

BIẾN ĐỘNG HÀM LƯỢNG PHỐT PHO HÒA TAN VÀ VI SINH VẬT PHÂN GIẢI CÁC HỢP CHẤT PHỐT PHO KHÔ TAN TRONG ĐẤT RỪNG SAU CHÁY

Đinh Mai Văn¹, Nguyễn Minh Thanh¹, Vũ Văn Định²

TÓM TẮT

Cháy rừng là một trong những tác nhân nghiêm trọng ảnh hưởng đến dinh dưỡng trong đất. Nghiên cứu này được tiến hành để xác định sự biến động về hàm lượng photpho hòa tan cũng như vi sinh vật phân giải lân của đất rừng trồng Thông ma vì sau khi cháy rừng xảy ra. Mẫu đất được thu thập từ khu vực rừng bị cháy và không bị cháy (đối chứng) tại Sóc Sơn, Hà Nội. Tại tầng A, hàm lượng photpho vô cơ hòa tan (DIP) đều đạt giá trị lớn nhất ở thời điểm 8 tháng sau cháy, sau đó giảm dần ở thời điểm 11 tháng sau cháy, trong khi đó hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan (DOP) đều giảm theo thời gian. Tại tầng biochar, hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan vẫn tiếp tục tăng, hàm lượng photpho vô cơ hòa tan giảm theo thời gian từ 4 tháng đến 11 tháng sau cháy. Photpho hữu cơ hòa tan là dạng tồn tại chiếm ưu thế trong các tầng đất theo thời gian, ngoại trừ tầng biochar tại thời điểm 4 tháng sau cháy. Tổng hàm lượng tổng số photpho hòa tan (TDP) của cả hai tầng A và tầng biochar của đất rừng sau cháy có giá trị lần lượt là 7,29 mgkg⁻¹, 7,10 mgkg⁻¹ và 8,57 mgkg⁻¹ tương ứng với 4 tháng, 8 tháng và 11 tháng sau cháy. Nghiên cứu đã phân lập được 14 chủng vi sinh vật có khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khô tan với hiệu lực phân giải từ trung bình đến cao. Số lượng các chủng vi sinh vật có khả năng phân giải các hợp chất photpho vô cơ khô tan có sự gia tăng theo thời gian sau khi xảy ra cháy rừng. Kết quả nghiên cứu cho thấy hàm lượng photpho hòa tan biến động theo thời gian sau khi xảy ra cháy rừng; các hoạt động tại rừng nên được triển khai trong thời gian sớm nhất.

Từ khóa: Photpho hữu cơ, photpho vô cơ, hòa tan, không hòa tan, cháy rừng.

1. BẮT ĐẦU

Cháy rừng là một trong những nguyên nhân quan trọng ảnh hưởng tới hệ sinh thái (Neary *et al.*, 1999), đặc biệt nghiêm trọng ở các khu vực được đặc trưng bởi một mùa hè khô, dài, thiếu mưa và mùa đông ngắn, ẩm (Vila-Escalé *et al.*, 2007). Cháy rừng làm thay đổi các tính chất đất, bao gồm tính chất lý học, hóa học và sinh vật học (Neary *et al.*, 1999; Zavala *et al.*, 2014). Màu sắc của đất thường thay đổi rõ rệt sau cháy và nó có thể được sử dụng như là một chỉ thị biểu hiện cường độ cháy rừng (Zavala *et al.*, 2014). Cháy rừng cũng là nguyên nhân chính làm tăng khả năng chống thấm nước của đất ở nhiệt độ 200°C đến 250°C (Zavala *et al.*, 2014); làm giảm hàm lượng nước trong đất và làm tăng cường độ xói mòn đất (Kampf *et al.*, 2016). Cháy rừng phá vỡ các axit mùn, làm tăng giá trị pH (Ulery *et al.*, 1993). Sự gia tăng này của pH chỉ trong thời gian ngắn sau đó nó

sẽ biến động. Sự biến động này có thể lên tới 50 năm để có thể phục hồi tới giá trị pH của đất trước khi cháy (Etiégni & Campbell, 1991). Động thái của các bon, nitơ cũng đã được nghiên cứu bởi một số tác giả (Turner *et al.*, 2007; Zavala *et al.*, 2014). Cháy rừng làm mất nitơ khỏi đất ở nhiệt độ 200°C; nhưng sau một năm xảy ra cháy hàm lượng nitơ vô cơ trong đất rừng lại vượt hàm lượng của nó trong đất rừng không bị cháy (Turner *et al.*, 2007). Hàm lượng các bon hữu cơ cũng giảm sau cháy rừng, nhưng ảnh hưởng của cháy rừng đến hàm lượng các bon rất phức tạp và nó phụ thuộc vào cường độ cháy và các quá trình ở trong đất (Zavala *et al.*, 2014). Các nghiên cứu ảnh hưởng của cháy rừng đến photpho cũng đã được tiến hành. Tuy nhiên mới chỉ có photpho tổng số được tập trung nghiên cứu, còn photpho hòa tan, bao gồm photpho vô cơ hòa tan và photpho hữu cơ hòa tan – dạng mà cây trồng có thể sử dụng trực tiếp nhưng hàm lượng trong dung dịch đất rất thấp, thường nhỏ hơn 1 kg trên 1 ha, hay nhỏ hơn 1% của tổng hàm lượng photpho trong đất (Pierzynski và McDowell, 2005). Dạng photpho hòa tan này thường xuyên thiếu, không cung cấp đủ cho nhu cầu của cây (Schachtman *et al.*, 1998), cũng như điều thái phot

¹ Bộ môn Khoa học đất, Khoa Lâm học, Trường Đại học Lâm nghiệp

² Trung tâm Nghiên cứu Bảo vệ rừng, Viện Khoa học Lâm nghiệp Việt Nam

pho hòa tan trong đất rừng sau cháy chưa được đề cập đến (Ulery và Graham, 1993). Cháy rừng cũng ảnh hưởng đến các hoạt động của sinh vật trong đất, ảnh hưởng đến cây, đến nấm, vi khuẩn trong đất (Zavala *et al.*, 2014). Các nhóm vi sinh vật khác nhau phản ứng khác nhau với cháy rừng; nấm thường có khả năng chịu đựng với cháy rừng cao hơn so với vi khuẩn (Zavala *et al.*, 2014); tuy nhiên vi khuẩn lại có khả năng phục hồi cao hơn sau cháy rừng (Guerrero *et al.*, 2000). Các nghiên cứu này thường tập trung về sự thay đổi cộng đồng vi sinh vật hoặc vi sinh vật phân giải xenlulo (Djarwanto và Tachibana, 2009; Zavala *et al.*, 2014) còn ít các nghiên cứu về vi sinh vật phân giải photpho.

Sóc Sơn - Hà Nội, là một trong những vùng trồng thông có giá trị kinh tế và chiếm diện tích lớn (900 ha). Mùa khô ở khu vực này thường kéo dài 6 tháng (từ tháng 10 năm trước đến tháng 3 năm sau) với lượng mưa rất thấp, thời kỳ khô kéo dài, là điều kiện cho cháy rừng xảy ra. Theo số liệu của Trung tâm Phát triển Lâm nghiệp Hà Nội, trong 10 năm từ 2005 đến 2015 tổng số diện tích rừng bị cháy lên đến hơn 150 ha. Tiếp tục nghiên cứu của Đinh Mai Văn và cộng sự (2018) về sự thay đổi một số tính chất đất dưới rừng Thông mã vĩ sau cháy tại Sóc Sơn, nghiên cứu tiếp tục được thực hiện tại chính địa điểm này nhằm xác định được sự biến động về hàm lượng photpho hòa tan cũng như vi sinh vật phân giải các hợp chất photpho khó tan của đất rừng sau cháy. Nghiên cứu được thực hiện với các mục tiêu cụ thể gồm: (1) xác định được sự biến động của photpho hòa tan ở cả dạng vô cơ và hữu cơ của đất rừng sau cháy theo thời gian; (2) phân lập được vi sinh vật phân giải các hợp chất photpho khó tan (các hợp chất lân vô cơ khó tan) trong đất rừng sau cháy. Kết quả nghiên cứu sẽ góp phần bổ sung các thông tin về sự biến động của photpho dễ tiêu trong đất rừng sau cháy, từ đó có các giải pháp cải tạo và quản lý sử dụng đất tốt hơn.

2. ĐỐI TƯỢNG, NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

Các mẫu đất được thu thập từ khu vực rừng trồng Thông mã vĩ sau cháy (cháy rừng xảy ra vào tháng 6 năm 2017) và khu vực rừng trồng Thông mã vĩ không bị cháy (đối chứng) tại huyện Sóc Sơn, Hà Nội.

2.2. Nội dung nghiên cứu

- Nghiên cứu biến động hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy.

- Nghiên cứu biến động hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy.

- Phân lập các chủng vi sinh vật phân giải các hợp chất photpho khó tan (các hợp chất lân vô cơ khó tan) từ đất rừng sau cháy và định tính khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan của các chủng.

2.3. Phương pháp nghiên cứu

2.3.1. Phương pháp thu thập mẫu và xử lý mẫu trong phòng thí nghiệm

Mẫu thí nghiệm (mẫu đất) được thu thập từ khu vực rừng trồng Thông mã vĩ sau cháy và khu vực rừng trồng Thông mã vĩ không bị cháy (đối chứng) tại huyện Sóc Sơn, Hà Nội. Mẫu đất được thu thập theo phương pháp mạng lưới, trộn lẫn từ 12 vị trí khác nhau tại khu vực cháy rừng và khu vực không bị cháy. Hai khu vực: cháy rừng và không bị cháy có cùng điều kiện khí hậu, địa hình và phát triển trên cùng loại đá mẹ. Trước khi cháy rừng xảy ra, tại hai khu vực này có sự tương đồng về thành phần loài cây cao (Thông mã vĩ thuần loài), tuổi cây, mật độ phân bố, độ tàn che, cây bụi thảm tươi. Tại khu vực không bị cháy, mẫu đất được lấy từ tầng A (độ sâu 0 - 15 cm); tại khu vực xảy ra cháy rừng, mẫu được lấy từ tầng thảm mục đã bị cháy, bao gồm biochar (than sinh học) và các chất tro, trong nghiên cứu này gọi chung là biochar và tầng A (độ sâu 0 - 15 cm). Các mẫu từ tầng biochar được thống nhất gọi chung là các mẫu đất. Tại các tầng A, đất được thu thập bằng dụng cụ lấy mẫu đất chuyên dụng. Mẫu đất được bảo quản để đảm bảo độ ẩm tự nhiên của đất trong quá trình vận chuyển về phòng thí nghiệm. Thu thập mẫu ngoài thực địa được tiến hành 3 lần tại thời điểm 4 tháng, 8 tháng và 11 tháng sau cháy rừng (tính từ thời điểm cháy rừng xảy ra). Trong phòng thí nghiệm, các mẫu đất được nhốt hết tạp vật, đá, sỏi. Các mẫu đất ở tầng A được rây ướt qua rây có đường kính 2 mm. Các mẫu được trộn đều và được bảo quản ở nhiệt độ 5°C.

2.3.2. Phương pháp phân tích đất trong phòng thí nghiệm

Để xác định được hàm lượng photpho hòa tan trong đất, đất được chiết xuất với nước cất tinh khiết theo tỷ lệ đất : nước là 1 : 10, sau đó lắc trên hệ thống lắc trong 120 phút. Dung dịch được lọc qua giấy lọc

0,42 μm xenuloza axetat, sau đó được phân tích để xác định tổng photpho hòa tan (TDP), photpho vô cơ hòa tan (DIP). Photpho hòa tan trong dung dịch chiết được xác định bằng phương pháp màu xanh của molybdat (Murphy và Riley, 1962) (TCVN 6202 : 2008) sử dụng máy quang phổ kế ở bước sóng 882 nm. Mỗi tính chất đất được xác định với 4 lần lặp.

Quá trình chiết dịch để xác định các chỉ tiêu hòa tan được thực hiện tại Trung tâm Phát triển Lâm nghiệp và Biến đổi khí hậu, Khoa Lâm học, Trường Đại học Lâm nghiệp. Các chỉ tiêu về photpho hòa tan được phân tích tại Trung tâm Phân tích môi trường và Ứng dụng công nghệ địa không gian, Khoa Quản lý Tài nguyên rừng và Môi trường, Trường Đại học Lâm nghiệp. Một số tính chất cơ bản của đất rừng sau cháy, của đất rừng không bị cháy đã được trình bày chi tiết trong nghiên cứu của Đinh Mai Văn và cộng sự (2018).

Phân lập vi sinh vật (VSV) phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan theo phương pháp pha loãng (lối lán trên môi trường Pikovskaya có $\text{Ca}_3(\text{PO}_3)_2$ (TCVN 6167:1996). Lấy 10 g đất của mỗi mẫu hòa với 90 ml nước cất đã khử trùng trong bình tam giác, dùng khuấy từ khuấy đều trong 10 phút, để lắng đọng cặn, dịch nước được cấy trang trên môi trường Pikovskaya. Sau 2 - 3 ngày các chủng VSV mọc trên môi trường Pikovskaya được tách thuần khiết và cấy truyền trên đĩa môi trường Pikovskaya mới.

Phương pháp định tính khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan (hiệu lực phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan): Các chủng VSV được cấy trong đĩa petri có chứa môi trường Pikovskaya, đặt ở nhiệt độ 25°C . Đánh giá hiệu lực của các chủng VSV phân giải lân sau 7 ngày nuôi cấy. Đường kính vòng phân giải lân được đo theo hai chiều vuông góc ($\text{Dpgl} = (\text{D1} + \text{D2})/2$, đơn vị tính: mm). Hiệu lực của vòng phân giải lân được đánh giá thông qua đường kính vòng phân giải lân:

Hiệu lực thấp: $\text{Dpgl} \leq 5 \text{ mm}$.

Hiệu lực trung bình: $5 \text{ mm} < \text{Dpgl} \leq 10 \text{ mm}$.

Hiệu lực cao: $\text{Dpgl} > 10 \text{ mm}$.

2.3.3. Phương pháp xử lý số liệu

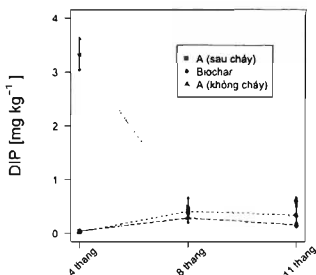
Sự chênh lệch giữa hàm lượng photpho hòa tan tổng số và hàm lượng photpho vô cơ hòa tan là hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan. Các phân tích thống kê được thực hiện trên phần mềm R (R core Team,

2014) và phân tích Anova theo sau bởi hàm kiểm định Tukey được sử dụng để đánh giá sự khác nhau về hàm lượng photpho hòa tan trong đất rừng sau cháy và rừng không bị cháy.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Biến động hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy

Biến động hàm lượng photpho vô cơ hòa tan (DIP mgkg^{-1}) trong đất rừng không bị cháy (tại tầng A) và đất rừng bị cháy (tại tầng A và tầng biochar) được thể hiện ở hình 1.



Hình 1. Biến động hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng không bị cháy và đất rừng sau cháy theo thời gian

Hàm lượng photpho vô cơ hòa tan tại tầng A sau cháy rừng 4 tháng, 8 tháng và 11 tháng đều lớn hơn hàm lượng của nó tại tầng A trong đất rừng không bị cháy (Hình 1). Hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy có giá trị lần lượt là 0,02, 0,41 và 0,34 mgkg^{-1} tương ứng với các thời gian 4 tháng, 8 tháng và 11 tháng sau cháy rừng; trong khi đó hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng không bị cháy có giá trị lần lượt là 0,04, 0,29 và 0,16 mgkg^{-1} . Hàm lượng photpho vô cơ hòa tan tại tầng A đều đạt giá trị lớn nhất ở thời điểm 8 tháng sau cháy, sau đó giảm dần ở thời điểm 11 tháng sau cháy trong cả hai loại đất rừng. Hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy tại thời điểm 8 tháng và 11 tháng đều lớn hơn đáng kể so với giá trị của nó tại thời điểm 4 tháng sau cháy ($p < 0,05$); trong khi đó hàm lượng photpho vô cơ hòa tan trong đất rừng không cháy tại 3 thời điểm 4, 8 và 11 tháng đều không có sự khác biệt mang ý nghĩa thống kê

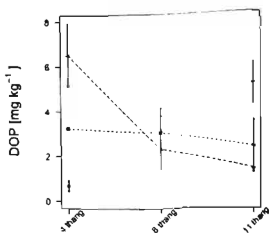
($p > 0,05$). Trái ngược với tầng A, hàm lượng photpho vô cơ hòa tan của tầng biochar của đất rừng sau cháy giảm mạnh từ $3,33 \text{ mgkg}^{-1}$ ở thời điểm 4 tháng xuống còn $0,49 \text{ mgkg}^{-1}$ ở thời điểm 8 tháng và tầng không đáng kể lên mức $0,61 \text{ mgkg}^{-1}$ sau 11 tháng cháy rừng. Mặc dù hàm lượng photpho vô cơ hòa tan của tầng biochar giảm mạnh sau gần 1 năm cháy rừng xảy ra nhưng giá trị của nó vẫn lớn hơn hàm lượng photpho vô cơ hòa tan tại tầng A ở cả đất rừng sau cháy và không bị cháy.

3.2. Biến động hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy

Biến động hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan (DOP mgkg^{-1}) trong đất rừng không bị cháy (tầng A) và đất rừng bị cháy (tầng A và tầng biochar) được thể hiện ở hình 2.

Hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan tại tầng A của đất rừng không bị cháy giảm đáng kể ($p < 0,05$) từ $6,54 \text{ mgkg}^{-1}$ sau 4 tháng xuống còn $2,32 \text{ mgkg}^{-1}$ sau 8 tháng và đạt giá trị bé nhất tại thời điểm sau 11 tháng với $1,46 \text{ mgkg}^{-1}$. Tại tầng A của đất rừng cháy, hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan giảm nhẹ theo thời gian với giá trị $3,25 \text{ mgkg}^{-1}$, $3,05 \text{ mgkg}^{-1}$, $2,42 \text{ mgkg}^{-1}$ lần lượt tương ứng với các thời gian sau 4 tháng, 8 tháng và 11 tháng xảy ra cháy rừng. Hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan tại tầng A của đất rừng sau cháy luôn lớn hơn giá trị của nó tại tầng A của đất rừng không bị cháy ở thời điểm 8 tháng, 11 tháng sau cháy; điều ngược lại xảy ra tại thời điểm 4 tháng sau cháy ($p < 0,05$). Đối với tầng biochar của đất rừng bị cháy, hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan giữ xu hướng tăng theo thời gian ($p < 0,05$) với giá trị lần lượt là $0,69 \text{ mgkg}^{-1}$ (sau 4 tháng), $3,05 \text{ mgkg}^{-1}$ (sau 8 tháng), $5,20 \text{ mgkg}^{-1}$ (sau 11 tháng).

Hàm lượng tổng photpho hòa tan tại tầng A của đất rừng không cháy đạt giá trị lớn nhất tại thời điểm 4 tháng ($6,58 \text{ mgkg}^{-1}$), sau đó giảm đáng kể ($p < 0,05$) và đạt giá trị bé nhất tại thời điểm 11 tháng ($1,62 \text{ mgkg}^{-1}$) (Bảng 1). Trong khi đó, tại tầng A của đất rừng sau cháy, hàm lượng tổng photpho hòa tan tăng nhẹ ở thời điểm 8 tháng ($3,46 \text{ mgkg}^{-1}$) so với giá trị của nó tại thời điểm 4 tháng ($3,27 \text{ mgkg}^{-1}$), trước khi giảm nhẹ tại thời điểm 11 tháng ($2,76 \text{ mgkg}^{-1}$). Tại tầng biochar của đất rừng cháy, hàm lượng tổng photpho hòa tan lớn nhất được tìm thấy tại thời điểm 11 tháng sau khi xảy ra cháy với giá trị là $5,81 \text{ mgkg}^{-1}$ và đạt giá trị nhỏ nhất tại thời điểm 8 tháng sau khi cháy rừng với giá trị là $3,53 \text{ mgkg}^{-1}$ (Bảng 1).



Hình 2. Biến động hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan trong đất rừng không bị cháy và đất rừng sau cháy theo thời gian

Sau 8 tháng và 11 tháng, hàm lượng tổng photpho hòa tan (bao gồm cả photpho vô cơ hòa tan và photpho hữu cơ hòa tan) của đất rừng sau cháy đều lớn hơn đất rừng không bị cháy tại tầng A và hàm lượng tổng photpho hòa tan trong tầng biochar là lớn nhất (Bảng 1). Kết quả nghiên cứu này cũng trùng với kết quả nghiên cứu của một số tác giả khác. Sithou và Singh (2014) đã nghiên cứu sự biến động của hàm lượng photpho hòa tan trong 1 năm sau khi cháy rừng xảy ra 3 tháng tại đất rừng nhiệt đới ở Ấn Độ, hàm lượng photpho hòa tan trong đất rừng bị cháy luôn lớn hơn trong đất rừng không bị cháy ở các thời gian lấy mẫu ở tầng đất mặt 0-5 cm và 5-10 cm. Kết quả nghiên cứu của Romanya *et al.*, 1994) cũng cho thấy hàm lượng photpho hòa tan của đất rừng bạch đàn 7 tháng sau cháy cao hơn so với giá trị của nó tại đất rừng không bị cháy. Tại rừng Vân Sam Na Uy, 9 tháng sau cháy rừng, hàm lượng photpho hòa tan trong tầng đất ở độ sâu 0-30 cm đã tăng lên đến 50% so với giá trị của nó tại đất rừng không bị cháy, giá trị tăng này còn duy trì đến 21 tháng sau khi cháy rừng xảy ra (Macadam, 1987). Tuy nhiên, lửa gây cháy trong các thí nghiệm của Romanya và Macadam ở trên được thực hiện trong điều kiện có kiểm soát. Các nghiên cứu này cũng chỉ ra rằng, sự tăng hàm lượng dinh dưỡng hòa tan trong đất rừng cháy so với đất rừng không bị cháy chỉ diễn ra trong một khoảng thời gian ngắn, sau đó xu thế ngược lại sẽ xảy ra trong thời gian dài (Macadam, 1987; Romanya *et al.*, 1994; Xue *et al.*, 2014).

Bảng 1. Biến động phần trăm hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan, phốt pho hữu cơ hòa tan so với tổng phốt pho hòa tan

Thời gian	Loại rừng	Tầng	TDP	DIP/TDP	DOP/TDP
			(mgkg ⁻¹)	(%)	
4 tháng sau cháy rừng	Rừng không bị cháy	A	6,58 ± 0,84	0,62 ± 0,07	99,38 ± 0,07
	Rừng bị cháy	A	3,27 ± 0,04	0,63 ± 0,07	99,37 ± 0,07
		Biochar	4,02 ± 0,28	83,09 ± 3,29	16,91 ± 3,29
8 tháng sau cháy rừng	Rừng không bị cháy	A	2,61 ± 0,57	9,72 ± 1,97	90,28 ± 1,97
	Rừng bị cháy	A	3,46 ± 0,62	12,32 ± 0,94	87,68 ± 0,94
		Biochar	3,53 ± 0,46	13,94 ± 2,53	86,06 ± 2,53
11 tháng sau cháy rừng	Rừng không bị cháy	A	1,62 ± 0,08	8,92 ± 2,03	91,08 ± 2,03
	Rừng bị cháy	A	2,76 ± 0,70	11,85 ± 0,67	88,15 ± 0,67
		Biochar	5,81 ± 0,48	10,63 ± 0,94	89,37 ± 0,94

Ghi chú: TDP: tổng phốt pho hòa tan; DIP/TDP (%): phần trăm hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan so với tổng phốt pho hòa tan; DOP/TDP (%): phần trăm hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan so với tổng phốt pho hòa tan

Tại tầng A, tổng phốt pho hòa tan đều giảm theo thời gian, cụ thể từ 3,27 mgkg⁻¹ (sau 4 tháng cháy rừng) đến 2,76 mgkg⁻¹ (sau 11 tháng cháy rừng) đối với đất rừng bị cháy và từ 6,58 mgkg⁻¹ (sau 4 tháng) tới 1,62 mgkg⁻¹ (sau 11 tháng) đối với đất rừng không bị cháy (Bảng 1). Sự giảm hàm lượng phốt pho hòa tan này có thể do sự rửa trôi xói mòn; cũng có thể do cây trồng sử dụng (Guerrero *et al.*, 2000) cũng có thể nguyên nhân do phốt pho hòa tan bị giữ chặt trên bề mặt keo đất bởi pH tại thời điểm 11 tháng sau khi xảy ra cháy rừng giảm so với thời điểm sau 4 tháng (Alcañiz *et al.*, 2016).

Tỷ lệ phần trăm của phốt pho vô cơ hòa tan và phốt pho hữu cơ hòa tan trong tổng phốt pho hòa tan có sự khác biệt giữa các tầng theo thời gian. Đối với tầng A của đất rừng bị cháy, phần trăm hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan tăng từ 0,63% (sau 4 tháng) đến 12,32% (sau 8 tháng), sau đó giảm nhẹ xuống 11,85% (sau 11 tháng). Ngược lại với phần trăm hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan, phần trăm hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan lại có xu hướng giảm theo thời gian (Bảng 1). Điều này có thể giải thích bởi kết quả của quá trình khoáng hóa, chuyển hóa phốt pho từ dạng hữu cơ sang dạng vô cơ hòa tan (Bünemann *et al.*, 2013). Mặc dù phần trăm hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan bị giảm theo thời gian, phần trăm hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan vẫn vượt trội so với phần trăm hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan đến gần 9 lần; điều này cho thấy nguồn phốt pho trong đất chủ yếu là từ nguồn của các sinh vật trong đất (Butterly *et al.*, 2009). Tại tầng A của đất rừng không

cháy, hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan đều giảm đột ngột theo thời gian ở thời điểm 4 tháng đến thời điểm 8 tháng ($p < 0,05$) (Hình 2) và không tương ứng với sự tăng của hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan; kết quả này cho thấy phốt pho hữu cơ hòa tan chỉ bị khoáng hóa một phần nhỏ, bị giảm đi có thể do sự rửa trôi, xói mòn hoặc do thực vật sử dụng (Bünemann *et al.*, 2013).

Tại tầng biochar của đất rừng bị cháy, hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan chiếm ưu thế vượt trội so với hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan tại thời điểm 4 tháng sau cháy. Tuy nhiên, hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan lại vượt trội hơn so với hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan trong cả 2 mốc thời gian còn lại. Hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan trong tầng biochar của đất rừng bị cháy giảm theo thời gian, đặc biệt giảm mạnh từ thời điểm 4 tháng sau cháy rừng (83,09%) đến thời điểm 8 tháng sau cháy rừng (13,94%), chiều hướng thay đổi này trái ngược với chiều hướng thay đổi của hàm lượng phốt pho hữu cơ hòa tan và phốt pho vô cơ hòa tan trong tầng A (Bảng 1, hình 1, 2). Sự giảm nhanh hàm lượng phốt pho vô cơ hòa tan trong tầng biochar có thể giải thích bởi các nguyên nhân: phốt pho vô cơ hòa tan được giải phóng do cháy rừng ở tầng biochar dễ dàng bị giữ chặt bởi các khoáng oxit của Al, Fe và Mn trong điều kiện pH giảm; bị vận chuyển xuống tầng sâu hơn; bị mất đi do xói mòn, do dòng chảy (Xue *et al.*, 2014). Xói mòn thường xảy ra mạnh mẽ hơn và gây ra thiệt hại lớn hơn ở những vùng đất bị cháy vì lượng dinh dưỡng dễ tiêu ở tầng biochar

thường vượt trội hơn so với tầng đất nhưng cũng rất dễ bị mất đi bởi các nhân tố xói mòn. Thêm vào đó, lớp thảm thực vật che phủ bị mất do cháy rừng cùng với hàm lượng nước trong đất giảm sau cháy cũng là nguyên nhân làm tăng tốc độ và cường độ xói mòn sau cháy (McIntosh *et al.*, 2005). Những trận mưa cường độ cao ngay sau khi đám cháy xảy ra cũng có thể dẫn đến mất nguồn dinh dưỡng dồi dào từ tầng biochar do bị xói mòn và dòng chảy lớn cuốn đi (Huffman *et al.*, 2001).

Tổng hàm lượng tổng phốt pho hòa tan của cả hai tầng A và tầng biochar của đất rừng sau cháy có giá trị lần lượt là 7,29 mgkg⁻¹, 7,10 mgkg⁻¹ và 8,57 mgkg⁻¹ tương ứng với 4 tháng, 8 tháng và 11 tháng sau cháy. Tuy nhiên hàm lượng phốt pho vô cơ hòa

tan của cả tầng A và tầng biochar trong đất rừng sau cháy đạt giá trị lớn nhất tại thời điểm 4 tháng sau cháy rừng, sau đó giảm dần theo theo gian. Do đó các biện pháp tái trồng rừng nên được thực hiện tại thời điểm sau cháy đến giai đoạn 4 tháng là tốt nhất để cây rừng có thể sử dụng được nguồn dinh dưỡng dễ tiêu, tránh mất đi do rửa trôi và xói mòn.

3.3. Kết quả phân lập và định tính khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan của các chủng vi sinh vật phân lập

Kết quả phân lập và định tính khả năng phân giải lân vô cơ khó tan của các chủng VSV phân lập được từ đất rừng sau cháy và không bị cháy được trình bày ở bảng 2.

Bảng 2. Các chủng VSV phân lập được và định tính khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan

Thời gian	Loại rừng	Tầng đất	Kí hiệu chủng	Đường kính vòng phân giải (mm)	Hiệu lực phân giải
Sau 4 tháng xảy ra cháy rừng	Rừng không bị cháy	A	VSV1	12,0 ± 0,7	Cao
			VSV2	9,9 ± 0,8	Trung bình
	Rừng bị cháy	A	VSV3	18,2 ± 3,1	Cao
		Biochar	VSV4	16,0 ± 2,2	Cao
11 tháng sau cháy rừng	Rừng không bị cháy	A	Không có vi sinh vật phân giải lân		
			VSV5	23,9 ± 1,5	Cao
			VSV6	19,8 ± 1,8	Cao
	Rừng bị cháy	A	VSV7	18,5 ± 2,5	Cao
			VSV8	26,75 ± 1,5	Cao
			VSV9	7,25 ± 1,8	Trung bình
			VSV10	25,15 ± 2,5	Cao
		Biochar	VSV11	19,60 ± 2,5	Cao
			VSV12	18,32 ± 2,2	Cao
			VSV13	24,52 ± 2,5	Cao
			VSV14	23,15 ± 4,5	Cao

Đối với đất rừng sau khi bị cháy: Tại tầng A, nghiên cứu đã phân lập được 2 chủng VSV có khả năng phân giải lân ở thời điểm 4 tháng sau cháy rừng; 4 chủng VSV có khả năng phân giải lân ở thời điểm 11 tháng sau cháy rừng (Bảng 2). Đối với tầng biochar, tại thời điểm 4 tháng sau cháy rừng không một chủng VSV phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan được tìm thấy, trong khi đó 3 chủng VSV phân giải lân được tìm thấy ở thời điểm 11 tháng sau cháy rừng. Đường kính vòng phân giải lân sau 7 ngày thí nghiệm cho thấy có 8 chủng có hiệu lực phân giải cao (VSV3, VSV4, VSV8, VSV10, VSV11, VSV12, VSV13, VSV14) với đường kính vòng phân giải lớn hơn 10 mm, chiếm tới 89% và một chủng có hiệu lực

phân giải trung bình là VSV9 với đường kính vòng phân giải 7,25 mm (Bảng 2).

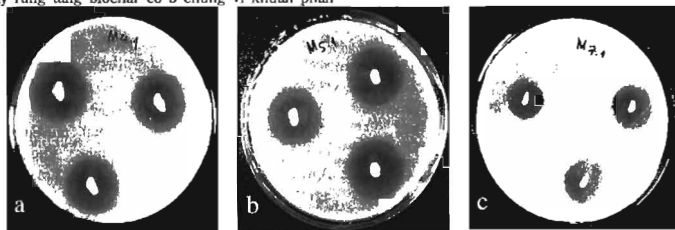
Đối với đất rừng không bị cháy: Tại tầng A, nghiên cứu đã phân lập được 2 chủng VSV có khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan ở thời điểm sau 4 tháng và 3 chủng VSV sau 11 tháng (Bảng 2). Đường kính vòng phân giải lân đo được ở ngày thứ 7 cho thấy có 4 chủng có hiệu lực phân giải lân cao (VSV1, VSV5, VSV6, VSV7) với đường kính vòng phân giải lớn hơn 10 mm, chiếm tới 80% và một chủng có hiệu lực phân giải ở mức trung bình là VSV2. Các chủng VSV phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan tại thời điểm sau 11 tháng đều có hiệu lực phân giải lân cao, với đường kính phân giải lân cao

nhất lên tới 23,9 mm thuộc về chủng VSV5. Đường kính phân giải lần thấp nhất với giá trị 9,9 mm thuộc về chủng VSV2 tại thời điểm sau 4 tháng. Dựa trên đường kính vòng phân giải, các chủng VSV phân lập được từ đất rừng không bị cháy được sắp xếp theo thứ tự giảm dần về hiệu lực phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan như sau: VSV5 > VSV6 > VSV7 > VSV1 > VSV2.

Các chủng VSV phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan tại thời điểm 11 tháng sau cháy hầu hết đều có hiệu lực phân giải lân cao (trừ chủng VSV9), với đường kính phân giải lân cao nhất lên tới 26,75 mm thuộc chủng VSV8. Số lượng chủng vi khuẩn có khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan tại tầng A của đất rừng sau cháy ở thời điểm 11 tháng sau cháy lớn gấp 2 lần số lượng của nó tại thời điểm 4 tháng sau cháy; hiệu lực phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan cũng cao hơn. Tại thời điểm 4 tháng sau cháy, tầng biochar không có VSV phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan. Tuy nhiên, sau 11 tháng cháy rừng tầng biochar có 3 chủng vi khuẩn phân

giải các hợp chất lân vô cơ khó tan với hiệu lực phân giải cao, đường kính phân giải dao động từ 18,32 đến 23,15 mm.

Hàm lượng photpho vô cơ hòa tan cho thấy thời điểm 4 tháng sau cháy nên tái trồng rừng. Tuy nhiên, tại thời điểm này tầng biochar của đất rừng sau cháy không chứa bất kỳ một chủng vi sinh vật nào có khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan; chỉ có 2 chủng tại tầng A của đất rừng sau cháy. Vì vậy cần phải có phương thức thích hợp để có thể vừa sử dụng triệt để nguồn dinh dưỡng, đặc biệt là dinh dưỡng hòa tan- dạng dinh dưỡng cây trồng có thể sử dụng trực tiếp (cách thức, tỷ lệ kết hợp tầng A và tầng biochar); vừa sử dụng được nguồn vi sinh vật tại tầng A để thúc đẩy quá trình phân giải chất lân vô cơ khó tan trong tầng biochar. Các biện pháp tái trồng rừng là rất cần thiết và nên được triển khai trong giai đoạn 4 tháng sau khi cháy rừng xảy ra, để nguồn dinh dưỡng không bị mất đi theo xói mòn, hoặc do cây tự nhiên xâm lấn.



Hình 3. Một số chủng VSV có hiệu lực phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan cao được phân lập từ đất rừng sau cháy. a: VSV8; b: VSV10; c: VSV13.

4. KẾT LUẬN

Hàm lượng tổng photpho hòa tan sau 8 tháng và 11 tháng của đất rừng sau cháy đều lớn hơn đất rừng không bị cháy tại tầng A và tổng hàm lượng photpho hòa tan, bao gồm cả hai dạng photpho vô cơ hòa tan và photpho hữu cơ hòa tan trong tầng biochar là lớn nhất. Hàm lượng photpho vô cơ hòa tan tại tầng A đều đạt giá trị lớn nhất ở thời điểm 8 tháng sau cháy, sau đó giảm dần ở thời điểm 11 tháng sau cháy. Hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan tại tầng A giảm theo thời gian sau khi xảy ra cháy rừng. Tại tầng biochar, hàm lượng photpho hữu cơ hòa tan giữ xu hướng tăng, nhưng hàm lượng photpho vô cơ hòa tan giảm theo thời gian từ 4 tháng đến 11 tháng sau khi xảy ra

cháy rừng. Tỷ lệ phần trăm của photpho vô cơ hòa tan và photpho hữu cơ hòa tan trong tổng photpho hòa tan có sự khác biệt giữa các tầng theo thời gian. Photpho hữu cơ hòa tan là dạng tồn tại chiếm ưu thế trong các tầng đất theo thời gian, ngoại trừ tầng biochar tại thời điểm 4 tháng sau cháy.

Nghiên cứu đã phân lập được 14 chủng vi sinh vật phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan, các chủng này có hiệu lực phân giải lân từ trung bình đến cao. Trong đó có 5 chủng được phân lập từ đất rừng không bị cháy và 9 chủng được phân lập từ đất rừng bị cháy. Số lượng các chủng vi sinh vật có khả năng phân giải các hợp chất lân vô cơ khó tan có sự gia tăng theo thời gian sau khi xảy ra cháy rừng.

LỜI CẢM ƠN

Chúng tôi xin chân thành cảm ơn ThS. Trần Thị Hằng, Khoa Lâm học, Trường Đại học Lâm nghiệp đã giúp đỡ chúng tôi trong quá trình phân tích một số tính chất đất trong phòng thí nghiệm. Nghiên cứu này được thực hiện từ nguồn kinh phí của đề tài cấp cơ sở “Biến động phát pho vô cơ và hữu cơ hòa tan trong đất rừng sau cháy” do Trường Đại học Lâm nghiệp tài trợ năm 2018.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Alcañiz M., Outeiro L., Francos M., *et al.* (2016). Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgri Massif, Catalonia, Spain). *Science of The Total Environment* 572: 1329–1335.
2. Butterly, C. R., Bünemann, E. K., McNeill, A. M., Baldock, J. A., Marschner, P., 2009. Carbon pulses but not phosphorus pulses are related to decreases in microbial biomass during repeated drying and rewetting of soils. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1406–1416.
3. Bünemann E. K., Keller B., Hoop D., *et al.* (2013). Increased availability of phosphorus after drying and rewetting of a grassland soil: processes and plant use. *Plant and Soil* 370: 511–526.
4. Đình Mai Văn, Phí Đăng Sơn, Trần Thị Hằng, Trần Nhật Tân, Trần Thị Nhâm, Nguyễn Hoàng Hương, Bùi Thị Cúc (2018). Sự thay đổi một số tính chất hóa học của đất dưới tán rừng trồng Thông mã vĩ (*Pinus massoniana*) sau cháy rừng tại Sóc Sơn, Hà Nội. *Tạp chí Nông nghiệp và PTNT*, số 24: 145–152.
5. Djarwanto, S. Tachibana (2009). Screening of fungi capable of degrading lignocellulose from plantation forests. *Pak. J. Biol. Sci.* 12: 669–675.
6. Etiégni L., Campbell A. G. (1991). Physical and chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology* 37: 173–178.
7. Guerrero C., Gómez I., Mataix Solera J., *et al.* (2000). Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils* 32: 410–414.
8. Huffman E. L., MacDonald L. H., Stednick J. D. (2001). Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole

pine, Colorado Front Range. *Hydrological Processes* 15: 2877–2892.

9. Kampf S. K., Brogan D. J., Schmeer S., *et al.* (2016). How do geomorphic effects of rainfall vary with storm type and spatial scale in a post-fire landscape? *Geomorphology* 273: 39–51.
10. Macadam A. M. (1987). Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the Sub-boreal Spruce Zone of central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1577–1584.
11. McIntosh P. D., Laffan M. D., Hewitt A. E. (2005). The role of fire and nutrient loss in the genesis of the forest soils of Tasmania and southern New Zealand. *Forest Ecology and Management* 220: 185–215.
12. Murphy J., Riley J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27: 31–36.
13. Neary D. G., Klopatek C. C., DeBano L. F., Ffolliott P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51–71.
14. Pierzynski G. M., McDowell R. W. (2005). Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soils. *Phosphorus: Agriculture and the Environment agronomy monograph*: 53–86.
15. Romanya J., Khanna P. K., Raison R. J. (1994). Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology and Management* 65: 89–103.
16. Schachtman D. P., Reid R. J., Ayling S. M. (1998). Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. *Plant Physiology* 116: 447–453.
17. Sidhou A., Singh T. B. (2014). Post-fire nutrient availability in the sub-tropical forest ecosystem of the Koubru Hills, Manipur. *F1000Research*.
18. Turner M. G., Smithwick E. A. H., Metzger K. L., *et al.* (2007). Inorganic nitrogen availability after severe stand-replacing fire in the Greater Yellowstone ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 4782 – 4789.

20. Ulery A. L., Graham R. C. (1993). Forest Fire Effects on Soil Color and Texture. Soil Science Society of America Journal 57: 135.

21. Vila-Escalé M., Vegas-Vilarrúbia T., Prat N. (2007). Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire. Water Res 41: 2171 – 2179.

22. Xue L., Li Q., Chen H. (2014). Effects of a Wildfire on Selected Physical, Chemical and

Biochemical Soil Properties in a *Pinus massoniana* Forest in South China. Forests 5:2947–2966.

23. Zavala L. M., Celis R. de, Jordán A. (2014). How wildfires affect soil properties. A brief review. Cuadernos de Investigación Geográfica 40: 311–332.

24. R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://cran.r-project.org/>. (accessed 11.13.15).

DYNAMIC OF DISSOLVED PHOSPHORUS AND PHOSPHATE SOLUBILIZING MICROBES IN POST - FIRE FOREST SOIL

Dinh Mai Van, Nguyen Minh Thanh, Vu Van Dinh

Summary

Forest fires have not only occurred and caused economic losses for forest enterprises and planters but also harmed nutrients of soil during the post - fire period. This study was conducted to determine the dynamic of dissolved phosphorus and phosphorus microorganism in soils after occurring forest fire. Soil samples were collected from a burned forest area and non - burned forest area of *Pinus massoniana* plantation in Soc Son district, Ha Noi. At A layer, the amount of dissolved inorganic phosphorus (DIP) reached the maximum value at 8 months after fire, decreased at 11 months after fire, while the amount of dissolved organic phosphorus (DOP) declined during the time. At biochar layer, there was an increase in the amount of DOP while the amount of DIP decreased during 4 to 11 months after fire. DOP is the dominant form in most of layers, except biochar layer after 4 months of fire. The amount of total dissolved phosphorus (TDP) in both A layer and biochar layer in the soil after fire are 7.29 mgkg⁻¹, 7.10 mgkg⁻¹ and 8.57 mgkg⁻¹ after 4 months, 8 months, 11 months of fire, respectively. Fourteen strains with phosphate solubilization activity were isolated from different soil layers. Their efficiencies in solubilizing insoluble inorganic phosphorus were from moderate to high. This finding suggests that the amount of dissolved phosphorus changed over time after forest fires.

Keywords: *Organic phosphorus, inorganic phosphorus, dissolve, undissolve, forest fires.*

Người phản biện: TS. Bùi Huy Hiền

Ngày nhận bài: 6/4/2020

Ngày thông qua phản biện: 6/5/2020

Ngày duyệt đăng: 13/5/2020