao 900-1.200 m.

Nghiên cứu đã sử dụng bẫy hố có mồi nhử (hỗn hợp phân bò và phân lợn) để thu bắt bọ hung. Tại mỗi kiểu rừng, 15 bẫy được thiết lập trên hai tuyến điều tra song song, cách nhau 100 m. Sơ đồ bẫy và cấu tạo bẫy được miêu tả chi tiết trong các nghiên cứu gần đây của tác giả [23-27].

Bọ hung được giám định chủ yếu dựa vào khóa định loại được xây dựng gần đây cho Việt Nam [24-26] và Kabakov và Napolov (1999) [28]. Bên cạnh đó, tất cả các mẫu bọ hung thu bắt được trong nghiên cứu này (383 mẫu thu được ở VGQ Pia Oắc và 883 mẫu ở KBTTN Pù Luông) được so sánh với các mẫu chuẩn đang được lưu giữ tại Bảo tàng Lịch sử tự nhiên Pháp (French National Museum of Natural History, Paris, Pháp), Bảo tàng Lịch sử tự nhiên Prague (National Museum Prague, Prague, Cộng hòa Séc) và Trung tâm Đa dạng sinh học tự nhiên Leiden (RMNH, Leiden, Hà Lan). Phần lớn các mẫu vật trong nghiên cứu này đang được lưu giữ tại RMNH và bộ sưu tập cá nhân của tác giả.

Sinh khối (khối lượng) của bọ hung được xác định cho từng loài. Khoảng 10-20 cá thể của một loài được sấy khô ở nhiệt độ 65°C trong 48 giờ, sau đó được cân với mức chính xác tới 0,00001 g (chi tiết xem Bui và cs (2019b) [27]).

Phương pháp xác định các nhân tố môi trường

Dữ liệu về môi trường (độ che phủ mặt đất của lớp thảm mục, chiều cao trung bình lớp thảm mục, đường kính tán trung bình của cây bụi (chiều cao <3 m), đường kính trung bình tại vị trí 1,3 m của các cây gỗ gần bẫy nhất, độ tàn che của cây gỗ, độ che phủ của lớp thảm tươi) và mẫu đất được thu thập cùng thời điểm với việc thu thập bọ hung, sử dụng phương pháp bốn hướng (chi tiết xem Bui (2019) [23] và Bui và cs (2019b) [27]).

Phân tích số liệu

Phân tích thống kê trong nghiên cứu này được thực hiện bằng ngôn ngữ R, phiên bản v.3.4.0 [29]. Nghiên cứu sử dụng đường cong tích lũy Chao (1984) [30] để đánh giá mức độ hiệu quả của phương pháp thu bắt. Phương pháp NMDS (Non-metric multidimensional scaling) được sử dụng để mô tả phân bố cấu trúc quần xã bọ hung giữa các kiểu rừng của hai khu vực. Phương pháp phân tích hoán vị đa biến của phương sai PERMANOVA (Permutational multivariate analysis of variance) được sử dụng để kiểm tra sự sai khác trong cấu trúc quần xã bọ hung giữa hai kiểu rừng và giữa hai khu vực nghiên cứu. Tất cả các phương pháp kiểm tra và biểu đồ được thực

hiện với gói dữ liệu “vegan” phiên bản v.2.4-5 [31] và được tính toán với 999 hoán vị. Biểu đồ Venn được xây dựng để chỉ ra số lượng loài có cùng sinh cảnh. Các yếu tố môi trường và các nhóm chức năng được thêm vào biểu đồ NMDS bằng cách sử dụng chức năng “envfit” trong gói dữ liệu “vegan” để đánh giá ảnh hưởng của chúng tới cấu trúc quần xã bộ hung. Giá trị p được tính toán hoán vị 999 lần. Nghiên cứu đã sử dụng các mô hình tuyến tính tổng quát (GLM - Generalized linear models) để kiểm tra sự khác nhau trong thành phần quần xã (số lượng loài, số lượng cá thể và sinh khối) giữa rừng thứ sinh lâu năm và rừng nguyên sinh.

Kết quả nghiên cứu

Khác biệt trong cấu trúc quần xã bộ hung giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh lâu năm ở hai khu vực nghiên cứu

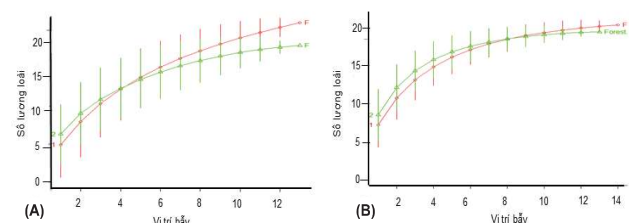
Tổng số 1.266 cá thể thuộc 38 loài đã được ghi nhận ở hai kiểu rừng của hai khu vực nghiên cứu: VGQ Pia Oắc (383 cá thể, 26 loài, 8 giống) và KBTTN Pù Luông (883 cá thể, 25 loài, 9 giống). Các loài được xác định trong nghiên cứu này thuộc các giống: *Aphodius* (437 cá thể thuộc 2 loài), *Catharsius* (23 cá thể, 1 loài), *Copris* (345 cá thể, 6 loài), *Eodrepanus* (1 cá thể, 1 loài), *Ochicanthon* (10 cá thể, 2 loài), *Onthophagus* (390 cá thể, 20 loài), *Parachorius* (1 cá thể, 1 loài), *Paragymnopleurus* (23 cá thể, 1 loài), *Sinodrepanus* (15 cá thể, 1 loài) và *Synopsis* (21 cá thể, 3 loài). Thành phần loài và phân bố của bộ hung trong các kiểu rừng ở hai khu vực được thể hiện ở bảng 1. Đường cong tích lũy loài ước tính số lượng loài theo Chao (1984) ở hai kiểu rừng được thể hiện ở hình 1. Mặc dù đường cong tích lũy loài ở rừng nguyên sinh Pia Oắc có xu hướng tiếp tục tăng nhẹ, nhưng số lượng loài điều tra được chiếm hơn 80% số lượng loài theo ước lượng của Chao (1984). Mô hình phân tích này đã phản ánh mức độ hiệu quả cao và đầy đủ của phương pháp điều tra thực địa của nghiên cứu.

Bảng 1. Thành phần các loài bộ hung được tìm thấy ở hai kiểu rừng của hai khu vực nghiên cứu.

TT	Loài	F2Cao	F1Cao	F2Than	F1Than
1	<i>Aphodius elegans</i> Allibert	10	3	113	261
2	<i>Aphodius</i> sp. 03	40	10	0	0
3	<i>Catharsius molossus</i> (Linnaeus)	1	1	17	4
4	<i>Copris caobangensis</i> Bui, Dumack & Bonkowski	0	3	0	0
5	<i>Copris confucius</i> Harold	0	0	4	15
6	<i>Copris magicus</i> Harold	0	1	0	0
7	<i>Copris reflexus</i> Fabricius	7	1	65	11
8	<i>Copris sonensis</i> Bui, Dumack & Bonkowski	0	0	9	3
9	<i>Copris szechuanicus</i> Balthasar	10	8	115	93
10	<i>Eodrepanus striatulus</i> Paulian	0	0	0	1
11	<i>Ochicanthon obscurum</i> (Boucomont)	0	0	8	0
12	<i>Ochicanthon</i> sp. 01	0	2	0	0
13	<i>Onthophagus dorsofasciatus</i> Fairmaire	100	90	4	1
14	<i>Onthophagus gracilipes</i> Boucomont	0	0	0	4
15	<i>Onthophagus jeannelianus</i> Paulian	14	1	0	0

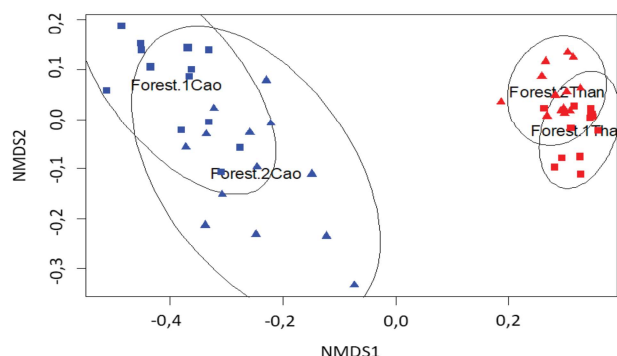
16	<i>Onthophagus mulleri</i> Lansberge	0	0	0	6
17	<i>Onthophagus orientalis</i> Harold	2	2	0	0
18	<i>Onthophagus phanaeiformis</i> Boucomont	0	1	4	3
19	<i>Onthophagus</i> sp. 01	6	4	6	3
20	<i>Onthophagus</i> sp. 02	0	0	1	1
21	<i>Onthophagus</i> sp. 03	2	0	10	2
22	<i>Onthophagus</i> sp. 04	0	0	5	11
23	<i>Onthophagus</i> sp. 05	0	1	0	0
24	<i>Onthophagus</i> sp. 06	2	7	0	0
25	<i>Onthophagus</i> sp. 07	0	2	0	0
26	<i>Onthophagus</i> sp. 08	1	0	0	0
27	<i>Onthophagus</i> sp. 09	5	6	0	0
28	<i>Onthophagus</i> sp. 10	2	0	2	0
29	<i>Onthophagus</i> sp. 11	0	0	6	2
30	<i>Onthophagus taurinus</i> White	0	0	3	6
31	<i>Onthophagus thanwaikhomus</i> Masumoto	2	0	2	0
32	<i>Onthophagus trituber</i> (Wiedemann)	24	3	18	13
33	<i>Parachorius</i> sp. 01	0	1	0	0
34	<i>Paragymnopleurus brahmimus</i> (Waterhouse)	0	0	15	8
35	<i>Sinodrepanus similis</i> Simonis	1	0	3	11
36	<i>Synopsis horaki</i> Zidek & Pokorny	0	3	0	0
37	<i>Synopsis puluogensis</i> Bui & Bonkowski	0	0	0	6
38	<i>Synopsis tridens</i> Sharp	3	1	3	5
Tổng		232	151	413	470

Ghi chú: F2Cao: rừng thứ sinh Pia Oắc; F1Cao: rừng nguyên sinh Pia Oắc; F2Than: rừng thứ sinh Pù Luông, F1Than: rừng nguyên sinh Pù Luông.



Hình 1. Đường cong tích lũy loài mô tả mức độ hiệu quả của việc thu thập mẫu qua hai trạng thái rừng: nguyên sinh (màu đỏ) và thứ sinh (màu xanh) ở VQG Pia Oắc (A) và KBTTN Pù Luông (B).

Cấu trúc quần xã bộ hung khác nhau có ý nghĩa thống kê giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh ở cả hai khu vực nghiên cứu (Pia Oắc, Cao Bằng: PERMANOVA, $F=8,92$, $p<0,001$; Pù Luông, Thanh Hóa: PERMANOVA, $F=6,78$, $p<0,001$). Kết quả phân tích NMDS mô tả cấu trúc quần xã bộ hung cư trú trên hai kiểu rừng (nguyên sinh và thứ sinh) ở hai khu vực nghiên cứu cho thấy, quần xã bộ hung có sự phân tách rất lớn giữa hai khu vực cách biệt về không gian (Pia Oắc và Pù Luông). Một điều đáng ngạc nhiên hơn là, ngay trong cùng một khu vực nghiên cứu, hai kiểu rừng cũng có các quần xã bộ hung đặc trưng khác biệt với tỷ lệ giao thoa trong cấu trúc quần xã rất thấp (hình 2). Giá trị nhiễu “stress value” rất nhỏ (0,06) phản ánh chính xác phân bố cấu trúc quần xã bộ hung qua các kiểu rừng bằng phương pháp NMDS.



Hình 2. Phân tích NMDS chỉ ra sự khác nhau trong cấu trúc quần xã bọ hung giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh ở hai khu vực nghiên cứu. Forest.1Cao: rừng nguyên sinh ở Pia Oắc, Cao Bằng; Forest.2Cao: rừng thứ sinh Pia Oắc, Cao Bằng; Forest.1Tha: rừng nguyên sinh Pù Luông, Thanh Hóa; Forest.2Tha: rừng thứ sinh ở Pù Luông, Thanh Hóa. Giá trị nhiễu (“stress value”) = 0,06.

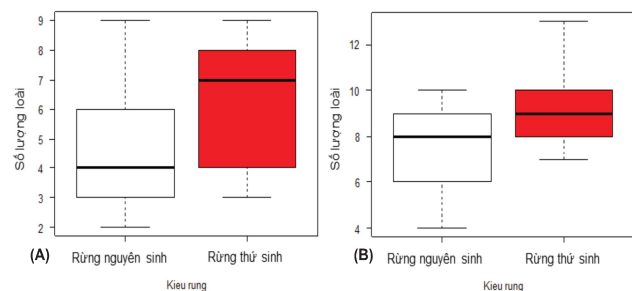
Khác biệt trong thành phần loài, số lượng cá thể và sinh khối của bọ hung giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh lâu năm qua hai khu vực nghiên cứu

Kết quả phân tích từ các mô hình tuyến tính tổng quát (GLM) chỉ ra không có sự khác nhau có ý nghĩa thống kê trong số lượng loài, số lượng cá thể và sinh khối của quần xã bọ hung giữa rừng nguyên sinh và rừng thứ sinh ở cả hai khu vực nghiên cứu (bảng 2, hình 3-5).

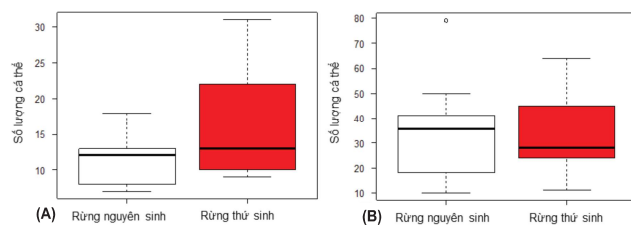
Bảng 2. GLM cho số lượng loài, số lượng cá thể và sinh khối bọ hung giữa rừng nguyên sinh và rừng thứ sinh.

	β	$\pm SE$	z-value	p-value
Cao Bằng				
Số lượng loài	0,248	0,167	1,486	0,137
Số lượng cá thể	0,429	0,104	4,107	0,071
Sinh khối	0,239	0,423	0,564	0,58
Thanh Hóa				
Số lượng loài	0,171	0,133	1,287	0,198
Số lượng cá thể	-0,05	0,067	-0,818	0,413
Sinh khối	0,353	0,188	1,878	0,06

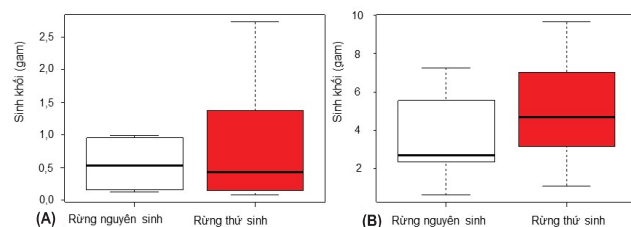
Ghi chú: β : ước lượng; $\pm SE$: sai tiêu chuẩn; z-value: giá trị kiểm tra; p-value: trị số p.



Hình 3. Biểu đồ hình hộp mô tả số lượng loài (trong một bẫy) giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh tại khu vực VQG Pia Oắc (A) và KBTTN Pù Luông (B).



Hình 4. Biểu đồ hình hộp mô tả số lượng cá thể (trong một bẫy) giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh tại khu vực VQG Pia Oắc (A) và KBTTN Pù Luông (B).

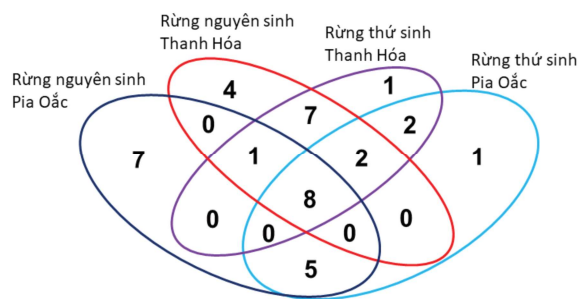


Hình 5. Biểu đồ hình hộp mô tả sinh khối của bọ hung (trong một bẫy) giữa rừng nguyên sinh và thứ sinh tại khu vực VQG Pia Oắc (A) và KBTTN Pù Luông (B).

Thảo luận

Đặc điểm quần xã bọ hung cư trú trên hệ sinh thái núi đá vôi

Nghiên cứu đã đưa ra một đánh giá đầu tiên về ảnh hưởng của việc chuyển đổi rừng nhiệt đới trên núi đá vôi đến quần xã bọ hung tại hai khu vực cách biệt về không gian ở Việt Nam. Bọ hung đã được biết đến rất nhạy cảm với những thay đổi của các yếu tố môi trường như nhiệt độ môi trường xung quanh [32], kết cấu đất cũng như cấu trúc vật lý của lớp thực vật, độ tàn che của cây gỗ [2-9]. Các vùng địa lý sinh thái được đặc trưng bởi các hệ sinh thái khác nhau sẽ có các quần xã bọ hung khác biệt [33]. Nghiên cứu này cũng chỉ ra sự khác biệt lớn trong cấu trúc quần xã bọ hung giữa hai khu vực cách biệt về không gian là VQG Pia Oắc và KBTTN Pù Luông, thậm chí hai khu vực nghiên cứu này có cùng hệ sinh thái núi đá vôi với các đặc điểm tương tự về địa hình, khí hậu, cấu trúc thực vật và cách nhau chỉ 380 km. Hệ sinh thái núi đá vôi được biết đến là nơi có tính đa dạng cao với nhiều loài đặc hữu [21, 22]. Quần xã bọ hung trong nghiên cứu này là một ví dụ điển hình khi mà tỷ lệ các loài phân bố hẹp rất cao, trong khi đó chỉ tám loài được tìm thấy cư trú ở cả hai kiểu rừng của hai khu vực nghiên cứu (hình 6). Trong các nghiên cứu trước đây, chúng tôi đã khám phá và mô tả chính thức ba loài bọ hung mới cho khoa học cư trú trên các hệ sinh thái núi đá vôi này, bao gồm: *Copris caobangensis* Bui, Dumack & Bokowski; *Copris sonensis* Bui, Dumack & Bokowski và *Synopsis puluongensis* Bui & Bonkowski [24, 25]. Kết quả ban đầu này đã chỉ ra sự tồn tại tiềm năng của các loài bọ hung chưa được mô tả. Các điều kiện đặc biệt của hệ sinh thái núi đá vôi như đất kiềm,



Hình 6. Biểu đồ Venn chỉ ra số lượng các loài có sinh cảnh hẹp và số lượng loài phổ biến giữa hai kiểu rừng của hai khu vực nghiên cứu.

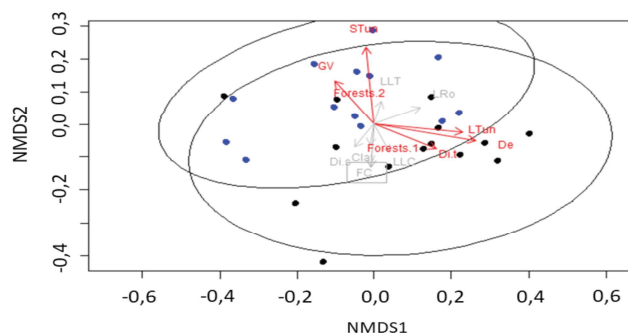
tầng đất mỏng, các ngọn núi cao với độ dốc lớn và bị cô lập có thể hạn chế quá trình trao đổi gen trong quần thể và thúc đẩy quá trình hình thành loài địa lý. Những loài côn trùng với đặc điểm di chuyển chậm và kích cỡ quần thể nhỏ (ví dụ như các loài bọ hung), có thể hình thành nên các loài đặc hữu ở những khu vực bị cô lập này.

Giá trị của rừng thứ sinh lâu năm cho bảo tồn quần xã bọ hung

Mặc dù nhiều nghiên cứu đã xem xét giá trị bảo tồn của rừng thứ sinh, nhưng vẫn chưa chắc chắn về giá trị của chúng trong việc bảo tồn tính đa dạng của quần xã bọ hung. Kết quả của nghiên cứu này phù hợp với các nghiên cứu [17-20], chỉ ra không có sự khác nhau ý nghĩa trong thành phần loài, số lượng cá thể và sinh khối giữa rừng thứ sinh và nguyên sinh. Trong khi đó, các nghiên cứu [15, 16] chỉ ra sự khác nhau ý nghĩa trong quần xã bọ hung giữa hai kiểu rừng. Điều này có thể được giải thích như sau. *Thứ nhất*, thành phần các loài bọ hung rất khác nhau giữa các vùng địa lý sinh thái. Quần xã bọ hung vùng nhiệt đới Đông Nam Á rất khác biệt bởi sự đa dạng của các loài bọ hung thuộc giống *Onthophagus* [16, 33, 34]. Trong nghiên cứu này, các loài *Onthophagus* cũng chiếm ưu thế trong quần xã, chiếm hơn 50 và 30% tổng số loài và số lượng cá thể bọ hung ghi nhận được. Trong khi đó, quần xã bọ hung ở hệ sinh thái rừng ôn đới châu Âu được đặc trưng bởi các loài *Aphodius* spp. [1]. Sự khác nhau trong thành phần giữa các khu vực nghiên cứu cùng với mức độ nhạy cảm của các loài bọ hung khác nhau đã dẫn đến những thay đổi trong quần xã bọ hung không giống nhau qua các vùng địa lý sinh thái. *Thứ hai*, các trạng thái rừng thứ sinh được lựa chọn trong các nghiên cứu có thể không giống nhau. Nhìn chung, rừng thứ sinh đã phục hồi sau thời gian dài (rừng thứ sinh lâu năm) có thể có giá trị bảo tồn loài và đa dạng cao cho quần xã bọ hung do có thể cung cấp một nơi trú ẩn tương tự với rừng nguyên sinh [nghiên cứu hiện tại, 17, 18]. Ngược lại, rừng thứ sinh mới phục hồi có thể thiếu đi những đặc trưng này [15, 16].

Sự phân tách lớn trong cấu trúc quần xã bọ hung giữa rừng nguyên sinh và rừng thứ sinh dường như phản ánh

những thay đổi không thể phục hồi trong các nhóm chức năng bọ hung, đặc biệt nhóm “đào hang” (hình 7). Phân tích NMDS chỉ ra mối quan hệ tỷ lệ thuận giữa lớp che phủ mặt đất của thảm tươi (GV) và số lượng cá thể của các loài bọ hung “đào hang” có kích thước nhỏ (STun) (hình 7). Dường như là các loài bọ hung kích thước nhỏ tập trung nhiều ở rừng thứ sinh phản ánh sự ưa thích của chúng với lớp thảm tươi, bởi vì sinh cảnh này có thể là địa điểm quan sát thích hợp cho chúng trong quá trình tìm kiếm thức ăn [1, 35-37]. Các loài bọ hung “đào hang” có kích thước lớn (LTun) được thu thập nhiều ở những khu vực có nhiều cây gỗ lớn (Di.t) (hình 7), bởi vì rừng cây gỗ có thể cung cấp nơi cư trú và thức ăn cho nhiều loài động vật lớn như các loài linh trưởng, cây, lợn rừng, những loài quan trọng cung cấp nguồn thức ăn cho các loài bọ hung kích thước lớn [35, 36]. Sự thay đổi không thể phục hồi trong các nhóm chức năng của quần xã bọ hung ở rừng thứ sinh sẽ làm giảm hiệu quả các dịch vụ sinh thái của chúng ở kiểu rừng này.



Hình 7. Phân tích NMDS chỉ ra mối quan hệ giữa các thuộc tính quần xã bọ hung với các yếu tố môi trường trong rừng thứ sinh (Forest.2) và rừng nguyên sinh (Forest.1). Các vec-tơ đậm nét biểu thị cho các yếu tố môi trường và thuộc tính quần xã ảnh hưởng ý nghĩa tới cấu trúc quần xã ($p < 0.05$). Vec-tơ mờ là các yếu tố môi trường và thuộc tính quần xã không ảnh hưởng ý nghĩa tới cấu trúc quần xã ($p > 0.05$). Các vec-tơ: STun - mô tả số lượng cá thể của các loài bọ hung kích thước nhỏ thuộc nhóm “đào hang”; LTun - các loài bọ hung “đào hang” kích thước lớn; De - các loài bọ hung “định cư” trong phân; Lro - các loài bọ hung “lawn phân” có kích thước lớn. LLC - độ che phủ mặt đất của thảm mục; Di.s - chiều cao trung bình lớp thảm mục; Di.t - đường kính tán trung bình của cây bụi (chiều cao < 3 m); Di.t - tỷ lệ phần trăm của đất sét; Di.t - đường kính trung bình tại vị trí 1,3 m của các cây gỗ gần bẫy nhất; FC - độ tàn che của cây gỗ; GV - độ che phủ của lớp thảm tươi. Độ nhiễu (“stress value”) = 0,05.

Kết luận

Nghiên cứu đã điều tra và xác định được 38 loài thuộc 10 giống từ 1.266 cá thể bọ hung thu bắt được từ hai khu vực VQG Pia Oắc (26 loài, 8 giống) và KBTTN Pù Luông (25 loài, 9 giống). Phân tích thống kê theo các mô hình tuyến tính tổng quát (GLM) chỉ ra không có sự khác nhau về số

lượng loài, số lượng cá thể và sinh khối giữa rừng thứ sinh lâu năm (>40 năm) và rừng nguyên sinh qua cả hai khu vực nghiên cứu. Kết quả này đã xác nhận vai trò quan trọng của rừng thứ sinh trong việc phục hồi tính đa dạng của quần xã bọ hung trong quá trình diễn thế rừng. Tuy nhiên sự khác nhau trong cấu trúc quần xã giữa hai kiểu rừng này, đặc biệt là sự suy giảm số lượng các loài bọ hung “đào hang” có kích thước lớn thuộc giống *Synapsis* và *Copris* ở rừng thứ sinh có thể hạn chế khả năng di dời phân động vật của quần xã bọ hung, một chức năng sinh thái quan trọng của chúng ở rừng nhiệt đới.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] I. Hanski, Y. Cambefort (1991), *Dung beetle ecology*, Princeton University Press, pp.1-481.
- [2] C. Costa, et al. (2017), “Variegated tropical landscapes conserve diverse dung beetle communities”, *PeerJ*, **5**(e3125), pp.1-22.
- [3] R.P. Salomão, et al. (2018), “Landscape structure and composition define the body condition of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rainforest”, *Ecol. Indic.*, **88**(2018), pp.144-151.
- [4] R.C. Campos, M.I.M. Hernández (2013), “Dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil”, *Revista Brasileira de Entomologia*, **57**(1), pp.47-54.
- [5] E. Nichols (2013), “Fear begets function in the ‘brown’ world of detrital food webs”, *Journal of Animal Ecology*, **82**(4), pp.717-720.
- [6] T. Tixier, et al. (2015), “Lumaret, Species-specific effects of dung beetle abundance on dung removal and leaf litter decomposition”, *Acta Oecologica*, **69**, pp.31-34.
- [7] W. Beiroz, et al. (2017), “Dung beetle community dynamics in undisturbed tropical forests: implications for ecological evaluations of land-use change”, *Insect Conservation and Diversity*, **10**, pp.94-106.
- [8] P.M. Farias, et al. (2015), “Response of the copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeinae) assemblage to a range of soil characteristics and livestock management in a tropical landscape”, *Journal of Insect Conservation*, **19**, pp.947-960.
- [9] D.C. Osberg, et al. (1994), “Habitat specificity in African dung beetles: the effect of soil type on the survival of dung beetle immatures (Coleoptera: Scarabaeidae)”, *Tropical Zoology*, **7**, pp.1-10.
- [10] E. Andresen, S.G.W. Laurance (2007), “Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama”, *Biotropica*, **39**, pp.141-146.
- [11] H. Enari, S. Koike, H. Sakamaki (2013), “Influences of different large mammalian fauna on dung beetle diversity in beech forests”, *J. Insect. Sci.*, **13**(54), pp.1-13.
- [12] A. Estrada, D.A. Anzures, R. Coates-Estrada (1999), “Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*), and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico”, *Am. J. Primatol.*, **48**, pp.253-262.
- [13] C.A. Harvey, J. Gonzalez, E. Somarriba (2006), “Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica”, *Biodivers. Conserv.*, **15**, pp.555-585.
- [14] K. Vulinec (2000), “Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys, and conservation in Amazonia”, *Florida Entomol.*, **83**(3), pp.229-241.
- [15] S. Boonrotpong, et al. (2004), “Species composition of dung beetles in the primary and secondary forests at Ton Nga Chang Wildlife Sanctuary”, *ScienceAsia*, **30**, pp.59-65.
- [16] Shahabuddin, et al. (2005), “Changes of dung beetle communities from rainforests towards agroforestry systems and annual cultures in Sulawesi (Indonesia)”, *Biodiversity and Conservation*, **14**, pp.863-877.
- [17] K. Vulinec (2002), “Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia”, *Biotropica*, **34**, pp.297-309.
- [18] I. Quintero, T. Roslin (2005), “Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in central Amazonia”, *Ecology*, **12**, pp.3303-3311.
- [19] K. Vulinec, et al. (2006), “Primate and dung beetle communities in secondary growth rain forests: implications for conservation of seed dispersal systems”, *International Journal of Primatology*, **27**, pp.855-879.
- [20] E. Nichols, et al. (2007), “Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis”, *Biological Conservation*, **137**, pp.1-19.
- [21] R. Clements, et al. (2006), “Limestone karsts of Southeast Asia: imperiled arks of biodiversity”, *BioScience*, **56**, pp.733-742.
- [22] M. Schilthuizen, et al. (2005), “Effects of karst forest degradation on pulmonate and prosobranch land snail communities in Sabah, Malaysian Borneo”, *Conservation Biology*, **19**, pp.949-954.
- [23] V.B. Bui (2019), “Effects of land use change on Coprini dung beetles in tropical karst ecosystems of Puluong Nature Reserve”, *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, **35**(4), pp.42-54.
- [24] V.B. Bui, M. Bonkowski (2018), “Synapsis puluogensis sp. nov. and new data on the poorly known species Synapsis horaki (Coleoptera: Scarabaeidae) from Vietnam with a key to Vietnamese species”, *Acta Entomol. Musei Nationalis Pragae*, **58**, pp.407-418.
- [25] V.B. Bui, K. Dumack, M. Bonkowski (2018), “Two new species and one new record for the genus Copris (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) from Vietnam with a key to Vietnamese species”, *Eur. J. Entomol.*, **115**, pp.167-191.
- [26] V.B. Bui, T. Ziegler, M. Bonkowski (2019a), “Checklist of beetles in the subgenus Copris (Paracopris) Balthasar from Asia with description of a new species, and redescription of Copris (Paracopris) punctulatus Wiedemann (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae)”, *Zootaxa*, **4712**(1), pp.51-64.
- [27] V.B. Bui, T. Ziegler, M. Bonkowski (2019b), “Morphological traits reflect dung beetle response to land use changes in tropical karst ecosystems of Vietnam”, *Ecological Indicators*, **108**, pp.1-9.
- [28] O.N. Kabakov, A. Napolov (1999), “Fauna and ecology of Lamellicornia of subfamily Scarabaeinae of Vietnam and some parts of adjacent countries: South China, Laos, and Thailand”, *Latvijas Entomologs*, **37**, pp.58-96.
- [29] R. Core Team (2017), *R: A language and environment for statistical computing*, <https://www.R-project.org/> (accessed 15 May 2017).
- [30] A. Chao (1984), “Non-Parametric estimation of the Number of classes in a population”, *Scandinavian Journal of Statistics*, **11**, pp.265-270.
- [31] J. Oksanen, et al. (2017), *Vegan: Community Ecology Package*, R package version 2.4-5, <https://CRAN.R-project.org/packages=vegan>.
- [32] C.H. Scholtz, A.L.V. Davis, U. Kryger (2009), *Evolutionary biology and conservation of dung beetles*, Pensoft Sofia-Moscow.
- [33] L. Hayes, et al. (2009), “Rapid assessments of tropical dung beetle and butterfly assemblages: contrasting trends along a forest disturbance gradient”, *Insect Conservation and Diversity*, **2**, pp.194-203.
- [34] A.J. Davis, et al. (2001), “Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo”, *J. Appl. Ecol.*, **38**, pp.593-616.
- [35] H. Howden, V. Nealis (1978), “Observations on height of perching in some tropical dung beetles (Scarabaeidae)”, *Biotropica*, **10**, pp.43-46.
- [36] S.B. Peck, A. Forsyth (1982), “Composition, structure, and competitive behaviour in a guild of Ecuadorian rain forest dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae)”, *Can. J. Zool.*, **60**, pp.1624-1634.
- [37] T.H. Larsen, A. Lopera, A. Forsyth (2008), “Understanding trait-dependent community disassembly: dung beetles, density functions, and forest fragmentation”, *Conserv. Biol.*, **22**, pp.1288-1298.