



Amazônia Oriental



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS – PPGCA**

VYNICIUS BARBOSA DE OLIVEIRA

**EFEITOS DO FOGO RECORRENTE NO BANCO DE SEMENTES:
IMPLICAÇÕES PARA A REGENERAÇÃO DE FLORESTAS DEGRADADAS
NA AMAZÔNIA**

BELÉM-PARÁ

2023

VYNICIUS BARBOSA DE OLIVEIRA

**EFEITOS DO FOGO RECORRENTE NO BANCO DE SEMENTES:
IMPLICAÇÕES PARA A REGENERAÇÃO DE FLORESTAS DEGRADADAS
NA AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará (UFPA), Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia

Linha de Pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Orientadora: Dr^a. Ima Célia Guimarães Vieira

Coorientador: Dr. Mário Augusto Gonçalves Jardim

BELÉM-PARÁ

2023

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com
ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a)
autor(a)**

O48e Oliveira, Vynicius Barbosa de.
Efeitos do fogo recorrente no banco de sementes : implicações
para a regeneração de florestas degradadas na Amazônia /
Vynicius Barbosa de Oliveira. — 2023.
56 f. : il. color.

Orientador(a): Profª. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira
Coorientador(a): Prof. Dr. Mário Augusto Gonçalves
Jardim
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do
Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação
em Ciências Ambientais, Belém, 2023.

1. Composição taxonômica. 2. Degradação florestal.
3. Florestas tropicais. 4. Incêndio florestal. 5. Regeneração
florestal. I. Título.

CDD 577.09811

VYNICIUS BARBOSA DE OLIVEIRA

**EFEITOS DO FOGO RECORRENTE NO BANCO DE SEMENTES:
IMPLICAÇÕES PARA A REGENERAÇÃO DE FLORESTAS DEGRADADAS
NA AMAZÔNIA**

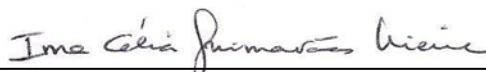
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará (UFPA), Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e Embrapa Amazônia Oriental, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia

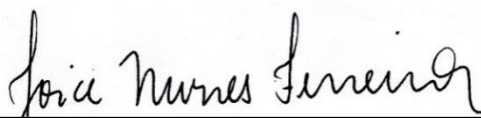
Linha de Pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais

Data da Defesa: 09/02/2023

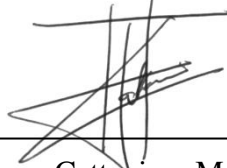
Banca examinadora:



Dr^a. Ima Célia Guimarães Vieira – Orientadora
Doutora em Ecologia
Museu Paraense Emílio Goeldi



Dr^a. Joice Nunes Ferreira – Membro Interno
Doutora em Ecologia
Embrapa Amazônia Oriental



Dr. José Henrique Cattanio – Membro Interno
Doutor em Agronomia
Universidade Federal do Pará



Dr. Marcelo Tabarelli – Membro Externo
Doutor em Ecologia
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Sem dúvidas essa pode ser uma das partes mais difíceis de escrever, os olhos já começam a encher de lágrimas, o coração acelera, um mix de sensações flui, pois não é uma trajetória fácil e muitas pessoas me ajudaram nessa caminhada. Desde já, peço desculpas se me esqueci de alguns nomes, mas saibam que são todos muito especiais para mim.

Primeiramente, gostaria de agradecer a Deus, pelo dom da vida e por iluminar a minha jornada. Agradeço aos meus queridos orientadores, Ima Vieira e Mário Jardim, que desde o primeiro contato estiveram sempre dispostos a me ajudar e me mostram o quão incrível é ser cientista, além de apresentar essa floresta fascinante que é a Amazônia.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) pelo acolhimento, ao Museu Paraense Emílio Goeldi pelo apoio e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa. Sem esse suporte, essa caminhada não seria possível.

Agradeço ao técnico Carlos Alberto Silva (Beleza), Marcelo Tabarelli, Fabíola Barros, Cássio Pereira e aos comunitários da Resex Tapajós Arapiuns, por todo o apoio no campo e em vários momentos da pesquisa.

Agradeço a minha família, em especial a minha mãe Marilane, e a minhas irmãs Thays e Byanca, por sempre me apoiarem e estarem comigo. Sem o amor de vocês nada disso faria sentido!

Gratidão ao meu companheiro de vida, Gabriel, que sempre me incentivou a não desistir, e mesmo que situações se tornaram difíceis, sempre esteve ao meu lado. A minha rede de apoio em Belém/PA, Carlota, Pedro, Fabíola, Grazielle Nunes e Grazielle Rodrigues, que fizeram com que a saudade de casa fosse menos dolorosa, os meus agradecimentos. Sou grato ainda, aos meus amigos, Carlos, Rosi e Danilo, que sempre estavam dispostos a escutar minhas longas histórias e tornaram essa trajetória mais leve.

Por fim, agradeço aos meus amigos de mestrado pelo convívio fraterno, e que infelizmente, devido à pandemia, acabamos não convivendo tanto pessoalmente, mas que sempre estavam dispostos a tirar dúvidas e ajudar uns aos outros.

A todos vocês que foram fundamentais e essenciais neste ciclo da minha vida, a minha eterna gratidão.

RESUMO

Os incêndios florestais são cada vez mais intensos na Amazônia e a degradação acentuada da floresta é consequência de repetidas queimadas, que ocorrem, geralmente, em períodos anômalos de seca. Os bancos de sementes de solo podem atuar como fonte importante na regeneração florestal, e a informação sobre a composição florística é vital para determinar a resiliência das comunidades vegetais. O objetivo desse estudo foi analisar os efeitos de queimadas recorrentes sobre o banco de sementes do solo de florestas de terra firme da Amazônia. O estudo foi realizado na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Santarém-PA, Brasil, em três tipos de florestas: florestas não queimadas (florestas de referência preservadas), queimadas uma vez (2015) e duas vezes (2015 e 2017). Todas as plantas lenhosas (acima de 2 cm de DAP) e a regeneração natural (com altura abaixo de 1 m) foram monitoradas, utilizando parcelas permanentes de 0,25 ha. O banco de sementes foi coletado em cada habitat, usando quadrantes de 20 x 20 cm e 5 cm de profundidade e as amostras de solo ($N=2,8 \text{ m}^2$) foram colocadas para germinar em casa de vegetação para emergência das plântulas durante seis meses. As espécies foram identificadas e classificadas quanto à forma de vida, sucessão ecológica e síndrome de dispersão. Foram identificadas 25 famílias, 33 gêneros e 39 espécies (12 arbóreas, 11 arbustos, 13 ervas e 3 lianas) no banco de sementes de todas as áreas amostradas. O fogo recorrente não afetou significativamente a densidade do banco de sementes, apresentando as florestas não queimadas uma densidade de 918 ± 329 sementes/ m^2 e florestas queimadas uma e duas vezes alcançaram 681 ± 260 e 925 ± 315 sementes/ m^2 , respectivamente. A composição florística e funcional, por outro lado, diferiu entre os habitats. No banco de sementes das florestas queimadas duas vezes houve maior proporção de plantas herbáceas (10,08%), incluindo espécies de gramíneas, como a espécie *Axonopus compressus*, que dificultam a regeneração florestal. O banco de sementes é dissimilar à comunidade vegetal acima do solo em todos os tipos de florestas analisados. Portanto, sugere-se a necessidade de intervenção, pois as espécies encontradas têm pouco impacto na funcionalidade desses ecossistemas ocasionando um processo de regeneração lento.

Palavras-chave: composição taxonômica; degradação florestal; florestas tropicais; incêndio florestal; regeneração florestal.

ABSTRACT

Forest fires are increasingly intense in the Amazon and the accentuated degradation of the forest is a consequence of repeated burnings, which generally occur in anomalous periods of drought. Soil seed banks can act as an important source in forest regeneration, and information on floristic composition is vital to determine the resilience of plant communities. The objective of this study was to analyze the effects of recurrent fires on the soil seed bank of terra firme forests in the Amazon. The study was carried out in the Tapajós-Arapiuns Extractive Reserve, Santarém-PA, Brazil, in three types of forests: unburned forests (preserved reference forests), burned once (2015) and twice (2015 and 2017). All woody plants (over 2 cm DBH) and natural regeneration (under 1 m height) were monitored using permanent plots of 0.25 ha. The seed bank was collected in each habitat, using quadrants measuring 20 x 20 cm and 5 cm deep, and soil samples (N=2.8 m²) were placed to germinate in a greenhouse for seedling emergence for six months. Species were identified and classified according to life form, ecological succession and dispersal syndrome. 25 families, 33 genera and 39 species (12 trees, 11 shrubs, 13 herbs and 3 lianas) were identified in the seed bank of all sampled areas. Recurrent fire did not significantly affect seed bank density, with unburned forests presenting a density of 918 ± 329 seeds/m² and forests burned once and twice reaching 681 ± 260 and 925 ± 315 seeds/m², respectively. Floristic and functional composition, on the other hand, differed between habitats. In the seed bank of forests burned twice, there was a higher proportion of herbaceous plants (10.08%), including grass species, such as the *Axonopus compressus* species, which hinder forest regeneration. The seed bank is dissimilar to the aboveground plant community in all forest types analyzed. Therefore, the need for intervention is suggested, as the species found have little impact on the functionality of these ecosystems, causing a slow regeneration process.

Keywords: taxonomic composition; forest degradation; tropical forests; forest fire; forestry.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

CAPÍTULO I

- Figura 1- Mapa de uso e cobertura do solo e localização das parcelas estudadas em habitats de florestas não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista da Tapajós-Arapiuns, Pará, Brasil19
- Figura 2- a) Materiais usados para coleta (quadrante de madeira de 20 cm x 20 cm, pá e saco plástico para identificação do habitat, subparcela e número da amostra). b) Amostra de solo sendo coletada..... 20
- Figura 3- Número de sementes que germinaram por dia de análise do banco de sementes das florestas não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil..... 23
- Figura 4- Densidade sementes germinadas por m² e porcentagem das espécies germinadas no banco de sementes do solo das florestas não queimadas na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil..... 24
- Figura 5- Densidade (número total de sementes germinadas por m²) e porcentagem das espécies germinadas no banco de sementes do solo das florestas queimadas uma vez (2015) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil..... 24
- Figura 6- Densidade (número total de sementes germinadas por m²) e porcentagem das espécies no banco de sementes do solo das florestas queimadas duas vezes (2015 e 2017) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil..... 25
- Figura 7- Curva de acumulação das espécies por unidades amostrais nas florestas não queimadas (a), queimadas uma vez (b) e queimada duas vezes (c) na Resex Tapajós-Arapiuns. Brasil..... 26
- Figura 8- Distribuição das formas de vida, sucessão ecológica e síndromes de dispersão em porcentagem de sementes do banco de sementes do solo para os habitats não queimados (NQ), queimado uma vez (QU) e queimado duas vezes (QD) analisado na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.....27
- Figura 9- Box plot do CWM da dispersão zoocórica nos três habitats de florestas analisadas. Floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil..... 29

- Figura 10- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição taxonômica dos bancos de sementes dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0,18..... 29
- Figura 11- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição florística da vegetação acima do solo (AS) do estrato 1 (≥ 10 cm DAP) e do banco de sementes (BS) dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD). Stress: 0,04..... 30
- Figura 12- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição florística da vegetação acima do solo (AS) do estrato 2 ($2 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10,0 \text{ cm}$) e do banco de sementes (BS) dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0,03.30
- Figura 13- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição florística da vegetação acima do solo (AS) do estrato 3 ($< 1,0$ m de altura) e do banco de sementes (BS) dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0,07..... 31

SUMÁRIO

1 CONTEXTUALIZAÇÃO	10
1.1 O problema do fogo na Amazônia	10
1.2 Regeneração de florestas e a importância do banco de sementes	12
CAPÍTULO I RESPOSTA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO AO FOGO RECORRENTE EM FLORESTAS DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA.	15
REFERÊNCIAS	34
APÊNDICE A -	44

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1 O problema do fogo na Amazônia

O fogo na Amazônia não é um problema recente. A partir da década de 70, com a modernização, aumento populacional, avanço industrial, construção de rodovias (principalmente a Transamazônica), com consequente exploração madeireira e mudança no uso da terra, a floresta amazônica passou a ter perdas drásticas e a intensidade e o uso do fogo para limpeza de áreas transformou-se em um crítico problema ambiental (COCHRANE; LAURENCE, 2008; GONÇALVES; CASTRO; HACON, 2012; TAVARES et al., 2022).

Os incêndios florestais são um dos principais fatores de distúrbios na Amazônia causados de forma natural ou por interferência humana, sendo intensificados por eventos climáticos, como secas extremas (SILVA et al., 2019; LIZUNDIA-LOIOLA; PETTINARI; CHUVIECO, 2020). Segundo Barlow et al. (2020) os incêndios na Amazônia ocorrem em: a) em áreas de desmatamento, quando o fogo é usado para limpar a área para o plantio; b) em áreas de pousio na agricultura familiar e c) fogo em pastagem, sendo que ao escaparem invadem as áreas de floresta. Essas práticas ocasionadas devido ao crescimento populacional e pela demanda de atividades econômicas deixam as florestas fragmentadas e vulneráveis (ALENCAR et al., 2015), provocam a redução drástica da biodiversidade, causando impactos na dinâmica hidrológica e no ciclo do carbono (SOUZA; CASAVECCHIA; STANGERLIN, 2012) e põe em risco a saúde da população (URRUTIA-PEREIRA et al., 2021), além de afetar a segurança alimentar de famílias dependentes dos recursos da floresta (SILVA et al., 2019).

O bioma Amazônia é classificado como sensível ao fogo, ou seja, as suas espécies não apresentam adaptações aos incêndios florestais (PIVELLO et al., 2021). De acordo com o Projeto MapBiomias (2021), entre os anos de 1985 a 2020, foram queimados 16,4% da Amazônia brasileira, com a maior quantidade de queimadas ativas, superando o bioma Cerrado (INPE, 2021). Em 2004, foram registrados 218.673 focos de incêndios, sendo os maiores números de focos registrados na Amazônia. Outros picos de focos de incêndio foram verificados nos anos de 2002, 2005, 2007 e 2010, e somente no ano de 2020 foram queimados aproximadamente 5 milhões de hectares na Amazônia (INPE, 2021).

Embora a maioria dos incêndios florestais sejam ocasionados por interferência humana, alguns são intensificados por secas extremas proporcionadas por fenômenos climáticos, mais especificamente, relacionadas a eventos intensos de *El Niño* (EN) ou ao aumento da Temperatura da Superfície do Mar (TSM) do Oceano Atlântico Tropical (MARENGO et al., 2008). As secas severas nos anos de 2005 e 2010 foram influenciadas pelo aumento anormal da

TSM, que proporcionou a ocorrência do fenômeno conhecido como Dipolo Atlântico, em sua fase positiva, o qual promove um dipolo térmico entre o Oceano Atlântico Norte e Sul, onde as águas do Atlântico Tropical Norte estão mais quentes e as águas do Atlântico Equatorial e Tropical Sul estão mais frias (HASTENRATH; HELLER, 1977), esse evento quando associado ao fenômeno *El Niño*, intensifica a inibição na formação de nuvens e a ocorrência de precipitações (SERRÃO et al., 2015). Nesses anos, a Amazônia sofreu uma das mais intensas secas dos últimos séculos, conseqüentemente os incêndios se intensificaram em milhares de hectares de floresta (ALVES; MARENGO; CAVALCANTI, 2013). De acordo com Morton et al. (2013), entre 13.557 km² e 13.570 km² foram atingidas pelos incêndios florestais nos anos de 2005 e 2010, respectivamente.

Por outro lado, eventos de *El Niño* de 2015-2016 causaram o aumento da temperatura de 1,5-2,0°C na Amazônia, cujo valor foi superior ao de eventos de 1982-1983 e 1997-1998 (JIMÉNEZ-MUÑOZ et al., 2016). Os EN de 2015-2017 duraram cerca de 15 meses, de março de 2015 a maio de 2016, com picos no mês de outubro de 2015 e fevereiro de 2016 (CHATTERJEE et al., 2017). Neste período, aconteceram mudanças severas na precipitação, ocasionando diminuição na vazão do rio e afetando o armazenamento do lençol freático e devido a isto houve o aumento de incêndios florestais (YANG et al., 2018; SCHAIK et al., 2018; MORAIS, 2019). Após análises realizadas entre as três maiores secas na Amazônia (2005, 2010 e 2015), constatou-se que a de 2015 foi a mais intensa no século XXI, e os incêndios florestais se estenderam além do Arco do Desmatamento, impactando áreas que ainda não tinham sido afetadas nos incêndios anteriores (ARAGÃO et al., 2018). É previsto que, no futuro, com temperaturas mais elevadas e umidade baixa, grandes áreas do bioma Amazônia poderão ser queimadas.

Devido às mudanças climáticas, as estações secas se tornam intensas, aumentando o tempo de duração e a frequência dos eventos. Coe et al. (2013) ressaltam que esses eventos causam diminuição da umidade, possibilitando um ótimo ambiente para a disseminação do fogo nas áreas ocupadas por pastagens e áreas florestais, contribuindo para a degradação das florestas, bem como sua mortalidade. Essas áreas florestais tornam-se vulneráveis a uma nova queima e devido à abertura do dossel das florestas, ocasiona a entrada de mais calor e luz, reduzindo a umidade no interior da floresta, ressecando a biomassa (ALMEIDA, 2018).

Na região de Santarém, em 2015, cerca de 1 milhão de hectares foram impactados por incêndios florestais (WITHEY et al., 2018). Esse tipo de incêndio produziu concentrações de gás carbonico (CO₂) em grande quantidade nos trópicos úmidos, durante secas extremas

ocasionadas por eventos de *EN*. Para Aragão et al. (2018) as emissões de CO₂ nos incêndios florestais tendem a crescer ainda mais, devido a mudança dos padrões climáticos proporcionadas pelo fogo.

1.2 Regeneração de florestas e a importância do banco de sementes

O processo de regeneração em florestas se estabelece a partir de sucessão ecológica, evoluindo através da progressão de estágios de enriquecimento gradual das espécies, resultando na expansão da complexidade estrutural e funcional do ecossistema florestal (SILVA, 2015; BEZERRA, 2019). As plantas que possuem mecanismos de crescimento rápido, com elevada tolerância à incidência de radiação solar e abundante distribuição de sementes no solo contribuem para a cobertura inicial da superfície, e com o passar do tempo, estas espécies vão sendo substituídas por indivíduos mais complexos, de crescimento mais lento com maior longevidade (arbóreo avançado), atingindo o equilíbrio do ecossistema (CHAZDON, 2012).

A regeneração de uma floresta depende do comportamento da chuva de sementes, rebrotação, banco de sementes e plântulas, que introduzem e desenvolvem novos indivíduos e espécies (BEZERRA, 2019). Estes mecanismos colaboram com a regeneração do ecossistema após intervenções antrópicas ou ocorrência de fenômenos naturais. O restabelecimento da composição florística, manutenção e conservação de espécies nativas dependem da regeneração natural (HULLER et al., 2011).

O banco de sementes disponível no solo surge como um dos componentes de maior importância, contendo sementes da vegetação uma vez estabelecida na região, possibilitando a recuperação da biodiversidade florística nativa e adaptada às condições ambientais locais (BORDON; LEAL FILHO; BENTOS, 2021). Ao mesmo tempo colabora no processo de restauração de baixo custo e eficiente em alguns casos (CALEGARI et al., 2013). As alternativas de regeneração, restauração e recuperação de áreas afetadas por esses impactos vêm sendo amplamente difundidas a partir da análise do banco de sementes no solo (PIAIA et al., 2017; SILVA et al., 2019; COSTA et al., 2020).

O solo, além de fornecer nutrientes necessários para a sobrevivência das plantas, é um importante estoque de sementes, dando abrigo aguardando condições favoráveis para o crescimento. O banco de sementes é composto por todas as sementes viáveis no solo, transportadas por meios abióticos ou bióticos (SCHORN et al., 2013), e contribui para entender a dinâmica da vegetação e auxiliar na conservação das espécies (LEAL FILHO; SENA; SANTOS, 2013).

O banco de sementes é classificado em dois grupos: aquele que contém sementes com baixa longevidade, intitulado banco de sementes transiente (ou transitório), que possui sementes de rápida germinação após a dispersão, e o banco de sementes persistente, em que uma grande parte da sua composição tem maior longevidade, adotando estratégias de germinação como dormência, dependência do estímulo da luz, que permitem suportar longos períodos no solo (BASKIN; BASKIN, 2014).

A longevidade do banco de sementes é um fator essencial para sua diferenciação, pois a viabilidade está relacionada com o quanto as sementes são capazes de resistir após a dispersão (RABELO, 2018). Esse processo de distribuição das sementes ao longo do tempo está relacionado com a síndrome de dispersão das espécies, responsável pela formação do banco de plântulas com manutenção do material genético em indivíduos germinados, favorecendo a regeneração natural (SCARIOT; REIS, 2010).

As sementes presentes no banco de sementes transitório geralmente possuem curto período de viabilidade, ou seja, não apresentam dormência ou com baixa variação no grau de dormência. Esse fator está relacionado ao alto teor de umidade quando são dispersas, característica associada a sementes recalcitrantes (JANKOWSKA-BŁASZCZUK; GRUB, 2006; BORDON; LEAL FILHO; BENTOS, 2021). O banco de sementes persistente, por ser rico em espécies pioneiras e plantas de pequeno porte, tem contribuição no processo inicial de regeneração, mas, se faz necessário a implementação de espécies não-pioneiras como forma de acelerar o processo de sucessão ecológica em áreas em processo de restauração (GREET, 2016; CHRISTO, 2019). As espécies pioneiras têm maior composição nestes bancos, devido condições físicas criadas pela própria planta, como a dormência (BRAGA; MARTINS, 2016). Para Christo (2019) a composição do banco de sementes possui variação de acordo com a extensão do fragmento florestal, por exemplo, fragmentos menores possuem uma maior quantidade de sementes de espécies pioneiras, pois são áreas mais vulneráveis ao efeito de borda.

A persistência do banco de sementes depende dos fatores físicos e fisiológicos de cada semente, como, a capacidade de dormência, agilidade da germinação e a viabilidade das sementes presentes, características associadas a sementes ortodoxas que suportam um alto grau de dessecação e baixas temperaturas por um longo período (CARVALHO; SILVA, DAVIDE, 2006; GARWOOD, 2011), e podem encontrar desafios para sua propagação, pela falta de condições físicas, deterioração, competição com espécies invasoras e predação (WILLIAMS-LINERA; BONILLA-MOHENO; LÓPEZ-BARRERA, 2016).

O estudo dos mecanismos de regeneração de plantas, como o banco de sementes, permite avaliar o potencial regenerativo e entender o estado de conservação dos biomas (VIEIRA; PROCTOR, 2007). Desta forma, auxilia no entendimento do processo de sucessão ecológica local com objetivo de buscar possibilidades para projetos de restauração florestal com baixo custo (CABRAL; QUEIROZ, 2012; SANTOS, 2017). Do mesmo modo, pode fornecer importantes informações para o manejo e conservação de uma comunidade (SANTOS et al., 2016).

Entender como o fogo influencia nos mecanismos de regeneração de plantas ainda precisa ser investigado nas regiões da Amazônia, ameaçadas por eventos de incêndios recorrentes, como a Reserva Extrativista (Resex) Tapajós-Arapiuns, no Pará, que no ano de 2015 foi impactada por devastadores incêndios florestais, e no ano de 2017 ocorreu reincidência desses distúrbios, o que levou à degradação de extensas áreas de florestas.

Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo geral elucidar como o fogo recorrente afeta o banco de sementes de florestas de terra firme da Amazônia. Os objetivos específicos são: i) caracterizar a composição florística e a estrutura (densidade) do banco de sementes de florestas não queimadas (floresta de referência preservada) e queimadas (com diferentes frequências); ii) identificar os efeitos do fogo sobre os grupos funcionais das espécies; iii) determinar a relação entre o banco de sementes e comunidade vegetal acima do solo.

Como hipóteses espera-se que:

I. O fogo interfira na densidade de sementes e na riqueza de espécies do banco de sementes;

II. A abundância de sementes no solo seja maior em florestas queimadas uma vez, comparado com as florestas queimadas duas vezes;

III. A riqueza de espécies arbóreas do banco de sementes seja maior em florestas não queimadas, quando comparada às florestas que queimaram;

IV. Exista baixa similaridade florística entre o banco de sementes e a comunidade vegetal acima do solo.

CAPÍTULO I RESPOSTA DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO AO FOGO RECORRENTE EM FLORESTAS DE TERRA FIRME NA AMAZÔNIA.

SOIL SEED BANK RESPONSE TO RECURRENT FIRE IN TERRA FIRME FORESTS OF THE AMAZON

RESUMO

O objetivo deste estudo foi analisar a resposta do banco de sementes do solo ao fogo recorrente em florestas de terra firme da Amazônia, além de determinar a relação desse mecanismo de regeneração com a comunidade vegetal acima do solo. Na RESEX Tapajós-Arapiuns, Santarém, Pará, Brasil, foram demarcadas parcelas de 10 m x 250 m em três florestas não queimadas (florestas de referência conservadas), cinco de queimadas uma vez e seis de queimadas duas vezes, onde todos os indivíduos lenhosos ≥ 10 cm de DAP e entre 2 e 10 cm DAP e a regeneração natural (< 1 m altura) foram medidos e identificados e cinco amostras de solo ($N = 2,8 \text{ m}^2$) de 20 cm x 20 cm e 5 cm de profundidade foram coletadas em cada habitat (70 amostras ao total; $N = 2,8 \text{ m}^2$). Foram analisadas a densidade de sementes germinadas (m^2), a diversidade taxonômica e a composição funcional (formas de vida, sucessão ecológica e síndrome de dispersão). Os resultados mostram que não houve diferença entre as florestas em relação à densidade de sementes, porém, a densidade de ervas e a dispersão por animais em áreas com recorrência de fogo (queimada duas vezes) foi maior. A similaridade taxonômica entre o banco de sementes e a vegetação em pé foi considerada baixa. Entretanto, a dominância de ervas nas áreas com recorrência do fogo foi evidente (ou significativa), podendo indicar que o fogo favorece a proliferação desse grupo de espécies. Esses resultados reforçam o papel do fogo nas mudanças de estrutura e composição das comunidades, impedindo a regeneração de florestas queimadas e o crescimento de espécies com potencial florestal. Sugere-se a necessidade de intervenção de restauração, pois as espécies encontradas no banco de sementes têm pouco impacto na funcionalidade desses ecossistemas ocasionando um processo de regeneração lento.

Palavras-chave: Germinação pós-fogo; degradação florestal; florestas tropicais; incêndio florestal; regeneração florestal.

ABSTRACT

The objective of this study was to analyze the response of the soil seed bank to recurrent fire in upland forests in the Amazon, in addition to determining the relationship of this regeneration mechanism with the aboveground plant community. At RESEX Tapajós-Arapiuns, Santarém,

Pará, Brazil, plots of 10 m x 250 m were demarcated in three unburned forests (conserved reference forests), five burned once and six burned twice, where all woody individuals ≥ 10 cm DBH and between 2 and 10 cm DBH and natural regeneration (< 1 m height) were measured and identified and five soil samples ($N = 2.8$ m²) of 20 cm x 20 cm and 5 cm depth were collected in each habitat (70 samples in total; $N = 2.8$ m²). The density of germinated seeds (m²), taxonomic diversity and functional composition (life forms, ecological succession and dispersal syndrome) were analyzed. The results show that there was no difference between forests in relation to seed density, however, herbs density and species dispersal by animals in areas with recurrence of fire (burned twice) were higher. The floristic similarity between the seed bank and standing vegetation was considered low. However, the dominance of herbs in the soil seed bank of areas with recurrence of fire was evident (or significant), which may indicate that fire favors the proliferation of this group of species. These results reinforce the role of fire in changing the structure and composition of communities, preventing the regeneration of burned forests and the growth of species with forest potential. Therefore, the need for restoration is suggested, as the species found have little impact on the functionality of these ecosystems.

Keywords: Pos-fire germination; forest degradation; tropical forests; forest fire; forest regeneration.

1 Introdução

As florestas tropicais desempenham papel fundamental para a vida no planeta e influenciam diretamente no bem-estar de aproximadamente 1,5 milhões de pessoas, por meio do fornecimento de uma multiplicidade de serviços ecossistêmicos (LEWIS; EDWARDS; GALBRAITH, 2015), e beneficiam grande parte da humanidade via seu papel na regulação climática (FERRAZ et al., 2014). No entanto, essas florestas têm sofrido altas taxas de mudanças à medida que são degradadas ou destruídas pelas atividades humanas (MATRICARDI et al., 2020). As múltiplas formas de perturbação associadas a alterações climáticas e usos da terra são cada vez mais comuns e afetam a sua manutenção e funcionamento (LONGO et al., 2020), e dentre elas estão os incêndios florestais.

O fogo pode afetar a composição taxonômica, estrutura e funções desempenhadas pela vegetação em muitos ecossistemas sensíveis ao fogo, como a floresta amazônica (PIVELLO et al., 2021). A recorrência dos incêndios (número de incêndios experimentados em curtos períodos) intensificam a mortalidade de grandes árvores (BARLOW et al., 2003), aumentam a

temperatura superficial terrestre (SILVA; LOPES; SANTOS, 2023) e simplificam a comunidade vegetal (PRESTES et al., 2020). É esperado que os eventos de fogo aumentem em cenários climáticos futuros (ENRIGHT et al., 2015).

Na Amazônia, a degradação florestal devido à exploração madeireira e à fragmentação podem atuar com eventos climáticos, acentuando a frequência e a gravidade dos incêndios florestais (PERES et al., 2010). De fato, em parte da bacia Amazônica, a frequência dos incêndios duplicou durante o último século, aumentando a área queimada enormemente, atingindo em 2020 quase 17% da região (SILVA et al., 2019; MAPBIOMAS, 2020). Neste contexto regional, acentua-se o alastramento do fogo em Unidades de Conservação. Na região de Santarém, cerca de 1 milhão de hectares de florestas foram afetadas pelo fogo durante as estações secas de 2016-2017 (WHITNEY et al., 2018), afetando 28% da Reserva Extrativista (RESEX) Tapajós-Arapiuns e 14% da Floresta Nacional (FLONA) do Tapajós (SPÍNOLA et al., 2020). Essas Unidades de Conservação visam proteger a biodiversidade, manter a integridade da floresta e preservar o bem-estar das comunidades locais, que são responsáveis pela proteção e manejo de pelo menos 25% da Amazônia brasileira (VIEIRA; PEREIRA; TABARELLI, 2022).

A maioria dos estudos sobre o fogo na Amazônia se concentra na relação entre o fogo e a vegetação acima do solo (MORTON et al., 2013), ignorando os impactos nos mecanismos de regeneração como o banco de sementes do solo, que desempenha um papel fundamental na estabilidade da comunidade e na proteção contra as alterações ambientais (VIEIRA; PROCTOR, 2007). A regeneração desses ambientes impactados pelo fogo se integra como um processo de sustentação de florestas tropicais, garantindo sua renovação e restabelecimento que dependem do comportamento do banco de sementes (BRANCALION et al., 2012; BEZERRA, 2019; GOMES et al., 2021).

O conhecimento do banco de sementes é vital para determinar a resiliência de uma comunidade vegetal, pois contém sementes da vegetação já estabelecida na região e possibilita a recuperação da diversidade florística nativa (CORREIA; MARTINS, 2015). Os bancos de sementes têm um papel fundamental nos estágios iniciais de regeneração em florestas tropicais após perturbações (CASTILLO; STEVENSON, 2010; CHALERMSRI; AMPORN PAN; PURAHONG, 2020; GOMES et al., 2021), porém, existem poucos estudos que quantifiquem como frequências de incêndios afeta os diferentes mecanismos de regeneração, como a chuva e o banco de sementes do solo e a rebrota (CURY et al., 2020). Esse tipo de análise oferece novos indicativos sobre as dinâmicas das trajetórias florestais após perturbações intensas, como

queimadas frequentes, considerando que o banco de sementes pode ter papel ecológico importante para a regeneração florestal.

Diante disso, neste estudo foi avaliado como as alterações na frequência de incêndios afetam o banco de sementes do solo de florestas de terra firme na RESEX Tapajós-Arapiuns, Pará, Brasil, considerando a importância ecológica desse mecanismo para a regeneração natural perante o distúrbio do fogo. Especificamente, procurou-se responder às seguintes questões: (1) Como a densidade de sementes germinadas, diversidade taxonômica, e composição funcional do banco de sementes diferem entre florestas submetidas a diferentes frequências do fogo? (2) Qual o nível de similaridade florística entre o banco de sementes e a vegetação acima do solo após os incêndios florestais? Como hipóteses, esperamos que: (1) o fogo conduza à redução da capacidade de regeneração florestal, reduzindo o banco de sementes, com efeitos mais fortes onde os incêndios são mais frequentes e (2) a similaridade florística entre o banco de semente e a comunidade vegetal acima do solo seja baixa devido aos impactos do fogo.

2 Material e métodos

Área do estudo

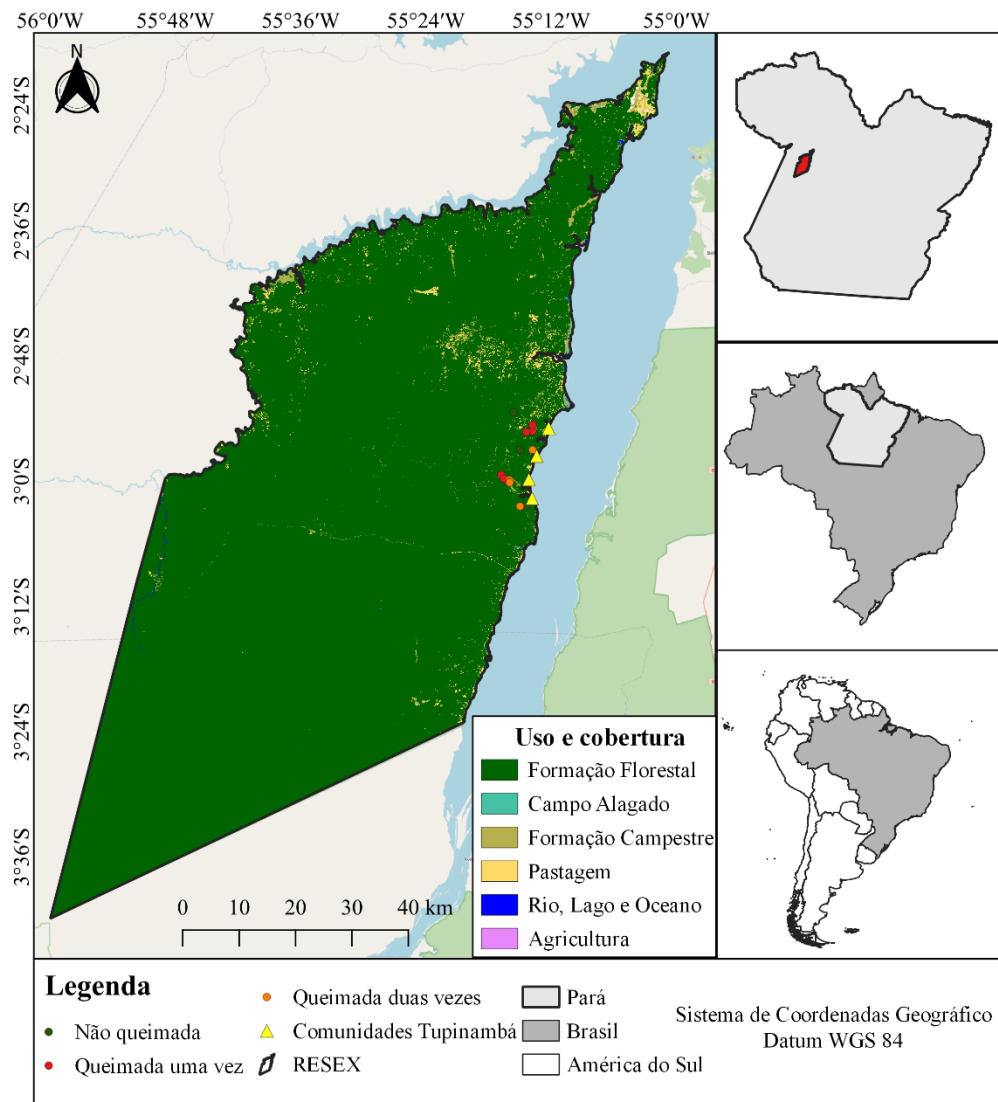
O estudo foi conduzido no centro-leste da Amazônia, na RESEX Tapajós-Arapiuns, na região oeste do Estado do Pará, Brasil, que possui uma área de 647.611 ha (Figura 1). A região possui relevo plano e suavemente ondulado e o solo predominante é o Latossolo Amarelo. Segundo a classificação climática de Koeppen, a RESEX integra-se do tipo Am, ou seja, o clima é tropical úmido. O período chuvoso se concentra nos meses de dezembro a junho, e o período seco se estabelece entre os meses de agosto e novembro (ANDRADE; CORRÊA, 2014). A vegetação predominante é 88% de Floresta Ombrófila Densa, caracterizada por árvores de grande porte, presença de lianas e epífitas em abundância (ICMBIO, 2014).

A pesquisa foi conduzida nas aldeias de etnia tupinambá Muratuba, Mirixituba, Jauarituba e Jaca. As populações destas aldeias praticam a agricultura de roça e queima como meio de subsistência, sendo o cultivo da mandioca o predominante, complementado por extração de produtos florestais não madeireiros e pesca (SPÍNOLA et al., 2020).

Desenho amostral e experimental

O estudo abrangeu três habitats de floresta não queimada (floresta de referência/controle; NQ), cinco áreas de floresta queimada uma vez (2015; QU) e seis áreas de floresta queimada duas vezes (2015 e 2017; QD) na RESEX Tapajós-Arapiuns.

Figura 1- Mapa de uso e cobertura do solo e localização das parcelas estudadas em habitats de florestas não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista da Tapajós-Arapiuns, Pará, Brasil.



Os dados do inventário florístico estão inseridos no âmbito do projeto do Museu Paraense Emílio Goeldi “Recuperação de áreas degradadas por incêndios florestais em comunidades/aldeias indígenas no Oeste do Pará – CNPq/Prevfogo-Ibama”. Previamente, as áreas para realização dos inventários foram selecionadas após análises de imagens de satélite e entrevistas com os moradores das aldeias em 2019 e implementadas parcelas permanentes. O estudo abrangeu três habitats de floresta não queimada (floresta de referência/controle; NQ), cinco áreas de floresta queimada uma vez (2015; QU) e seis áreas de floresta queimada duas vezes (2015 e 2017; QD) no qual foi realizado o inventário florístico pela equipe do projeto. Em cada habitat, foram demarcadas parcelas de 10 m x 250 m (0,25 ha), subdivididas em 10 subparcelas de 10 x 25 m (250 m²), e foram medidas árvores e palmeiras com Diâmetro na Altura do Peito (DAP) \geq 10 cm e á 1,30 m acima do solo (Estrato 1). Foram sorteadas três

subparcelas (750 m²), onde foram amostradas todas as plantas com DAP entre 2 cm e 9,9 cm (Estrato 2). Dentro dessas três subparcelas, foram sorteadas duas subsubparcelas de 5 m x 10 m (50 m²) onde a flora regenerante foi avaliada por meio da identificação e contagem de todos os indivíduos com altura abaixo de 1 m (Estrato 3).

Amostragem do banco de sementes do solo

As amostras foram coletadas em dezembro de 2021. Em cada habitat foram estabelecidas, aleatoriamente, cinco subparcelas (250 m²) para a coleta de amostras de solo e dentro de cada subparcela foi retirada uma amostra de solo de 20 cm x 20 cm e 5 cm de profundidade (Figura 2), de acordo com Vieira e Proctor (2007). Ao todo foram coletadas 70 amostras de solo (N = 2,8 m²), assim distribuídas: 15 amostras em florestas não queimadas (N = 0,6 m²), 25 amostras em florestas queimadas uma vez (N = 1 m²) e nas florestas queimadas duas vezes foram 30 amostras (n = 1,2 m²). A suficiência amostral foi verificada por meio da construção da curva de acumulação de espécies, desenvolvida pelo método de aleatorização, com 1000 permutações.

A camada de serapilheira foi removida antes da coleta do solo. As amostras coletadas foram colocadas em sacos plásticos, etiquetadas e encaminhadas para casa de vegetação no Horto Botânico Jacques Huber do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

Figura 2- a) Materiais usados para coleta (quadrante de madeira de 20 cm x 20 cm, pá e saco plástico para identificação do habitat, subparcela e número da amostra). b) Amostra de solo sendo coletada.



Germinação e emergência das plântulas

Individualmente, as amostras de solo foram espalhadas em bandejas (40 cm x 31,7 cm x 16,2 cm) perfuradas para drenagem da água, e acrescentou-se uma camada de vermiculita, com aproximadamente 3,5 cm de profundidade em cada bandeja, adaptado de Vieira e Proctor (2007). As bandejas foram alocadas em uma casa de vegetação com estrutura de madeira inteiramente coberta por sombrite 50% e as laterais cobertas com plástico aditivo para evitar o impacto das chuvas e a entrada de sementes contaminantes, e ao mesmo tempo permitir a incidência de luz suficiente para a germinação das sementes.

Os recipientes foram monitorados diariamente de dezembro de 2021 a junho de 2022, considerando o tempo mínimo de seis meses (VIEIRA; PROCTOR, 2007). Em relação à germinação, os recipientes foram umedecidos com a frequência necessária para manter o solo úmido. As plântulas que germinavam foram etiquetadas, identificadas (*in loco*) por um técnico parataxonomista do MPEG, quantificadas e por fim, removidas dos recipientes. Após três meses, os solos foram revolvidos e os recipientes foram mudados de lugar, para que as variações nas condições ambientais não influenciassem na germinação, e assim observados por mais três meses. Para verificar a ocorrência de contaminação, foram mantidos seis recipientes contendo areia esterilizada.

As espécies identificadas foram classificadas quanto à forma de vida (arbórea, arbusto, erva e liana) conforme adotadas por Vieira e Proctor (2007), e as espécies arbóreas e arbustivas foram categorizadas quanto à sucessão ecológica em pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995). Quanto à síndrome de dispersão, foram classificadas em anemocórica, autocórica, barocórica e zoocórica (VAN DER PILJ, 1982). As informações sobre formas de vida, sucessão ecológica e síndromes de dispersão das espécies foram obtidas da Flora e Funga do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>) e do Banco de dados TRY Plant Trait Base (<https://www.try-db.org/TryWeb/Home.php>).

Análise dos dados

Para testar se havia diferença entre os dados de densidade de sementes germinadas por m², diversidade taxonômica e composição funcional para os três habitats, foram realizadas análises de variância (ANOVA) caso atendessem os pressupostos de normalidade de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$) e homogeneidade de Levene-Test ($p > 0,05$). Quando houve diferença significativa ($p < 0,05$), o teste de Tukey (HSD) foi aplicado. Quando não foram atendidos os pressupostos da ANOVA, foram realizados testes de Kruskal-Wallis (recomendado para dados não paramétricos).

A análise da diversidade taxonômica do banco de sementes dos três habitats foi realizada por meio dos números efetivos de Hills (q_0 , q_1 e q_2). Primeiramente, foi calculado a riqueza de espécies ($q = 0$), em seguida a equivalência das espécies comuns ($q = 1$) e por último, a equivalência das espécies dominantes ($q = 2$), podendo ser interpretado como o número de espécies abundantes (CHAO; CHIU; HSIEH, 2012). Para determinar as espécies indicadoras das florestas não queimadas e queimadas foi aplicada a análise de espécies indicadoras (IndVal).

Para analisar se a frequência de sementes germinadas e riqueza de espécies observadas para os atributos funcionais difere significamente ($p < 0,05$) da frequência esperada nos habitats, foram realizados testes de qui-quadrado (X^2). A composição funcional foi analisada a partir da média ponderada dos atributos funcionais pela abundância relativa das espécies nos habitats (*Community Weighted Means*; CWM), onde a diferença entre os habitats foi analisada por meio do CWM de cada atributo funcional, por meio da ANOVA.

Para comparar a composição florística do banco de sementes entre os habitats foi realizada a ordenação de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDs) seguida da análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) para verificar se existia diferença entre os habitats. Do mesmo modo, foi realizado o NMDs e PERMANOVA para a composição de espécies do banco de sementes e da vegetação acima do solo, nos três estratos, a fim de verificar se existe diferença entre elas. A semelhança entre a composição das espécies do banco de sementes e a correspondente vegetação existente em cada habitat foi medido utilizando Índice de semelhança Sorensen (SØRENSEN, 1948). Todas as análises foram realizadas no ambiente computacional R versão 4.1.1 (R CORE TEAM, 2021).

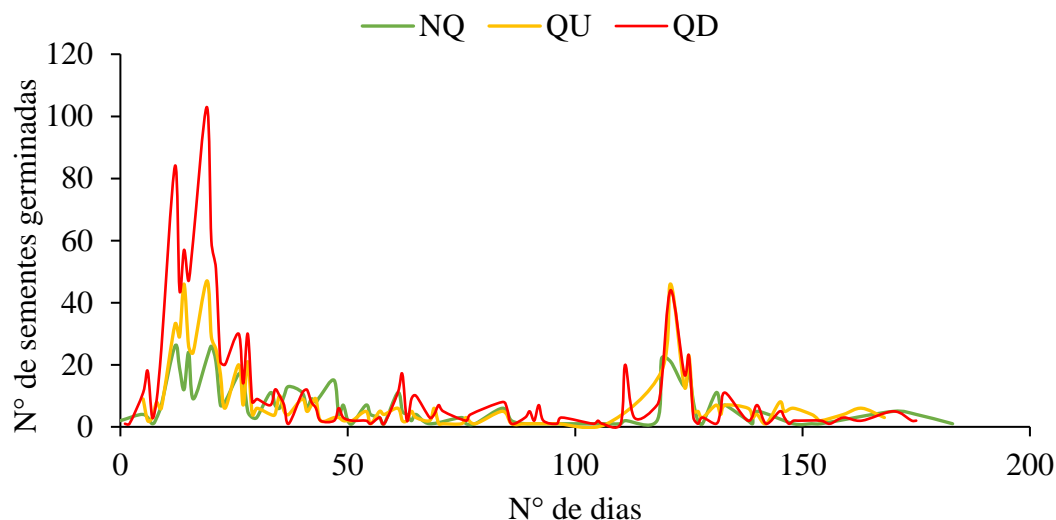
3. Resultados

Densidade de sementes, diversidade e composição taxonômica

Ao longo do período de monitoramento, germinaram 2345 sementes (837,5 sementes/m²) nas 70 amostras (2,8 m²) de solo coletadas, considerando todos os habitats estudados. A maior frequência de germinação nos três habitats ocorreu no início do mês de janeiro de 2022, entre o 10º e o 20º dia, e no início do mês de abril de 2022, entre o 110º e 140º dia, após o solo ter sido revolvido (Figura 3).

Considerando o total de sementes germinadas, foram identificadas 25 famílias, 33 gêneros e 39 espécies (12 arbóreas, 11 arbustos, 13 ervas e 3 lianas). As famílias que apresentaram maior número de espécies foram Rubiaceae (5) e Poaceae (4), seguidas de Melastomataceae, Fabaceae e Piperaceae (3) (Apêndice A1).

Figura 3- Número de sementes que germinaram por dia de análise do banco de sementes das florestas não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.



Os dados de densidade de sementes germinadas (nº de sementes por m²) apresentou normalidade ($p > 0,05$) e não foi influenciada pelo fogo ($F=1,03$; $p > 0,05$). Nas florestas não queimadas a densidade média de sementes foi de 918 ± 329 sementes/m² (média \pm desvio padrão), enquanto nas florestas queimadas uma e duas vezes a densidade de sementes foi de 681 ± 260 a 925 ± 315 sementes/m², respectivamente (Apêndice A2).

As espécies *Miconia prasina* (Sw.) DC. (Melastomataceae) e *Cecropia distachya* Huber (Urticaceae) foram as espécies mais abundantes do banco de sementes nas florestas não queimadas, representando 69,87% do total de sementes germinadas (Figura 4). Na floresta queimada uma vez, as espécies mais abundantes foram *M. prasina*, *Trema micrantha* (L.) Blume e *C. distachya* (Figura 5), que juntas corresponderam a 63,84% de todas as sementes germinadas neste tipo de floresta. Na floresta queimada duas vezes, *T. micrantha*, *M. prasina* e *C. distachya* foram as espécies mais abundantes representando 56% das sementes germinadas (Figura 6).

Dezesseis espécies (41%) do banco de sementes foram comum aos três habitats, dentre elas *M. ceramicarpa*, *M. prasina*, *C. distachya*, *T. micrantha*, *Palicourea guianensis* (Willd. Ex Roem. & Schult.) Delprete & J. H. Kirkbr., *Byrsonima densa* (Poir.) DC. e *Solanum schlechtendalianum* Walp. Sendo *M. prasina* (IndVal = 0,51, $p = 0,04$) e *Psychotria poeppigiana* Mull. Arg. (Rubiaceae; IndVal = 0,82, $p = <0,01$) consideradas indicadoras do banco de sementes de florestas não queimadas.

Figura 4- Densidade sementes germinadas por m² e porcentagem das espécies germinadas no banco de sementes do solo das florestas não queimadas na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.

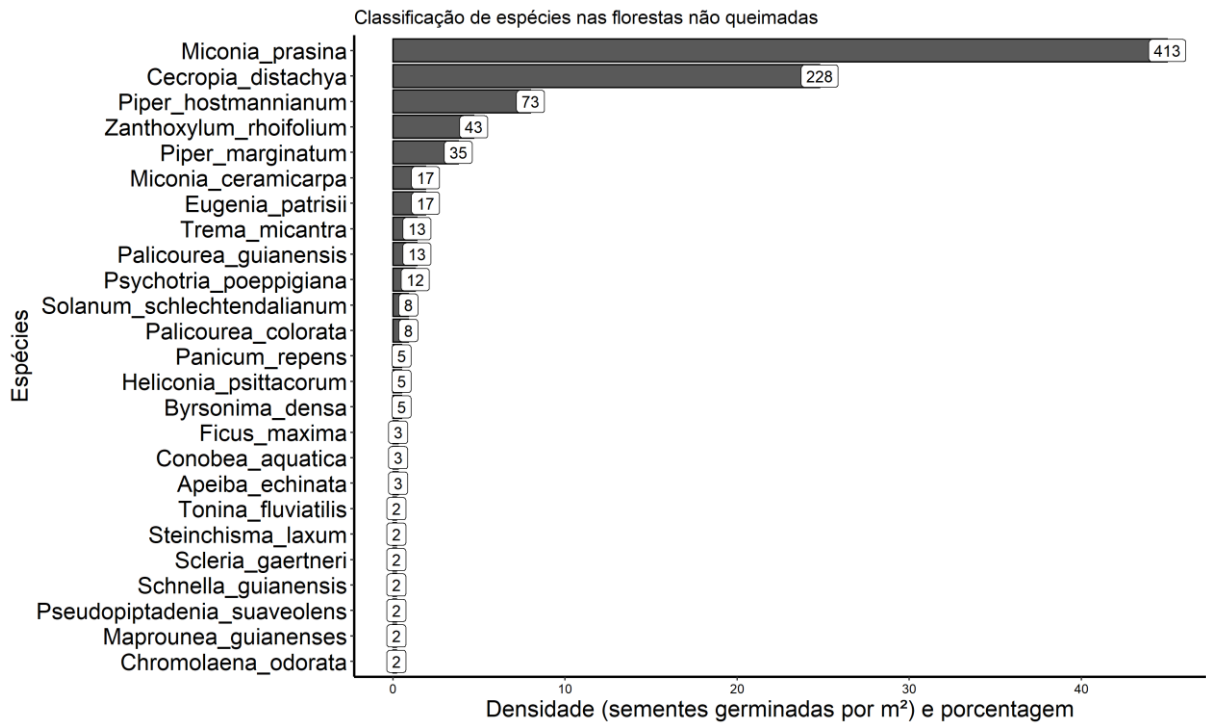


Figura 5- Densidade (número total de sementes germinadas por m²) e porcentagem das espécies germinadas no banco de sementes do solo das florestas queimadas uma vez (2015) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.

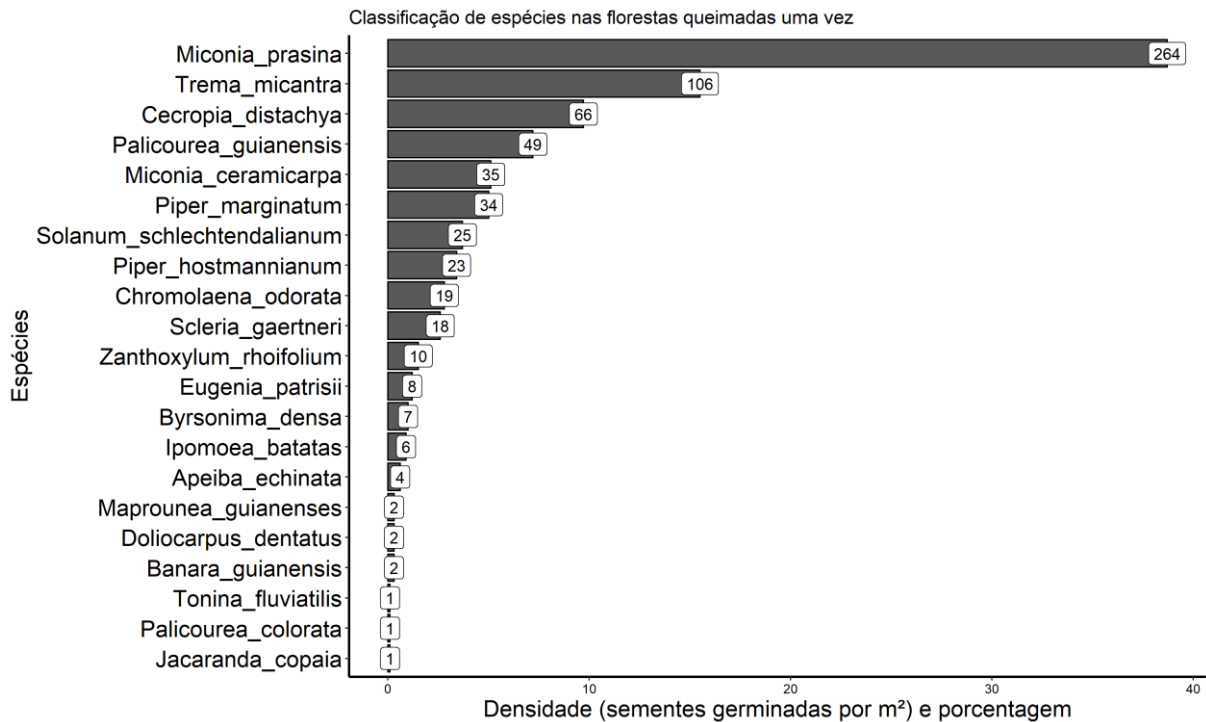
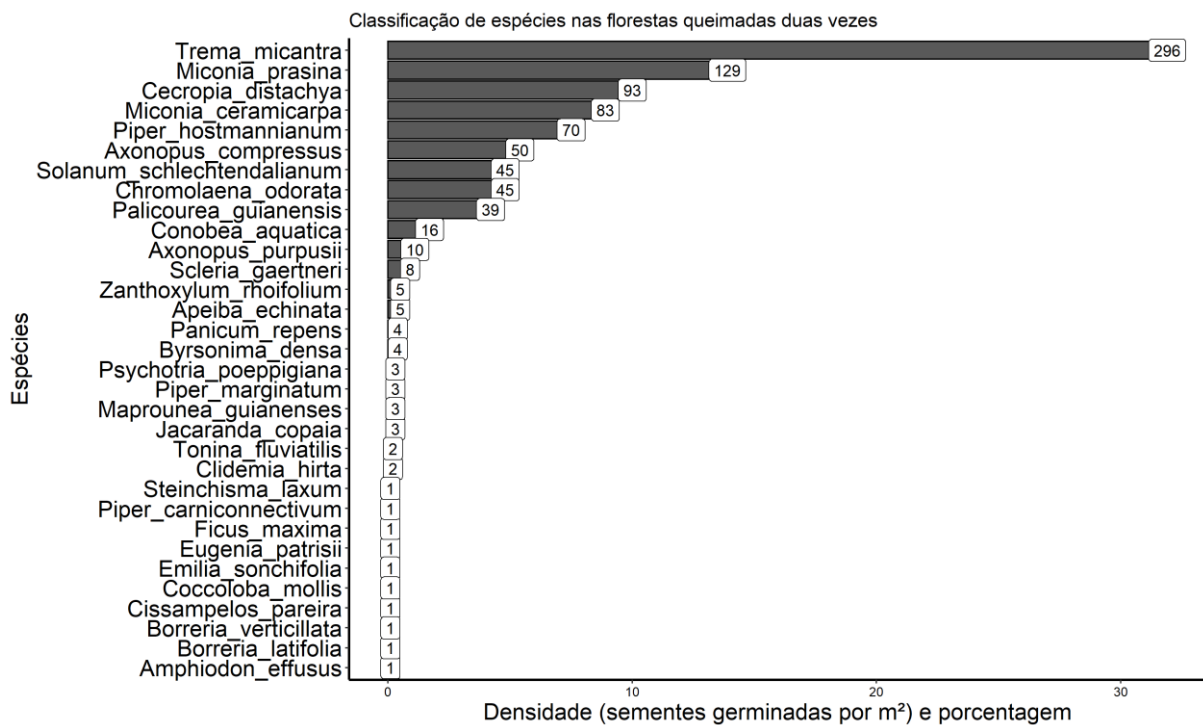


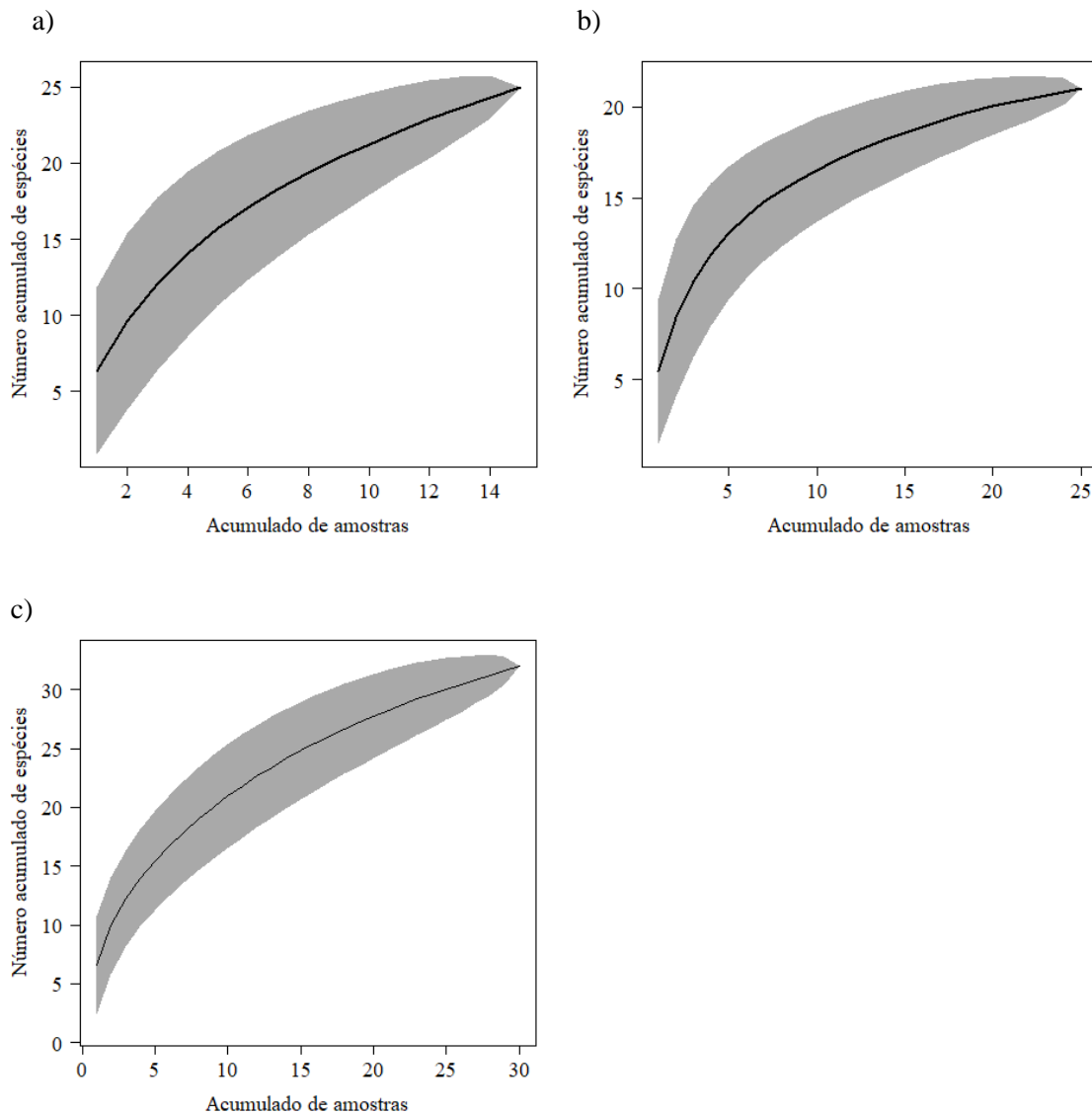
Figura 6- Densidade (número total de sementes germinadas por m²) e porcentagem das espécies no banco de sementes do solo das florestas queimadas duas vezes (2015 e 2017) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.



As espécies *Pseudopiptadenia suaveolens* (Miq.) J. W. Grimes, *Schnella guianensis* (Aubl.) Wunderlin e *Heliconia psittacorum* L. f. foram exclusivas das florestas não queimadas (Apêndice A3). As espécies *Doliocarpus dentatus* (Aubl.) Standl., *Banara guianensis* Aubl. e *Ipomoea batatas* (L.) Lam. foram exclusivas das florestas que queimaram uma vez apenas. Nos habitats queimados duas vezes, 10 espécies foram exclusivas, dentre elas *Clidemia hirta* (L.) D. Don, *Axonopus compressus* (Sw.) P. Beauv. *Axonopus purpusii* (Mez) Chase, *Emilia sonchifolia* (L.) DC. e *Amphiodon effusus* Huber. Sendo *A. compressus* (Poaceae; IndVal = 0,66, $p = 0,04$) indicadora de florestas queimadas duas vezes. A espécie *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don ocorreu somente nas áreas queimadas uma e duas vezes.

Não foram encontradas diferenças entre os três habitats de florestas estudadas em relação à riqueza de espécies (q_0 ; $p = 0,46$), riqueza de espécies em comum (q_1 ; $p = 0,17$) e riqueza de espécies dominantes (q_2 , $p = 0,22$) (Apêndice A4). Não houve tendência à estabilidade da curva de espécies do banco de sementes nos habitats estudados, embora tenha diminuído o número de espécies encontradas a cada amostragem realizada (Figura 7).

Figura 7- Curva de acumulação das espécies por unidades amostrais nas florestas não queimadas (a), queimadas uma vez (b) e queimada duas vezes (c) na Resex Tapajós-Arapiuns. Brasil.



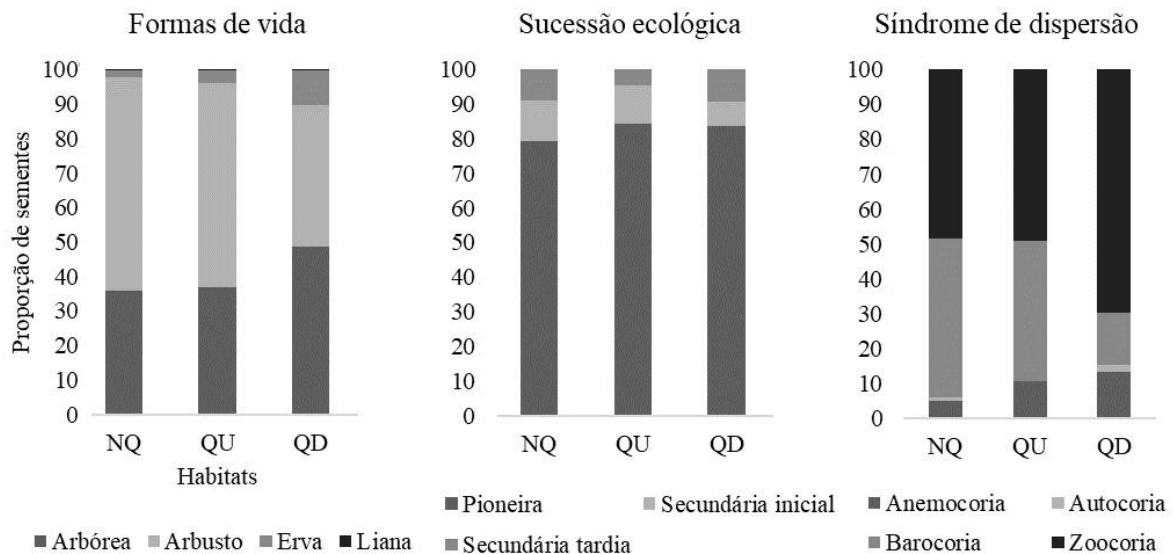
Características e composição funcional do banco de sementes

Não houve diferença significativa em relação às espécies tanto para formas de vida ($X^2(6) = 1,5$; $p = 0,95$), quanto para sucessão ecológica ($X^2(4) = 1,0$; $p = 0,90$) e síndrome de dispersão ($X^2(6) = 3,8$; $p = 0,69$) (Apêndice A5). Quanto ao hábito das espécies encontradas, nas florestas não queimadas foram contabilizadas 10 espécies arbóreas, 8 arbustivas, 6 herbáceas, 0 ervas e uma liana. Na floresta queimada uma vez, 9 espécies são arbóreas, 8 são arbustos, 0 herbáceas, 3 são ervas e uma é liana. Na floresta queimada duas vezes, 12 espécies são arbóreas, 9 são arbustos, 0 herbáceas, 10 são ervas e uma é liana. Em relação à sucessão ecológica, a maioria das espécies arbustivo-arbóreas nos três habitats são consideradas

pioneiras (9 a 11 espécies) e quanto à síndrome de dispersão, a maioria das espécies são zoocóricas (14 a 16 espécies).

Houve diferença significativa em relação à frequência de sementes germinadas tanto para formas de vida ($X^2(6) = 113,3$; $p < 0,001$), quanto para sucessão ecológica ($X^2(4) = 22,4$; $p < 0,001$) e síndrome de dispersão ($X^2(6) = 238,3$; $p < 0,001$). A proporção de sementes de arbustos foi predominante nas florestas não queimada (61,89%) e queimada uma vez (59%), menos na queimada duas vezes (41%). Sementes de herbáceas predominaram nas florestas queimadas duas vezes (10,08%), enquanto nas florestas queimadas uma vez foi de 3,7% e nas florestas não queimadas foi de 2%. Liana teve pouca ocorrência nos três habitats (Figura 8). Espécies pioneiras foram predominantes nos três habitats e zoocoria foi a síndrome de dispersão predominante no banco de sementes do solo em todos os habitats.

Figura 8- Distribuição das formas de vida, sucessão ecológica e síndromes de dispersão em porcentagem de sementes do banco de sementes do solo para os habitats não queimados (NQ), queimado uma vez (QU) e queimado duas vezes (QD) analisado na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.



A média da densidade de sementes germinadas de espécies arbóreas nas florestas não queimadas foi menor (330 ± 270 sementes/m²) do que nas florestas queimadas duas vezes (454 ± 281 sementes/m²; Tabela 1). Já a média da densidade de herbáceas foi 2 vezes maior na floresta queimada uma vez (25 ± 20 sementes/m²) e cerca de 5 vezes maior nas áreas queimadas duas vezes (93 ± 170 sementes/m²), quando comparadas às florestas não queimadas (18 ± 15 sementes/m²) (Tabela 1). Em relação à sucessão ecológica, a densidade média de sementes de espécies pioneiras e secundárias tardias no banco de sementes em florestas não queimadas foi de 722 ± 280 e 90 ± 77 sementes/m², respectivamente, e quando comparadas a essas florestas, nota-se que as florestas queimadas uma vez apresentam menor densidade de sementes de

pioneiras e de secundárias tardias (556 ± 211 e 54 ± 18 sementes/m², respectivamente). Enquanto as florestas queimadas duas vezes apresentam valores similares de espécies pioneiras e maior densidade de sementes de espécies secundárias tardias (700 ± 292 e 105 ± 30 sementes/m²). Do mesmo modo, a densidade do banco de sementes de espécies com síndrome de dispersão anemocórica e zoocórica foram menores nas florestas não queimadas (45 ± 69 e 443 ± 241 sementes/m², respectivamente) e maiores nas florestas queimadas duas vezes (124 ± 133 e 645 ± 262 sementes/m²).

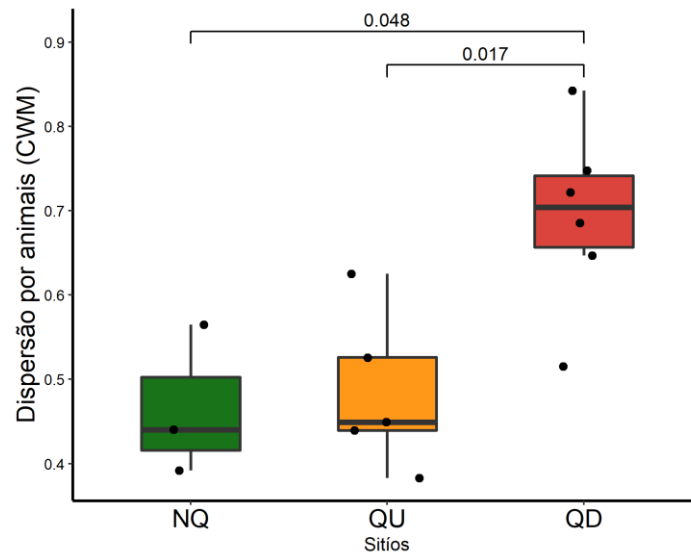
Tabela 1- Média e desvio padrão densidade de sementes por m² por atributos funcionais: Formas de vida (FV), sucessão ecológica (SE) e síndrome de dispersão (SD) nos três habitats: Floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD).

Habitats		NQ	QU	QD
		$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$
FV	Abt	568 ± 164	403 ± 194	380 ± 64
	Arb	330 ± 270	253 ± 96	454 ± 281
	Erv	18 ± 15	25 ± 20	93 ± 170
	Lia	2 ± 3	2 ± 3	1 ± 2
SE	Pio	722 ± 280	556 ± 211	700 ± 292
	Sin	107 ± 64	73 ± 62	121 ± 136
	Sta	90 ± 77	54 ± 18	105 ± 30
SD	Ane	45 ± 69	72 ± 32	124 ± 133
	Aut	10 ± 9	0	18 ± 33
	Bar	418 ± 98	276 ± 132	138 ± 65
	Zoo	443 ± 241	335 ± 139	645 ± 262

*Formas de vida (FV): Arbórea (Arb), Arbusto (Abt), Erva (Erv) e Liana (Lia). Sucessão ecológica (SE): Pioneira (Pio), Secundária inicial (Sin) e secundária tardia (Sta). Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Ane), Autocórica (Aut), Barocórica (Bar) e Zoocórica (Zoo).

Em relação à composição funcional via CWM (i.e., média ponderada do atributo funcional pela comunidade) não houve diferença entre as formas de vida (herbácea e arbórea), sucessão ecológica (pioneira e secundária tardia) e síndrome de dispersão anemocórica (Apêndice A6). Apenas a dispersão zoocórica diferiu entre as florestas não queimadas e queimadas duas vezes ($p = 0,04$) e florestas queimadas uma vez e duas vezes ($p = 0,01$) (Figura 9).

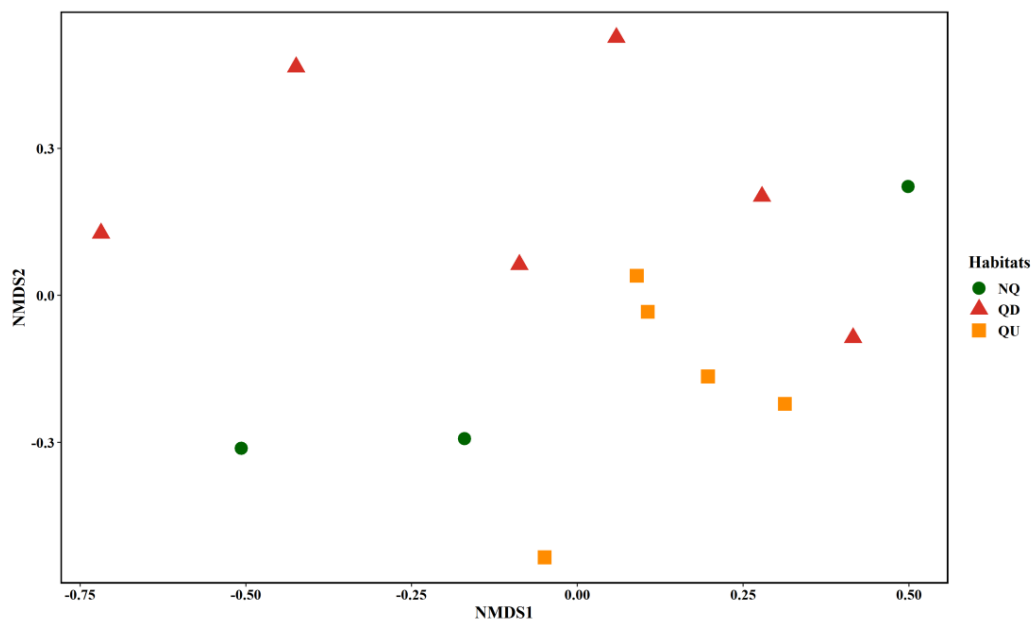
Figura 9- Box plot do CWM da dispersão zoocórica nos três habitats de florestas analisadas. Floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.



Banco de sementes do solo e a comunidade vegetal acima do solo

Quando se compara a composição florística dos bancos de sementes entre os habitats estudados, nota-se que houve uma distinção florística significativa entre eles (PERMANOVA, Pseudo-F = 2,30; d.f = 2; p = 0,005; Figura 10).

Figura 10- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição taxonômica dos bancos de sementes dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0.18.



Quando comparada a composição taxonômica acima do solo com a do banco de sementes dentro de cada habitat, em cada estrato florestal, nota-se que houve diferenças no

estrato 1 (PERMANOVA, Pseudo-F = 5,29; d.f = 5; p = 0,001; Figura 11), estrato 2 (PERMANOVA, Pseudo-F = 6,01; d.f = 5; p = 0,001; Figura 12) e no estrato 3 (PERMANOVA, Pseudo-F = 4,18; d.f = 5; p = 0,001; Figura 13).

Figura 11- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição florística da vegetação acima do solo (AS) do estrato 1 (≥ 10 cm DAP) e do banco de sementes (BS) dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) da Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0,04.

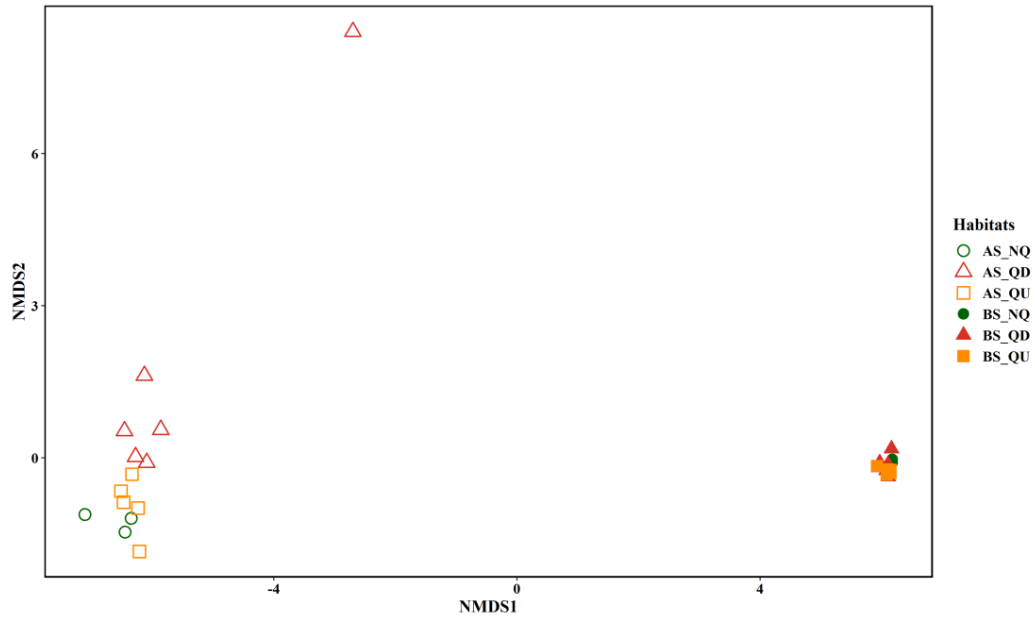


Figura 12- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição florística da vegetação acima do solo (AS) do estrato 2 ($2 \text{ cm} \leq \text{DAP} < 10,0 \text{ cm}$) e do banco de sementes (BS) dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0,03.

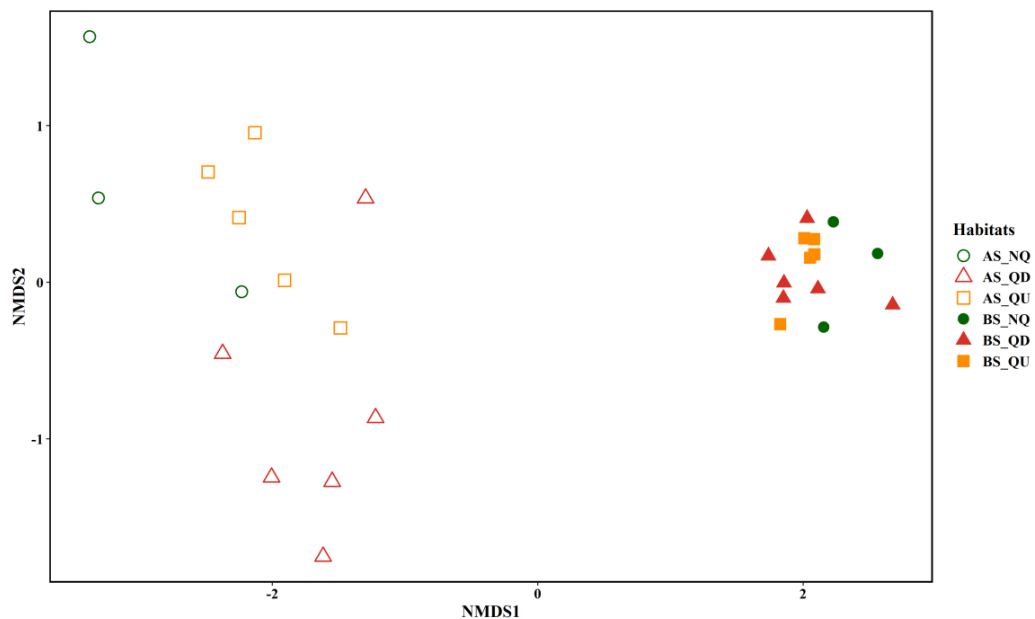
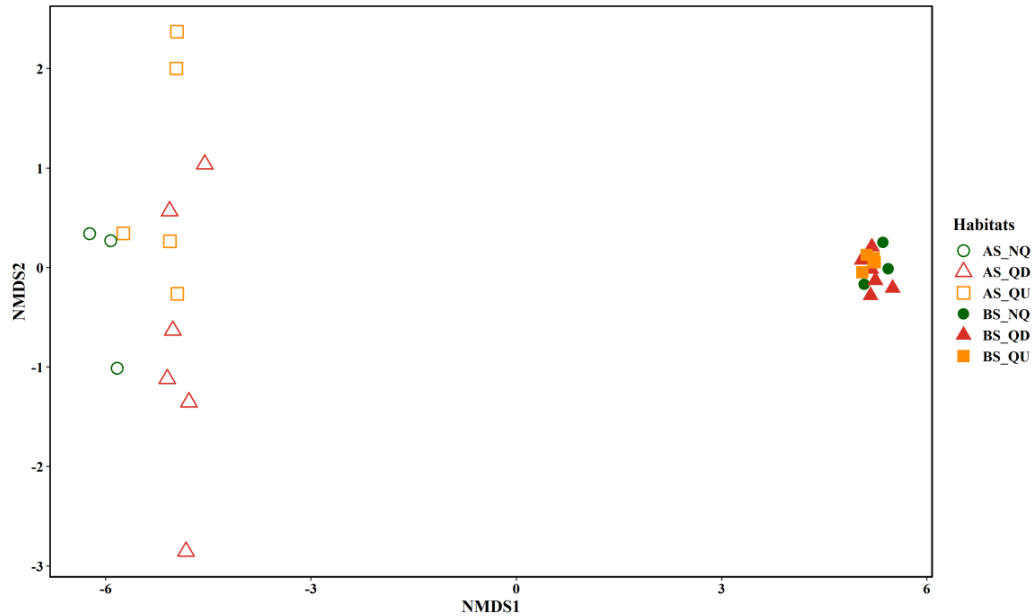


Figura 13- Escalonamento multidimensional não métrico (NMDs) entre a composição florística da vegetação acima do solo (AS) do estrato 3 (< 1,0 m de altura) e do banco de sementes (BS) dos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Tapajós-Arapiuns, Brasil. Stress: 0,07.



O índice de Sorensen mostrou baixa similaridade entre o banco de sementes e a vegetação acima do solo nos três estratos, com valores menores que 12%. No estrato 1, teve apenas 5,64% de similaridade, seguida de 8,10% no estrato 2 e 11,22% no estrato 3. Na vegetação acima do solo, no estrato 1 foram encontradas 214 espécies, e no estrato 2 foram 186 espécies e apenas 7 e 9 espécies, respectivamente, foram comuns ao banco de sementes, dentre elas, *Palicourea guianensis*, *Maprounea guianensis*, *Jacaranda copaia*, *Cecropia distachya*, *Amphiodon effusus*, *Eugenia patrisii* e *Trema micrantha* (Apêndice A7). No estrato 3, de regeneração, foram identificadas 137 espécies na vegetação acima do solo, mas apenas 10 espécies são similares ao banco de sementes, que são: *C. distachya*, *Piper hostmannianum* (Miq.) C. DC, *T. micrantha*, *D. dentatus*, *Eugenia patrisii* Vahl, *Maprounea guyanensis* Aubl., *P. guianensis*, *J. copaia* e *Solanum schlechtendalianum* Walp.

4. Discussão

A análise realizada seis anos e quatro anos após eventos de fogo na Resex Tapajós-Arapiuns, mostrou que a densidade do banco de sementes do solo foi semelhante, tanto nas florestas queimadas uma vez e duas vezes, como nas florestas não queimadas. Entretanto, nas florestas queimadas, houve dominância de ervas e a dispersão por animais apresentou diferença significativa entre os habitats, sendo maior nas áreas queimadas duas vezes. Apesar do fogo não ter tido efeito na densidade de sementes e na diversidade taxonômica, a composição

florística foi diferente entre os habitats queimados e não queimados e entre o banco de sementes e a vegetação acima do solo.

Estudos realizados em florestas tropicais mostram que a densidade de sementes tende a diminuir devido à intensidade de perturbações (GARWOOD, 1989; BORDON; LEAL FILHO; BENTOS, 2021; CURY et al., 2020) e que o fogo não natural prejudica o potencial de regeneração em ecossistemas tropicais porque é um dos fatores que contribui para a redução de determinadas populações no banco de sementes do solo e alterações na composição de espécies (COCHRANE, 2003). Em contraste, a densidade do banco de sementes neste estudo não foi afetada pelo fogo, e neste caso, rejeita-se a hipótese formulada de que o fogo afetaria a densidade de sementes do solo em florestas incendiadas. Como analisou-se o banco de sementes quatro e seis anos após o distúrbio do fogo, a dinâmica do banco de sementes pode ter influenciado nos resultados obtidos, já que o banco pode ter sido recarregado por sementes de outras áreas resultantes da chuva de sementes (BASKIN; BASKIN, 2014; BORDON; LEAL FILHO; BENTOS, 2021), e neste caso, o fogo ou não destruiu o banco de sementes ou o banco foi abastecido alguns anos após as queimadas. Este é um fator que deve ser levado em consideração, pois a área de estudo é uma unidade de conservação, com uma densa floresta preservada que influencia a chuva de sementes nessas áreas.

Em geral, os estudos com bancos de sementes mostram que a floresta amazônica apresentadomínio de espécies arbustivas e pioneiras (SILVA et al., 2021; LEAL FILHO; SENA; SANTOS, 2013) e que a proporção de espécies arbustivas diminui com a frequência de incêndios. É comum encontrar espécies do gênero *Miconia* e *Cecropia*, abundantes neste estudo, também em abundância nos sub-bosques de florestas primárias, e em florestas secundárias, pois estas produzem sementes pequenas em grande quantidade e se estabelecem rapidamente em áreas perturbadas, sendo espécies fundamentais no processo inicial de sucessão ecológica, devido ao seu rápido estabelecimento (ANTONINI e NUNES-FREITAS, 2004 e SANTANA; SILVA; MARANGON, 2021). Em geral, espécies encontradas no banco de sementes possui baixa longevidade, produz grande quantidades de sementes pequenas e alta dormência (WARRIER e KUNHIKANNAN, 2022).

Embora árvores e arbustos tenham sido dominantes no banco de sementes nos três habitats, neste estudo, observou-se que a ocorrência de espécies herbáceas aumentou com a recorrência do fogo, e alcançou 93 sementes por ha em florestas queimadas duas vezes, o que representa 3 a 5 vezes mais do valor encontrado nas florestas que queimaram uma vez ou que não queimaram. Geralmente em áreas bem perturbadas o banco de sementes tem dominância

de ervas (SOUSA et al., 2017 e MEDEIROS-SARMENTO; FERREIRA; GASTAUER, 2021). Isso se deve às características biológicas/fisiológicas das herbáceas que produzem sementes em menor tamanho e persistentes (maior longevidade) que faz com que a dispersão por agente abióticos ou dispersores generalistas seja facilitada, alcançando longas distâncias (JARDIM; CAMPOS; NETO, 2022). Conforme observado por Sousa et al., (2017) a presença dessa forma de vida é indicativa de ambientes perturbados e impedem o potencial regenerativo de florestas. Por exemplo, a espécie *Axonopus compressus* (Poaceae), e outras gramíneas e ervas são consideradas invasoras e dificultam a sucessão ecológica (NORGROVE; HAUSER, 2015), sendo encontradas com maior densidade em ambientes que sofreram alto impacto do fogo. Faria et. al (2021) mostraram que devido a recorrência do fogo é provável que ocorram mudanças na cobertura vegetal, diminuindo a quantidade de espécies arbóreas e aumentando as de gramíneas, sendo essa substituição de alto impacto no funcionamento do ecossistema florestal, pois os serviços providos por espécies lenhosas não são substituíveis.

Espécies zoocóricas foram mais abundantes no banco de sementes do solo de florestas queimadas duas vezes. Wieland et al. (2011) e Medellín, Equihua e Amin (2000) observaram que em campos abertos e clareiras de florestas, realmente a dispersão biótica pode ser a mais frequente, sendo realizada principalmente por aves generalistas e morcegos. No geral, a prevalência desse tipo de dispersão está associada a áreas com menor cobertura de dossel, que facilitam que as sementes cheguem até o solo. Ainda, os autores afirmam que a dispersão por morcegos é um importante indicativo de perturbações em florestas úmidas neotropicais. Um aspecto a considerar é que o aumento nos dispersores de sementes pequenas pode levar a um aumento no recrutamento de árvores de sementes pequenas nas florestas após a perturbação, portanto é necessário evitar a defaunação de animais de grande porte ou promover a recuperação faunística desses ambientes perturbados (HAWES et al., 2020).

Em geral a similaridade entre o banco de sementes e a vegetação acima do solo é considerada baixa (HOPFENSBERGER, 2007) devido aos impactos que a vegetação em pé sofre (GRIME, 2001), florestas que são afetadas ao mesmo tempo pela seca e pelo fogo com históricos de perturbação humana levam a uma maior mortalidade dessa vegetação (BERENQUER et al., 2021). A baixa similaridade também foi observada por Douh et al. (2018) e Medeiros-Sarmento, Ferreira e Gastauer (2021) em estudos realizados em florestas tropicais. Muitas das espécies arbóreas encontradas na vegetação acima do solo, que tem padrão funcional mais amplo, não foram encontradas no banco de sementes, o fogo diretamente ou indiretamente afetou a ausência dessas espécies. Incêndios florestais combinados com a exploração

madeira podem levar ao empobrecimento severo desses ecossistemas (BERENGUER et al., 2014).

Em geral, a similaridade entre o banco de sementes e a vegetação acima do solo é considerada baixa (HOPFENSBERGER, 2007) devido aos impactos que a vegetação em pé sofre com perturbações (GRIME, 2001). Na Amazônia, florestas que são afetadas ao mesmo tempo pela seca e pelo fogo, com históricos de perturbação humana, levam a uma maior mortalidade dessa vegetação (BERENGUER et al., 2021). A baixa similaridade também foi observada por Douh et al. (2018) e Medeiros-Sarmiento, Ferreira e Gastauer (2021) em estudos realizados em florestas tropicais. Muitas das espécies arbóreas encontradas na vegetação acima do solo, que tem padrão funcional mais amplo, não foram encontradas no banco de sementes, e claramente, o fogo diretamente ou indiretamente afetou esse grupo de espécies. De fato, incêndios florestais combinados com a exploração madeira podem levar ao empobrecimento severo desses ecossistemas (BERENGUER et al., 2014) e é preciso intervenção de restauração assistida nesses ambientes severamente perturbados.

5. Conclusão

O estudo indica que o fogo não tem efeito na densidade e na riqueza de espécies, mas altera a composição florística do banco de sementes de florestas e afeta os atributos funcionais do componente arbóreo do banco de sementes, após quatro e seis anos dos eventos de fogo. Maior frequência do fogo contribui para aumentar a germinação de plantas herbáceas no banco de sementes e isso tem um impacto na regeneração das florestas queimadas, pois torna a recuperação dessas áreas mais difíceis. Neste tipo de floresta sensível ao fogo, o banco de sementes seria insuficiente para assegurar a recuperação espontânea da floresta, sendo assim, destaca-se a necessidade de realizar projetos de restauração que incluam o plantio de espécies arbóreas nativas, a fim de favorecer a recuperação da estrutura e funcionalidade da comunidade original.

Referências

- ANDRADE, S. C. A.; CORRÊA, J. A. J. Estimativa do saldo de radiação instantâneo à superfície para a cidade de Santarém-PA, através de imagens do Landsat 5-TM. **Rev. Bras. Geogr. Física**, v. 7, p. 653-661, 2014.
- ANTONINI, R. D.; NUNES-FREITAS, A. F. Estrutura populacional e distribuição espacial de *Miconia prasina* DC (Melastomataceae) em duas áreas de Floresta Atlântica na Ilha Grande, RJ, Sudeste do Brasil. **Acta botânica brasílica**, v. 18, p. 671-676, 2004.

ARAÚJO, M.M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C.; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. *Scientia Forestalis*, n.59, p.115-130, 2001.

BARLOW, J.; PERES, C. A.; LAGAN, B. O.; HAUGAASEN, T. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. **Ecology letters**, v. 6, n. 1, p. 6-8, 2003.

BASKIN, C. C. Germination ecology of seeds in the persistent seed bank. *In*: BASKIN, Carol C.; BASKIN, Jerry M. **Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination**, [S.l.]: Elsevier, 1998. p. 133-179.

BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. Germination ecology of seeds in the persistent seed bank. *In*: BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds**. 2. ed. Second Edition, 2014. v. 1, cap. 7, p. 187-276. ISBN 978-0124166776.

BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. E.; BARLOW, J. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713-3726, 2014.

BERENGUER, E.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; MALHI, Y.; ARAGÃO, L. E.; BARRETO, J. R.; BARLOW, J. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 30, p. e2019377118, 2021.

BEZERRA, T. G. **Regeneração natural de uma floresta na Amazônia Oriental: três décadas de dinâmica pós-exploração**. 2019. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2019.

BORDON, N. G.; LEAL FILHO, N.; BENTOS, T. V. Ecology of the seed bank in the amazon rainforest. *In*: MIKKOLA, Heimo. **Ecosystem and biodiversity of Amazonia**. 1. ed. IntechOpen, 2021. v. 1, cap. 4, p. 67-88. ISBN 978-1839628139.

BRANCALION, P. H. S.; VIANI, R. A. G; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados**, v.2, p.1-28, 2012.

CASTILLO, L. S.; STEVENSON, P. R. Relative importance of seed-bank and post-disturbance seed dispersal on early gap regeneration in a Colombian Amazon Forest. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 488-492, 2010.

CHALERMSRI, A.; AMPORNAN, L.; PURAHONG, W. Seed rain, soil seed bank, and seedling emergence indicate limited potential for self-recovery in a highly disturbed, tropical, mixed deciduous forest. **Plants**, v. 9, n. 10, p. 1391, 2020.

CHAO, A.; CHIU, C; HSIEH, T. C. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. **Ecology**, v. 93, n. 9, p. 2037-2051, 2012.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913-919, 2003.

CORREIA, G. G. S.; MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. **Floresta e Ambiente**, v.22, n.1, p.79-87, 2015.

- CURY, R. T. D. S.; MONTIBELLER-SANTOS, C.; BALCH, J. K.; BRANDO, P. M.; TOREZAN, J. M. D. Effects of fire frequency on seed sources and regeneration in southeastern Amazonia. **Frontiers in Forests and Global Change**, v.3, p.1-11, 2020.
- DOUH, C.; DAÏNOU, K.; LOUMETO, J. J.; MOUTSAMBOTE, J. M.; FAYOLLE, A.; TOSSO, F.; DOUCET, J. L. Soil seed bank characteristics in two central African forest types and implications for forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 409, p. 766-776, 2018.
- ENRIGHT, N. J.; FONTAINE, J. B.; BOWMAN, D. M.; BRADSTOCK, R. A.; WILLIAMS, R. J. Interval squeeze: altered fire regimes and demographic responses interact to threaten woody species persistence as climate changes. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, n. 5, p. 265-272, 2015.
- FARIA, B. L.; STAAL, A.; SILVA, C. A.; MARTIN, P. A.; PANDAY, P. K.; DANTAS, V. L. Climate change and deforestation increase the vulnerability of Amazonian forests to post-fire grass invasion. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 12, p. 2368-2381, 2021.
- FERRAZ, S. F.; FERRAZ, K. M.; CASSIANO, C. C.; BRANCALION, P. H. S.; LUZ, D. T.; AZEVEDO, T. N.; METZGER, J. P. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning?. **Landscape ecology**, v. 29, n. 2, p. 187-200, 2014.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. E. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.55, n.4, p.753-767, 1995.
- GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. *In*: LECK, M. A.; PARKER T.; SIMPSON, R. L. **Ecology of soil seed banks**. Academic Press, 1989. Cap.9, p.149-209. ISBN 9780323148658.
- GOMES, J. M.; CARVALHO, J. O. P.; RUSCHEL, A. R.; SILVA, J. N. M.; RAMOS, E. M. L. S.; CASTRO, T. C.; COSTA, N. S. L.; CARNEIRO, F. S.; D'ARACE, L. M. B. Regeneração natural de espécies ameaçadas de extinção em áreas experimentais na Amazônia Oriental. **Biodiversidade Brasileira-BioBrasil**, v.11, n.3, p.1-11, 2021.
- GRIME, J.P. **Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties**, 2 ed. Wiley, Chichester, 2001. 417p.
- HAWES, J. E.; VIEIRA, I. C.; MAGNAGO, L. F.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; ARAGÃO, L. E.; BARLOW, J. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 4, p. 1373-1385, 2020.
- HOPFENSBERGER, K. N. A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. **Oikos**, v. 116, n. 9, p. 1438-1448, 2007.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE-ICMBIO. **Plano de Manejo da Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns – Volume 1: Diagnóstico**. ICMBio, Santarém: 122 p, 2014.
- JARDIM, M. A. G.; CAMPOS, A. C. S.; NETO, S. V. C. Fatores edáficos como indicadores da regeneração em uma savana na Amazônia Oriental. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 15, n. 02, p. 926-935, 2022.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 3, p. 305-314, 2013.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827-832, 2015.

LONGO, M.; SAATCHI, S.; KELLER, M.; BOWMAN, K.; FERRAZ, A.; MOORCROFT, P. R.; VINCENT, G. Impacts of degradation on water, energy, and carbon cycling of the Amazon tropical forests. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 125, n. 8, p. e2020JG005677, 2020.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; COSTA, O. B.; PEDLOWSKI, M. A.; SAMEK, J. H.; MIGUEL, E. P. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378-1382, 2020.

MEDEIROS-SARMENTO, P. S.; FERREIRA, L. V.; GASTAUER, M. Natural regeneration triggers compositional and functional shifts in soil seed banks. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141934, 2021.

MEDELLÍN, R. A.; EQUIHUA, M.; AMIN, M. A. Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in Neotropical rainforests. **Conservation biology**, v. 14, n. 6, p. 1666-1675, 2000.

MORTON, D. C.; PAGE, Y. L.; DEFRIES, R.; COLLATZ, G. J.; HURTT, G. C. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v.368, n.1619, p.1-8, 2013.

NORGROVE, L.; HAUSER, S. Estimating the consequences of fire exclusion for food crop production, soil fertility, and fallow recovery in shifting cultivation landscapes in the humid tropics. **Environmental management**, v. 55, n. 3, p. 536-549, 2015.

PERES, C. A.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A. C.; VIEIRA, I. C. G.; MOREIRA, F. M. S.; FEELEY, K. J. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological conservation**, v. 143, n. 10, p. 2314-2327, 2010.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I. C. G.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; MENEZES, L. S.; BERLINCK, C. N.; MELO, F. P. L.; MARENGO, J. A.; TORNQUIST, C. G.; PRESTES, N. C. C. D. S.; MASSI, K. G.; SILVA, E. A.; NOGUEIRA, D. S.; OLIVEIRA, E. A.; FREITAG, R.; FELDPAUSCH, T. R. Fire effects on understory forest regeneration in southern Amazonia. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 3, p. 10, 2021.

PROJETO MapBiomas – Mapeamento das áreas queimadas no Brasil (Coleção 1), acessado em: 06 nov. 2021, disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Fact_Sheet.pdf. Acesso em: 6 de jan. 2023.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2021. Disponível em: <https://www.R-project.org>

SANTANA, B. J. G.; SILVA, J. P. G.; MARANGON, L. C. Morfologia externa de *Miconia prasina* (Sw.) DC. em estágio inicial de desenvolvimento. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 6, n. 4, p. 310-316, 2021.

SCHORN, L. A.; FENILLI, T. A. B.; KRIEGER, A.; PELLENS, G. C.; BUDAG, J. J. NADOLNY, M. C. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, v.43, n.1, p.49-58, 2013.

SILVA, R. M.; LOPES, A. G.; SANTOS, C. A. G. Deforestation and fires in the Brazilian Amazon from 2001 to 2020: Impacts on rainfall variability and land surface temperature. **Journal of Environmental Management**, v. 326, p. 116664, 2023.

SILVA, I. M. S.; CALVI, G. P.; BASKIN, C. C.; SANTOS, G. R.; LEAL-FILHO, N.; FERRAZ, I. D. K. Response of central Amazon rainforest soil seed banks to climate change-Simulation of global warming. **Forest Ecology and Management**, v. 493, p. 119224, 2021.

SILVA, S. S.; OLIVEIRA, I. S.; ANDERSON, L. O.; MARTIN, P.; ALMEIDA, I. F. B. Incêndios florestais e queimadas na Amazônia sul ocidental. **Mapiense**, v.1, n.3, p.27-35. 2019.

SILVA, S. S.; FEARNside, P. M.; ALENCASTRO GRAÇA, P. M. L.de; NUMATA, I.; MELO, A. W. F.; FERREIRA, E. L.; LIMA, P. R. F.de. Increasing bamboo dominance in southwestern Amazon forests following intensification of drought-mediated fires. **Forest Ecology and Management**, v. 490, p. 119139, 2021.

SØRENSEN, T. J. **A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analyses of the vegetation on Danish commons**. I kommission hos E. Munksgaard, 1948.

SOUSA, T. R.; COSTA, F. R. C.; BENTOS, T. V.; LEAL FILHO, N.; MESQUITA, R. C. G.; RIBEIRO, I. O. The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 393, p. 105-112, 2017.

SPÍNOLA, J. N.; SILVA, M. J. S.; SILVA, J. R. A.; BARLOW, J.; FERREIRA, J. A shared perspective on managing Amazonian sustainable-use reserves in an era of megafires. **Journal of Applied Ecology**, v.57, p.2132-2138, 2020.

VAN DER PIJL, L. **Principles of dispersal**. 3.ed. Berlin: Springer-Verlag. 1982.

VIEIRA, I. C. G.; PEREIRA, C.; TABARELLI, M. Com saberes ancestrais, projeto restaura florestas queimadas na Amazônia. **Amazônia Latitude**, 2022. Disponível em: <https://www.amazonialatitude.com/author/ima-vieira-cassio-pereira-e-marcelo-tabarelli/> . Acesso em: 7 de jan. 2023.

VIEIRA, I. C. G.; PROCTOR, J. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. **Plant Ecology**, v.192, n.2, p.303-315, 2007.

WARRIER, R. R.; KUNHIKANNAN, C. Significance of soil seed bank in forest vegetation—a review. **Seeds**, v. 1, n. 3, p. 181-197, 2022.

WIELAND, L. M.; MESQUITA, R. C.; BOBROWIEC, P. E. D.; BENTOS, T. V.; WILLIAMSON, G. B. Seed rain and advance regeneration in secondary succession in the Brazilian Amazon. **Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 300-316, 2011.

WITHEY, K.; BERENQUER, E.; PALMEIRA, A. F.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; LENNOX, G. D.; SILVA, C. V. J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERREIRA, J.; FRANÇA, F.; MALHI, Y. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v.373, n.1760, p.20170312, 2018.

REFERÊNCIAS

- ALENCAR, A. A.; BRANDO, P. M.; ASNER, G. P.; PUTZ, F. E. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological applications**, v.25, n.6, p.1493-1505, 2015.
- ALMEIDA, T. E. G. **Risco de desastres por incêndios florestais**: um mapeamento do município de Moju (PA). 2018. 131f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de Meio Ambiente, Belém, 2018. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/10425>.
- ALVES, L. M.; MARENGO, J. A.; CAVALCANTI, I. F. A. Histórico de secas na Amazônia. BORMA, L de S.; NOBRE, C. A. **Secas na Amazônia**: causas e consequências. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. p. 21-27.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; ANDERSON, L. O.; FONSECA, M. G.; ROSAN, T. M.; VEDOVATO, L. B.; WAGNER, F. H.; SILVA, C. V. J.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ARAI, E.; AGUIAR, A. P. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, [S.l.], v.9, n.1, p.1-12, 2018.
- BARLOW, J.; BERENQUER, E.; CARMENTA, R.; FRANÇA, F. Clarifying Amazonia's burning crisis. **Global Change Biology**, v.26, n.2, p.319-321, 2020.
- BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds**: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. 2.ed. San Diego: Academic; Elsevier, 2014.
- BEZERRA, T. G. **Regeneração natural de uma floresta na Amazônia Oriental**: três décadas de dinâmica pós-exploração. 2019. 88f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém.
- BRAGA, A. J. T.; MARTINS, S. V. Seed bank in two sites of semideciduous seasonal forest in Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.40, n.3, p.415-425, 2016.
- BORDON, N. G.; LEAL FILHO, N.; BENTOS, T. V. Ecology of the Seed Bank in the Amazon Rainforest. In: **Ecosystem and Biodiversity of Amazonia**. IntechOpen, p. 67, 2021.
- CABRAL, M. A.; QUEIROZ, S. E. E. Uso do banco de sementes do solo como indicativo para recuperação de áreas degradadas. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.12, n.1, p.43-48, 2012.
- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; CAMPOS, L. C.; SILVA, E.; GLERIANI, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871–880, 2013.
- CARVALHO, L. R.; SILVA, E. A. A.; DAVIDE, A. C. Classificação de sementes florestais quanto ao comportamento no armazenamento. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 28, n. 2, p. 15-25, 2006.

CHATTERJEE, A.; GIERACH, M. M.; SUTTON, A. J.; FEELY, R. A.; CRISP, D.; ELDERING, A.; SCHIMMEL, D. S. Influence of El Niño on atmospheric CO₂ over the tropical Pacific Ocean: Findings from NASA's OCO-2 mission. **Science**, v. 358, n. 6360, p. eaam5776, 2017.

CHAZDON, R. L. Regeneração de florestas tropicais. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Naturais**, v.7, n.3, p.195-218, 2012.

CHRISTO, A. V. D. **Banco de sementes induzido como estratégia para enriquecimento de áreas em processo de recuperação**. 2019. 65 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, 2019.

COCHRANE, M. A.; LAURANCE, W. F. Synergisms among fire, land use, and climate change in the Amazon. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 37, n. 7, p. 522-527, 2008.

COE, M. T.; MARTHEWS, T. R.; COSTA, M. H.; GALBRAITH, D. R.; GREENGLASS, N. L.; IMBUZEIRO, H. M. A.; LEVINE, N. M.; MALHI, Y.; MOORCROFT, P. R.; MUZA, M. N. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of south–southeastern Amazonia. *Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences*, v.368, n.1619, p. 20120155, 2013.

COSTA, P. F. D.; PEREIRA, Z. V.; FERNANDES, S. S. L.; FRÓES, C. Q.; SANTOS, B. S. D.; BARBOSA, T. O. Banco de sementes do solo em áreas restauradas no sul do estado de Mato Grosso do Sul-MS. **Ciência Florestal**, v.30, p.104-116, 2020.

GARWOOD, L. Seasonal patterns in the seed bank of a grassland in northwestern Patagonia. **Journal of Arid Environments**, v.35, p.215-224. 2011.

GONÇALVES, K. S.; CASTRO, H. A.; HACON, S. S. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.17, n.6, p.1523-1532, 2012.

GREET, J. The potential of soil seed banks of a eucalypt wetland forest to aid restoration. **Wetlands Ecology and Management**, v.24, n.5, p.565-577, 2016.

HASTENRATH, S.; HELLER, L. Dynamics of climatic hazards in northeast Brazil. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 103, n. 435, p. 77-92, 1977.

HULLER, A.; RAUBER, A.; WOLSKI, M. S.; ALMEIDA, N. L.; WOLSK, S. R. S. Regeneração natural do componente arbóreo e arbustivo do Parque Natural Municipal de Santo Ângelo-RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.6, n.1, p.25-35, 2011.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS-INPE. **Monitoramento dos focos ativos por bioma. queimadas**. Disponível: http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal-static/estatisticas_estados/. Acesso em: 21 de nov. 2021

JANKOWSKA-BŁASZCZUK, M.; GRUBB, P. J. Changing perspectives on the role of the soil seed bank in northern temperate deciduous forests and in tropical lowland rain forests: parallels and contrasts. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 8, n. 1, p. 3-21, 2006.

JIMÉNEZ-MUÑOZ, J. C.; MATTAR, C.; BARICHIVICH, J.; SANTAMARÍA-ARTIGAS, A.; TAKAHASHI, K.; MALHI, Y.; SOBRINO, J. A.; SCHRIER, G. D. Record-breaking warming and extreme drought in the Amazon rainforest during the course of El Niño 2015–2016. **Scientific Reports**, v.6, n.1, p.1-7, 2016.

LEAL FILHO, N.; SENA, J. S.; SANTOS, G. R. Variações espaço-temporais no estoque de sementes do solo na floresta amazônica. **Acta Amazonica**, v.43, n.3, p.305–314, 2013.

LIZUNDIA-LOIOLA, J.; PETTINARI, M. L.; CHUVIECO, E. Temporal Anomalies in Burned Area Trends: satellite estimations of the amazonian 2019 fire crisis. **Remote Sensing**, v.12, n.1, p.1-8, 2020.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A.; TOMASELLA, J.; OYAMA, M. D.; OLIVEIRA, G. S.; OLIVEIRA, R.; CAMARGO, H.; ALVES, L. M.; BROWN, I. F. The Drought of Amazonia in 2005. **Journal of Climate**, v. 21, n.3, p.495-516, 2008.

MORAIS, T. M. O. **Produção de serapilheira em florestas amazônicas após as secas mediadas pelo El Niño de 2015-2016**. 2019. 22 f. (Dissertação de Mestrado em Ecologia), Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.

MORTON, D. C.; PAGE, Y. L.; DEFRIES, R.; COLLATZ, G. J.; HURTT, G. C. Understorey fire frequency and the fate of burned forests in southern Amazonia. **Philosophical Transactions of The Royal Society**, v.368, n.1619, p.1-8, 2013.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; STEFANELLO, M. M.; FELKER, R. M.; PIAZZA, E. M. Análise do banco de sementes visando estratégia de transposição para a restauração ecológica no Rio Grande do Sul. **Floresta**, v.47, n.3, p.1-232, 2017.

PIVELLO, V. R.; VIEIRA, I. C. G.; CHRISTIANINI, A. V.; RIBEIRO, D. B.; MENEZES, L. S.; BERLINCK, C. N.; MELO, F. P. L.; MARENGO, J. A.; TORQUIST, C. G.; TOMAS, W. M. Understanding Brazil's catastrophic fires: causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. **Perspectives In Ecology And Conservation**, [S.l.], v.19, n.3, p.233-255, 2021.

PROJETO MapBiomias – Mapeamento das áreas queimadas no Brasil (Coleção 1), acessado em: 06 nov. 2021. Disponível em: https://mapbiomas-br-site.s3.amazonaws.com/Fact_Sheet.pdf. Acesso em: 6 de jan. 2023.

TAVARES, P. A.; FERREIRA, J.; SILVA, C. V.; BERENQUER, E.; BARLOW, J. Exploring the role of deforestation and cropland expansion in driving a fire-transition in the Brazilian Amazon. **Land**, v.11, n.12, p.1-19, 2022.

RABELO, B. S. **O papel do banco de sementes e de espécies nativas na recuperação da flora da Ilha da Trindade-Brasil**. 2018. 91 f. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade de Brasília, Brasília,DF, 2018.

SANTOS, D. M.; SANTOS, J. M. F. F.; SILVA, K. A.; ARAUJO, V. K. R.; ARAUJO, E. L. Composition, species richness, and density of the germinable seed bank over 4 years in young and mature forests in Brazilian semiarid regions. **Journal of Arid Environments**, v.129, n.1, p.93-101, 2016.

SANTOS, S. L. **Banco de sementes de uma área de caatinga submetida à adubação fosfatada**. 2017. 62f. (Dissertação de Mestrado em Ciência Animal) - Programa de Pós-graduação em Ciência Animal, Centro de Saúde e Tecnologia Rural, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, 2017.

SCARIOT, E. C.; REIS, A. Riqueza e estrutura florística de corredores ciliares em regeneração natural no planalto norte catarinense, sul do Brasil. **Revista Perspectiva**. v.34, n.125, p. 53-65, 2010.

SCHAIK, E.; KILLAARS, L.; SMITH, N. E.; KOREN, G.; VAN BEEK, L. P. H.; PETERS, W.; VAN DER LAAN-LUIJKX, I. T. Changes in surface hydrology, soil moisture and gross primary production in the Amazon during the 2015/2016 El Niño. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v.373, n.1760, p.20180084, 2018.

SCHORN, L. A.; FENILLI, T. A. B.; KRIEGER, A.; PELLENS, G. C.; BUDAG, J. J. NADOLNY, M. C. Composição do banco de sementes no solo em áreas de preservação permanente sob diferentes tipos de cobertura. **Floresta**, v.43, n.1, p.49-58, 2013.

SERRÃO, E. A. O.; SANTOS, C. A.; WANZELER, R. T. S.; LIMA, A. M. M.. Avaliação da Seca de 2005 e 2010 na Amazônia: análise da bacia hidrográfica do rio Solimões. **Revista Geográfica Acadêmica**, v.9, n.2, p.5-20, 2015.

SILVA, S. S.; OLIVEIRA, I. S.; ANDERSON, L. O.; MARTIN, P.; ALMEIDA, I. F. B. Incêndios florestais e queimadas na Amazônia sul ocidental. **Mapiense**, v.1, n.3, p.27-35. 2019.

SILVA, W. F. M. **Florística, dinâmica e estrutura da regeneração natural em floresta explorada na flona do Tapajós-PA**. 2015. 105 f. Dissertação (Ciências de Florestas Tropicais (CFT)) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2015.

SOUZA, A. P.; CASAVECCHIA, B. H.; STANGERLIN, D. M. Avaliação dos riscos de ocorrência de incêndios florestais nas regiões Norte e Noroeste da Amazônia Matogrossense. **Scientia Plena**, v.8, n.5, p.1-14, 2012.

URRUTIA-PEREIRA, M.; RIZZO, L. V.; CHONG-NETO, H. J.; SOLÉ, D. Impact of exposure to smoke from biomass burning in the Amazon rain forest on human health. **J Bras PneumOL**. v. 47, n.5, p.1-8, 2021.

VIEIRA, I. C. G.; PROCTOR, J. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. **Plant Ecology**, v.192, n.2, p.303-315, 2007.

WILLIAMS-LINERA, G.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F. Tropical cloud forest recovery: the role of seed banks in pastures dominated by an exotic grass. **New forests**, v.47, n.3, p.481-496, 2016.

WITHEY, K.; BERENQUER, E.; PALMEIRA, A. F.; ESPÍRITO-SANTO, F. D. B.; LENNOX, G. D.; SILVA, C. V. J.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FERREIRA, J.; FRANÇA, F.; MALHI, Y. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. *Philosophical Transactions of The Royal Society*, v.373, n.1760, p.20170312, 2018.

YANG, J.; TIAN, H.; PAN, S.; CHEN, G.; ZHANG, B.; DANGAL, S. Amazon drought and forest response: largely reduced forest photosynthesis but slightly increased canopy greenness during the extreme drought of 2015/2016. **Global Change Biol**, v.24, n.5, p.1919-1934, 2018.

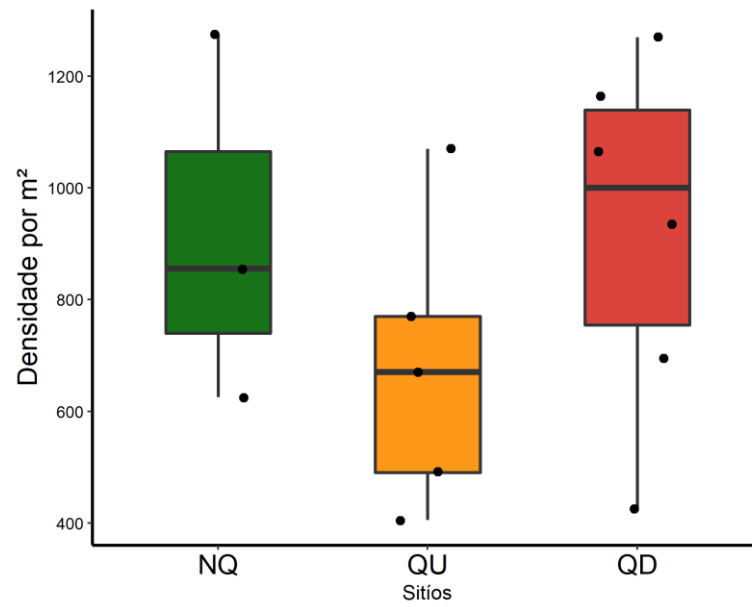
APÊNDICE A

Apêndice A1- Famílias e espécies encontradas no banco de sementes com suas e quantidade de sementes germinadas por m² de cada espécie por habitat e seus atributos funcionais. Formas de vida (FV): Arbórea (Arb), Arbusto (Abt), Erva (Erv) e Liana (Lia). Sucessão ecológica (SE): Pioneira (Pio), Secundária inicial (Sin) e secundária tardia (Sta). Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Ane), Autocórica (Aut), Barocórica (Bar) e Zoocórica (Zoo). Habitats: Não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.

Família	Espécie	FV	SE	SD	N° de sementes germinadas (m ²)		
					NQ	QU	QD
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) RMKing & H.Rob.	Abt	Pio	Ane	2	19	45
	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	Erv	SC	Ane	0	0	1
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	Arb	Pio	Ane	0	1	3
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Arb	Pio	Zoo	13	106	296
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i> (L.) Lam.	Erv	SC	Bar	0	6	0
Cyperaceae	<i>Scleria gaertneri</i> Raddi	Erv	SC	Ane	2	18	8
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	Lia	SC	Zoo	0	2	0
Eriocaulaceae	<i>Tonina fluviatilis</i> Aubl.	Erv	SC	Zoo	2	1	2
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianenses</i> Aubl.	Arb	Pio	Bar	2	2	3
Fabaceae	<i>Amphiodon effusus</i> Huber	Arb	Sta	Aut	0	0	1
	<i>Pseudopiptadenia suaveolens</i> (Miq.) J.W.Grimes	Arb	Sta	Ane	2	0	0
	<i>Schnella guianensis</i> (Aubl.) Wunderlin	Lia	SC	*	2	0	0
Heliconiaceae	<i>Heliconia psittacorum</i> L.f.	Erv	SC	Aut	5	0	0
Malpighiaceae	<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	Arb	Sta	Zoo	5	7	4
Malvaceae	<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	Arb	Sin	Bar	3	4	5
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D. Don	Abt	Pio	Zoo	0	0	2
	<i>Miconia ceramicarpa</i> (DC.) Cogn.	Abt	Pio	Zoo	17	35	83
	<i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	Abt	Pio	Bar	413	264	129
Menispermaceae	<i>Cissampelos pareira</i> L.	Lia	SC	Zoo	0	0	1
Moraceae	<i>Ficus maxima</i> Mill.	Arb	Sin	Zoo	3	0	1
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	Arb	Pio	Zoo	17	8	1
Piperaceae	<i>Piper carniconnectivum</i> C. DC.	Abt	Sta	Zoo	0	0	1
	<i>Piper hostmannianum</i> (Miq.) C. DC.	Abt	Sta	Zoo	73	23	70
	<i>Piper marginatum</i> Jacq.	Abt	Sin	Ane	35	34	3
Plantaginaceae	<i>Conochea aquatica</i> Aubl.	Erv	SC	Aut	3	0	16
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	Erv	SC	Ane	0	0	50
	<i>Axonopus purpusii</i> (Mez) Chase	Erv	SC	Ane	0	0	10
	<i>Panicum repens</i> L.	Erv	SC	Ane	5	0	4
	<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	Erv	SC	Aut	2	0	1
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Arb	Pio	Zoo	0	0	1
Rubiaceae	<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.	Erv	SC	Aut	0	0	1
	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	Erv	SC	Bar	0	0	1
	<i>Palicourea colorata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Delprete & J.H.Kirkbr.	Abt	Pio	Zoo	8	1	0
	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.		Pio	Zoo	13	49	39
	<i>Psychotria poeppigiana</i> Mull. Arg.	Abt	Sin	Zoo	12	0	3
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Arb	Sin	Zoo	43	10	5
Salicaceae	<i>Banara guianensis</i> Aubl.	Abt	Pio	Zoo	0	2	0
Solanaceae	<i>Solanum schlechtendalianum</i> Walp.	Abt	Sin	Zoo	8	25	45
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	Arb	Pio	Zoo	228	66	93
Total					918	683	926

*SC= Sem classificação

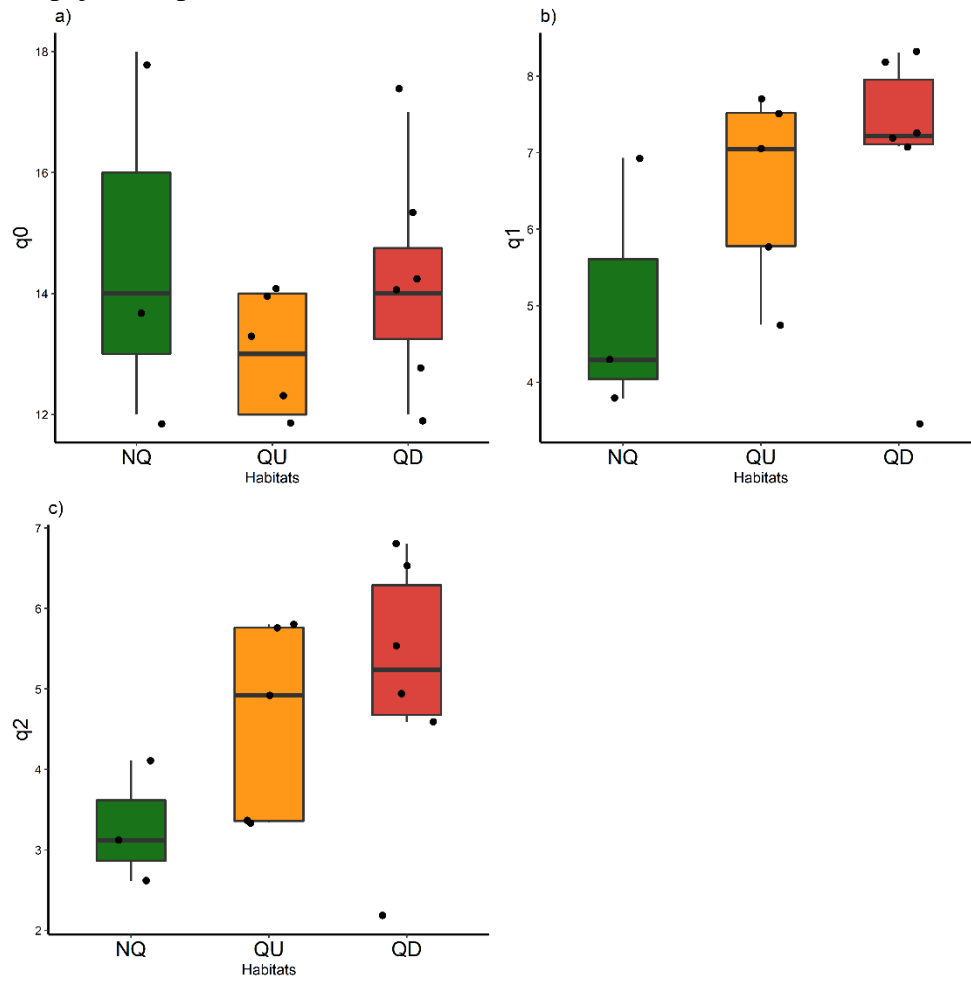
Apêndice A2- Densidade de sementes das florestas não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.



Apêndice A3- Diagrama de ordenação das espécies do banco de sementes do solo nos habitats de floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, Brasil.

Família	Espécie	NQ	QU	QD
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i>	■	■	■
Asteraceae	<i>Emilia sonchifolia</i>	■	■	■
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i>	■	■	■
Cannabaceae	<i>Trema micantra</i>	■	■	■
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i>	■	■	■
Cyperaceae	<i>Scleria gaertneri</i>	■	■	■
Dilleniaceae	<i>Doliocarpus dentatus</i>	■	■	■
Eriocaulaceae	<i>Tonina fluviatilis</i>	■	■	■
Euphorbiaceae	<i>Maprounea guianenses</i>	■	■	■
Fabaceae	<i>Amphiodon effusus</i>	■	■	■
	<i>Pseudopiptadenia</i>	■	■	■
Fabaceae	<i>suaveolens</i>	■	■	■
Fabaceae	<i>Schnella guianensis</i>	■	■	■
Heliconiaceae	<i>Heliconia psittacorum</i>	■	■	■
Malpighiaceae	<i>Byrsonima densa</i>	■	■	■
Malvaceae	<i>Apeiba echinata</i>	■	■	■
Melastomataceae	<i>Clidemia hirta</i>	■	■	■
Melastomataceae	<i>Miconia ceramicarpa</i>	■	■	■
Melastomataceae	<i>Miconia prasina</i>	■	■	■
Menispermaceae	<i>Cissampelos parreira</i>	■	■	■
Moraceae	<i>Ficus máxima</i>	■	■	■
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i>	■	■	■
Piperaceae	<i>Piper carniconnectivum</i>	■	■	■
Piperaceae	<i>Piper hostmannianum</i>	■	■	■
Piperaceae	<i>Piper marginatum</i>	■	■	■
Plantaginaceae	<i>Conobea aquática</i>	■	■	■
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i>	■	■	■
Poaceae	<i>Axonopus purpusii</i>	■	■	■
Poaceae	<i>Panicum repens</i>	■	■	■
Poaceae	<i>Steinchisma laxum</i>	■	■	■
Polygonaceae	<i>Coccoloba mollis</i>	■	■	■
Rubiaceae	<i>Borreria latifolia</i>	■	■	■
Rubiaceae	<i>Borreria verticillata</i>	■	■	■
Rubiaceae	<i>Palicourea colorata</i>	■	■	■
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i>	■	■	■
Rubiaceae	<i>Psychotria poeppigiana</i>	■	■	■
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	■	■	■
Salicaceae	<i>Banara guianensis</i>	■	■	■
Solanaceae	<i>Solanum schlechtendalianum</i>	■	■	■
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i>	■	■	■

Apêndice A4- a) Riqueza de espécies (q0); b) espécies comuns (q1); c) espécies dominantes (q2) das florestas não queimadas (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Resex Tapajós-Arapius, Brasil.

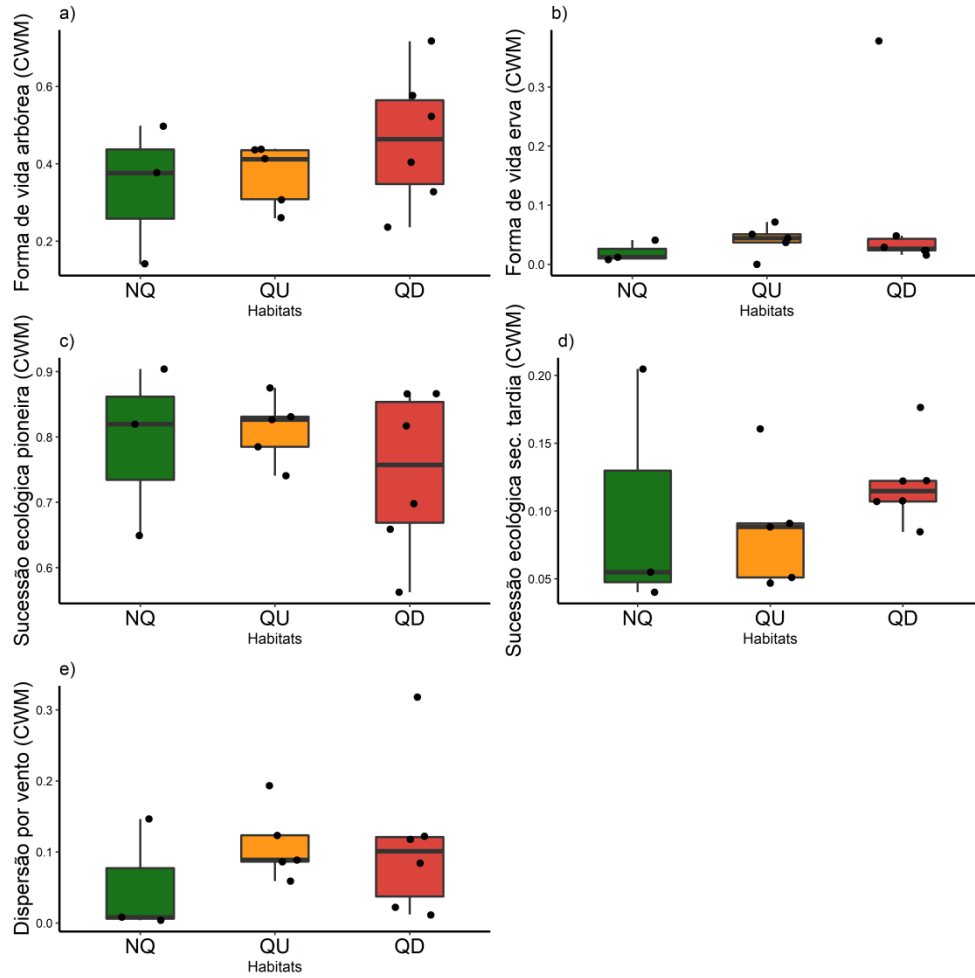


Apêndice A5- Qui-quadrado (X^2) da riqueza de espécies dos atributos funcionais: Formas de vida, sucessão ecológica e síndrome de dispersão nos três habitats: Floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD).

Habitats		NQ		QU		QD	
		Riqueza	X^2	Riqueza	X^2	Riqueza	X^2
FV	Abt	8	> 0,994	8	> 0,487	9	> 0,535
	Arb	10	> 0,974	9	> 0,733	12	> 0,735
	Ver	6	> 0,959	3	> 0,208	10	> 0,236
	Lia	1	> 0,961	1	> 0,798	1	> 0,786
SE	Pio	9	> 0,578	11	> 0,352	11	> 0,728
	Sin	6	> 0,587	4	> 0,581	6	> 1
	Sta	3	> 0,933	2	> 0,562	4	> 0,638
	Ane	5	> 0,823	4	> 0,653	8	> 0,534
SD	Aut	3	> 0,504	0	> 0,085	4	> 0,347
	Bar	3	> 0,736	4	> 0,497	4	> 0,762
	Zoo	14	> 0,970	14	> 0,377	16	> 0,400

*Formas de vida (FV): Arbórea (Arb), Arbusto (Abt), Erva (Erv) e Liana (Lia). Sucessão ecológica (SE): Pioneira (Pio), Secundária inicial (Sin) e secundária tardia (Sta). Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Ane), Autocórica (Aut), Barocórica (Bar) e Zoocórica (Zoo).

Apêndice A6- Box plot do CWM das formas de vida (Arbórea (a); Erva (b)), sucessão ecológica (Secunária tardia (c); Pioneira (d)) e dispersão por ventos (e) nos três habitats. Floresta não queimada (NQ), queimada uma vez (QU) e queimada duas vezes (QD) na Reserva Extrativista Tapajós-Arapuins, Brasil.



Apêndice A7- Famílias e espécies encontradas no estrato florestais 1 (≥ 10 cm DAP), 2 (DAP entre 2 cm e 9,9 cm) e 3 (< 1 m) da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.

Família	Espécies	Estrato 1	Estrato 2	Estrato 3
Achariaceae	<i>Lindackeria latifolia</i> Benth	9	7	4
	<i>Lindackeria paludosa</i> (Benth.) Gilg	0	0	1
Anacardiaceae	<i>Astronium lecointei</i> Ducke	0	0	1
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	6	13	0
	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	1	4	0
Annonaceae	<i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	1	2	0
	<i>Annona exsucca</i> DC.	13	11	6
	<i>Annona montana</i> Macfad.	0	2	1
	<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	6	2	1
	<i>Duguetia echinophora</i> R.E.Fr.	7	0	0
	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	12	10	4
	<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R. A. Howard.	2	0	0
	<i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	1	0	1
	<i>Onychopetalum amazonicum</i> R.E.Fr.	3	0	0
	<i>Xylopia nitida</i> Dunal	3	0	0
Apocynaceae	<i>Aspidosperma desmanthum</i> Benth. Ex Mull.Arg.	4	0	0
	<i>Aspidosperma excelsum</i> Benth.	4	1	0
	<i>Aspidosperma macrocarpum</i> Mart.	1	0	0
	<i>Geissospermum vellosii</i> Allemão	4	5	3
	<i>Himatanthus sucuubus</i> (Spruce ex Mull.Arg.) Woodson	8	1	0
	<i>Parahancornia fasciculata</i> (Poir.) Benoist	2	0	0
	<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. Ex Mull.Arg	0	2	0
Aptandraceae	<i>Chaunochiton kappleri</i> (Sagot ex Engl.) Ducke	1	2	0
Araliaceae	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	1	8	1
	<i>Schefflera morototoni</i> Maguire et al.	2	1	0
	<i>Schivella guianensis</i> (Aubl.) Wunderlin	0	1	5
Arecaceae	<i>Astrocaryum aculeatum</i> G.Mey.	6	2	1
	<i>Astrocaryum gynacanthum</i> Mart.	0	19	2
	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	11	0	2
	<i>Bactris concinna</i> Mart.	0	1	2
	<i>Desmoncus orthacanthos</i> Mart.	0	0	1
	<i>Geonoma baculifera</i> (Poit.) Kunth	0	0	1
	<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	14	0	2
	<i>Oenocarpus distichus</i> Mart.	3	0	0
	<i>Syagrus cocoides</i> Mart.	0	16	1
	Bignoniaceae	<i>Adenocalymma flavidum</i> Miers	0	0
<i>Adenocalymma magnificum</i> Mart. ex DC.		1	0	7
<i>Adenocalymma validum</i> L.G.Lohman		2	0	0
<i>Bignonia aequinoctalis</i> L.		0	1	1
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose		2	1	0

	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	25	35	6
	<i>Pleonotoma jasminifolia</i> (Kunth) Miers	0	0	5
Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	8	15	2
Boraginaceae	<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	7	7	1
	<i>Cordia exaltata</i> Lam.	2	32	5
	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	0	3	3
	<i>Cordia scabrifolia</i> A.DC.	1	1	0
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	5	5	4
Burseraceae	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	19	4	2
	<i>Protium apiculatum</i> Swart	2	2	1
	<i>Protium decandrum</i> (Aubl.) Marchand	0	1	0
	<i>Protium pallidum</i> Cuatrec.	0	8	0
	<i>Protium robustum</i> (Swart.) D.M.Porter	3	17	0
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	0	2	1
	<i>Protium tenuifolium</i> (Engl.) Engl.	5	5	2
	<i>Trattinnickia burseraefolia</i> Mart.	1	8	2
	<i>Trattinnickia rhoifolia</i> Willd.	2	6	2
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	10	2
Celastraceae	<i>Maytenus guyanensis</i> Klotzch ex Reissek	1	0	0
	<i>Salacia impressifolia</i> (Miers) A.C.Sm.	0	0	2
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella eriandra</i> Benth.	3	4	1
	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	0	1	1
	<i>Licania canescens</i> Benoist	3	1	0
	<i>Licania egleri</i> Prance	1	0	0
	<i>Licania heteromorpha</i> Benth.	3	1	1
	<i>Licania longistyla</i> (Hook.F.) Frisch	0	1	0
	<i>Licania membranacea</i> Sagot ex Laness.	1	0	0
	<i>Licania octandra</i> (Hoffmanns. Ex Roem. & Schult.) Kuntze	3	0	1
	<i>Parinari campestris</i> Aubl.	1	1	0
Clusiaceae	<i>Garcinia macrophylla</i> Mart.	2	0	0
	<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	1	0	0
	<i>Tovomita brevistaminea</i> Engl.	3	0	0
Connaraceae	<i>Connarus erianthus</i> Benth. ex Baker	0	0	1
	<i>Connarus perrotteti</i> (DC.) Planch	2	0	0
Coulaceae	<i>Minuartia guianensis</i> Aubl.	1	1	0
Cyperaceae	<i>Scleria pterota</i> C.Presl	0	0	7
Dichapetalaceae	<i>Dichapetalum rugosum</i> (Vahl) Prance	0	0	1
Dilleniaceae	<i>Davilla rugosa</i> Poir	0	0	1
	<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	0	0	5
Ebenaceae	<i>Diospyros melinonii</i> (Hiern) A.C.Sm.	1	1	0
	<i>Diospyros praetermissa</i> Sandwith	0	1	0
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea eichleri</i> K.Schum.	1	0	0
	<i>Sloanea grandiflora</i> Sm.	0	2	1
Erythrolpalaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	2	6	0

	<i>Heisteria ovata</i> Benth.	4	2	0
Euphorbiaceae	<i>Alchornea fluviatilis</i> Secco	1	0	0
	<i>Aparisthmium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	2	85	3
	<i>Glycydendron amazonicum</i> Ducke	6	14	0
	<i>Mabea angustifolia</i> Spruce ex Benth.	0	5	0
	<i>Mabea subsessilis</i> Pax & K. Hoffm.	0	0	1
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	3	1	1
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	2	3	0
	<i>Sapium marmieri</i> Huber	1	3	0
Fabaceae	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	1	5	1
	<i>Abarema mataybifolia</i> (Sandwith) Barneby & J.W.Grimes	0	1	0
	<i>Abarema piresii</i> Barneby & J.W.Grimes	1	0	0
	<i>Acacia multipinnata</i> Ducke	1	0	0
	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	11	2	0
	<i>Amphiodon effusus</i> Huber	11	59	6
	<i>Apuleia molaris</i> Spruce ex Benth.	1	1	0
	<i>Batesia floribunda</i> Spruce ex Benth.	3	2	0
	<i>Bauhinia creana</i> Harms	1	0	0
	<i>Cassia lucens</i> Vogel	0	7	1
	<i>Chamaecrista xinguensis</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	6	1	1
	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	24	1	0
	<i>Dioclea virgata</i> (Rich.) Amshoff	0	0	1
	<i>Diploptropis purpurea</i> (Rich.) Amshoff	1	0	0
	<i>Dipteryx odorata</i> (Aubl.) Forsyth. f	4	3	0
	<i>Enterolobium schomburgkii</i> (Benth.) Benth.	4	0	1
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	11	1	0
	<i>Hymenolobium petraeum</i> Ducke	2	0	0
	<i>Hymenolobium pulcherrimum</i> Ducke	1	0	0
	<i>Inga alba</i> (Sw) Willd.	4	9	4
	<i>Inga bourgonii</i> (Aubl.) DC.	2	1	0
	<i>Inga capitata</i> Desv.	1	4	0
	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	0	1	0
	<i>Inga distacha</i> Benth.	1	3	2
	<i>Inga grandiflora</i> Ducke	0	6	1
	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	0	1	0
	<i>Inga paraensis</i> Ducke	6	8	2
	<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	3	4	0
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	1	2	0
	<i>Inga umbellifera</i> (Vahl) DC.	0	9	5
	<i>Machaerium ferox</i> (Mart. Ex Benth.) Ducke	1	0	0
	<i>Ormosia flava</i> (Ducke) Rudd	2	1	0
	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	3	0	0
	<i>Parkia nitida</i> Miq.	2	0	1
	<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	0	1	0

	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	3	0	0
	<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth	1	2	0
	<i>Stryphnodendron paniculatum</i> Poelpl & Endl	1	0	0
	<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	4	0	0
	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	5	2	0
	<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	1	1	0
	<i>Swartzia laxiflora</i> Bong. Ex Benth	1	1	1
	<i>Swartzia panacoco</i> var. <i>polyanthera</i> (Steud) R.S.Cowan	1	0	0
	<i>Swartzia racemosa</i> Benth.	1	0	0
	<i>Swartzia recurva</i> Poeppig.	2	0	0
	<i>Tachigali alba</i> Ducke	3	0	0
	<i>Tachigali glauca</i> Tul.	11	6	4
	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	1	1	0
	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho	1	0	0
	<i>Vatairea erythrocarpa</i> (Ducke) Ducke	26	4	1
	<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc & Rendle	0	0	1
	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	18	6	1
Gentianaceae	<i>Potalia amara</i> Aubl.	0	0	2
Goupiaceae	<i>Goupia glabra</i> Aubl.	4	0	0
Heliconiaceae	<i>Heliconia acuminata</i> L.C.Rich.	0	0	1
	<i>Heliconia bihai</i> (L.) L.	0	0	3
Humiriaceae	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	4	1	1
	<i>Vantanea parviflora</i> Lam.	0	1	1
Hypericaceae	<i>Vismia baccifera</i> (L.) Triana & planch.	0	0	1
	<i>Vismia cayennensis</i> (Jacq.) Pers.	3	42	2
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	0	5	1
	<i>Vismia latifolia</i> (Aubl.) Choisy	0	5	0
Lamiaceae	<i>Vitex triflora</i> Vahl.	6	6	5
Lauraceae	<i>Aniba guianensis</i> Aubl.	3	0	0
	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez	12	2	1
	<i>Nectandra amazonum</i> Nees	1	0	0
	<i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	2	2	0
	<i>Ocotea caudata</i> (Nees) Mez	26	7	3
	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	8	2	1
	<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	1	1	0
Lecythidaceae	<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	4	0	0
	<i>Couratari stellata</i> A.C.Sm.	7	2	0
	<i>Eschweilera collina</i> Eyma	1	7	0
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	0	1	0
	<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) sandwith	3	0	0
	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart.ex Miers	0	0	1
	<i>Gustavia hexapetala</i> (Aubl.) Sm.	0	8	2
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	26	4	1
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	2	0	1

Loganiaceae	<i>Strychnos ramentifera</i> Ducke	1	1	0	
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	2	1	0	
	<i>Eriotheca globosa</i> (Aubl.) A.Robyns	2	0	0	
	<i>Sterculia pruriens</i> (Aubl.) K.Schum	4	0	0	
	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. ex Spreng.	18	18	4	
Marantaceae	<i>Ischnosiphon gracilis</i> (Rudge) Korn.	0	0	2	
	<i>Ischnosiphon obliquus</i> (Rudge) Korn.	0	0	1	
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	6	12	4	
	<i>Miconia affinis</i> DC.	1	10	2	
	<i>Miconia chrysophylla</i> (Rich.) Urb.	4	12	4	
	<i>Miconia dispar</i> Benth.	1	5	3	
	<i>Miconia pyrifolia</i> Naudin.	1	18	1	
	<i>Mouriri apiranga</i> Triana	4	0	0	
	<i>Mouriri brachyanthera</i> Ducke	7	4	1	
Meliaceae	<i>Trichilia micrantha</i> Benth.	2	2	0	
	<i>Trichilia quadrijuga</i> Kunth	0	0	1	
Menispermaceae	<i>Abuta grandifolia</i> (Mart.) Sandwith	0	1	3	
	<i>Telitoxicum glaziovii</i> Moldenke	1	0	0	
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	8	1	3	
	<i>Brosimum lactescens</i> (S.Moore) C.C.Berg	1	0	0	
	<i>Brosimum parinarioides</i> Ducke	0	1	0	
	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	6	1	0	
	<i>Clarisia ilicifolia</i> (Spruce) Kanji. & Rossberg	1	2	3	
	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	1	0	0	
	<i>Ficus catappifolia</i> Kunth & C.D. bouche	2	0	0	
	<i>Helicostylis pedunculata</i> Benoist	8	7	3	
	<i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	1	0	0	
	<i>Maquira guianensis</i> Aubl.	5	1	0	
	<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke) C.C.Berg	3	0	1	
	<i>Perebea mollis</i> (Poepp. & Endl.) Huber	3	1	1	
	<i>Pseudolmedia murure</i> Standl.	12	5	1	
	Myristicaceae	<i>Compsonera ulei</i> Warb.	0	0	2
		<i>Iryanthera juruensis</i> Warb.	1	0	0
<i>Iryanthera laevis</i> Markgr.		2	2	0	
<i>Virola crebrinervia</i> Ducke		0	5	0	
<i>Virola elongata</i> (Benth.) Warb.		0	1	0	
	<i>Virola michelii</i> Heckel	21	8	6	
Myrtaceae	<i>Campomanesia lineatifolia</i> Ruiz & Pav.	1	0	0	
	<i>Eugenia flavescens</i> DC.	2	0	2	
	<i>Eugenia omissa</i> McVaugh	0	1	0	
	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	5	3	1	
	<i>Eugenia tapacumensis</i> O.Berg	1	0	0	
	<i>Myrcia eximia</i> DC.	0	0	1	
	<i>Myrcia splendens</i> (SW.) DC.	10	4	1	

	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	4	0	1
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	0	1	0
Nyctaginaceae	<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	1	6	1
Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	1	1	0
	<i>Ouratea paraensis</i> Huber	0	1	0
Olacaceae	<i>Dulacia candida</i> (Poepp.) Kuntze	1	1	0
Passifloraceae	<i>Passiflora acuminata</i> DC.	0	0	1
Peraceae	<i>Pera distichophylla</i> (Mart.) Baill	2	0	0
	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers. Ex Benth.	2	1	0
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus madeirensis</i> Croizat	1	0	0
Piperaceae	<i>Piper divaricatum</i> G.Mey.	0	0	1
	<i>Piper hostmannianum</i> (Miq.) C.DC.	0	0	1
Poaceae	<i>Olyra latifolia</i> L.	0	0	2
Polygalaceae	<i>Moutabea guianensis</i> Aubl.	1	0	0
	<i>Coccoloba latifolia</i> Lam.	4	3	2
Quiinaceae	<i>Lacunaria crenata</i> (Tul.) A.C.Sm.	0	2	1
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1	1	0
	<i>Duroia macrophylla</i> Huber	5	2	0
	<i>Faramea capillipes</i> Mull. Arg.	0	11	9
	<i>Faramea sessilifolia</i> (Kunth) DC.	2	2	1
	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	1	551	14
	<i>Palicourea triphylla</i> DC.	0	4	6
	<i>Posoqueria longiflora</i> Aubl.	1	0	0
	<i>Psychotria colorata</i> (Willd. ex Schult.) Mull.Arg.	0	0	1
	<i>Sphinctanthus rupestris</i> Benth.	1	1	0
	<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	3	9	1
Rutaceae	<i>Galipea trifoliata</i> Aubl.	4	0	0
	<i>Metrodorea flavida</i> K.Krause	0	2	0
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	21	25	8
	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	11	6	2
	<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	3	4	0
	<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl ex Vent.	6	2	2
	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	3	1	0
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	2	7	3
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0	1	0
	<i>Matayba oligandra</i> Sandwith	1	0	1
	<i>Talisia longifolia</i> (Benth.) Radlk.	0	16	14
	<i>Talisia mollis</i> Kunth ex Cambess.	0	15	7
	<i>Talisia pedicellaris</i> Radlk	2	0	0
	<i>Talisia veraluciana</i> Guarim	5	4	4
	<i>Toulicia guianensis</i> Aubl.	6	5	0
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum cuneifolium</i> (Rudge) A.DC.	0	1	0
	<i>Chrysophyllum priouri</i> A.DC.	2	3	0
	<i>Ecclinusa abbreviata</i> Ducke	5	4	2

	<i>Ecclinusa guianensis</i> Eyma	5	2	0
	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	14	0	1
	<i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	1	0	0
	<i>Pouteria caimito</i> (Ruiz & Pav.) Radlk.	6	0	0
	<i>Pouteria cladantha</i> Sandwith	1	0	1
	<i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma	26	3	2
	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	2	0	0
	<i>Pouteria hispida</i> Eyma	2	0	1
	<i>Pouteria jariensis</i> Pires & T.D.Penn.	0	1	0
	<i>Pouteria krukovii</i> (A.C.Sm.) Baehni	5	1	0
	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	4	0	1
	<i>Pouteria manoasensis</i> (Aublrev. & Pellegr.) T.D.Penn	0	2	0
	<i>Pouteria opposita</i> (Ducke) T.D.Penn.	1	0	0
	<i>Pouteria pariry</i> (Ducke) Baehni	3	0	0
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	1	0	0
	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	13	2	2
	<i>Pradosia praealta</i> (Ducke) Ducke	5	0	0
Simaroubaceae	<i>Homalolepis cedron</i> (Planch.) Devecchi & Pirani	3	2	1
	<i>Simaba polyphylla</i> (Cavalcante) W. W. Thomas	1	0	1
Siparunaceae	<i>Siparuna decipiens</i> (Tul.) A.DC.	2	0	0
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	0	2	1
Smilacaceae	<i>Smilax syphilitica</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	0	4	0
Solanaceae	<i>Solanum asperum</i> Vahl	0	2	0
	<i>Solanum campaniforme</i> Roem. & Schult.	0	18	1
	<i>Solanum crinitum</i> Lam.	0	6	1
	<i>Solanum paludosum</i> Moric.	0	2	2
	<i>Solanum schlechtendalianum</i> Walp.	0	95	9
Stemonuraceae	<i>Discophora guianensis</i> Miers	0	0	1
Ulmaceae	<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlman	0	1	1
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	93	192	3
	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	13	2	0
	<i>Cecropia palmata</i> Willd.	0	1	0
	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	7	0	0
Violaceae	<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	0	1	0
	<i>Rinorea passoura</i> Kunth	0	47	3
	<i>Rinorea racemosa</i> (Mart.) Kuntze	0	0	1
	<i>Rinorea riana</i> Kuntze	0	1	0
Vochysiaceae	<i>Vochysia guianensis</i> Aubl.	1	1	0
	Total	1021	1866	345