SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CÂMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO E EFEITO DE BORDA EM UMA FLORESTA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

Lucas Heber Mariano dos Santos

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - Câmpus de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Ted Ronald Feldpausch
Coorientadora: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Nova Xavantina-MT
Fevereiro, 2021

SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
CÂMPUS DE NOVA XAVANTINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO E EFEITO DE BORDA EM UMA FLORESTA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

Lucas Heber Mariano Dos Santos

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - Câmpus de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Ted Ronald Feldpausch
Coorientadora: Profa. Dra. Beatriz Schwantes Marimon

Nova Xavantina-MT
Fevereiro, 2021

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)

This study was partially funded by CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazilian Ministry of Education).

FICHA CATALOGRÁFICA:
Luiz Kenji Umeno Alencar CRB 1/2037

S237r

SANTOS, Lucas Heber Mariano Dos.
Recuperação Pós-Fogo e Efeito de Borda em uma Floresta na Transição Amazônia-Cerrado / Lucas Heber Mariano dos Santos – Nova Xavantina, 2020.
32 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso (Dissertação/Mestrado) – Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Ecologia e Conservação, Faculdade de Ciências Agrárias Biológicas e Sociais Aplicadas, Câmpus de Nova Xavantina, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2020.
Orientador: Ted Ronald Feldpausch
Coorientador: Beatriz Schwantes Marimon

1. Agricultura. 2. Copa. 3. Lidar. 4. Liana. 5. Plântula. I. Lucas Heber Mariano dos Santos. II. Recuperação Pós-Fogo e Efeito de Borda em uma Floresta na Transição Amazônia-Cerrado: .

CDU 630*4

TERMO DE APROVAÇÃO

RECUPERAÇÃO PÓS-FOGO E EFEITO DE BORDA EM UMA FLORESTA NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

Lucas Heber Mariano dos Santos

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade do Estado de Mato Grosso - Câmpus de Nova Xavantina, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Aprovado em 30 de novembro de 2020.

Banca Examinadora:

_____

Prof. Dr. Ted R. Feldpausch (Orientador)
Universidade de Exeter

_____

Dra. Lidiany C. S. Carvalho (Membro titular-Externo)
Universidade de Exeter

_____

Prof. Dr. Paulo M. Brando (Membro titular)
Universidade da California

_____

Dr. Edmar A. Oliveira (Membro suplente)
ProFlora Soluções Ambientais

_____

Prof. Dr. Paulo S. Morandi (Membro suplente)
Universidade do Estado de Mato Grosso

AGRADECIMENTOS

EU AGRADEÇO AO PROFESSOR TED FELDPAUSCH PELO APOIO, ENSINAMENTOS E ORIENTAÇÃO NO DECORRER DO MESTRADO.

AGRADEÇO A PROFESSORA BEATRIZ MARIMON E AO PROFESSOR BEN HUR MARIMON PELO ESPAÇO CEDIDO NO LABORATÓRIO DE ECOLOGIA VEGETAL (LABEV) E PRINCIPALMENTE PELOS ENSINAMENTOS.

AGRADEÇO AOS COLEGAS DE LABORATÓRIO PELA AMIZADE, COMIDA, BOAS DISCUSSÕES E ENSINAMENTOS, EM ESPECIAL NAYANE, POR SE PREOCUPAR COM MEU BEM ESTAR; JAIRO POR AJUDAR COM PYTHON; FACUNDO PELA ANIMAÇÃO E AJUDA COM O CAMPO; E EDMAR E A PROFESSORA BIA PELA IDENTIFICAÇÃO BOTÂNICA.

AGRADEÇO AO INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA (IPAM) E SUA EQUIPE NA FAZENDA TANGURO PELO SUPORTE LOGÍSTICO E AUXILIO NAS COLETAS DE CAMPO. AGRADEÇO TAMBÉM A JENNIFER BALCH E A ROBERTA CURY POR TER FORNECIDO DADOS DOS CENSOS ANTERIORES E ORIENTAÇÕES PARA EXECUÇÃO DO NOVO CENSO.

AGRADEÇO A PHIL WILKES PELA DISCUSSÃO SOBRE LIDAR E POR TER ME AUXILIADO E CORRIGIDO BUGS NO PACOTE FORESTLAS PARA EU USAR COM MEUS DADOS.

AGRADEÇO A MARINA E DIVINO PELAS VALIOSAS SUGESTÕES NO EXAME DE QUALIFICAÇÃO.

AGRADEÇO A MARY E IRONALDO POR TEREM ME RECEBIDO EM SUA CASA DURANTE MINHA ESTADIA EM NOVA XAVANTINA.

AGRADEÇO A MINHA MÃE IDELMA, AO MEU PAI JONAS E A MINHA IRMÃ MIRLLA PELO APOIO DURANTE O MESTRADO.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 1
2. MATERIAL E MÉTODOS 3
2.1. Área de estudo *3*
2.2. Coleta de dados *4*
2.3. Análise de dados *7*
3. RESULTADOS 9
3.1. Riqueza, diversidade e abundância de espécies e famílias *9*
3.2. Estrutura da copa *15*
4. DISCUSSÃO 16
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 19
6. APÊNDICES 25

RESUMO

Entender como as florestas e suas bordas se comportam após eventos de fogo é de extrema importância, pois permite melhorar a compreensão dos feedbacks que mantem o processo de degradação da floresta que se iniciam na borda e avançam para o centro da floresta. Frequentemente nos estudos da resposta da vegetação a distúrbios os estudos não focam nos indivíduos de pequeno porte que podem oferecer informações diretas sobre o processo de sucessão e não considera a interrelação de distúrbios que normalmente coocorrem. Nesse trabalho avaliamos os efeitos de três tratamentos de queimadas experimentais (controle não-queimado, queimado anualmente e queimado três vezes) nove anos após o último incêndio, juntamente com efeito de borda e da estrutura da copa usando métricas Lidar sobre a diversidade e distribuição de lianas de dois estratos (Plântula: <1 cm; Arvoreta: < 5 cm de diâmetro) da comunidade regenerante de uma área na transição Amazônia-Cerrado usando regressões. Encontramos que embora as parcelas queimadas tenham recuperado a riqueza comparado ao controle não queimado, a composição mudou completamente com as espécies de borda avançando *(e.g. Mabea fistulifera*) para o interior da floresta, sendo essa composição controlada pelas características da copa e distância da borda. Além disso, verificamos que a estrutura da copa é altamente relacionada com a distância da borda, independente dos tratamentos, com a copa mais baixa e menos complexa próxima a borda. Não houve diferença na proporção média de lianas por parcela entre as áreas em plântula, mas em arvoreta, a área queimada anualmente sobressaiu sobre os demais. Ademais, a proporção de lianas por parcela, em geral, aumentou afastando-se da borda em plântula e decresceu para arvoreta. Também abundância de lianas em plântula foi maior no controle não queimado, enquanto que em arvoreta, os tratamentos e distância com a borda não tiveram efeito sobre a abundância. Essas respostas apontam para padrões complexos de degradação com diversos distúrbios interagindo e atuando ao mesmo tempo. Concluímos que o tempo decorrido desde a última queimada não foi suficiente para recuperar as florestas queimadas, e que a distância com a borda cria um gradiente de composição que permite algumas espécies avançar para dentro da floresta no período de recuperação pós-distúrbios.

Palavras-chave: agricultura, copa, Lidar, liana, plântula

ABSTRACT

Understanding how forests and their edges behave after fire events is extremely important, as it allows to improve the knowledge of the feedbacks that maintain the forest degradation process that start at the edge and advance into the forest core. However, most studies do not consider the interrelation of disturbances that normally co-occur. In addition, in studies of vegetation response to disturbances, studies often do not focus on small individuals who can offer direct information about the succession process. In this work, we evaluated the effects of three experimental burning treatments (unburnt control, burned annually and burned three times) nine years after the last fire, from different distances to an edge with agriculture and the canopy structure described by Lidar derived metrics on the diversity of two strata (Seedling: <1 cm, and treelets: <5 cm, in diameter) of the regenerating community of a stand in the Amazon-Cerrado transition using regressions. We found that although the burnt plots have recovered their richness compared to the unburned control, the composition has changed completely with the edge species advancing into the forest, and that the composition is controlled by the characteristics of the canopy and distance from the edge. In addition, we found that the canopy structure is highly correlated to the distance from the edge, regardless of the burning treatments, with the lower and less complex canopy close to the edge. There was no difference in the average proportion of lianas per plot between the seedling stands, but in treelets, the area burned annually stood out above the others. In addition, the proportion of lianas per plot, in general, increased moving away from the edge for the seedling stratum and decreased the treelets. Also, liana abundance in seedling was higher in the unburned control, while in treelets, the treatments and distance from the edge had no effect on abundance. These responses point to complex patterns of degradation with several disturbances interacting and acting at the same time. We conclude that the time elapsed since the last burn was not enough to recover the burnt forests, and that the distance from the edge creates a gradient of composition that allows some species to advance into the forest in the post-disturbance recovery period.

Keywords: agriculture, canopy, Lidar, liana, seedlings

1. INTRODUÇÃO

No encontro entre os biomas Amazônia e Cerrado, numa área conhecida como zona de transição, encontra-se formações vegetais hiperdinâmicas em termos de elevadas taxas de recrutamento e mortalidade (MARIMON et al., 2014). Os referidos autores, observaram que as comunidades aí presentes são consideradas únicas em termo de composição florísticas pois apresentam tanto espécies típicas de formações savânicas quanto de formações florestais amazônicas. Grandes extensões de florestas nessa zona de transição e na Amazônia foram ou estão em processo de conversão em lavouras e pastos, ou cortadas para extração de madeira (FEARNSIDE, 2005; FERRANTE; FEARNSIDE, 2019). Devido aos efeitos negativos da degradação de florestas no clima devido a liberação de elevadas quantidades de carbono para a atmosfera (PHILLIPS et al., 2009) e também da perda de diversidade associadas, grandes esforços têm sido despendidos na tentativa de reduzir ou interromper a degradação de florestas (TOLLEFSON, 2015). Somando-se a isso, a zona de transição é área chave para preservação dos ecossistemas amazônicos pois o desmatamento nessa região pode implicar na mudança do uso da terra de toda a Amazônia pelo impulso humano de continuar o processo exploratório de florestas primárias ("arco do desmatamento"), e criar bordas que tornam a Amazônia mais suscetível a entrada de fogo e outros distúrbios associados repetidos (BRANDO et al., 2019).

Nas áreas já antropizadas da transição há florestas em diferentes estados de conservação. Florestas que foram queimadas uma ou múltiplas vezes, que passaram por corte seletivo ou que se regeneraram como florestas secundárias após o abandono da terra (e.g. PUTZ; ROMERO, 2014), muitas delas fazendo borda com áreas agrícolas ou existindo como fragmentos isolados. Mesmo que perturbadas, a preservação dessas áreas é importante uma vez que pode aumentar as reservas de carbono armazenadas como biomassa e mitigar os efeitos das mudanças climáticas (OLSCHEWSKI; BENÍTEZ, 2005; POORTER et al., 2016), preservar parte da biodiversidade vegetal e animal (TABARELLI et al., 2012), e reduzir a extensão da área de florestas primárias afetada pelos efeitos de borda e pela entrada de fogo.

Efeitos de borda são condições ambientais alteradas de um ecossistema primário resultantes da mudança do ambiente circundante. Ocorre quando florestas primárias são fragmentadas, tem sua área total reduzida, e apresenta transição abrupta ou borda com ecossistema diverso (e.g. pastagem, área desmatada, plantações etc.) (MURCIA, 1995). As

bordas podem causar mudanças na temperatura do ar, no déficit de pressão de vapor, na umidade do solo, na intensidade de luz e níveis de radiação fotossinteticamente ativa, e permitir a certas plantas, como gramíneas, arbustos e lianas, maior sucesso de colonização (ODUM, 2007).

Essas bordas com gramíneas ou pastagens e áreas degradadas podem ser precursoras de problemas mais graves, como a savanização da floresta amazonica (SILVÉRIO et al., 2013). Processo em que a vegetação natural tropical se transforma em uma paisagem semelhante as savanas africanas ou aos cerrados brasileiros, com campos limpos e arvores esparsas. Se essas florestas se tornarão áreas degradadas em sucessão ecológica interrompida (GHAZOUL et al., 2015) ou savanas incapazes de alcançarem um estado climáxico de florestas tropicais maduras é questão em aberto em condições de mudanças climáticas. Fatores como desmatamento, fragmentação, queimadas e empobrecimento do solo podem contribuir parar ambos cenários descritos. Seja qual for o cenário que se mostrar mais acurado, o efeito negativo na biodiversidade e estoques de carbono serão de elevada magnitude (LAPOLA et al., 2018).

As florestas primárias da Amazônia e da transição não se incendeiam facilmente, entretanto, quando acontece, normalmente esse fogo adentra na floresta pelas bordas, que são mais secas e onde as gramíneas mais abundantes facilitam a ignição e produzem chamas mais intensas que acabam por entrar na floresta e queimar lentamente a camada de serapilheira úmida (COCHRANE; SCHULZE, 1998); havendo a possibilidade da floresta se tornar inflamável em eventos de secas extremas, como durante *el niños*. Com queimadas únicas ou repetidas, a floresta outrora intacta pode se tornar frágil, não-resiliente, pobre em espécies ou pouco diversa (DA SILVA et al., 2018; NOGUEIRA et al., 2019).

Como permite melhorar a compreensão dos mecanismos sinérgicos que mantem o processo de degradação da floresta que se iniciam na borda e avançam floresta adentro, entender como as florestas e suas bordas se comportam após eventos de fogo é essencial (HADDAD et al., 2015; LAURANCE; WILLIAMSON, 2001). Entretanto, grande parte dos estudos focam apenas em distúrbios específicos em isolado (e.g. corte seletivo, queimada, fragmentação, bordas, seca, pragas etc.) e não considera a interrelação entre eles que muitas vezes coocorrem (BERENGUER et al., 2018). Além disso, frequentemente nos estudos da resposta da vegetação a distúrbios, os levantamentos florestais focam nos indivíduos de maior porte (e.g. >10 cm DAP, diâmetro na altura do peito), estruturantes de dossel, sobreviventes que não se reproduzem e, que não persistem por muito tempo na comunidade. Em outras palavras, esses estudos acabam por ignorar os padrões de dispersão e

recrutamento da vegetação de menor porte e regenerante que pode oferecer informações diretas sobre os caminhos sucessionais possíveis e da mortalidade e recrutamento de espécies (BERENGUER et al., 2018).

Os determinantes do recrutamento e desenvolvimento dos indivíduos jovens —e de espécies— são a dispersão, a disponibilidade de recursos, água e luz, e a ausência de competidores, sendo as características da copa diretamente relacionadas com esses fatores, pois limita os níveis de radiação fotossinteticamente ativa e controla o microclima abaixo da copa (BUNKER; CARSON, 2005; ENGELBRECHT; KURSAR; TYREE, 2005). Dentre os indivíduos que se destacam em florestas tropicais, lianas é um grupo de grande interesse, pois determinam estrutura, a dinâmica e funções ecossistêmicas da floresta (REIS et al., 2020). Assim, o estudo da relação entre estrutura da copa e dados da regeneração arborea podem melhorar o entendimento de como a sucessão se procede em áreas perturbadas, especialmente queimadas.

O objetivo desse estudo foi avaliar a recuperação da regeneração natural pós-fogo em florestas queimadas experimentalmente com diferentes tratamentos de queimadas. Além disso, avaliar como a estrutura da copa e a distância da borda com uma área de monocultura se relacionam com a diversidade e riqueza da floresta. Em especial esperamos responder as seguintes questões: 1) Como a distância a partir da borda com a área cultivada afeta a estrutura da regeneração natural dos tratamentos de queimadas? 2) Como a distância da borda afeta distribuição das lianas? 3) Qual o efeito da estrutura da copa sobre a riqueza, abundância e composição dos povoamentos? 4) Até que ponto a regeneração natural das florestas estudadas conseguiu se recuperar em termos de estrutura desde o último fogo experimental em 2010 comparado com o controle não queimado?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

As coletas foram realizadas no munícipio de Querência, Mato Grosso, região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado. A área de estudo é uma floresta estacional perenifólia (IVANAUSKAS; MONTEIRO; RODRIGUES, 2008) e o clima do tipo Am, segundo a classificação de Köppen, com dois períodos climáticos bem definidos: um chuvoso, de setembro a abril, e outro seco, entre maio e agosto, com temperaturas médias e precipitação acumulada média de 24,5 ºC e 26,7ºC, e 64 mm e 2233 mm, respectivamente

(ALVARES et al., 2013). Seu solo é do tipo latossolo vermelho amarelo distrófico, com textura argilo-arenosa, e pobre em nutrientes (FAO/UNESCO, 1992).

A floresta estudada está em diferentes estados de conservação decorrente de queimadas prescritas do Projeto Savanização, desenvolvido pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) no período de 2004 a 2010. Antes do projeto, nenhuma queimada ou intensa exploração madeireira foram registradas para a área, sendo o fragmento florestal fazendo limiar a terra explorada pelo agronegócio por mais de 30 anos. A floresta estudada é constituída de 3 parcelas adjacentes de 50 ha (500 m x 1000 m) (Figura 1). Essas três parcelas não apresentavam diferenças de composição florística antes do início do experimento (Tabela 1- Suplementar).

2.2. Coleta de dados

As três parcelas foram submetidas a diferentes tratamentos de queimadas. Uma jamais foi queimada (controle), uma foi queimada anualmente (B1yr), por seis vezes (exceto 2008), e a segunda trienalmente (B3yr), por três vezes. As queimadas foram provocadas sempre no mês de agosto, no final do período seco, quando incêndios acidentais são mais comuns na região. Para iniciar os incêndios experimentais de baixa intensidade foram percorridas trilhas no sentido norte-sul que totalizavam um percurso de 10 km utilizando um queimador pinga fogo com as chamas direcionadas para a camada de serapilheira e para o estrato rasteiro. O procedimento que durava de 3 a 4 dias, sempre foi executado das 9 às 16 horas. Para detalhes sobre o comportamento do fogo durante as queimadas consulte BALCH et al., (2015, 2008). Em cada parcela de 50 ha estabelecemos nove transectos paralelos de 500 m de comprimento a diferentes distâncias (0, 10, 15, 30, 50, 100, 250, 500, 750 m) da fronteira com a área agrícola. Os transectos foram constituídos, em intervalos de 50 m, por 10 subparcelas de 10 x 1 m, e cada uma com duas parcelas aninhadas de 1 x 0,5 m (Figura 1).

Em maio de 2019 realizamos o censo da vegetação lenhosa, incluindo lianas, nas subparcelas demarcadas, nove anos após a última queimada experimental. Nas subparcelas medimos todos os indivíduos entre 1 e 5 cm DAB (diâmetro na altura da base) (arvoreta) e para as parcelas aninhadas mediamos todos os indivíduos ≤ 1 cm DAB e > 10 cm de altura (plântula). Para cada indivíduo registramos a espécie, feita em campo por botânico ou posteriormente usando material coletado e herborizado consultando coleções de herbários e especialistas; o diâmetro, com auxílio de fita diamétrica ou paquímetro e; a altura, com régua, treina a laser, e/ou estimada visualmente quando as condições (i.e., chuva, copa muito fechada etc.) não permitiram o uso dos métodos anteriores.

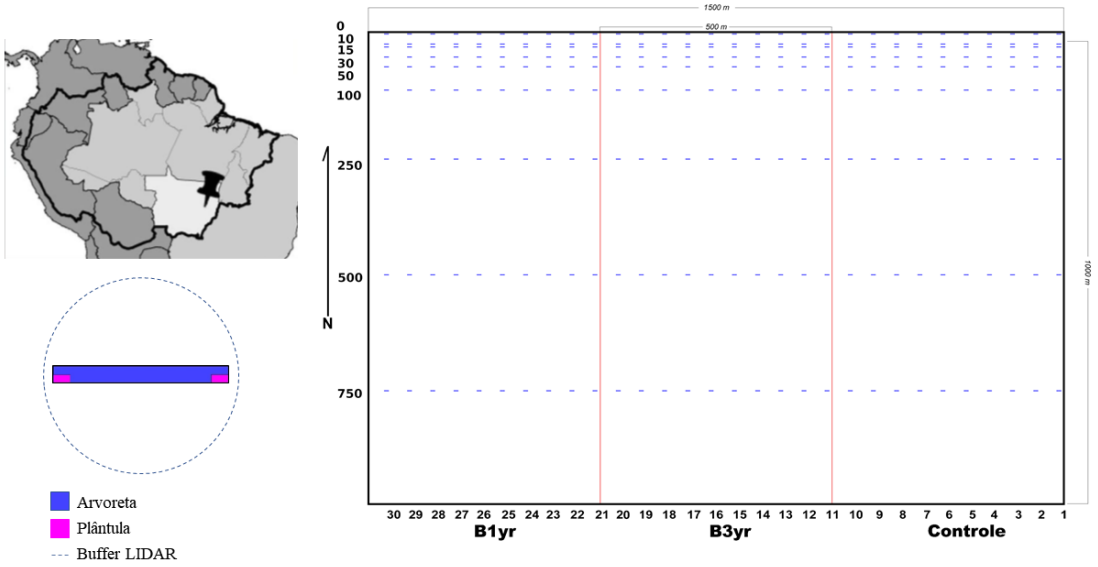


Figura 1. Desenho experimental e área de estudo. O transecto "0 metros" está coberto por vegetação, não no limiar da borda com a área agrícola, sem nenhuma cobertura.

A complexidade vertical da floresta pode ser descrita usando dados de sensoriamento Lidar (*light detection and ranging*) que gera dados tridimensionais, que podem ser sumarizados em métricas que capturam características subjacentes da organização do dossel (EWIJK, 2015). Assim, para cada ponto de amostragem caracterizamos a estrutura da copa usando métricas derivadas de dados capturados por um sistema Lidar aerotransportado que sobrevoou a área estudada em 05 de outubro de 2018. As métricas foram calculadas considerando um *buffer* de 7,5m de raio partindo do centro da subparcela (Figura 1). Os parâmetros de estrutura da copa estimados a partir da nuvem de pontos obtida estão descritos na Tabela 1, eles foram escolhidos por serem capazes de reduzir a complexidade da copa em variáveis informativas sobre a organização da copa.

Tabela 1. Descrição das métricas da estrutura da copa derivadas de dados Lidar.

Métrica	**Descrição**	**Calculo**
VCI (*vertical complex index* – índice de complexidade vertical)	O VCI quantifica a diversidade e homogeneidade da distribuição elevacional dos pontos, em outras palavras, quão homogeneamente os pontos estão distribuídos pela copa (ou estratos) (EWIJK, 2015). De acordo com o referido autor, um valor de VCI próximo a 1 indica que a maioria dos intervalos de altura possuem número similar de pontos, no entanto, à medida que a distribuição dos pontos por intervalo de altura se torna desigual o valor de VCI decresce. Nesse caso, florestas maduras ou não perturbadas possuem um VCI próximo a 1, com os pontos mais homogeneamente distribuídos na coluna vertical, e florestas perturbadas possuem valores de VCI menores, e distribuição de pontos mais variáveis.	Calculado com a função VCI do pacote lidR v.2.1.3 (ROUSSEL et al., 2020).
Pgap (gap probability – probabilidade de abertura de clareira)	O Pgap quantifica a proporção visível (pelo sistema de captura Lidar) relativo à proporção ocupada pela copa a dada altura na coluna vertical, de forma que o topo da copa sempre possuirá um valor de Pgap igual a 1, mas as posições em que os pulsos laser não conseguirem alcançar apresentarão valores menores de Pgap (WILKES et al., 2016). Assim, essa métrica pode ser usada como um indicador da probabilidade de a radiação solar alcançar determinada posição da coluna vertical da vegetação.	Obtido a partir da função canopyComplexity do pacote forestlas (WILKES et al., 2016). Alturas estimadas com probabilidade de 80%, e pgap para a 1 e a 3m do solo.
LADcof (coefficient of leaf area density – coeficiente de densidade de área foliar)	A métrica LADcof é um coeficiente de variação da dispersão vertical normalizada da densidade foliar, sendo que uma parcela onde a maioria das folhas estão localizadas na parte superior da copa possuirá um valor elevado de LADcof, no entanto, uma copa altamente estratificada, com as folhas distribuídas homogeneamente pela coluna vertical, possuirá um baixo valor de LADcof (BOUVIER et al., 2015).	Calculado conforme proposto por BOUVIER et al., (2015) a partir do perfil de densidade de área foliar computado pela função LAD, também do pacote lidR.
Zmax (z máximo – altura máxima medida).	Parcelas com vegetação madura e de elevada estatura apresentarão Zmax maior, por outro lado, as parcelas perturbadas, onde ocorreu elevada mortalidade de indivíduos e/ou degradação da copa, o Zmax é menor comparado com uma área intacta.	Obtidos a partir da função canopyComplexity do pacote forestlas (WILKES et al., 2016).
Área total da clareira	Estima o tamanho de clareira a dada altura na coluna vertical. Maiores valores de abertura de copa estão associados com a presença de arvores caídas/cortadas, copa quebrada e arvores de pequena estatura.	Estimada usando o pacote ForestGapR v.0.0.2 (SILVA et al., 2019) configurado para um limiar de altura: 5m).

2.3. Análise de dados

2.3.1. Efeitos de borda e recuperação pós-fogo

Para efeito da borda usamos a variável distância da borda como preditora nas analises, e para avaliar a recuperação pós-fogo comparamos os tratamentos queimados em relação ao tratamento controle. Assim, modelamos a riqueza e a abundância das espécies como função dos preditores tratamentos (controle, B1yr e B3yr) e distância da borda utilizando GLM (*Generalized linear model* – modelo linear generalizado) de Poisson com uma função de ligação logarítmica. A distribuição de Poisson é adequada para dados de abundância, e a função de ligação logarítmica garante que os valores preditos sejam todos positivos, que é o caso de dados contáveis (CRAWLEY, 2012).

Para quantificar a diferença de composição entre os tratamentos (controle, B1yr e B3yr) a diferentes distâncias da borda usamos uma análise multivariada permutacional (PERMANOVA) (ANDERSON, 2001) com uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis com correção para parcelas desnudas (CLARKE; SOMERFIELD; CHAPMAN, 2006). Essa análise verifica se subparcelas/parcelas aninhadas do mesmo tratamento são mais floristicamente similares uma da outra do que seria esperado se o mesmo número de subparcelas/parcelas aninhadas fossem selecionadas aleatoriamente de todos os tratamentos considerados juntos, ou seja, ela testa a significância dos tratamentos ao determinar a localização de cada subparcela/parcela aninhada dentro do espaço multivariado. Esse teste foi conduzido usando a função adonis do pacote vegan v.2.5-6 (DIXON, 2003) configurada para 999 permutações para evidenciar presença do efeito e com a função pairwise.adonis do pacote pairwise.adonis (MARTINEZ ARBIZU, 2020) para múltiplas comparações entre os tratamentos. Além disso, testamos a homogeneidade das variâncias dos tratamentos no espaço multivariado com a função betadisper também do pacote vegan, para complementar os achados da PERMANOVA: se as diferenças encontradas foram decorrentes da diferença de composição e/ou decorrente da elevada variabilidade nas parcelas dos tratamentos (i.e. diferença de dispersão e/ou posição no espaço multivariado) (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008).

A função betadisper, que analisa a homogeneidade das variâncias no espaço multivariado também foi usada para estimar a diversidade beta (βW) calculando a distância média ao centroide do grupo (tratamentos e transectos a diferentes distância da borda com a área agrícola) a partir de uma matriz de dissimilaridade de Jaccard, e para testar a hipótese estatística de diferença de βW entre esses mesmos grupos (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006).

Analisamos também o grau de associação das espécies calculando a especificidade e prevalência das mesmas com os tratamentos usando um teste de "espécies indicadoras" implementado na função multipatt do pacote indicspecies v.1.7.6 (CÁCERES; LEGENDRE, 2009) configurado para 999 permutações. Finalmente, quantificamos e comparamos a riqueza (q = 0) entres os estrato de diferentes tratamentos utilizando interpolações e extrapolações de Hill com a função iNext do pacote iNext v.2.019 (HSIEH; MA; CHAO, 2016) considerando uma abundância de 500 indivíduos em cada tratamento.

Para modelar a proporção de lianas em função dos tratamentos e da distância da borda aplicamos um GLM binomial com uma função de ligação logística. A distribuição binomial é adequada quando a variável resposta é limitada a um dado intervalo, e a função de ligação logística garante que o valores preditos estejam entre 0 e 1 como é o caso dos dados de proporção (CRAWLEY, 2012).

2.3.2. Efeito da estrutura da copa sobre a diversidade

Para explorar a estrutura da copa das florestas localizadas nos tratamentos (controle, B1yr e B3yr), utilizamos análise visual de gráfico NMDS (*Non-metric multidimensional scaling* – escalonamento multidimensional não métrico) usando distância euclidiana das métricas Lidar. Também utilizamos GLM binomiais e análises de covariância (ANCOVA) para estimar quanto os tratamentos diferiram a respeito de cada métrica e se a distância da borda teve efeito sobre as mesmas. Além disso, estimamos a riqueza e a abundância das subparcela/parcela aninhada como função de cada métrica calculada usando GLM de Poisson com uma função de ligação logarítmica. Finalmente, para testarmos se a estrutura da copa determina a composição florística das subparcelas aplicamos uma PERMANOVA por estrato, incluindo as métricas Lidar e tratamentos como preditores.

Para cada um dos modelos, GLM ou ANCOVA, obtivemos o modelo mínimo adequado (i.e., modelo em que todos os parâmetros são significativos e diferentes de zero) testando manualmente a remoção de parâmetros não significativos ($p > 0,05$) com teste F a partir de um modelo máximo contendo todas as variáveis preditoras e interações possíveis; a seleção manual com teste F faz parte da abordagem para seleção de modelos conhecida como Teste Estatístico de Hipótese Nula (NHST). Existem diversas abordagens diferentes para seleção de modelos, entre elas, as que mais se destacam estão métodos baseados em NHST e, IT-AIC (Teoria da Informação – critério de informação de Akaike). Seria inconsistente usar simultaneamente as duas abordagens citadas devido a diferença filosófica existente na teoria subjacente de cada uma. Então optamos por usar apenas NHST sem

reportar AIC, que é uma abordagem válida e metodologicamente consistente (BURNHAM; ANDERSON, 2002; CRAWLEY, 2012; SYMONDS; MOUSSALLI, 2011).

Para cada um dos modelos mínimos adequados os pressupostos do modelo foram verificados com análise gráfica dos valores de resíduos plotados contra os valores ajustado e, especificamente, para os GLMs testamos a sobredispersão (*overdispersion*) dos resíduos (CRAWLEY, 2012). Os modelos GLM que apresentaram problemas de sobredispersão tiveram o erro padrão corrigido usando um modelo quasi-GLM com a variância dada por $\varphi \times \mu$, onde μ é a média e φ é o parâmetro de dispersão estimado. Nos resultados apresentaremos e discutiremos os modelos mínimos. Todos os modelos foram calculados no ambiente estatístico R v. 3.6.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) usando a função glm para os GLMs e a função lm para as análises de covariância. Os testes foram feitos separadamente para cada estrato (plântula e arvoreta).

3. RESULTADOS

3.1. Riqueza, diversidade e abundância de espécies e famílias

Para a área de estudo registramos um total de 111 espécies e 43 famílias (Tabela 2 - Suplementar). Independente do tratamento (controle, B1yr e B3yr) os estratos apresentaram número semelhantes de famílias, 24 ±1 em plântula e, 30±3 em arvoreta. No entanto, as famílias mais abundantes diferiram entre os tratamentos e estratos. Para plântula, a família mais abundante no controle foi Burseraceae, no B1yr foi Euphorbiaceae e no B3yr, Myrtaceae. Para arvoreta em todos os tratamentos a família mais abundante foi Myrtaceae.

Quando comparamos a riqueza levando em consideração esforço amostral por extrapolação e interpolação não encontramos diferença significativa no número de espécies entre os tratamentos queimados e o controle para o estrato arvoreta, embora o controle tenha uma tendência a ter mais espécies: controle: 64.8 espécies [59,6-70,1]; B1yr: 57,7 espécies [50,4-65]; e B3yr: 57,7 espécies [53,5-61,9], todos com 95% CI. Para o estrato plântula, o controle (58 espécies, [53,9-62,03]) apresentou riqueza maior que dos tratamentos queimados (B1yr: 41 espécies [36,9-45]; e B3yr: 43 espécies [37,7-48,2]). Dentro de um mesmo tratamento, verificamos que o estrato plântula possui menor riqueza que arvoreta (Figura 2).

As duas espécies mais abundantes para plântula na área controle foram *Protium pilosissimum* (18,5%) e *Anthodon decussatum* (16,5%); e para ambos tratamentos

queimados, *Myrciaria floribunda* (B1yr: 9%; B3yr: 22,2%) e *Mabea fistulifera* (B1yr: 31%; B3yr: 17,3%). Para arvoreta, no controle, destacamos *Protium pilossissimum (8,1%)* e *Myrciaria floribunda* (17,5%), e nos tratamentos queimados, *Myrciaria floribunda* (B1yr: 12,3%; B3yr: 14,1%), *Doliocarpus amazonicus* (14,6%) em B1yr e *Mabea fistulifera* (11,8%) em B3yr.

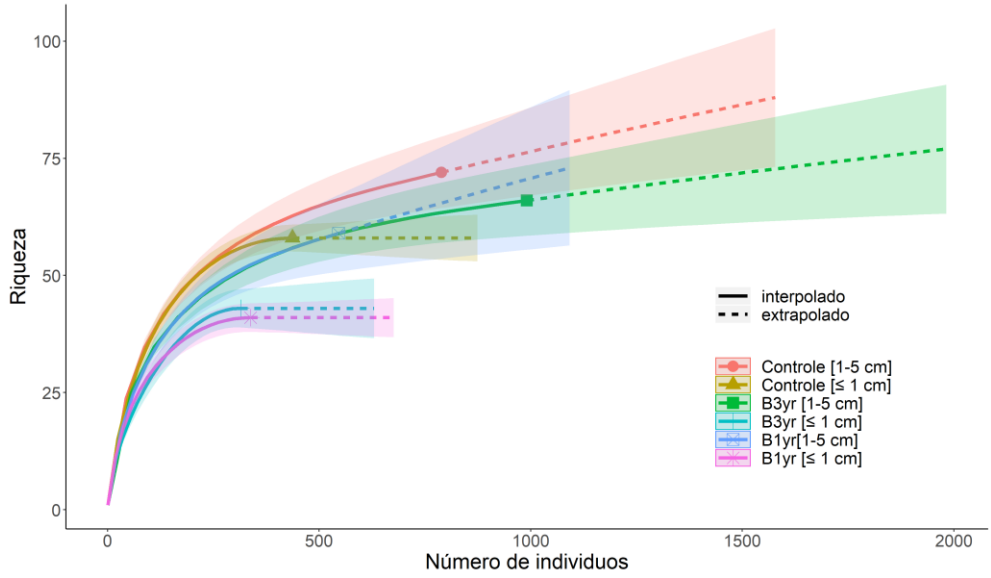


Figura 2. Riqueza de espécies estimada por extrapolação (i.e., rarefação) e interpolação. As bandas representam intervalos de confiança de 95%. Arvoreta:1-5 cm; plântula: < 1 cm.

Na borda da floresta com a área agrícola (transecto 0), *Mabea fistulifera* também se destacou, e tanto em B1yr quanto em B3yr representou 46% e 25%, respectivamente tanto em plântula como em arvoreta, e na área controle, em ambos os estratos, representou menos de 34% da abundância (Tabela 3 - Suplementar).

No teste de espécies indicadoras para o controle, em arvoreta, encontramos nove espécies consideradas indicadoras, sendo sete delas de elevada especificidade (A > 0,8) e baixa prevalência (B < 0,12); em plântula encontramos seis espécies (A > 0,7 e; B variando entre 0,05 e 0,4), nota-se que *Guatteria blepharophylla* foi a única espécie indicadora que se repetiu nos dois estratos. As espécies indicadoras dos tratamentos queimados B1yr e B3yr em plântula, respectivamente foram, *Vismia japurensis* (A = 0,89; B = 0,14) e *Fridericia candicans* (A = 0,73; B = 0,08); para arvoreta em B1yr encontramos somente *Simarouba amara* (A = 0,86; B = 0,06), entretanto em B3yr encontramos cinco espécies indicadora, com destaque para *Chaetocarpus echinocarpus* (A = 0,7; B = 0,19). Considerando os tratamentos queimados juntos (B1yr + B3yr), independente de estrato, *Mabea fistulifera* e

Pyrostegia venusta (ambas com A > 0,9, e B variando entre 0,08 e 0,4) foram a espécies indicadoras (Tabela 4 - Suplementar).

A composição florística de plântula de ambos os tratamentos queimados (B1yr e B3yr) diferiu entre a área controle nas análises de PERMANOVA, embora não tenham diferido entre si. Entretanto, para arvoreta, os três tratamentos diferiram estatisticamente. Além disso, a distância da borda teve efeito significativo sobre a composição florística dos dois estratos (*Tabela 5* - Suplementar). Por fim, tanto para as plântulas quanto para as arvoretas, encontramos evidência de heterogeneidade da variância no espaço multivariado entre os tratamentos, mas não para a distância da borda; e para as plântulas, encontramos dispersão no espaço multivariado para todos os preditores.

Verificamos que as plântulas da área controle apresentaram maior diversidade beta (βW) estimada pela distância ao centroide do que as plântulas das áreas queimadas (controle: 0,56; B1yr: 0,5 e B3yr: 0,5). Por outro lado, para as arvoretas, a maior diversidade beta foi registrada em B3yr (0,61), diferindo de B1yr (0,59) e da área controle (0,59), que foram similares entre si (Tabela 6 - Suplementar).

Nas análises com GLM para a riqueza florística das parcelas em função dos tratamentos e da distância com a área agrícola encontramos que em geral, tanto para plântula quanto arvoreta as parcelas da área controle apresentaram maior riqueza de espécies do que os tratamentos queimados (Tabela 2, Figura 3).

Tabela 2. Sumário dos contrastes do modelo mínimo de riqueza de espécies modelada em função dos tratamentos (controle, B1yr e, B3yr) e distância com a borda com modelo linear generalizado de Poisson. Sendo: DB = distância até a borda; M = média; 95% CI = intervalo de confiança de 95%.

Estrato	Coeficientes	Estimativa (M)	95% CI		Valor de *t*	*p*
Plântula	Controle	1,8600	1,5900	2,1800	7,71	< 0,0001
	B1yr	1,1532	0,795	1,6568	4,48	< 0,0001
	B3yr	1,0788	0,7473	1,5696	4,96	< 0,0001
	DB	1,0015	1,0012	1,0018	10,11	< 0,0001
Arvoreta	Controle	4,7200	4,2600	5,2300	29,64	< 0,0001
	B1yr	2,3128	1,7892	2,9811	8,96	< 0,0001
	B3yr	4,2952	3,4080	5,3869	1,45	0,15
	DB	1,0008	1,0006	1,001	7,62	< 0,0001

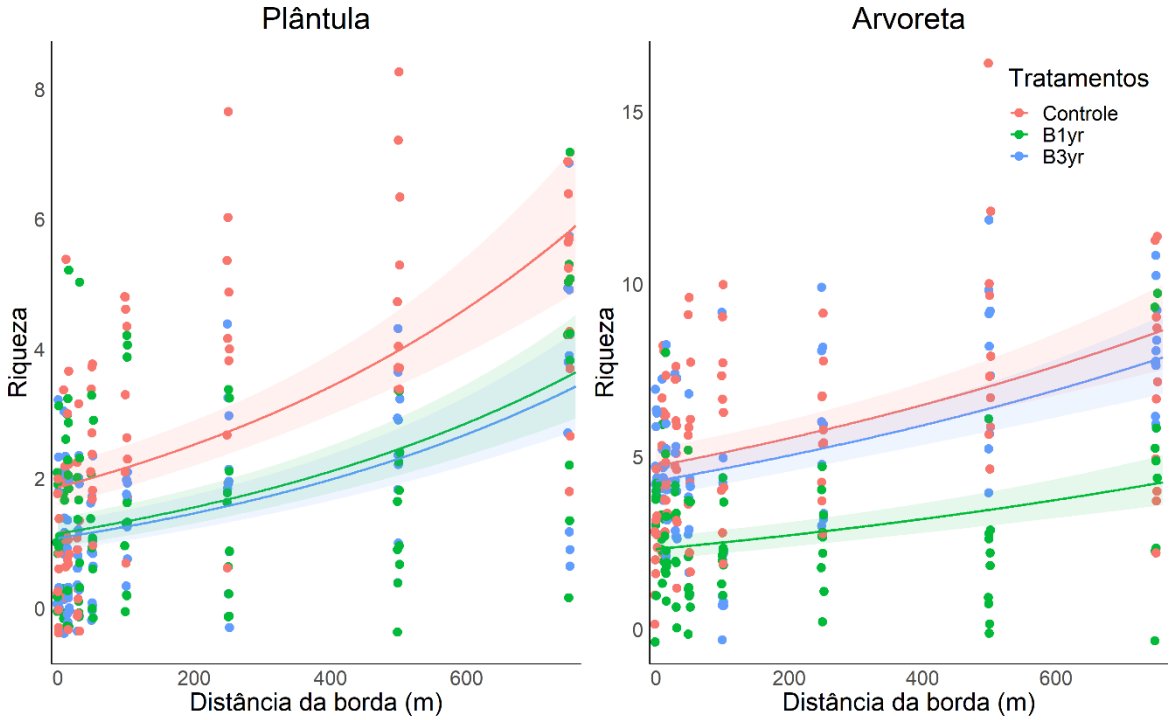


Figura 3. Riqueza de cada parcela em função dos tratamentos (controle, B1yr e, B3yr) e distância da borda pelo modelo linear generalizado de Poisson. As bandas representam intervalos de confiança de 95%. Um sutil ruído foi adicionado para que os pontos não se sobreponham totalmente.

Com relação a abundância de indivíduos nas parcelas extrapolada por hectare e modelada em função da distância da borda com a área agrícola e dos tratamentos usando modelo generalizado de Poisson encontramos que para arvoreta, o tratamento B3yr apresentou em média mais indivíduos do que os demais tratamentos, mas o controle apresentou mais indivíduos do que B1yr. Para plântula não registramos diferença entre os tratamentos quanto ao número médio de indivíduos. A distância da área agrícola foi significativa para explicar a abundância em ambos os estratos (Tabela 3, Figura 4).

Tabela 3. Sumário dos contrastes dos modelos mínimos da abundância extrapolada por hectare modelada em função de tratamentos e distância com a borda com modelo linear generalizado de Poisson. Sendo: DB = distância até a borda; 95% CI = intervalo de confiança de 95%; M = média.

Estratos	Coeficientes	Estimativa (M)	95% CI		*t*	*p*
Plântula	Controle	31935,8	24577,3	41497,7	77,61	< 0,0001
	B1yr	25229,3	13763,3	45647,5	1.4	0,16
	B3yr	22674,4	12288,6	41497,7	1,95	0,05
	DB	1,0014	1,001	1,0019	5,93	< 0,0001
Arvoreta	Controle	7755,7	6738,3	8926,8	124,83	< 0,0001

B1yr	5351,4	3773,47	7498,57	3,69	< 0,0001
B3yr	9927,4	7277,41	13479,6	2,81	0,01
DB	1,0004	1,0001	1,0007	2,83	0,01

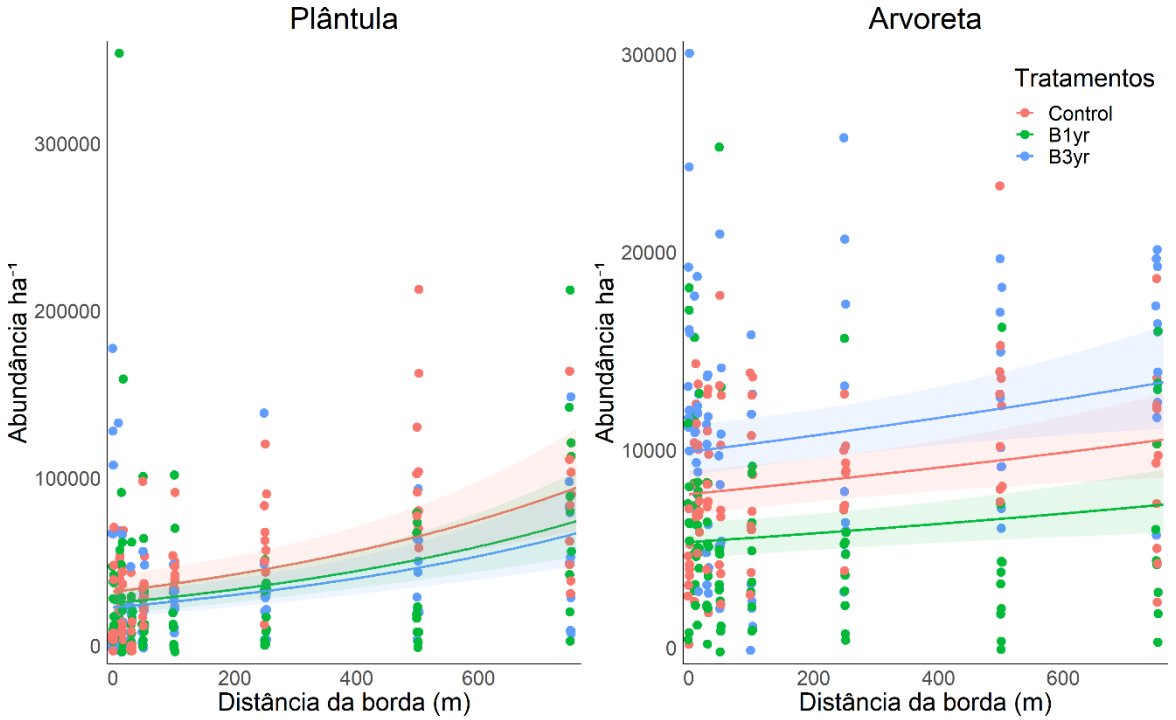


Figura 4. Abundância extrapolada por hectare de cada parcela em função dos tratamentos (controle, B1yr e, B3yr) e da distância da borda. As bandas coloridas representam intervalos de confiança de 95%. Um sutil ruído foi adicionado para que os pontos não se sobreponham totalmente.

Para as plântulas, a menor abundância média de lianas foi registrada em B1yr e a maior abundância foi registrada na área controle, que não diferiu estatisticamente de B3yr. Para as arvoretas, não encontramos efeito dos tratamentos e da distância até a área agrícola sobre a abundância de lianas. Entretanto, para as plântulas, registramos relação significativa entre a abundância de lianas e a distância até a borda com a área agrícola (Tabela 4).

Tabela 4. Sumário de contrastes dos modelos mínimos da abundância de lianas por parcela extrapolada por hectare modelada em função dos tratamentos (controle, B1yr e, B3yr) e distância até a área agrícola com modelo linear generalizado de Poisson. Sendo: DB = distância até a borda; M = média; 95% CI = intervalo de confiança de 95%.

Estratos	Coeficientes	Estimativa (M)	95% CI		*t*	*p*
Plântula	Controle	7293,3	4974,4	10693,3	45,56	< 0,0001
	B1yr	2698,5	1044,6	6950,6	3,46	< 0,0001
	B3yr	5324,1	2337,9	12297,3	1,34	0,18
	DB	1,0022	1,0015	1,0029	6,54	< 0,0001
Arvoreta	Intercepto	1981,4	1679,6	2337,5	90,04	< 0,0001

Para a proporção de lianas por parcelas modelado em função de tratamentos e distância da borda para plântula não encontramos diferença entre os tratamentos na proporção média de lianas. No entanto, registramos diferença na resposta ao efeito de borda entre os tratamentos. Tanto na área controle quanto em B3yr, a proporção de lianas média por parcela aumentou afastando-se da borda, sendo que o inverso aconteceu para B1yr. Para arvoreta, a proporção média de lianas por parcela da área controle não diferiu do B3yr, mas diferiu do tratamento B1yr que apresentou em média mais lianas. Também verificamos que a proporção de lianas possui uma tendência a aumentar afastando-se da borda (Tabela 5, Figura 5).

Tabela 5 – Sumário do modelo mínimo da proporção de lianas por parcela extrapolada por hectare modelada em função dos tratamentos e da distância com a borda com modelo linear generalizado binomial. Sendo: M = média; 95% CI = intervalo de confiança de 95%.

Estratos	Coeficientes	Estimativa	95% CI		*t*	*p*
Plântula	Intercepto (M)	0,2293	0,1648	0,3191	8,7377	< 0,0001
	DB:controle	1,0013	1,0004	1,0023	2,8950	0,0042
	DB:B1yr	0,998	0,9966	0,9993	2,9064	0,0041
	DB:B3yr	1,0011	0,9999	1,0022	1,8021	0,0730
Arvoreta	Controle	0,2562	0,1880	0,3492	8,6190	< 0,0001
	B1yr	0,6626	0,3264	1,3455	4,6727	< 0,0001
	B3yr	0,3276	0,1657	0,6478	1,2971	0,1958
	DB	0,9992	0,9986	0,9998	2,5856	0,0103

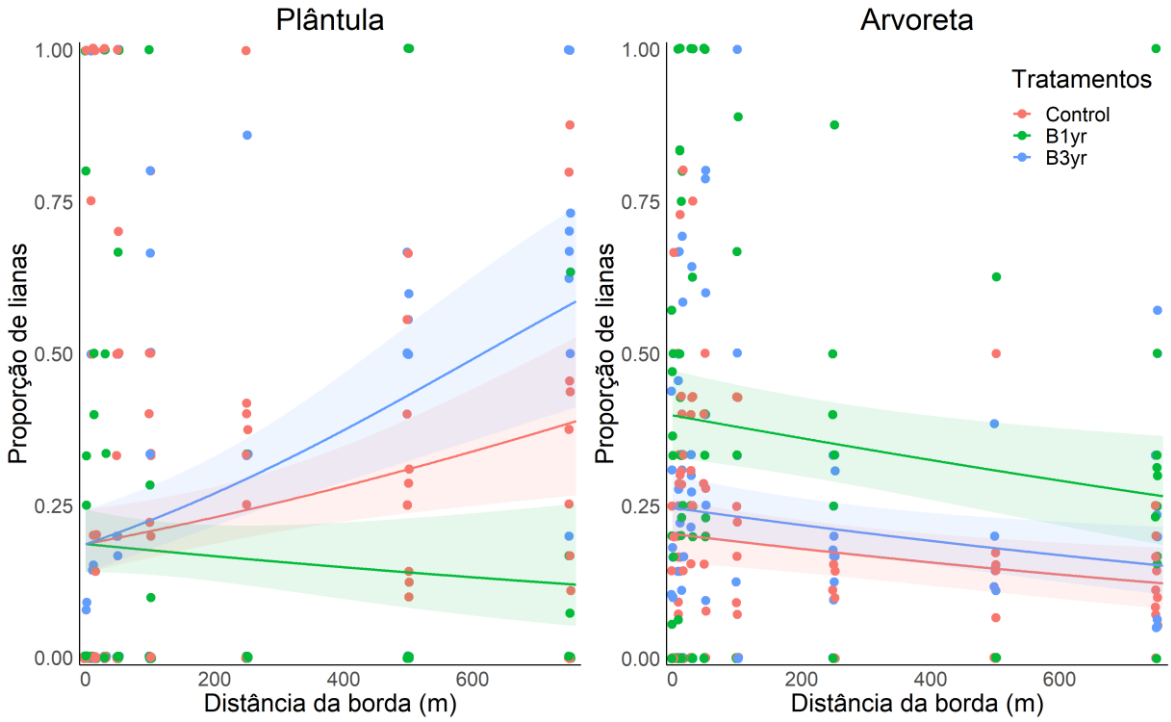


Figura 5. Proporção de lianas por parcela em função de tratamentos e distância da borda modelado usando modelo linear generalizado binomial. As bandas representam intervalos de confiança de 95%. Um sutil ruído foi adicionado para que os pontos não se sobreponham totalmente.

3.2. Estrutura da copa

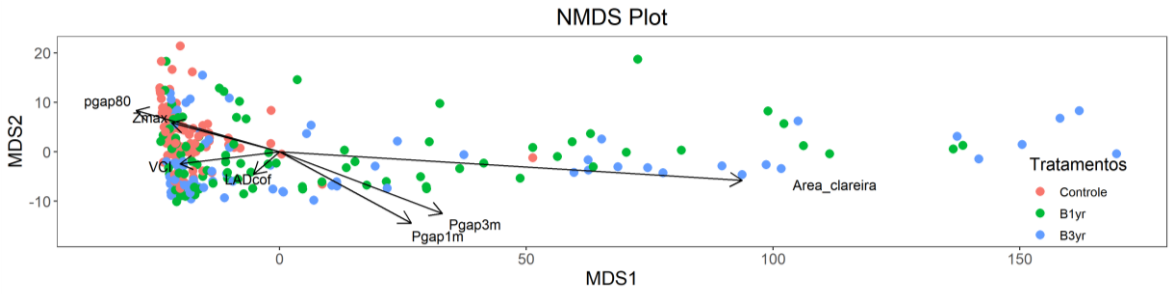


Figura 6. NMDS da métricas de copa das parcelas derivadas do Lidar.

Na ordenação NMDS mostrou que as parcelas das florestas queimadas são estruturalmente diversas (pontos mais espalhados) quanto as características da copa (Figura 6). Encontramos também nos modelos GLM e ANCOVA, que para as florestas queimadas (B1yr e B3yr) a probabilidade de a luz chegar ao estrato regenerante (estimada por Pgap) e o tamanho das clareiras reduzem à medida que as parcelas se afastam da borda, mas a complexidade vertical (expressa pelo VCI), a altura máxima da copa (Zmax) e a densidade de área foliar (LADcof) aumentam inversamente. Para o tratamento controle, a probabilidade

de a luz solar chegar ao estrato regenerante (1m e 3 m do solo) é baixa e as clareira são pequenas independente da distância da borda, e a complexidade vertical e altura máxima, no entanto, tendem a aumentar aos nos afastarmos da borda (Tabela 7 - Suplementar). Imagens raster das métricas calculadas para a área de estudo podem ser visualizadas na Figura 1 – Suplementar.

Para as plântulas, a composição florística das parcelas avaliadas pode ser explicada pelos tratamentos e pela Zmax e para arvoreta, a composição pode ser explicada pelos tratamentos, Zmax, Pgap-3m e o tamanho das clareiras (Tabela 8 - Suplementar). Além disso, a relação da riqueza de espécies e abundância, modeladas em função de métricas de estrutura da copa também foram significativas.

4. DISCUSSÃO

No gradiente de borda-centro avaliado na floresta natural (controle) e nas florestas queimadas (B1yr e B3yr), as áreas mais próximas da borda apresentaram menor riqueza de espécies, diversidade e complexidade estrutural vertical, independente da frequência de fogo. Entretanto, verificamos que queimadas mais frequentes resultaram em maior perturbação nessas variáveis. As condições ambientais desfavoráveis, como maior insolação e maior exposição ao vento, na borda das florestas podem causar a mortalidade de indivíduos de grande porte (LAURANCE et al., 2000), favorecendo as espécies pioneiras e mantendo as bordas em estado de degradação permanente.

As queimadas das áreas avaliadas eliminaram também grande número de indivíduos e ocasionaram a redução da riqueza e diversidade de espécies. Nesse caso, acreditamos que a mortalidade de indivíduos pelo fogo tornou as comunidades estruturalmente heterogêneas, com características, em partes, similares às da borda e com partes potencialmente mais favoráveis para umas poucas espécies, demonstrado pelo avanço para o interior da floresta de *Mabea fistulifera*, uma espécie tipicamente pioneira, comum em áreas perturbadas, mas não muito resistente ao fogo (BRANDO et al., 2019), de crescimento rápido e resistente ao estresse hídrico (ALMEIDA; PAIVA, 2019), e também capaz de se adaptar bem tanto em ambientes da borda como do centro (CARVALHO; RIBEIRO, 2018).

A baixa riqueza nas parcelas queimadas de plântula também pode ser decorrente da degradação do banco de sementes, causada diretamente pela carbonização das sementes depositadas sobre o solo (TESFAYE et al., 2004). A morte não-aleatória (BARLOW;

PERES, 2008; BRANDO et al., 2014; NÓBREGA et al., 2019) de matrizes de sementes, somada à incapacidade de algumas espécies de se estabelecerem nas condições mais austeras, decorrentes da degradação da estrutura da copa, também são fatores que podem explicar a baixa riqueza de plântulas nas áreas queimadas (BALCH et al., 2015).

Ademais, o tempo passado desde a última queimada (2010) não foi suficiente para recuperar a riqueza do estrato plântula nas áreas queimadas, e as alterações de composição que encontramos podem ser aumentadas se a morte de indivíduos de grande porte continuar a abrir clareiras, como tem acontecido com os eventos de tempestade de vento (BRANDO et al., 2012; SILVÉRIO et al., 2019) e também se espécies pioneiras continuarem a avançar para dentro da floresta (LAURANCE et al., 2006; MASSAD et al., 2015). Embora não tenhamos encontrado grande diferença de riqueza para o estrato arvoreta entre os tratamentos, esse estrato, sendo de pequeno porte, está sujeito aos mesmos filtros ambientais que o estrato plântula, e apresentou as mesmas mudanças de composição e distribuição das espécies no espaço.

Um dos elementos que contribui com a alteração de composição florística após um distúrbio é a redução da densidade relativa das espécies e de representantes das formas de vida na comunidade (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2019; EWEL; BIGELOW, 1996; LI et al., 2010; WALKER; KINZIG; LANGRIDGE, 1999). Essas alterações podem acontecer sem mudar a abundância média das parcelas dos tratamentos, como aconteceu para o estrato plântula do presente estudo, que depende da manutenção de um banco de semente, mesmo que mais pobre em espécies; ou acontecer com mudanças da abundância se o ambiente apresentar condições que limitem ou estimulem o desenvolvimento de indivíduos, como em arvoreta (BARLOW; LAGAN; PERES, 2003; COCHRANE; SCHULZE, 1999).

Encontramos maior abundância de plântulas de lianas nas parcelas da área controle do que em B1yr, e isso pode ter sido decorrido da presença de clareias associadas com a invasão de gramíneas (SILVÉRIO et al., 2013), as quais podem ter inibido o desenvolvimento das lianas e outras lenhosas (FAHEY; ANGELINI; FLORY, 2018). Além disso, o fogo mais frequente em B1yr pode ter causado a mortalidade dessas lianas, com consequente redução do banco de sementes, principalmente mais próximo da borda onde o fogo normalmente é mais severo. Assim, as subparcelas mais distantes da borda e posicionadas mais internamente nas florestas, estariam mais próximas das matrizes de sementes e apresentariam maior potencial de recrutamento de lianas (LETCHER; CHAZDON, 2009).

As lianas parecem recrutar muitos indivíduos em plântulas, mas poucos desses chegam a atingir o estrato arvoreta, pois dependem de condições ambientais apropriadas como clareiras. Em nosso estudo, verificamos que as lianas parecem não estar associadas com a ocorrência do fogo e tampouco com a distância da borda. Nesse processo, não descartamos o efeito do clima sobre a dinâmica das lianas, que também determina, por exemplo, o aumento da abundância de lianas de menor diâmetro mesmo em florestas não perturbadas (cf. WRIGHT et al., 2004).

Como as lianas normalmente apresentam elevadas taxas de recrutamento, principalmente no interior das florestas e próximas às matrizes (e.g. LADWIG; MEINERS, 2010), em áreas pouco perturbadas a proporção de plântulas no centro é maior do que na borda, mas quando encontram condições ambientais apropriadas, como maior luminosidade, elas investem intensivamente em crescimento (LAURANCE et al., 2001), sendo esse provavelmente o fator que explica a maior proporção de arvoretas registrada na borda em comparação com o interior das áreas.

Em nosso estudo podemos concluir que as alterações de abundância, diversidade e riqueza de espécies associadas ao fogo no estrato regenerante foram dependentes do efeito de borda e dos padrões de distribuição das espécies no espaço que ele cria. Com fogo mais frequente tendo efeitos negativos maiores sobre esses parâmetros. Além disso, o fogo pode gerar condições para que espécies típicas de borda avance para o interior da floresta ao criar condições mais propícias para algumas poucas espécies.

As plantas dos estratos avaliados, mesmo que muito próximas em termo de classe diamétrica, apresentaram respostas destoantes entre alguns parâmetros avaliados. A proporção de liana foi maior no centro em plântula, mas menor em arvoreta; e abundância maior de lianas foi no controle não queimado em plântula, mas em arvoreta, encontramos ausência de efeito dos tratamentos queimados e distância com a borda. Essas respostas destoantes apontas para padrões mais complexos de degradação com diversos distúrbios interagindo e atuando ao mesmo tempo.

Consideramos que as plântulas são indivíduos recrutados mais recentemente e produtos diretos da dinâmica de colonização imediatamente após a cessão das queimadas, e que as arvoretas, também produto da dinâmica da colonização e indivíduos recrutados há mais tempo possivelmente sobreviventes do período das queimadas experimentais, encerradas em 2010. Considerando também que a copa das árvores adultas da continua a ser degradada devido aos ainda presentes efeitos das queimadas (SILVÉRIO et al., 2019) e do efeito de borda, concluo que o tempo decorrido desde a última queimada (nove anos),

independente de frequência de fogo, não foi suficiente para recuperar as florestas avaliadas ao estado pré-fogo. Assim, a florestas estudadas não parecem caminhar para um estado savanização, mas sim para degradação florestal.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, A. L.; PAIVA, E. A. S. Colleters in *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae): Anatomy and biology of the secretory process. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 258, n. 8, p. 151439, 2019.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32–46, 2001.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K. E.; MCARDLE, B. H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683–693, 2006.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods**. Plymouth, UK: PRIMER-E, 2008.

BALCH, J. K. et al. The susceptibility of southeastern amazon forests to fire: insights from a large-scale burn experiment. **BioScience**, v. 65, n. 9, p. 893–905, 2015.

BALCH, J. R. K. et al. Negative fire feedback in a transitional forest of southeastern Amazonia. **Global Change Biology**, v. 14, n. 10, p. 2276–2287, 2008.

BARLOW, J.; LAGAN, B. O.; PERES, C. A. Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 3, p. 291–299, 2003.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1787–1794, 2008.

BERENGUER, E. et al. Seeing the woods through the saplings: using wood density to assess the recovery of human-modified amazonian forests. **Journal of Ecology**, v. 106, n. 6, p. 2190–2203, 2018.

BOUVIER, M. et al. Generalizing predictive models of forest inventory attributes using an area-based approach with airborne LiDAR data. **Remote Sensing of Environment**, v. 156, n. 1, p. 322–334, 2015.

BRANDO, P. M. et al. Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. **Global Change Biology**, v. 18, n. 2, p. 630–641, 2012.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014.

BRANDO, P. M. et al. Prolonged tropical forest degradation due to compounding disturbances: implications for CO2 and H2O fluxes. **Global Change Biology**, v. 25, n. 9, p. 2855–2868, 2019.

BUNKER, D. E.; CARSON, W. P. Drought stress and tropical forest woody seedlings: effect on community structure and composition. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 4, p. 794–806, 2005.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach**. 2nd. ed. New York: Springer-Verlag, 2002.

CÁCERES, M. DE; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566–3574, 2009.

CARVALHO, B.; RIBEIRO, S. P. Architecture of *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae), a neotropical semideciduous tree: development and variations in crown allometry between environments. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 239, n. 2, p. 104–110, 2018.

CLARKE, K. R.; SOMERFIELD, P. J.; CHAPMAN, M. G. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 330, n. 1, p. 55–80, 2006.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Forest fires in the brazilian amazon uncontrolled. **Conservation Biology**, v. 12, n. 5, p. 948–950, 1998.

COCHRANE, M. A.; SCHULZE, M. D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2–16, 1999.

CRAWLEY, M. J. **The R Book**. 2. ed. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2012.

DA SILVA, A. P. G. et al. Recurrent wildfires drive rapid taxonomic homogenization of seasonally flooded Neotropical forests. **Environmental Conservation**, v. 45, n. 4, p. 378–386, 2018.

DIXON, P. VEGAN , a package of R functions for community ecology. **Journal of**

Vegetation Science, v. 14, n. 6, p. 927–930, 2003.

ENGELBRECHT, B. M. J.; KURSAR, T. A.; TYREE, M. T. Drought effects on seedling survival in a tropical moist forest. **Trees**, v. 19, n. 3, p. 312–321, 2005.

ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Compositional response of Amazon forests to climate change. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 39–56, 2019.

EWEL, J. J.; BIGELOW, S. W. Plant Life-Forms and Tropical Ecosystem Functioning. In: ORIANS, G. H.; DIRZO, R.; CUSHMAN, J. H. (Eds.). . **Biodiversity and eosystem processes in tropical forests**. 1. ed. Heidelberg: Springer-Verlag, 1996. v. 122p. 101–126.

EWIJK, K. Y. VAN. **Estimating forest structure from lidar and high spatial resolution imagery for the prediction of succession and species composition**. [s.l.] Queen's University Kingston, 2015.

FAHEY, C.; ANGELINI, C.; FLORY, S. L. Grass invasion and drought interact to alter the diversity and structure of native plant communities. **Ecology**, v. 99, n. 12, p. 2692–2702, 2018.

FAO/UNESCO. **Soil map of the world - South America**. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/soils/docs/Soil_map_FAOUNESCO/acrobat/South_America_IV.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2020.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in brazilian amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's new president and "ruralists" threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 1, p. 261–263, 2019.

GHAZOUL, J. et al. Conceptualizing forest degradation. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 10, p. 622–632, 2015.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, 2015.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

IVANAUSKAS, N. M.; MONTEIRO, R.; RODRIGUES, R. R. Classificação fitogeográfica das florestas do Alto Rio Xingu. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 3, p. 387–402, 2008.

LADWIG, L. M.; MEINERS, S. J. Spatiotemporal dynamics of lianas during 50 years of succession to temperate forest. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 671–680, 2010.

LAPOLA, D. M. et al. Limiting the high impacts of Amazon forest dieback with no-regrets science and policy action. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 46, p. 11671–11679, 2018.

LAURANCE, W. F. et al. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836, 2000.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of amazonian liana communities. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 105–116, 2001.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. **Ecology**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.

LAURANCE, W. F.; WILLIAMSON, G. B. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1529–1535, 2001.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Lianas and self-supporting plants during tropical forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 10, p. 2150–2156, 2009.

LI, X.-S. et al. Regeneration pattern of primary forest species across forest-field gradients in the subtropical Mountains of Southwestern China. **Journal of Plant Research**, v. 123, n. 6, p. 751–762, 2010.

MARIMON, B. S. et al. Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1, p. 281–292, 2014.

MARTINEZ ARBIZU, P. **pairwiseAdonis: Pairwise multilevel comparison using adonis**. Disponível em: <https://github.com/pmartinezarbizu/pairwiseAdonis>. Acesso em: 20 set. 2020.

MASSAD, T. J. et al. Early recruitment responses to interactions between frequent fires, nutrients, and herbivory in the southern Amazon. **Oecologia**, v. 178, n. 3, p. 807–817, 2015.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.

NÓBREGA, C. C. et al. Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 450, n. 10, p. 1–7, 2019.

NOGUEIRA, D. S. et al. Impacts of fire on forest biomass dynamics at the southern amazon edge. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 1, p. 285–292, 2019.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 1. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

OLSCHEWSKI, R.; BENÍTEZ, P. C. Secondary forests as temporary carbon sinks? The economic impact of accounting methods on reforestation projects in the tropics. **Ecological Economics**, v. 55, n. 3, p. 380–394, 2005.

PHILLIPS, O. L. et al. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344–1347, 2009.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p. 211–214, 2016.

PUTZ, F. E.; ROMERO, C. Futures of tropical forests (sensu lato). **Biotropica**, v. 46, n. 4, p. 495–505, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A Language and environment for statistical computing (v.3.6.0)**. Disponível em: <http://www.r-project.org>.

REIS, S. M. et al. Causes and consequences of liana infestation in southern Amazonia. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 6, p. 2184–2197, 2020.

ROUSSEL, J.-R. et al. lidR: an R package for analysis of airborne laser scanning (ALS) data. **Remote Sensing of Environment**, v. 251, n. 6, p. 112061, 2020.

SILVA, C. A. et al. ForestGapR: an R package for forest gap analysis from canopy height models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 10, n. 10, p. 1347–1356, 2019.

SILVÉRIO, D. V. et al. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 12–14, 2013.

SILVÉRIO, D. V. et al. Fire, fragmentation, and windstorms: a recipe for tropical forest degradation. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 656–667, 2019.

SYMONDS, M. R. E.; MOUSSALLI, A. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 65, n. 1, p. 13–21, 2011.

TABARELLI, M. et al. Secondary forests as biodiversity repositories in human-modified landscapes: insights from the Neotropics. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat**, v. 7, n. 3, p. 319–328, 2012.

TESFAYE, G. et al. The impact of fire on the soil seed bank and regeneration of Harenna Forest, southeastern Ethiopia. **Mountain Research and Development**, v. 24, n. 4, p. 354–361, 2004.

TOLLEFSON, J. Battle for the amazon. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 20–23, 2015.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and

ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, v. 2, n. 2, p. 95–113, 1999.

WILKES, P. et al. Using discrete-return airborne laser scanning to quantify number of canopy strata across diverse forest types. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 6, p. 700–712, 2016.

WRIGHT, S. J. et al. Are lianas increasing in importance in tropical forests? A 17-year record from panama. **Ecology**, v. 85, n. 2, p. 484–489, 2004.

6. APÊNDICES

Tabela 1. Permanova da composição dos censos de 2004 antes das queimadas prescritas usando uma Matriz de Bray-Curtis.

	GL	SS	R^2	F	p(>F)
Plântula					
Tratamentos	2	0,44	0,03	0,84	0,7
Resíduos	48	12,68	0,96		
Total	50	13,13	1		
Arvoretas					
Tratamentos	2	0,66	0,05	1,42	0,08
Resíduos	50	11,54	0,95		
Total	52	12,20	1		

Tabela 2. Espécies e famílias encontradas na área de estudo e a abundância extrapolada por hectare para cada tratamento e estrato. Em verde destacado espécies arbóreas, em azul, lianas.

Família	**Táxon**	**Controle**		**B1yr**		**B3yr**	
		Plântula	**Arvoreta**	**Plântula**	**Arvoreta**	**Plântula**	**Arvoreta**
Rubiaceae	*Amaioua guianensis*	296,3	88,89	185,19	25,93	37,04	48,15
Annonaceae	*Annonaceae NI-1*	37,04	0	0	0	0	0
Celastraceae	*Anthodon decussatum*	2481,48	66,67	148,15	25,93	1296,3	44,44
Apocynaceae	*Aspidosperma discolor*	111,11	3,7	74,07	0	0	0
Bignoniaceae	*Bignonia sp,*	37,04	0	0	0	0	0
Bignoniaceae	*Bignoniaceae NI-1*	0	0	0	0	74,07	3,7
Polygalaceae	*Bredemeyera laurifolia*	37,04	0	0	0	0	0
Salicaceae	*Casearia grandiflora*	0	18,52	111,11	51,85	37,04	129,63
Peraceae	*Chaetocarpus echinocarpus*	0	33,33	74,07	14,81	74,07	114,81
Connaraceae	*Connarus perrottetii*	148,15	55,56	0	7,41	0	74,07
Burseraceae	*Dacryodes microcarpa*	0	3,7	74,07	7,41	37,04	11,11
Fabaceae	*Derris floribunda*	222,22	14,81	0	22,22	37,04	0
Dilleniaceae	*Doliocarpus amazonicus*	74,07	162,96	185,19	281,48	185,19	218,52
Olacaceae	*Dulacia guianensis*	0	0	37,04	0	0	0
Fabaceae	*Enterolobium schomburgkii*	111,11	0	259,26	11,11	0	3,7
Asteraceae	*Eremanthus mattogrossensis*	0	0	0	0	37,04	3,7
Erythroxylaceae	*Erythroxylum rufum*	74,07	74,07	37,04	3,7	111,11	33,33
Rubiaceae	*Ferdinandusa chlorantha*	37,04	11,11	0	7,41	0	3,7
Apocynaceae	*Forsteronia affinis*	0	22,22	74,07	3,7	0	11,11
Apocynaceae	*Forsteronia rufa*	148,15	0	0	0	37,04	22,22
Bignoniaceae	*Fridericia candicans*	37,04	7,41	37,04	218,52	185,19	292,59
Bignoniaceae	*Fridericia cinnamomea*	111,11	59,26	0	22,22	0	11,11

Bignoniaceae	*Fridericia sp,*	37,04	0	0	0	0	0
Annonaceae	*Guatteria blepharophylla*	444,44	181,48	0	3,7	0	81,48
Annonaceae	*Guatteria schomburgkiana*	0	29,63	0	3,7	37,04	25,93
Apocynaceae	*Himatanthus sucuuba*	37,04	14,81	74,07	14,81	0	33,33
Celastraceae	*Hippocratea volubilis*	333,33	11,11	0	14,81	37,04	29,63
Chrysobalanaceae	*Hirtella sp.*	0	0	111,11	0	0	0
Fabaceae	*Inga alba*	0	0	111,11	0	0	0
Fabaceae	*Inga heterophylla*	444,44	92,59	370,37	18,52	37,04	114,81
Fabaceae	*Inga thibaudiana*	185,19	14,81	0	0	74,07	18,52
Lauraceae	*Lauraceae NI-1*	37,04	0	0	0	0	0
Chrysobalanaceae	*Licania egleri*	74,07	77,78	0	3,7	37,04	40,74
Chrysobalanaceae	*Licania kunthiana*	629,63	25,93	0	7,41	111,11	70,37
Euphorbiaceae	*Mabea fistulifera*	296,3	48,15	3666,67	203,7	1851,85	422,22
Fabaceae	*Machaerium myrianthum*	296,3	7,41	0	0	0	0
Fabaceae	*Machaerium quinata*	333,33	0	0	0	0	3,7
Malpighiaceae	*Malpighiaceae NI-1*	37,04	0	0	0	0	0
Malpighiaceae	*Mascagnia cordifolia*	0	0	185,19	3,7	111,11	55,56
Sapindaceae	*Matayba guianensis*	74,07	7,41	74,07	44,44	0	48,15
Melastomataceae	*Miconia holosericea*	111,11	92,59	0	0	37,04	0
Melastomataceae	*Miconia lateriflora*	74,07	0	0	0	0	0
Melastomataceae	*Miconia sp.*	37,04	0	0	0	37,04	0
Sapotaceae	*Micropholis venulosa*	148,15	40,74	0	14,81	37,04	14,81
Melastomataceae	*Mouriri brachyanthera*	111,11	25,93	0	0	0	0
Myrtaceae	*Myrcia amazonica*	111,11	66,67	74,07	88,89	444,44	214,81
Myrtaceae	*Myrcia sylvatica*	74,07	11,11	333,33	3,7	74,07	77,78
Myrtaceae	*Myrciaria floribunda*	1185,19	492,59	1074,07	237,04	2370,37	507,41
Myrtaceae	*Myrtaceae-NI*	37,04	0	0	0	0	0
Lauraceae	*Nectandra cuspidata*	222,22	11,11	518,52	3,7	37,04	7,41
Lauraceae	*Ocotea acutangula*	185,19	11,11	111,11	3,7	74,07	3,7
Lauraceae	*Ocotea guianensis*	37,04	18,52	37,04	11,11	37,04	11,11
Fabaceae	*Ormosia paraensis*	111,11	29,63	0	11,11	0	25,93
Ochnaceae	*Ouratea discophora*	37,04	18,52	37,04	0	0	0
Sapotaceae	*Pouteria ramiflora*	666,67	18,52	481,48	25,93	370,37	25,93
Sapotaceae	*Pouteria sapota*	0	0	0	0	37,04	0
Burseraceae	*Protium pilosissimum*	2777,78	229,63	259,26	25,93	333,33	103,7
Burseraceae	*Protium unifoliolatum*	407,41	107,41	444,44	140,74	629,63	170,37
Moraceae	*Pseudolmedia macrophylla*	0	0	0	0	74,07	0
Bignoniaceae	*Pyrostegia venusta*	222,22	3,7	666,67	18,52	1259,26	40,74
Rubiaceae	*Ronabea latifolia*	0	0	0	0	37,04	0
Apocynaceae	*Secondatia densiflora*	0	3,7	37,04	3,7	0	0
Sapindaceae	*Serjania caracasana*	0	0	296,3	40,74	0	7,41
Sapindaceae	*Serjania erecta*	37,04	7,41	0	0	0	0
Sapindaceae	*Serjania sp.*	37,04	0	0	0	0	0
Simaroubaceae	*Simarouba amara*	0	3,7	74,07	40,74	0	3,7
Siparunaceae	*Siparuna guianensis*	37,04	18,52	0	7,41	37,04	0
Sapindaceae	*Talisia guianensis*	111,11	0	111,11	0	0	0

Anacardiaceae	*Tapirira guianensis*	185,19	3,7	74,07	0	0	7,41
Anacardiaceae	*Tapirira obtusa*	111,11	0	259,26	0	74,07	11,11
Malpighiaceae	*Tetrapterys mucronata*	0	14,81	0	0	37,04	14,81
Burseraceae	*Trattinnickia glaziovii*	111,11	3,7	0	3,7	37,04	0
Myristicaceae	*Virola sebifera*	259,26	11,11	37,04	7,41	74,07	55,56
Hypericaceae	*Vismia japurensis*	74,07	0	814,81	3,7	37,04	7,41
Annonaceae	*Xylopia amazonica*	185,19	92,59	74,07	3,7	0	0
Annonaceae	*Xylopia frutescens*	74,07	48,15	37,04	0	37,04	3,7
Rutaceae	*Zanthoxylum sp.*	0	0	74,07	0	0	0
Menispermaceae	*Abuta selloana*	0	0	0	0	0	3,7
Bignoniaceae	*Anemopaegma sp.*	0	0	0	3,7	0	0
Apocynaceae	*Aspidosperma obscurinervium*	0	3,7	0	7,41	0	0
Malpighiaceae	*Banisteriopsis malifolia*	0	0	0	0	0	3,7
Annonaceae	*Bocageopsis mattogrossensis*	0	7,41	0	0	0	0
Combretaceae	*Buchenavia tetraphylla*	0	3,7	0	7,41	0	0
Salicaceae	*Casearia arborea*	0	7,41	0	0	0	14,81
Urticaceae	*Cecropia pachystachya*	0	0	0	0	0	3,7
Polygonaceae	*Coccoloba lucidula*	0	18,52	0	0	0	0
Polygonaceae	*Coccoloba parimensis*	0	48,15	0	0	0	7,41
Fabaceae	*Copaifera langsdorffii*	0	0	0	0	0	11,11
Boraginaceae	*Cordia bicolor*	0	3,7	0	29,63	0	85,19
Ebenaceae	*Diospyros sericea*	0	7,41	0	7,41	0	11,11
Bignoniaceae	*Fridericia craterophora*	0	3,7	0	0	0	0
Bignoniaceae	*Fridericia tuberculata*	0	3,7	0	0	0	0
Chrysobalanaceae	*Hirtella bicornis*	0	3,7	0	0	0	0
Chrysobalanaceae	*Hirtella glandulosa*	0	7,41	0	7,41	0	18,52
Fabaceae	*Inga sp.*	0	0	0	3,7	0	0
Fabaceae	*Machaerium cuspidatum*	0	7,41	0	0	0	0
Euphorbiaceae	*Maprounea guianensis*	0	0	0	7,41	0	14,81
Sapindaceae	*Matayba arborescens*	0	0	0	7,41	0	0
Melastomataceae	*Miconia dispar*	0	3,7	0	0	0	0
Melastomataceae	*Miconia punctata*	0	3,7	0	0	0	0
Melastomataceae	*Miconia pyrifolia*	0	11,11	0	0	0	0
Malvaceae	*Mollia lepidota*	0	0	0	7,41	0	7,41
Sapindaceae	*Paullinia sp.*	0	3,7	0	0	0	0
Humiriaceae	*Sacoglottis guianensis*	0	25,93	0	14,81	0	33,33
Sapindaceae	*Serjania reticulata*	0	0	0	18,52	0	7,41
Elaeocarpaceae	*Sloanea sinemariensis*	0	59,26	0	18,52	0	14,81
Loganiaceae	*Strychnos peckii*	0	33,33	0	25,93	0	0
Fabaceae	*Tachigali vulgaris*	0	14,81	0	40,74	0	37,04
Burseraceae	*Trattinnickia rhoifolia*	0	0	0	0	0	3,7
Meliaceae	*Trichilia micrantha*	0	0	0	0	0	7,41
Hypericaceae	*Vismia gracilis*	0	3,7	0	0	0	7,41

Tabela 3. Probabilidade cumulativa das espécies mais comuns a diferentes distâncias da borda. Prop = probabilidade.

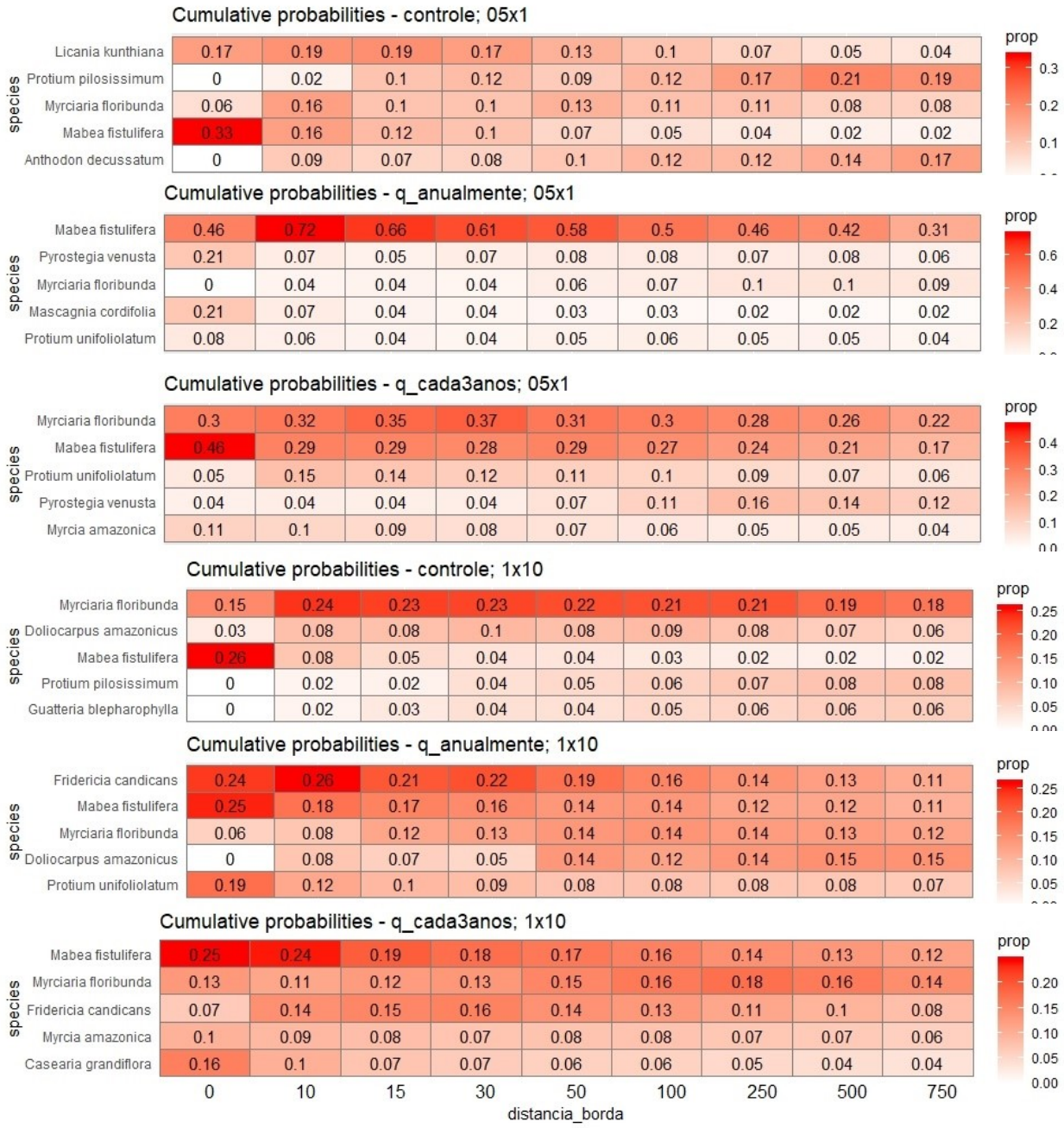


Tabela 4. Teste de espécies indicadoras de cada tratamento. Componente 'A' é a probabilidade de subparcela/parcela aninhada pertencer a um tratamento, dado o fato de que a espécie foi encontrada. Componente 'B' é a probabilidade de encontrar as espécies em subparcelas/parcelas aninhadas pertencentes aos tratamentos.

Arvoreta					
Estrato	Espécie	A	B	Estatística	p
Controle	*Guatteria blepharophylla*	0,68	0,37	0,50	0,001
	Xylopia amazonica	0,96	0,22	0,46	0,001
	Miconia holosericea	1	0,12	0,35	0,001
	Xylopia frutescens	0,93	0,12	0,34	0,001
	Sloanea sinemariensis	0,63	0,13	0,29	0,013
	Coccoloba parimensis	0,87	0,09	0,28	0,003
	Mouriri brachyanthera	1	0,07	0,26	0,009
	Coccoloba lucidula	1	0,04	0,21	0,037
	Ouratea discophora	1	0,04	0,21	0,035
B1yr	*Simarouba amara*	0,86	0,06	0,23	0,032
B3yr	*Chaetocarpus echinocarpus*	0,70	0,19	0,37	0,006
	Cordia bicolor	0,71	0,12	0,30	0,003
	Mascagnia cordifolia	0,93	0,09	0,29	0,004
	Myrcia sylvatica	0,84	0,09	0,27	0,01
	Forsteronia rufa	1	0,07	0,26	0,002
B3yr + B1yr	*Mabea fistulifera*	0,93	0,40	0,61	0,001
	Fridericia candicans	0,99	0,28	0,53	0,001
	Casearia grandiflora	0,91	0,13	0,35	0,02
	Pyrostegia venusta	0,94	0,08	0,27	0,05
Plântula					
Controle	*Protium pilosissimum*	0,79	0,40	0,56	0,001
	Guatteria blepharophylla	1	0,10	0,32	0,001
	Licania kunthiana	0,82	0,12	0,31	0,01
	Hippocratea volubilis	0,88	0,06	0,24	0,031
	Derris floribunda	0,83	0,06	0,23	0,045
	Machaerium quinata	1	0,05	0,23	0,031
B1yr	*Vismia japurensis*	0,89	0,14	0,35	0,001
B3yr	*Fridericia candicans*	0,73	0,08	0,24	0,027
B3yr + B1yr	*Mabea fistulifera*	0,96	0,37	0,60	0,001
	Pyrostegia venusta	0,91	0,23	0,46	0,001

Tabela 5. Permanova e teste post-hoc da matriz de dissimilaridade explicada por tratamentos e distância da borda.

Plântula						
	GL	SS	MS	F	R^2	p(>F)

Tratamentos	2	3,14	1,57	7,61	0,05	0,001
Distância com a borda	8	5,92	0,74	3,58	0,09	0,001
Resíduos	259	53,5	0,2		0,85	
Total	269	62,56			1	
		Teste post-hoc				
Controle vs B3yr	1	1,70		7,48566	0,04	0,003
Controle vs B1yr	1	2,58		11,2707	0,05	0,003
B3yr vs B1yr	1	0,42		2,03852	0,01	0,135
Arvoreta						
	GL	SS	MS	F	R^2	p(>F)
Tratamentos	2	4,91	2,45	9	0,05	0,001
Distância com a borda	8	6,85	0,85	3,1393	0,08	0,001
Resíduos	259	70,71	0,27		0,85	
Total	269	82,48			1	
		Teste post-hoc				
Controle vs B3yr	1	2,50		8,512	0,045	0,003
Controle vs B1yr	1	3,28		11,74	0,061	0,003
B3yr vs B1yr	1	1,581		5,321	0,029	0,003

Tabela 6. Comparação da betadiversidade entre tratamentos com o teste betadisper.

Plântula						
	GL	SS	MS	F	N.perm	p(>F)
Grupos	2	0,2049	0,10245	3,1039	999	0,042
Resíduos	267	8,8128	0,03301			
		Teste post-hoc				
Controle vs B3yr						0,02
Controle vs B1yr						0,01
B3yr vs B1yr						0,95
Arvoreta						
Grupos	2	0,02975	0,01487	4,7372	999	0,019
Resíduos	267	0,83832	0,00314			
		Teste post-hoc				
Controle vs B3yr						0,004
Controle vs B1yr						0,96
B3yr vs B1yr						0,01

Tabela 7. Modelos das variáveis Lidar modeladas em função dos tratamentos e distância da borda. As variáveis VCI, Pgap 1m e Pgap 3m foram modeladas usando GLM binomial

usando a família quasebinomial, e as outras variáveis resposta foram modelas usando analise de covariância

Resposta	Coeficientes	Estimativa	CI		t	p
VCI	Controle	3,06	2,77	3,38	21,99	< 0,0001
	B1yr	1,85	1,48	2,32	7,82	< 0,0001
	B3yr	1,65	1,32	2,06	9,72	< 0,0001
	Distância com a borda	1,00	1	1	10,35	< 0,0001
Pgap1m	Controle	0,08	0,07	0,10	21,71	< 0,0001
	B1yr	0,29	0,18	0,48	9,60	< 0,0001
	B3yr	0,27	0,17	0,44	8,84	< 0,0001
	Distância com a borda	1	1	1	7,10	< 0,0001
Pgap3m	Controle	0,13	0,10	0,17	15,89	< 0,0001
	B1yr	0,50	0,29	0,87	9,08	< 0,0001
	B3yr	0,49	0,28	0,85	8,91	< 0,0001
	Distância com a borda	1,00	1,00	1	6,64	< 0,0001
Zmax $R^2 = 0,48$ $F(3, 266) = 85,6$	Controle	18,48	17,57	19,38	40,04	< 0,0001
	B1yr	22,60	22,87	22,33	6,89	< 0,0001
	B3yr	24,19	24,46	23,92	9,55	< 0,0001
	Distância com a borda	0,01	0,01	0,01	12,64	< 0,0001
TotalGap $R^2 = 0,13$ $F(3, 266) = 14,88$	Controle	11,22	2,85	19,60	2,64	0,0088
	B1yr	36,20	16,97	55,44	4,53	< 0,0001
	B3yr	39,58	20,34	58,81	5,14	< 0,0001
	Distância com a borda	0,03	0,05	0,01	3,62	0,0004
LadCv $R^2 = 0.01$ $F(3, 266) = 1,97$	Controle	0,83	0,76	0,90	23,20	< 0,0001
	B1yr	0,92	0,76	0,18	1,98	0,0485
	B3yr	0,93	0,77	1,09	2,13	0,0341
	Distância com a borda	0,00	0,00	0,00	0,51	0,6079
Pgap 80% $R^2 = 0,45$ $F(3, 266) = 75,49$	Controle	13,97	13,05	14,89	29,81	< 0,0001
	B1yr	18,70	18,97	18,42	7,78	< 0,0001
	B3yr	19,68	19,95	19,41	9,40	< 0,0001
	Distância com a borda	0,01	0,01	0,01	11,20	< 0,0001
Pgap20% $R^2 = 0,42$ $F(3, 266) = 67,3$	Controle	6,92	6,28	7,55	21,49	< 0,0001
	B1yr	11,03	11,22	10,84	9,84	< 0,0001
	B3yr	10,97	11,16	10,78	9,70	< 0,0001
	Distância com a borda	0,01	0,00	0,01	8,63	< 0,0001

Tabela 8. PERMANOVA da composição explicada pelas variáveis de estrutura da copa.

	Plântula					
	GL	SS	MS	F	R^2	p(>F)
Tratamentos	2	3,15	1,57	7,25	0,05	0,001
Zmax	1	1,72	1,72	7,91	0,03	0,001
Pgap1m	1	0,17	0,17	0,78	0,00	0,626
Totalgap	1	0,29	0,29	1,34	0,00	0,174
VCI	1	0,17	0,17	0,79	0,00	0,638
LadCoef	1	0,20	0,20	0,93	0,00	0,492

Resíduos	262	56,9	0,22		0,91	
Total	269	62,6			1	
			Arvoreta			
Tratamentos	2	4,92	2,46	8,76	0,06	0,001
Zmax	1	2,06	2,06	7,33	0,02	0,001
Pgap3m	1	0,46	0,46	1,62	0,01	0,046
Totalgap	1	0,80	0,80	2,85	0,01	0,001
VCI	1	0,28	0,28	1,01	0,00	0,429
LadCoef	1	0,41	0,41	1,45	0,00	0,11
Resíduos	262	73,56	0,28		0,89	
Total	269	82,49			1	

Figura 1. Raster das métricas Zmax, Clareira, VCI, e LADCof calculadas para a área de estudo.

