

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

**Dinâmica da vegetação de floresta de terra preta de índio e terra não-preta
adjacente no sul da Amazônia**

Lucilene Pereira da Silva Santos

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

Orientador: Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior
Coorientador: Dr. Edmar Almeida de Oliveira

Nova Xavantina-MT
Março, 2022

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

**Dinâmica da vegetação de floresta de terra preta de índio e terra não-preta
adjacente no sul da Amazônia**

Lucilene Pereira da Silva Santos

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

Orientador: Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior
Coorientador: Dr. Edmar Almeida de Oliveira

Nova Xavantina-MT
Março, 2022

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

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

Ficha catalográfica elaborada pelo Setor de Processamento Técnico da Divisão de Biblioteca da UNEMAT Catalogação de Publicação na Fonte. UNEMAT - Unidade padrão

Santos, Lucilene Pereira da Silva.

Dinâmica da vegetação lenhosa de uma floresta de terra preta de índio e uma floresta de terra não preta adjacente no sul da Amazônia / Lucilene Pereira da Silva Santos. - Nova Xavantina, 2024.

38 of.: il.

Universidade do Estado de Mato Grosso "Carlos Alberto Reyes Maldonado", Ecologia e Conservação/NVX-PPGEC - Nova Xavantina - Mestrado Academico, Campus Universitário De Nova Xavantina.

Orientador: Ben Hur Marimon Junior.

Coorientador: Edmar Almeida de Oliveira.

1. biomassa. 2. mortalidade. 3. recrutamento. I. Junior, Ben Hur Marimon. II. Oliveira, Edmar Almeida de. III. Título.

TERMO DE APROVAÇÃO

Dinâmica da vegetação de floresta de terra preta de índio e terra não-preta adjacente no sul da Amazônia

6

Lucilene Pereira da Silva Santos

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

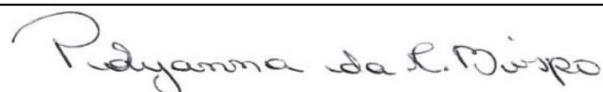
Aprovado em 29 de março de 2022.

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br BEN HUR MARIMON JUNIOR
Data: 23/05/2024 22:23:21-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Ben Hur Marimon Junior
Universidade do estado de Mato Grosso-UNEMAT
Orientador

Dra. Halina Soares Jancoski
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro titular



Profa. Dra. Polyanna da Conceição Bispo
University of Manchester
Membro titular

Profa. Dra. Beatriz Shwantes Marimon
Universidade do Estado de Mato Grosso
Membro suplente

Prof. Dr. Norberto Ribeiro Gomes Junior
Secretaria de Educação de Mato Grosso
Membro suplente

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu grandioso Deus por ter me oportunizado mais essa conquista.

Ao meu esposo, Josué que sempre me incentivou a continuar e nunca me deixou desistir.

À minha amada filha Sofya, por me compreender e sempre me apoiar.

À minha mãe Terezinha e ao meu irmão Lucenildo que sempre me apoiaram.

Ao meu orientador, professor Ben Hur, pela orientação e confiança.

Ao meu coorientador Edmar (Dinei), pelos ensinamentos, pela paciência, correções e sugestões sempre tão valiosas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação- UNEMAT, por todo o suporte para concluir meu trabalho e contribuição na minha formação acadêmica. A CAPES pelo importante apoio financeiro. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/PELD - Projeto Transição Cerrado-Floresta Amazônica, bases ecológicas e socioambientais para a conservação, Processo nº 558069/2009-6) pelo financiamento da coleta de dados.

Aos integrantes do LABEV- Laboratório de Ecologia vegetal de Nova Xavantina, que ajudaram na coleta dos dados.

Aos meus colegas de mestrado da turma (2020/1) que infelizmente não tive a oportunidade de conhecer pessoalmente devido a pandemia, mais sempre estávamos nos incentivando mesmo de forma remota. Agradeço especialmente à Janecleia Soares Aragão que, mesmo não a conhecendo pessoalmente, já a considero como uma grande amiga.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. MATERIAL E MÉTODOS	2
2.1. Área de estudo	2
2.2. Análise de dados.....	4
3. RESULTADOS	6
3.1 Composição florística, diversidade de espécies e estrutura da comunidade.....	6
3.2 Parâmetros de dinâmica.....	10
3.3 Parâmetros de dinâmica para as espécies de maior VI (Valor de importância).....	11
3.4 Análise da fertilidade dos solos	13
3.5 Espécies domesticadas, semi-domesticadas e incipientemente domesticadas.....	13
4. DISCUSSÃO.....	13
5. CONCLUSÃO	20
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20

RESUMO

A Floresta Amazônica apresenta diferentes fitofisionomias florestais, em sua maioria em solos naturalmente distróficos. No entanto nessa matriz edáfica dominante, ocorrem as florestas de Terra Preta de Índio (TPI), que são manchas de solo altamente férteis espalhadas por toda a Bacia Amazônica. O objetivo desse estudo foi comparar a dinâmica da comunidade lenhosa de uma TPI e uma TNP (Floresta de Terra não-Preta) no Sul da Amazônia, no período de três e quatro anos, respectivamente (2017-2020 e 2016-2020). Estabelecemos parcelas permanentes de 1 ha (100x100m) em ambas as florestas e amostramos todos os indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP 1,30 m) \geq 10 cm. No segundo levantamento medimos todos os indivíduos sobreviventes, contabilizamos as plantas mortas e também aquelas que atingiram o limite de inclusão. Comparamos as propriedades químicas do solo e os parâmetros de dinâmica da vegetação das florestas (TPIxTNP). A floresta de TPI apresentou maiores valores médios de K, P, Ca e Mg ($p < 0,001$), demonstrando maior fertilidade natural, bem como maior área basal e biomassa aérea da vegetação. A TPI apresentou equilíbrio dinâmico entre mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal, enquanto a TNP apresentou maior dinâmica. Ao mesmo tempo em que a composição de espécies diferiu entre as florestas, a riqueza não apresentou diferença. Nossos resultados sugerem que as diferenças encontradas entre as florestas, estão relacionadas à maior fertilidade dos solos de TPI e que essa floresta retarda o hiperdinamismo na borda Sul da Amazônia. A TPI contribui para a diversidade em meso-escala devido à atuação do solo fértil como um filtro de espécies.

Palavras-chave: biomassa, mortalidade, recrutamento, dinâmica florestal, pré-colombianos.

ABSTRACT

The Amazon Forest has different forest phytophysiognomies, mostly in naturally dystrophic soils. However, in this dominant edaphic matrix, different forests known as “Terra Preta de Índio” (TPI) (Amazonian Black Earth), occur in highly fertile patches of soil scattered throughout the Amazon Basin. The objective of this study was to compare the dynamics of the woody community of a TPI and a TNP (Non-Terra Preta) in southern Amazonia, in the period of three and four years, respectively (2017-2020 and 2016-2020). We established permanent plots of 1 ha (100x100m) in both forests and sampled all individuals with diameter at breast height (DBH 1.30 m) \geq 10 cm. In the second survey, we measured all surviving individuals, counted dead plants and those that reached the inclusion limit. We compared soil chemical properties and forest vegetation dynamics parameters (TPI x TNP). The TPI forest showed higher mean values of K, P, Ca and Mg ($p < 0.001$), showing higher natural fertility, as well as higher basal area and aboveground biomass of the vegetation. TPI presented a dynamic balance between mortality, recruitment, loss and gain in basal area, while TNP presented greater dynamics. While the species composition differed between the forests, the richness showed no difference. Our results suggest that the differences found between the forests are related to the higher fertility of the TPI soils and that this forest delays the hyperdynamism in the southern edge of the Amazon. Due to the fertile soil acting as a filter of species, TPI's contribute to the tree diversity at a meso-scale.

Keywords: biomass, mortality, recruitment, forest dynamics, pre-Columbians.

1. INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica abriga uma das mais diversas comunidades vegetais do mundo (Ter Steege et al. 2015) com diferentes províncias florísticas e fitofisionomias florestais, em sua maioria em solos naturalmente distróficos (Glaser 2007). No entanto, nesta matriz edáfica dominante, ocorrem as chamadas florestas de Terra Preta de Índio (TPI), que são manchas de solo altamente férteis espalhadas por toda a Bacia Amazônica. Esses solos chamam a atenção por terem sido produzidos, em grande parte, por ação de antigos povos indígenas do período pré-colombiano (Glaser e Birk 2012; Major et al. 2006). Além de abrigar vegetação floristicamente diversa das florestas adjacentes de terra não preta (TNP) (Oliveira et al. 2020), o solo nas TPI's apresenta até três vezes mais matéria orgânica e maior fertilidade natural (Glaser 2007).

Os solos das TPI's apresentam também altas concentrações de cálcio, magnésio e fósforo quando comparados com os solos adjacentes, que normalmente são latossolos extremamente ácidos e distróficos (Falcão et al. 2009; Kern et al. 2017). A grande quantidade de matéria orgânica depositada na formação desses solos age como um reservatório de nutrientes, influenciando nas características físicas, químicas e biológicas do solo (Madari et al. 2003; Teixeira et al. 2009). O resultado é uma elevada capacidade de troca catiônica, menor acidez, maior atividade microbiana e maior capacidade de retenção de água do solo (Teixeira et al. 2009; Lucerina et al. 2020), fatores importantes para a ciclagem de nutrientes e o crescimento das plantas (Glaser 2007; Steiner et al. 2009).

A elevada fertilidade desses solos, também afeta a distribuição de plantas da Amazônia ao atuar com um filtro de espécies arbóreas, influenciando na composição de espécies do sub-bosque (Quintero-Vallejo et al. 2015), e contribuindo para elevar a biomassa da floresta (Oliveira et al. 2020). Além disso, a alta fertilidade dos solos das TPI's é um fator determinante para a seleção de áreas cultivadas pelos agricultores, tanto indígenas quando não indígenas (Clement et al. 2009). Devido à sua origem antrópica, esses solos podem concentrar populações de espécies domesticadas (e.g. *Hymenaea courbaril*), o que contribui para heterogeneidade e biodiversidade da Floresta Amazônica (Junqueira et al. 2010; Levis et al. 2017).

Os estudos realizados em solos antropogênicos na região Amazônica, são principalmente relacionados à sua gênese (Glaser e Birk 2012), fertilidade (Falcão e Borges 2003; German 2003; Major et al. 2006), composição química (Moreira et al. 2009), concentração de matéria orgânica (Falcão et al. 2009; Cunha et al. 2009), e a composição e

estrutura da vegetação (Junqueira et al. 2011; Oliveira et al. 2020). No entanto, avaliações sobre a dinâmica da vegetação das TPI's, especialmente comparando com solos adjacentes, são escassas ou inexistentes. Estudos de dinâmica de vegetação das florestas de TPI na borda sul da Amazônia são importantes especialmente pela sensibilidade desta região às mudanças climáticas, em uma zona de alto risco ambiental denominada “Arco do Desmatamento” (Nogueira et al. 2007; Nogueira et al. 2008). Nesta zona de alto risco ambiental, as florestas são consideradas hiperdinâmicas (Marimon et al. 2014), condição que ajuda na compreensão como as florestas estão se comportando ao longo do tempo (Martins et al. 2017) e reagindo aos impactos do clima (Reis et al 2022). O hiperdinamismo da vegetação é um dos principais indicativos de vulnerabilidade às mudanças climáticas devido ao desequilíbrio no balanço de biomassa (Marimon et al.2014) e nutrientes (Oliveira et al 2017). Identificar o tipo de dinâmica da vegetação de cada fitofisionomia na borda sul da Amazônia, pode contribuir para a compreensão da distribuição espacial da vulnerabilidade. Por exemplo, Quesada et al. (2009) sugerem que a dinâmica da vegetação amazônica é controlada por uma inter-relação entre a fertilidade, atributos físicos e variáveis climáticas.

O objetivo deste estudo é avaliar a dinâmica da comunidade lenhosa em uma floresta de Terra Preta de Índio (TPI) e uma floresta de terra não preta (TNP) no Sul da Amazônia no período de três e quatro anos respectivamente (2017-2020 e 2016-2020). Hipotetizamos que as florestas de TPI, por apresentarem solos com maior fertilidade natural, são mais dinâmicas do que as florestas adjacentes em solos distróficos. É importante testar essa hipótese, sobretudo na borda sul da Amazônia onde ocorre a maior parte das florestas hiperdinâmicas da Amazônia (Marimon et al. 2014).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em duas parcelas de um hectare subdividida em 25 sub-parcelas contíguas de 400m² cada, em florestas estacionais perenifólias, ambas em uma matriz circundante de plantação de soja e pastagem. A Terra Preta de Índio (TPI) ocorre sobre solo mesotrófico e TNP sobre Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, no município de Gaúcha do Norte, Mato Grosso. O município está localizado na região nordeste Mato-grossense, na faixa de transição entre os biomas Cerrado e Amazônia, com vegetação

predominante de floresta ombrófila e floresta estacional perenifólia (Ivanauskas et al. 2004) (

Fig. 1). O clima da região é do tipo Aw de Köppen, com dois períodos bem definidos, um seco, de abril a setembro, e outro chuvoso, de outubro a março (Kottek et al. 2006), com precipitação média anual de 1.508 mm e temperatura média anual de 26 °C (Ivanauskas 2004).

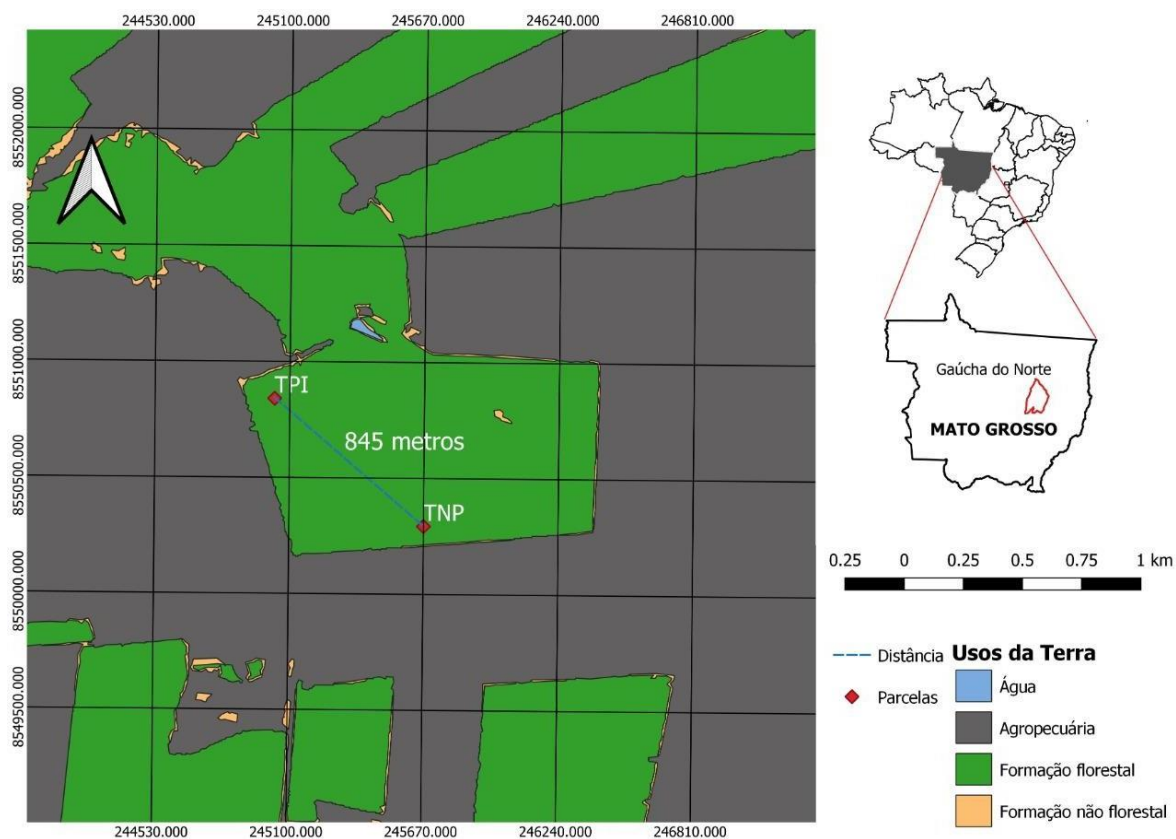


Fig. 1 Localização das floresta sobre Terra Preta de Índio e terra não preta da transição Cerrado-Floresta Amazônica, município de Gaúcha do Norte, Mato Grosso.

O primeiro levantamento na TPI foi realizado em 2014 e o segundo em 2017, por Oliveira et al (2020). Em 2016 os mesmos autores realizaram o primeiro levantamento em uma área adjacente de igual tamanho em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico em TNP. Além da florística, a coloração do solo, fertilidade e presença ou ausência de fragmentos de cerâmica e carvão (atividade indígena) foram os indicativos-chave para separar ambos os tipos florestais.

Em cada floresta, medimos o diâmetro e a altura de todas as plantas lenhosas vivas (incluindo palmeiras e lianas) com diâmetro à altura do peito ($DAP_{1,30\text{ m}} \geq 10\text{ cm}$). As lianas foram medidas a 1,3 m ao longo do caule. As espécies foram identificadas em

campo e, quando necessário, foram coletadas amostras botânicas para confirmação por especialistas ou consultas em herbários. O material foi depositado no Herbário-NX da Universidade do Estado de Mato Grosso-UNEMAT, Campus de Nova Xavantina, Mato Grosso. No ano de 2020 foi realizado o terceiro levantamento em TPI e o segundo levantamento em TNP, em que medimos todos os indivíduos sobreviventes, contabilizamos as plantas mortas e também aquelas que atingiram o limite de inclusão. Esses recrutados também foram marcados com placa de alumínio e receberam um número sequencial.

As amostras de solo foram coletadas por Oliveira et al (2020), em cinco pontos aleatórios, nas profundidades de 0 a 10 e de 10 a 20 cm. As amostras foram secas naturalmente à temperatura ambiente e analisadas em laboratório quanto concentração de macronutrientes fósforo (P), Potássio (K), cálcio (Ca), Magnésio (Mg), saturação por bases trocáveis (V%), pH e capacidade de troca catiônica (CTC) como indicadores de fertilidade (Eduardo 2015), usando protocolos padrão Silva et al. (1998), os quais utilizaram os seguintes métodos para preparar o solo para a análise química e avaliação de fertilidade: Primeiro passo é a identificação da amostra, no laboratório as amostras são protocoladas e preparadas para determinações analíticas, no preparo das amostras ocorre a secagem, destorroamento, separação das frações do solo por tamisação e homogeneização da fração menor que 2mm, denominada terra fina seca ao ar (TFSA), que é usada para as determinações). As amostras são espalhadas em folha de papel onde são secas ao ar e são passadas por uma peneira de 2mm, onde o que fica retido na peneira é descartado, assim as amostras de solo estão prontas para as determinações analíticas.

Classificamos as espécies em domesticadas, semi-domesticadas e incipientemente domesticadas utilizando os critérios adotados por Clement (1999), Hammer e Khoshbakht, (2015), Levis et al. (2017) e Levis et al. (2018), os quais definiram a domesticação das plantas como um processo co-evolutivo com indicadores de domesticação, tais como alteração no fenótipo e genótipo, adaptação às paisagens domesticadas, uso do fogo, transporte e dispersão e uso pelos povos pré-colombianos antes da invasão europeia.

Para fins de comparação, consideramos apenas os dois últimos levantamentos de vegetação para ambas as florestas (TPI 2017 e 2020 e TNP 2016 e 2020).

2.2. Análise de dados

Para cada floresta (TPI e TNP) a diversidade de espécies foi obtida a partir do índice de Shannon (H') e a equabilidade através do índice de Pielou (J') (Lakhani e

Magurran 1989). Ambos os resultados foram obtidos por meio do programa FITOPAC 2.1 (Shepherd 2010). Os valores de Shannon para as duas florestas foram comparados através do teste t de Hutcheson (Zar 2010).

Comparamos a riqueza entre as florestas pelo método de rarefação empregando 1000 aleatorizações através do programa EcoSim 7.0 (Gotelli 2001). A partir da média e variância aplicamos o teste Z (Zar 2010) utilizando o pacote vegan (Oksanen, et al 2010) no programa R (R Core Team 2021).

Avaliamos o esforço de amostragem (curvas de rarefação) com base no método de interpolação e extrapolação de Hill, com a função `iNext` do pacote `iNext` v.2.019 (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2016).

Para avaliar a variação na composição florística entre as florestas, utilizamos a Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) a partir de uma matriz de distância de Bray-Curtis usando o valor do stress para indicar o ajuste (Quinn e Keugh 2002), executada no pacote (vegan) associada a uma PerMANOVA. (Anderson 2001). Geramos uma matriz de composição (presença x ausência) e abundância para cada subparcela de 20×20 m.

Os dois levantamentos nos permitiram calcular o incremento periódico anual (IPA) (Encinas et al. 2005), as taxas médias anuais de mortalidade ($M = \{1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}\} \times 100$) e de recrutamento ($R = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$) (Sheil et al. 2000) para as dez espécies de maior valor de importância (VI), e também para ambas as florestas. A partir dos dados de mortalidade e recrutamento calculamos o tempo de meia-vida ($T_{1/2} = \ln(1/2)/\ln[(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}$), de duplicação ($T_2 = \ln(2)/\ln[(N_0 + N_r)/N_0]^{1/t}$), de estabilidade ($E = (T_{1/2} - T_2)$) e de reposição ($Rep = (T_{1/2} + T_2)/2$) (Lieberman et al., 1985; Korning; Balslev, 1994), onde t é o tempo transcorrido entre os dois inventários, N_0 e N_t são o número inicial e final de indivíduos, N_m e N_r são o número de mortos e recrutas e \ln é o logaritmo natural da função.

Calculamos os valores de área basal para as duas florestas (TPI e TNP) e também as taxas de perda ($P = \{1 - [AB_0 - AB_m - AB_d]/AB_0\}^{1/t} \times 100$) e de ganho ($G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}\} \times 100$) em área basal (Guimarães et al. 2008); onde AB_0 e AB_t são as áreas basais inicial e final das árvores, AB_m e AB_r são as áreas basais das árvores mortas e dos recrutas, AB_d e AB_g são respectivamente a área basal do decréscimo e do incremento (ganho). Com a finalidade de comparar os parâmetros de dinâmica das florestas de TPI e de TNP utilizamos o teste z de Poisson (Zar 2010).

Para avaliar a mortalidade nas duas florestas, subdividimos os indivíduos em classes de diâmetro utilizando a fórmula A/K proposta por Bonini e Bonini (1972) onde A representa a amplitude dos valores de diâmetro e K representa uma constante definida pelo algoritmo de Sturges, cuja fórmula é $1 + 3,3 \log (n)$, onde N é o número total de indivíduos amostrados. Com base nesses resultados elaboramos histogramas de distribuição de indivíduos em classes diamétricas. Para avaliar se houve diferença significativa na mortalidade entre as classes de diâmetro em TPI entre 2017 e 2020 e TNP entre 2016 e 2020 aplicamos o teste de Kolmogorov-Smirnov (Siegel e Castellan-Júnior 1988). Verificamos a associação entre taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho nas classes de diâmetro aplicando correlações de Spearman, considerando-se significativos os valores de $P < 0,05$ (Zar 1999).

Comparamos as propriedades químicas dos solos das florestas de TPI e TNP, através de um teste permutacional de análise de variância multivariada (PerMANOVA) com 1.000 randomizações (Anderson 2001).

Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2021), com o nível de significância de 5%.

3. RESULTADOS

3.1 Composição florística, diversidade de espécies e estrutura da comunidade

Na floresta de TPI registramos 51 espécies, 408 indivíduos e 27 famílias em 2017 e 55 espécies, 407 indivíduos e 29 famílias em 2020. Para a TNP registramos 59 espécies, 556 indivíduos e 28 famílias em 2016 e 62 espécies, 490 indivíduos e 30 famílias em 2020). Observamos 22 e 25 espécies com apenas um indivíduo na floresta de TPI e 23 e 22 na floresta de TNP nos dois períodos avaliados, respectivamente.

Entre os anos inventariados na TPI, duas espécies desapareceram (Lianas: *Deguelia amazonica* Killip e *Inga heterophylla* Willd) e quatro surgiram (Bignoniaceae 1, *Mabea fistulifera* Mart. *Anthodon decussatum* Ruiz & Pav. e *Cecropia pachystachya* Trécul), resultando no aumento líquido de duas espécies e duas famílias (Urticaceae e Euphorbiaceae). Na TNP, quatro espécies desapareceram (*Diospyros tetrandra* Hiern, *Miconia gratissima* Benth. ex Triana, *Miquartia guianensis* Aubl. e *Trattinnickia burserifolia* Mart) e sete surgiram (*Dolioscarpus amazonicus* Sleumer, *Norantea guianensis* Aubl, *Himatanthus articulatus* (Vahl) Woodson, *Simarouba amara* Aubl, *Myrcia splendens* (Sw.) DC, *Aspidosperma* indet e *Inga heterophylla* Willd.), resultando em aumento líquido de três espécies.

Em ambas as florestas, as famílias com maior número de espécies não mudaram de posição entre os dois levantamentos: Fabaceae (9 espécies no primeiro levantamento, 7 no segundo), Annonaceae(5) e Lauraceae (4) entre as de maior número de espécies nas florestas de TPI e Fabaceae (8) e Annonaceae (6) e Burseraceae (5) nas de TNP. Apenas Fabaceae apresentou perda de espécies (duas) entre o primeiro e o segundo levantamento para a floresta de TPI.

Os índice de diversidade foi significativamente maior na TNP ($H'=3,26$) do que em TPI ($H'=2,83$), no primeiro levantamento ($t=2,9466$; $p<0,001$), enquanto no segundo levantamento essa diferença não foi mais significativa ($t=1,1879$, $p=0,235$), em razão do aumento e redução da diversidade em TPI ($H'=2,93$) e em TNP ($H'=3,16$), respectivamente. Os valores de equabilidade em TPI variaram entre 0,72 no primeiro, e 0,73 no segundo levantamento, enquanto em TNP variaram entre 0,80 e 0,77 no primeiro e segundo levantamento, respectivamente.

As florestas TPI e TNP, não apresentaram diferença entre si na riqueza de espécies ($Z=0,4802$, $p=0,3155$) no primeiro, e nem no segundo levantamento ($z=0$, $p=0,5$).

A curva de rarefação (acumulação) de espécies revelou uma tendência a estabilização a partir do 400º indivíduo em TPI e 600º indivíduo em TNP, indicando que o número de espécies não aumentaria significativamente com a intensificação do esforço amostral. No entanto, em TNP houve uma tendência a diminuir a riqueza de espécies em 2016 em relação a 2020 (**Fig. 2**).

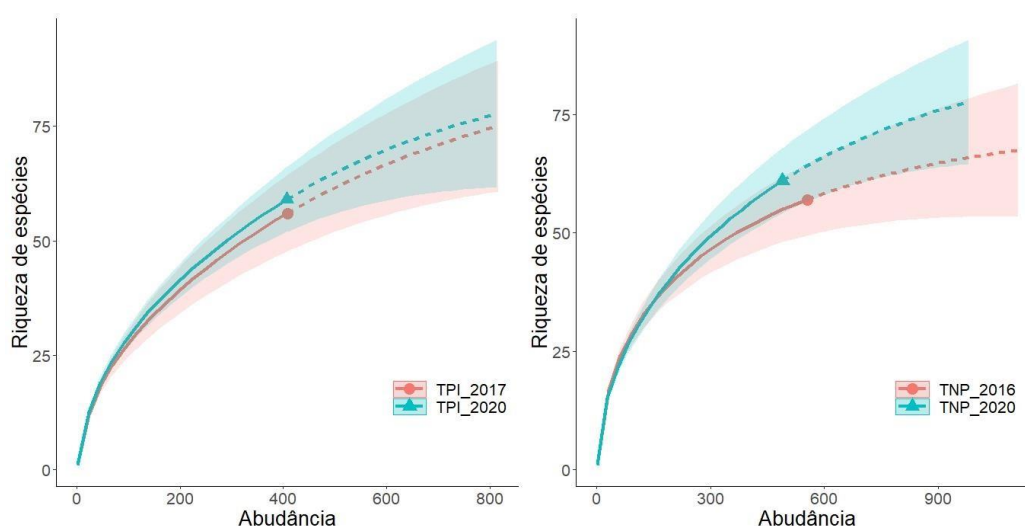


Fig. 2. Curvas de rarefação para duas florestas estacionais perenifólias, uma de Terra Preta de Índio (TPI) e outra de terra não preta (TNP), município de Gaúcha do Norte, Mato Grosso. As linhas contínuas e tracejadas referem-se à cobertura da amostra observada e extrapolada, respectivamente, e a área ao redor da curva representa o intervalo de confiança a 95%.

A análise NMDS mostrou uma clara separação na composição florística entre as subparcelas de TPI e TNP, confirmado pela análise de PerMANOVA (composição $F=23,749$. $r^2=0,331$, $p<0,001$) de espécies (**Fig. 3**).

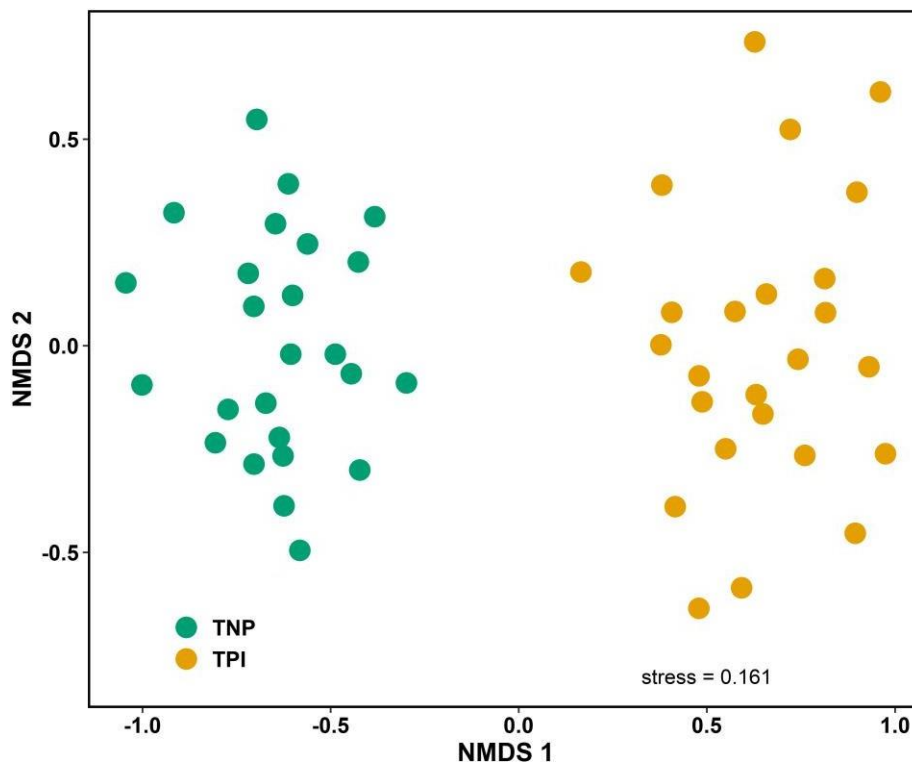


Fig. 3. Ordenação bidimensional das florestas de TPI e TNP com base na matriz de abundância e composição das subparcelas, sul da Amazônia, município de Gaúcha do Norte, Mato Grosso.

A floresta de TPI apresentou maior área basal, apesar da menor quantidade de indivíduos. O número de indivíduos diminuiu de 408 em 2017 para 407 em 2020 na floresta de TPI, com mortalidade de 38 e recrutamento de 37 indivíduos, resultando em perda de 0,15 m² da área basal de 2017 (19,25 m²) para 2020 (19,10 m²). Para a floresta de TNP também houve redução no número de indivíduos de 2016 (558) para 2020 (491), com mortalidade de 139 e recrutamento de 72 indivíduos, refletindo na redução de 1,89 m² em área basal (15,98m² em 2016 para 14,09m² em 2020). Os indivíduos mortos e o decremento contribuíram para uma perda de 2,35% ano⁻¹ de área basal na floresta de TPI, com uma diferença significativamente maior (7,25% ano⁻¹) na TNP (Tabela 1). Por outro lado, o recrutamento e o incremento em área basal dos sobreviventes foram significativamente maiores na TNP (4,28 ano⁻¹) do que TPI (2,09 ano⁻¹) (Tabela 1).

Não observamos diferença significativa na distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas entre os inventários para a floresta de TNP (KS, $\chi^2=0,0771$, $P>0,05$) e de TPI (KS, $\chi^2=0,2886$, $P>0,05$) (Fig. 4 A,B). A distribuição dos área basal entre as classes diamétricas também não diferiu TNP (KS, $\chi^2=0,0155$, $P>0,05$) e TPI (KS, $\chi^2=0,0048$, $P>0,05$) (Fig. 4 C,D).

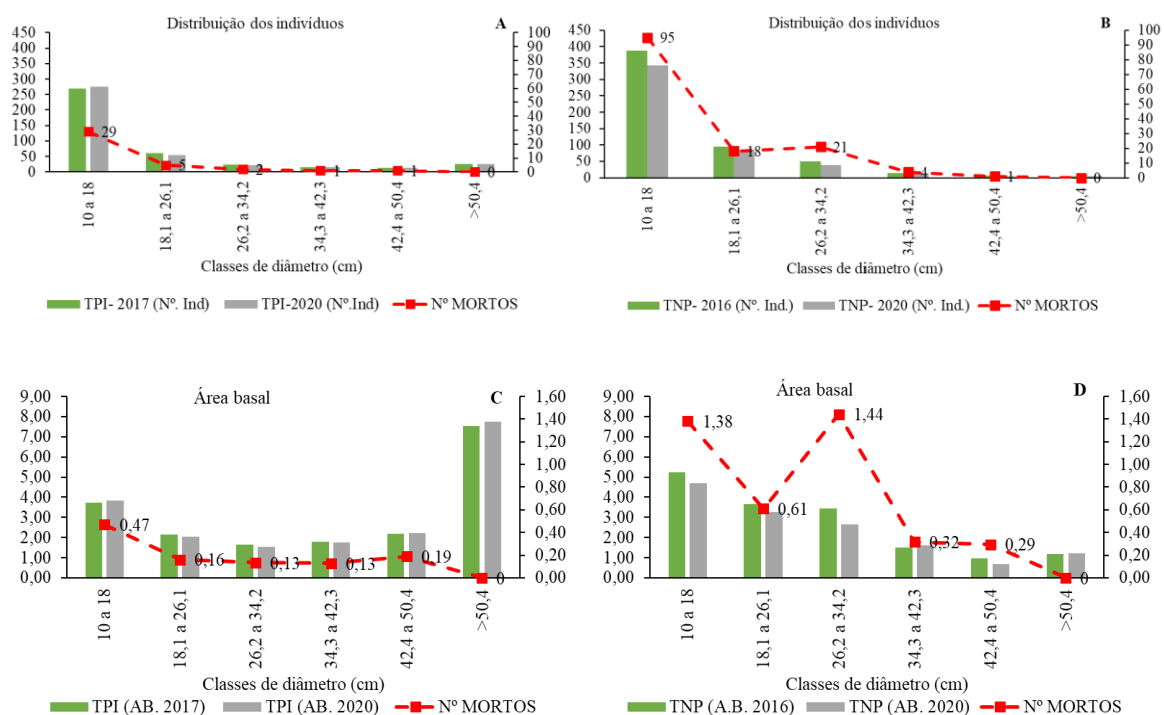


Fig. 4 Distribuição dos indivíduos mortos e área basal morta, por classes diâmetros para duas florestas estacionais perenifólias, uma sobre Terra Preta de Índio (TPI) e outra de terra não preta (TNP), no sul da Amazônia município de Gaúcha do Norte, Mato Grosso.

Na TPI, o número de indivíduos mortos e a perda em área basal não apresentaram correlação com as classes diamétricas ($R^2: 0,6377$; $p=0,1730$, Fig. 4 A; $R^2:0,1160$; $p=0,8268$, Fig. 4 C, respectivamente). Por outro lado, na TNP, a mortalidade em número de indivíduos ($R^2=0,9429$; $p<0.001$) (Fig. 4 B) e a perda em área basal ($R^2:0,88577$; $p<0.001$) (Fig. 4 D), apresentaram correlação negativa e significativa com as classes de diamétricas.

3.2 Parâmetros de dinâmica

Registramos uma taxa média anual de mortalidade de $3,21\% \text{ ano}^{-1}$ na floresta de TPI, onde morreram 38 indivíduos, enquanto a floresta de TNP apresentou uma taxa média anual de mortalidade significativamente maior que a TPI, de $6,94\% \text{ ano}^{-1}$, com 67 indivíduos mortos (Tabela 1). Na TPI, não observamos diferenças significativas na taxa anual média de mortalidade e de recrutamento ($z=0,2541$ $p=0,7993$) entre os dois inventários, situação semelhante à taxa de perda e ganho em área basal ($z=0,4862$ $p=0,6268$). Já para a TNP, houve diferenças significativas entre todas as taxas entre os inventários (mortalidade x recrutamento, $z=3,3786$; $p<0,01$; perda x ganho, $z=2,7846$ $p<0,01$).

O tempo de meia vida foi menor do que o tempo de duplicação para ambas as florestas estudadas (TPI e TNP), tanto para o número de indivíduos quanto para área basal (Tabela 1). A floresta de TPI levaria 28,4 anos para reduzir à metade e 31,9 anos para duplicar o número de indivíduos, enquanto que a TNP levaria apenas 9,64 anos para reduzir e 22,48 anos para duplicar, valores estes significativamente menores do que na TNP (Tabela 1). Quando consideramos a área basal, TPI levaria 33,3 anos para reduzir à metade e 113,3 para duplicar, ao passo que a TNP levaria somente 9,50 e 65,67 anos, respectivamente diferenças também significativamente menores do que a floresta de TNP (Tabela 1).

O tempo de estabilidade em número de indivíduos foi significativamente menor (-2,7 anos) para a floresta de TPI em comparação com a TNP (9,6 anos). Quanto à estabilidade em área basal, observamos 77,3 anos para a floresta de TPI e de 56,2 anos para a TNP, valores também significativamente diferentes (Tabela 1). Quando consideramos a taxa de reposição, tanto para o número de indivíduos quanto para a área basal, observamos valor significativamente menor para a TPI em relação a TNP (Tabela 1). Quando levamos em consideração as taxas de mudança líquida tanto para o número de indivíduos quanto para área basal, a floresta de TPI apresentou de 0,8 anos em número de indivíduos e 0,26 anos em área basal, enquanto em TNP, tanto para o número de

indivíduos quanto para área basal, a taxa de mudança foi de 3,1 anos, valores que diferem significativamente.

O IPA (incremento periódico anual) na TNP, considerando todos os indivíduos, foi significativamente maior (0,28 cm ano⁻¹) em relação à TPI (0,18 cm ano⁻¹). Na TNP as espécies de maior VI com maior IPA foram *Vochysia vismiifolia* Spruce ex Warm, com 1,15 cm ano⁻¹ e *Xylopia amazonica* R.E.Fr, com 0,41 cm ano⁻¹, e na TPI foram *Xylopia benthamii* R.E.Fr., com 0,41 cm ano⁻¹ e *Copaifera langsdorffii* Desf., com 0,33 cm ano⁻¹.

Tabela 1: Parâmetros de dinâmica para duas florestas estacionais perenifólias (DAP1,30 m ≥ 10 cm), uma sobre Terra Preta de Índio (TPI) e outra de terra não preta (TNP), município de Gaúcha do Norte, estado de Mato Grosso. Z= teste de z de Poisson.

Parâmetros de dinâmica	TPI (2017-2020)	TNP (2016-2020)	Z	p
Número de indivíduos				
Taxa Anual de Mortalidade (%)	3,21	6,94	Z=-8,18	p< 0,001*
Taxa Anual de Recrutamento (%)	3,13	3,95	Z = -2,17	p=0,029
Meia Vida (anos)	21,27	9,64		
Tempo de Duplicação (anos)	23,95	22,48		
Estabilidade (anos)	2,68	9,64		
Reposição (turnover) (%.ano ⁻¹)	3,17	5,45		
Incremento periódico anual (cm.ano ⁻¹)	0,14	0,28		
Taxa de mudança líquida) (% ano ⁻¹)	0.08	3,11		
Área basal				
Taxa anual média de perda (% ano ⁻¹)	2,35	7.25	Z=-3,71	p<0.001*
Taxa anual média de ganho (% ano ⁻¹)	2,09	4.28	Z=-6,45	p <0.001*
Tempo de meia-vida (anos)	36,03	9,50		
Tempo de duplicação (anos)	113,35	65,67		
Tempo de reposição (turnover) (%.ano ⁻¹)	2,22	5.76		
Taxa de mudança líquida (%.ano ⁻¹)	0.26	3,10		
Estabilidade (anos)	72,60	56,17		

3.3 Parâmetros de dinâmica para as espécies de maior VI (Valor de importância)

Na floresta de TPI, as espécies *Myrciaria floribunda*, *Amaioua guianensis*, *Copaifera langsdorffii* e *Micropholis venulosa* apresentaram maiores taxas de mortalidade do que de recrutamento, enquanto *Xylopia benthamii* apresentou maior recrutamento do que mortalidade (Tabela 2). Para as demais espécies as taxas de mortalidade e de recrutamento foram similares. Na TNP, registramos *Dacryodes microcarpa*, *Ocotea velloziana*, *Chaetocarpus echinocarpus*, *Sacoglottis guianensis*, *Xylopia amazônica*, *Amaioua guianensis*, *Vochysia vismiifolia* e *Trattinnickia glaziovii* com as maiores taxas de

mortalidade em relação ao recrutamento e *Matayba arborescens* e *Protium pilosissimum* com as menores (Tabela 2).

Em relação a área basal na TPI, as espécies *Myrciaria floribunda*, *Amaioua guianensis*, *Copaifera langsdorffii*, *Micropholis venulosa* e *Xylopia amazonica* apresentaram maior taxa de perda do que ganho e as espécies *Hymenaea courbaril*, *Apuleia leiocarpa*, *Xylopia benthamii* e *Chaetocarpus echinocarpus* com a maior taxa de ganho em relação à perda (Tabela 2). Na TNP, *Ocotea velloziana*, *Sacoglottis guianensis*, *Xylopia amazônica* e *Trattinnickia glaziovii* apresentaram maior taxa de perda do que ganho e *Sacoglottis guianensis*, *Matayba arborescens*, *Chaetocarpus echinocarpus*, *Protium pilosissimum*, *Amaioua guianensis* e *Vochysia vismiifolia* maior taxa de ganho em relação a perda (Tabela 2)

Tabela 2: Parâmetros de dinâmica para as dez espécies de maior VI (Valor de Importância) em duas florestas estacionais perenifólias, uma sobre Terra Preta de Índio (TPI) e outra de terra não preta (TNP), no município de Gaúcha do Norte, no estado de Mato Grosso. M= taxa de mortalidade, R= taxa de recrutamento, P= taxa de perda, G= taxa de ganho e IPA= incremento periódico anual cm ano⁻¹.

	M	R	P	G	IPA	VI	VI
TPI						2017	2020
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	3,99	1,27	3,93	2,24	12,23	41,85	39,30
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,00	0,00	0,02	1	7,7	39,87	40,71
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	3,72	1,18	3,45	1,76	5,07	39,67	36,86
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	0,00	0,00	0,00	0,93	4,96	27,87	28,35
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	3,85	0,00	6,08	1,61	18,50	25,49	22,49
<i>Xylopia benthamii</i> R.E.Fr.	0,00	9,14	0,00	9,50	8,60	14,02	17,36
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	9,14	0,00	12,07	1,23	1,67	10,72	7,98
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	2,27	2,27	0,99	2,38	2,40	10,40	10,35
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	2,27	2,27	4,32	3,27	2,43	9,54	9,75
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	0,00	0,00	0,05	0,83	0,69	7,28	7,15
TNP						2016	2020
<i>Dacryodes microcarpa</i> Cuatrec	1,42	0,48	1,48	2,03	15,63	37,28	41,55
<i>Ocotea velloziana</i> (Meisn.) Mez	11,99	0,74	14,57	1,40	5,75	33,61	23,01
<i>Matayba arborescens</i> (Aubl.) Radlk.	2,77	9,28	2,73	10,48	12,93	19,48	26,98
<i>Chaetocarpus echinocarpus</i> (Baill.) Ducke	1,11	0,56	1,18	3,25	7,98	18,78	21,30
<i>Protium pilosissimum</i> Engl.	6,4	9,41	6,15	10,70	9,70	16,20	21,21
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	3,15	0,00	5,37	2,56	6,38	16,03	15,91
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	8,22	4,09	8,73	6,50	9,175	14,71	15,11
<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	3,08	1,6	2,75	2,91	3,9	14,47	15,20
<i>Vochysia vismiifolia</i> Spruce ex Warm.	7,65	1,5	7,07	8,86	18,45	13,31	13,80
<i>Trattinnickia glaziovii</i> Swart	21,03	0,00	15,63	0,27	0,6	8,73	4,86

3.4 Análise da fertilidade dos solos

Ao avaliar a análise química dos solos das floresta de TPI e TNP, verificamos maiores valores médios de V%, PH e concentrações de P, K, Ca e MG na TPI, apenas CTC apresentou maior valor médio na TNP (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**Tabela 3). (PerMANOVA - $F_{(1,18)}=4,2295$, $r^2=0,19026$, $p<0,001$).

Tabela 3: Valores de média e desvio padrão das variáveis edáficas de fertilidade do solo (profundidade de 0-20 cm), amostradas para duas florestas estacionais perenifólias uma sobre Terra Preta de Índio (TPI) e outra de terra não preta (TNP), município de Gaúcha do Norte, estado de Mato Grosso. P = Fósforo; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg= Magnésio; V%= saturação por bases trocáveis, CTC= capacidade de troca catiônica e ph.

Parcela	P (SD)	K (SD)	Ca (SD)	Mg (SD)	V% (SD)	CTC (SD)	pH (SD)
TPI	3,79±1,1	15,25±2,89	34,4±53,97	12,52±9,81	3,96±3,84)	7,46 ± 1,22	4,49±0,18
TNP	1,35±0,09	14,47±3,71	4,2±2,39	12,4±11,6	1,74±1,25	9,62±2,12	3,9±0,08

3.5 Espécies domesticadas, semi-domesticadas e incipientemente domesticadas

Na floresta de TPI encontramos apenas uma espécie que foi descrita por Clement (1999) como incipientemente domesticada que é *H. courbaril*. Contudo, o autor não levou em conta as florestas de TPI no Sul da Amazônia, região onde *H.courbaril* é comum nos solos antropomórficos com evidências de restos de cerâmica indígena pré-colombiana. Se considerarmos os indicadores de domesticação de plantas como a adaptação à paisagem domesticada podemos considerar também *C.langsdorfii*, e *A.leiocarpa* como espécies incipientemente domesticadas.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados revelam que a floresta de TPI apresenta maior equilíbrio entre mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal, enquanto a floresta de TNP é mais dinâmica. Este padrão pode ser explicado pela maior fertilidade e capacidade de retenção de água do solo, dois fatores que podem ser considerados dentre os mais importantes para a estabilização da dinâmica das florestas tropicais. Por exemplo, as florestas amazônicas de solos distróficos são por natureza fortemente dependentes da ciclagem superficial de nutrientes do solo, especialmente N e P (Jordan & Herrera 1981). Esta ciclagem, é extremamente rápida e abundante nas florestas da transição Amazônia-Cerrado, com enormes quantidades de nutrientes sendo reciclados pela camada superficial orgânica do solo (serapilheira) (Marimon-Junior 2007, Oliveira et al. 2017). Este processo pode ser facilmente modificado por mudanças de umidade e temperatura do ambiente, uma vez que os organismos vivos responsáveis pela ciclagem de nutrientes são sensíveis às variações nas condições climáticas. Este é também um dos fatores responsáveis pela alta

dinâmica das florestas de TNP da transição Amazônia-Cerrado (Marimon et al. 2014), uma vez que as secas intensas e frequentes da região afetam o padrão de respiração heterotrófica da camada de serapilheira (Peixoto et al. 2017) e conseqüentemente da ciclagem de nutrientes, afetando o ciclo de vida das espécies.

Mesmo com o menor número de indivíduos, a TPI apresentou maior área basal (biomassa) em relação a TNP. Apesar da composição de espécies diferir entre as duas florestas, a riqueza não apresentou diferença. Neste caso, as diferenças encontradas entre as florestas também estão provavelmente relacionadas à maior fertilidade do solo da floresta de TPI. Apesar de não ter estudos sobre a influência da fertilidade dos solos de TPI na dinâmica dessas florestas, os estudos existentes sobre as florestas de TPI reconhecem que a maior fertilidade do solo de TPI afeta a composição florística e estrutura das comunidades (Russo et al. 2005; Paoli et al., 2008; Junqueira et al., 2010; Quesada et al. 2012; Oliveira et al. 2020). Assim, nossos resultados não só corroboram esses achados, como também mostram que solos com maior fertilidade efetiva direcionam um equilíbrio na estrutura, composição florística e dinâmica da vegetação de uma floresta. Desta forma, o solo da floresta de TPI atua como um filtro de espécies, selecionando aquelas com maior potencial biótico dentro de tais condições de fertilidade. Somado a isso, ainda devemos considerar o histórico antrópico de formação do solo, onde comunidades indígenas influenciaram na composição florística através da introdução de espécies domesticadas (Ferreira et al. 2019). Neste caso, o solo mesotrófico destas florestas atua com um tipo de “filtro mantenedor” de espécies, onde as espécies domesticadas podem persistir por diversas gerações.

Nas floresta de TPI e TNP, a composição florística apresentou algumas mudanças no período estudado, sendo que o número de espécies ingressantes foi maior do que aquelas extintas. As espécies que desapareceram e as que ingressaram como recrutas em ambas as florestas tinham abundância inferior ou igual a três indivíduos. Esse padrão de muitas espécies raras, que podem surgir ou desaparecer das parcelas de inventário florestal, é normalmente encontrado nas florestas tropicais (Ferreira et al. 2011). Neste caso, a perda e o ganho de espécies estão naturalmente relacionados à fenômenos ecológicos intrínsecos à comunidade arbórea, como a predominância natural de maior quantidade de espécies com menor abundância de indivíduos (Werneck et al., 2000), não com fenômenos extrínsecos à comunidade, como mudanças climáticas ou outras intervenções antrópicas. Devido a este baixo número de indivíduos na comunidade, as espécies raras são mais suscetíveis à extinção local, podendo desaparecer ou reaparecer mais facilmente na

comunidade. O resurgimento das espécies normalmente é por recrutamento de indivíduos juvenis ou pelo próprio banco de sementes da floresta (Swaine et al. 1987), no entanto mais lentamente do que as espécies comuns (Volkov et al. 2005), cujo número de indivíduos por espécie é muito maior.

Entre as espécies que surgiram na floresta de TPI, duas são pioneiras (*M. fistulifera* e *C. pachystachya*), fato que pode ser explicado por essa floresta estar começando a sentir os efeitos de borda, decorrente de perturbações externas, já que essa se encontra adjacente à uma lavoura de soja. Assim, as espécies pioneiras e de crescimento rápido podem estar se beneficiando da maior fertilidade dos solos dessa floresta para se estabelecer, uma vez que esses dois fatores combinados (fertilidade do solo e perturbação externa) são fatores importantes para o estabelecimento de espécies pioneiras (Baker et al. 2003). Por outro lado, como já mencionado acima essas espécies pioneiras que surgiram em TPI são de menor abundância e podem surgir e desaparecer na comunidade, podendo nem ser encontradas nessa floresta nos próximos levantamentos.

Em ambas as florestas, as famílias com o maior número de espécies foram Fabaceae, Annonaceae, Lauraceae e Burseraceae, padrão este encontrado também por Morandi (2012) em florestas de transição sobre solo distrófico Fabaceae e Annonaceae foram também descritas por Junqueira et al. (2010) como sendo as famílias com maior número de espécies em floresta secundária de Terra Preta de Índio. Fabaceae está sempre entre as mais importantes na maioria dos levantamentos realizados na Amazônia (Santos et al. 2017) além de ser hiperdominante em todas as classes de tamanho (Ter Steege et al. 2013; Draper et al. 2021). Essa família possui elevada distribuição por diferentes fitofisionomias do bioma Amazônico, de floresta de várzea (Santos et al. 2016) à floresta de terra firme (Pereira et al., 2011). Por outro lado, o sucesso de Fabaceae em TNP (solos distróficos) pode estar relacionado à massa individual das sementes, que é 20% maior que o normal (Ter Steege et al. 2006), possibilitando suportar o crescimento inicial das plantas, quando a luz e os nutrientes do solo são insuficientes (Ter Steege e Hammond 2001). Além disso, Fabaceae é família com muitas espécies fixadoras de N, o nutriente mais requerido pelas árvores, especialmente no período inicial de crescimento (Batterman et al. 2013; Nascimento 2018).

Apesar de não terem apresentado diferença na riqueza de espécies, a diferença na composição florística entre as duas florestas estudadas indica que mesmo em florestas relativamente próximas, diferenças no solo podem determinar grandes diferenças na estrutura e composição florística da comunidade arbórea, corroborando outros estudos em

floresta sobre solos com maior fertilidade (Ter Steege et al.2006; Junqueira et al. 2010; Quesada et al. 2012; Oliveira et al. 2020). De fato, os fatores edáficos, especialmente a fertilidade e textura do solo, são as principais causas na diferença na composição florística da Amazônia (Phillips et al.2004). Além do mais, estudos que avaliaram fertilização de florestas tropicais em longo prazo em solos distróficos, sugerem que diferentes nutrientes adicionados ao solo podem limitar ou selecionar as espécies de árvores que crescem nesse ambiente (Wright et al. 2011).

A fertilidade do solo das florestas de TPI na Amazônia se deve basicamente a adição de nutrientes e carvão vegetal pelos indígenas pré-colombianos, cultivavam estas terras há milhares de anos. Este material adicionado é muito rico em carbono pirogênico (PyC), formado por compostos aromáticos de baixo peso molecular que melhoram os atributos de fertilidade desses solos, especialmente a capacidade de troca catiônica (Glaser et al. 2001) e sua capacidade de retenção de água (Carvalho et al. 2014). Esta condição edáfica favorece o estabelecimento de espécies melhor adaptadas a solos mesotróficos ou com abundante camada superficial orgânica, como é o caso de *H. courbaril*, *A. leiocarpa* e *C. langsdorfi*. Desta forma, as TPI's deixam um legado de fertilidade do solo que atua como filtro de espécies, contribuindo para o aumento da diversidade de espécies não só na transição mas na Amazônia como um todo (Oliveira et al. 2020).

A mortalidade de indivíduos e o decremento em área basal registrados em ambas as florestas, principalmente na primeira classe diamétrica, pode ser porque indivíduos menores respondem mais rápido as mudanças ambientais (Marimon et al. 2014). A mortalidade de indivíduos de menor diâmetro também pode estar relacionada à baixa capacidade de competição por espaço, água, luz e nutrientes (Braga e Rezende 2007) e de estabelecimento adequando de copa no dossel superior (Werneck e Franceschinelli 2004). Na TPI, a maior mortalidade de indivíduos também ocorreu nas primeiras classes diamétricas e predominou nas espécies pioneiras *Amaioua guianensis* e *Myrciaria floribunda*. As espécies pioneiras geralmente apresentam maior mortalidade em relação ao recrutamento (Schorn e Galvão 2009), uma vez que tem seu ciclo de vida curto e ainda competem com as espécies do dossel (Werneck et al. 2000).

A maior área basal representada por indivíduos de menor diâmetro na TNP, pode estar relacionada ao maior dinamismo dessa floresta, uma vez que, em florestas com taxas de rotatividade altas a maior biomassa é representada por indivíduos de diâmetros menores (Schiatti et al. 2016). Por outro lado, na TPI a maior área basal foi representada por indivíduos na última classe diamétrica, sugerindo que esta floresta está acumulando

biomassa. Esse acúmulo de biomassa na floresta de TPI parece estar favorecendo os indivíduos de maior diâmetro, dado que a maior biomassa leva ao maior aumento na interceptação de luz e maior intensidade competitiva (Oliveira e Silva Júnior 2011). Além disso espécies com maiores diâmetros podem ajudar a determinar a dinâmica das florestas, já que a mortalidade de uma árvore grande provoca a abertura do dossel e consequentemente estimula a regeneração e o crescimento de novos indivíduos das espécies arbóreas, especialmente as pioneiras (Sheil et al. 2000).

Na TPI, os parâmetros de dinâmica não diferiram entre si (equilíbrio entre recrutamento e mortalidade), enquanto que na TNP a mortalidade e a perda superaram o recrutamento e o ganho, respectivamente. Assim, apesar das florestas estudadas estarem próximas e sujeitas às mesmas condições de estressores ambientais, as florestas de TNP, sobre solos de menor fertilidade efetiva e capacidade de retenção de água estão se mostrando mais vulneráveis, apresentando maior mortalidade e menor recrutamento. Neste sentido, nossos achados mostram que a floresta de TPI está em equilíbrio dinâmico entre mortalidade, recrutamento, perda e ganho, o que não significa que esta floresta seja estática e que não possa mudar ao longo do tempo (Lopes e Schiavini 2007).

Nossos resultados não corroboram a hipótese de que solos com maior fertilidade efetiva são mais dinâmicos em termos de vegetação (Gentry, 1988, Phillips et al. 2004). Pelo contrário, a floresta de TPI apresentou-se mais estável, enquanto a floresta de TNP foi mais dinâmica. O maior dinamismo das florestas pode afetar a diversidade de árvores mudando a composição da comunidade (Laurance et al. 2010), resultando no desenvolvimento de espécies de crescimento rápido e menor densidade da madeira (Phillips 1996, Körner 2004). Além disso, pode deixar de ser sumidouro e se tornar uma fonte líquida de carbono (Phillips, 1994, Anderegg et al. 2012), tendo em vista que o sequestro de carbono é afetado pela maior mortalidade de árvores (Brienen et al., 2015, Esquivel-Muelbert et al., 2020). Assim, a floresta de TPI está oportunizando o equilíbrio dinâmico pontual na borda sul da Amazônia, onde as florestas em solos distróficos são consideradas hiperdinâmicas (Marimon et al. 2014), sendo de fundamental importância a preservação dessas áreas de TPI, que estão funcionando como sumidouro de carbono (maior biomassa), além de sua importância antropológica e para biodiversidade.

As taxas de mortalidade ($6,94\% \text{ ano}^{-1}$) e recrutamento ($3,95\% \text{ ano}^{-1}$) em TNP, foram superiores as taxas encontradas por Mews et al. (2011) em uma floresta semidecidual ($3,75 \text{ ano}^{-1}$ de mortalidade e $2,76\% \text{ ano}^{-1}$ recrutamento), e similares ao descrito por Miguel et al. (2011) em uma mata de galeria na transição Amazônia-Cerrado

(6,84% ano⁻¹ de mortalidade e 4,73% ano⁻¹ de recrutamento) na porção mais dinâmica da floresta estudada, que estava sob intenso efeito de borda. Assim, florestas que estão sob efeito de borda e localizadas em solos com menor fertilidade efetiva parecem apresentar maior taxa de mortalidade do que floresta fora de tais condições. Essa maior mortalidade em TNP resultou em elevada dinâmica, padrão que pode ser confirmado pela maior rotatividade (turnover) dessa floresta. Em geral, as florestas que apresentam maior rotatividade, são perturbadas e estão sobre efeito de borda (Miguel et al. 2011), ou sofreram distúrbios naturais ou antrópicos (Baker et al., 2005), como pode estar ocorrendo na floresta estudada, devido aos efeito de borda.

Outro fator que pode estar influenciando maior rotatividade em TNP é a baixa fertilidade efetiva. A rotatividade de árvores é controlada por uma inter-relação entre fertilidade e condições químico-físicas do solo (Quesada et al. 2009, 2010), por exemplo, floresta que crescem sobre solos restritivos em termos de fertilidade e capacidade de retenção de água estão mais sujeitas às perturbações exógenas (Schietti et al. 2016), resultando em maior mortalidade de árvores. Consequentemente, esta condição resulta em maior abertura de clareiras, facilitando o recrutamento e a maior rotatividade do ambiente (Madelaine et al. 2007), tornando essas florestas hiperdinâmicas (Marimon et al. 2014).

Na floresta de TNP, a maior mortalidade em relação ao recrutamento resultou em menor tempo de meia vida do que duplicação, ou seja, ela levaria menos tempo para reduzir seus indivíduos pela metade (9,64 anos) e levaria mais tempo para duplicar (22,48 anos), se o padrão de maior mortalidade e menor recrutamento for mantido. Por outro lado, na TPI, o equilíbrio dinâmico entre mortalidade e recrutamento resultou em tempo de meia vida (21,7) e de duplicação (23,95), estimativas muito semelhantes. O desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento em TNP em relação a TPI, indica o padrão de maior instabilidade e maior dinamismo dessa comunidade. Conforme com Korning e Balslev (1994), para que uma comunidade esteja em equilíbrio é preciso estabilidade entre a taxa de mortalidade, recrutamento, meia vida e duplicação, fato que não ocorreu na floresta de TNP.

O maior IPA registrado na floresta de TNP em relação a TPI no período avaliado se deve aparentemente a diferença na fertilidade do solo entre as florestas, uma vez que a floresta de TNP está respondendo mais rapidamente as condições ambientais externas, com crescimento mais acelerado das espécies. De acordo com Oliveira e Felfili (2008), esse padrão de maior IPA é encontrado em florestas perturbadas ou que estão sobre efeito de borda, como pode ser o caso da TNP.

Analisando os parâmetros de dinâmica das espécies de maior VI (Valor de importância) e, que são comuns entre as duas florestas, *A. guianensis* e *C. echinocarpus* apresentaram condições de dinâmica similares, demonstrando que estas espécies apresentam maior plasticidade ambiental (Miguel et al. 2011). Enquanto na TNP *O. velloziana* apresentou maior mortalidade e menor recrutamento em relação a TPI, *X. amazonica* apresentou maior mortalidade e recrutamento na floresta de TNP, demonstrando parâmetros de dinâmica heterogêneos e os processos de dinâmica multidirecional, como descrito por Pinto (2002).

Na TPI, a mortalidade de *C. langsdorffii* e *M. venulosa*, e em TNP a mortalidade de *O. velloziana* e *T. glazovii*, contribuíram para a redução da área basal dessas florestas. Ao mesmo tempo na TNP, *M. arborescens* e *P. pilosissimum* apresentaram taxa de recrutamento e ganho em área basal superior à perda em área basal por mortalidade e decréscimo, indicando que essas espécies são melhor adaptadas às condições edáficas locais de menor fertilidade.

Levando em consideração o grau de domesticação das espécies encontradas em ambas as florestas, apenas em TPI foi encontrada uma espécie que foi citada na literatura como incipiente domesticada (*H. courbaril*), ou seja, é uma espécie que foi modificada por seleção, mas sua variação fenotípica ainda está dentro do encontrado nas populações selvagens (Clement 1999). No entanto, se considerarmos os indicadores de domesticação de plantas, também podemos considerar com algum grau de domesticação as espécies *C. langsdorffii* e *A. leiocarpa* encontradas na floresta de TPI. Por exemplo *C. langsdorffii* conhecida como pau de óleo, é uma planta tradicionalmente utilizada por indígenas devido as suas propriedades cicatrizantes e anti-inflamatórias (Veiga e Pinto 2002, Pieri et al. 2009), e são melhor adaptadas a solos antrópicos. Ao mesmo tempo Baleé (1992), descreve *A. leiocarpa* como uma espécie que é comumente encontrada em locais indicadores de atividades agrícolas no passado, demonstrando a preferência dessa espécie por paisagem domesticada.

Nosso estudo revelou a importância da dinâmica da floresta de TPI em escala local. No entanto, são necessárias pesquisas futuras sobre a dinâmica dessas florestas em escala regional, uma vez que, apesar da importância das florestas de TPI, ainda falta mais conhecimento acerca da ecologia destes ecossistemas para a sua preservação. Além disso, muitas delas estão localizadas em propriedades privadas, o que além de dificultar o acesso para pesquisas, ainda implica no risco de perda dessas florestas, uma vez que, muitas estão circundadas por plantações de soja e pastagens, como é o caso da nossa área de estudo.

Ademais, a entrada externa de nutrientes das lavouras e de gado nessas áreas, podem influenciar ao longo do tempo as características físico/químicas do solo e conseqüentemente alterar a composição florística dessas florestas. Assim, ações rápidas para preservação dessas florestas são urgentes e necessárias.

5. CONCLUSÃO

Nossos resultados evidenciam que a dinâmica da floresta de terra preta de índio e de solos adjacentes, difere, contrariando a hipótese proposta, de que a floresta TPI seria mais dinâmica devido a maior fertilidade do solo. Pelo contrário a floresta de TNP apresenta uma dinâmica mais acelerada em uma aparente relação direta com a baixa fertilidade de seus solos. Além disso, apesar das florestas terem apresentado diferenças na composição florística, a riqueza de espécies não diferiu entre elas. Mesmo que TNP tenha apresentado maior número de indivíduos, a floresta de TPI apresentou maior investimento em estrutura basal. Assim, nossos resultados mostram a importância de estudos de longo prazo, especialmente em solos de TPI para entender como as práticas humanas passadas moldaram a dinâmica e a estrutura das florestas, uma vez que, a floresta de TPI parece estar servindo como um freio para o hiperdinamismo da borda Sul da Amazônia e contribuindo para a biodiversidade em meso-escala.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anderegg WRL, Berry JA, Smith DD, et al (2012) The roles of hydraulic and carbon stress in a widespread climate-induced forest die-off. *Proc Natl Acad Sci U S A* 109:233–237. <https://doi.org/10.1073/pnas.1107891109>.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol* 26:32–46. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2001.01070.x>
- Baker PJ, Bunyavejchewin S, Oliver CD, Ashton PS (2005) Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. *Ecol Monogr* 75:317–343. <https://doi.org/10.1890/04-0488>.
- Baker TR, Swaine MD, Burslem DFRP (2003) Variation in tropical forest growth rates: Combined effects of functional group composition and resource availability. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 6:21–36. <https://doi.org/10.1078/1433-8319-00040>.
- Balee W (1992) Indigenous history and Amazonian biodiversity. *Changing tropical forests: Historical perspectives on today's challenges in central & south america*.

- Batterman SA, Hedin LO, Van Breugel M, et al (2013) Key role of symbiotic dinitrogen fixation in tropical forest secondary succession. *Nature* 502:224–227. <https://doi.org/10.1038/nature12525>.
- Bonini, E.E.; Bonini SE (1972) *Estatística teórica e exercícios*. Editora Loyola, São Paulo, SP, Brasil. 1972.
- Braga FMS, Rezende AV (2007) Arboreal vegetation's dynamic in Catetinho's Gallery Forest, Brasília, DF. *Cerne*, 13 (2): 138 -148.
- Brienen RJW, Phillips OL, Feldpausch TR, et al (2015) Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519:344–348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>.
- Carvalho MTM, Maia AHN, Madari BE, et al. (2014) Biochar increases plant-available water in a sandy loam soil under an aerobic rice crop system. *Solid Earth*, 5(2), 939–952. [doi:10.5194/se-5-939-2014](https://doi.org/10.5194/se-5-939-2014).
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, et al (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.
- Clement CR (1999) 1492 and the loss of amazonian crop genetic resources. I. The relation between domestication and human population decline. *Econ Bot* 53:188–202. <https://doi.org/10.1007/BF02866498>.
- Clement CR, Klüppel MP, German LA, et al (2009) Diversidade Vegetal em Solos Antrópicos da Amazônia. As Terras Pretas Índio da Amaz Sua Caracter e Uso deste Conhecimento na Criação Novas Áreas 146–161.
- Cunha TJF, Madari BE, Canellas LP, et al (2009) Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (Terra Preta de Índio) in the Brazilian Amazon basin. *Rev Bras Ciência do Solo* 33:85–93. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832009000100009>
- Draper FC, Costa FRC, Arellano G, et al (2021) Amazon tree dominance across forest strata. *Nat Ecol Evol* 5:757–767. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01418-y>.
- Eduardo WX (2015) Da Fertilidade Do Solo. 1–27.
- Encrinas JI, Gilson Da Silva F, Pinto JRR (2005) Comunicações Técnicas Florestais. *Rev Árvore* 31:185–191.
- Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienen RJW, et al (2020) Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nat Commun* 11:. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18996-3>.
- Falcão NPS, Borges LF (2003) Efeito da fertilidade de terra preta de índio da Amazônia Central no estado nutricional e na produtividade do mamão hawaí (*Carica papaya* L .)

- 1 production of papaya (*Carica papaya* L .) in Central Amazonia. *Acta Amaz* 36:401–406.
- Falcão N, Moreira A, Comenford NB (2009) A fertilidade dos solos de terra preta de índio da Amazônia central. *As Terras Pretas Índio da Amaz Sua Caracter e Uso deste Conhecimento na Criação Novas Áreas* 189–200.
- Ferreira LV, Salomão RP, Matos DCL, Pereira JLG (2011) Similaridade de espécies arbóreas em função da distância em uma floresta ombrófila na Floresta Nacional de Saracá-Taquera , Pará Similarity of tree species in relation to distance in a rain forest in the National Forest Saracá-Taquera , Pará. *Bol Mus Par Emilio Goeldi* 6:295–306
- Ferreira MJ, Levis C, Iriarte J, Clement CR (2019) Legacies of intensive management in forests around pre-columbian and modern settlements in the madeira-tapajós interfluve, Amazonia. *Acta Bot Brasilica* 33:212–220. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0339>.
- Gentry AH (1988) Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proc Natl Acad Sci* 85:156–159. <https://doi.org/10.1073/pnas.85.1.156>.
- German LA (2003) Historical contingencies in the coevolution of environment and livelihood: Contributions to the debate on Amazonian Black Earth. *Geoderma* 111:307–331. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00270-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00270-7).
- Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G. and Zech, W.: 2001, ‘The Terra Preta phenomenon – A model for sustainable agriculture in the humid tropics’, *Naturwissenschaften* **88**, 37–41.
- Glaser B (2007) Prehistorically modified soils of central Amazonia: A model for sustainable agriculture in the twenty-first century. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 362:187–196. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1978>.
- Glaser B, Birk JJ (2012) State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de índio). *Geochim Cosmochim Acta* 82:39–51. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.11.029>.
- Gotelli NJ e GLE (2001) EcoSim: Software de modelos nulos para ecologia. Versão 7.0. Adquiriu a Intelligence Inc. & Kesey-Bear. <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>. 2001.
- Guimarães JCC, van den Berg E, Castro GC, et al (2008) Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. *Rev Bras Bot* 31:621–632. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042008000400008>.

- Hammer K, Khoshbakht K (2015) A domestication assessment of the big five plant families. *Genet Resour Crop Evol* 62:665–689. <https://doi.org/10.1007/s10722-014-0186-2>.
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7:1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- Ivanauskas NM, Monteiro R, Rodrigues RR (2004) Estrutura de um trecho de floresta Amazônica na bacia do alto rio Xingu. *Acta Amaz* 34:275–299. <https://doi.org/10.1590/s0044-59672004000200015>.
- Jordan CF, Herrera R (1981) Tropical Rain Forests: Are Nutrients Really Critical? *The American Naturalist*, 117(2), 167–180. doi:10.1086/283696.
- Junqueira AB, Shepard GH, Clement CR (2010) Secondary forests on anthropogenic soils in Brazilian Amazonia conserve agrobiodiversity. *Biodivers Conserv* 19:1933–1961. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9813-1>.
- Junqueira AB, Shepard GH, Clement CR (2011) Secondary Forests on Anthropogenic Soils of the Middle Madeira River: Valuation, Local Knowledge, and Landscape Domestication in Brazilian Amazonia. *Econ Bot* 65:85–99. <https://doi.org/10.1007/s12231-010-9138-8>.
- Kern DC, Lima HP, da Costa JA, et al (2017) Terras pretas: Approaches to formation processes in a new paradigm. *Geoarchaeology* 32:694–706. <https://doi.org/10.1002/gea.21647>.
- Körner C (2004) Through enhanced tree dynamics carbon dioxide enrichment may cause tropical forests to lose carbon. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 359:493–498. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1429>.
- Korning J, Balslev H (1994) Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. *J Veg Sci* 5:77–86. <https://doi.org/10.2307/3235641>.
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3), 259–263. doi:10.1127/0941-2948/2006/0130.
- Lakhani KH, Magurran AE (1989) Ecological Diversity and Its Measurement. *J Appl Ecol* 26:1101. <https://doi.org/10.2307/2403731>.
- Laurance SGW, Andrade A, Laurance WF (2010) Unanticipated effects of stand dynamism on amazonian tree diversity. *Biotropica* 42:429–434. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2009.00611.x>.

- Levis C, Flores BM, Moreira PA, et al (2018) How people domesticated Amazonian forests. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5:. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00171>.
- Levis C, Costa FRC, Bongers F, et al. (2017). Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science* 355, 925–931. doi: 10.1126/science.aal0157
- Lopes S de F, Schiavini I (2007) Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 21:249–261. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062007000200001>.
- Trujillo L, Luizão FJ, Lehmann J, Liang B, Ribeiro G (2020) Respiração do solo e dinâmica da liteira fina em Terra Preta de Índio e solos adjacentes, na Amazônia Central. *Revista Brasileira Ciências Da Amazonia*.
- Madari BE, Cunha TJF, Novotny EH, et al (2003) Matéria Orgânica dos Solos Antrópicos da Amazônia (Terra Preta de Índio): Suas Características e Papel na Sustentabilidade da Fertilidade do Solo. In: Teixeira, W.G.; Kern, D.C.; Madari, B.E.; Lima, H.N.; Woods, W. (Ed.). *As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas*. Manaus: 2009. Cap. 13, pp.172-188.
- Madelaine C, Pelissier R, Vincent G, et al (2007) Mortality and recruitment in a lowland tropical rain forest of French Guiana: effects of soil type and species guild. *Journal of Tropical Ecology* 23: 277–287.
- Major J, Ditommaso A, German LA, Mccann JM (2006) Weed Population Dynamics and Management on Amazonian Dark Earth. *Amaz Dark Earths* 433–454. https://doi.org/10.1007/1-4020-2597-1_22.
- Marimon BS, Marimon-Junior BH, Feldpausch TR, et al. (2014) Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest-cerrado transition zone in southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7:281–292. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.818072>.
- Marimon-Junior BH (2007) Relação entre diversidade arbórea e aspectos do ciclo biogeoquímico de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e uma floresta mista no Leste Mato-grossense. Tese, Universidade de Brasília, DF.
- Martins PJ, Mazon JA, Martinkoski L, Benin CC, Watzlawick LF (2017) Dinâmica da Vegetação Arbórea em Floresta Ombrófila Mista Montana Antropizada. *Floresta e Ambient* 24:1–12. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.097014>.
- Mews HA, Marimon BS, Pinto JRR, Silvério DV (2011) Dinâmica estrutural da

- comunidade lenhosa em floresta estacional semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 25:845–857. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000400011>.
- Miguel A, Marimon BS, Oliveira EA, et al (2011) Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a 2006). *Biota Neotropica* 11:53–61. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100005>.
- Morandi PS (2012) Composição Florística, Estrutura da Vegetação e fitogeografia de florestas estacionais da Transição Cerrado-Floresta Amazônica, Leste de Mato Grosso e Sul Do Pará, Brasil.
- Moreira A, Teixeira WG, Martins GC, Falcão NPDS (2009) Métodos de Caracterização Química de Amostras de Horizontes Antrópicos das Terras Pretas de Índio. In: Teixeira, W.G.; Kern, D.C.; Madari, B.E.; Lima, H.N.; Woods, W. (Ed.). *As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas*. Manaus: 2009. Cap. 13, pp.201-211.
- Nascimento RO (2018) Fixação de nitrogênio em florestas secundárias e florestas primárias queimadas na Amazônia Centro-Oriental. Dissertação Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parcerias com o Museu Paraense Emílio Goeldi MPEG e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-Embrapa, Belém, Pará.
- Nogueira EM, Fearnside PM, Nelson BW, França MB (2007) Wood density in forests of Brazil's "arc of deforestation": Implications for biomass and flux of carbon from land-use change in Amazonia. *For Ecol Manage* 248:119–135. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.047>.
- Nogueira EM, Nelson BW, Fearnside PM, et al (2008) Tree height in Brazil's "arc of deforestation": Shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *For Ecol Manage* 255:2963–2972. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.002>
- Oliveira B, Marimon Junior BH, Mews HA, et al (2017). Unraveling the ecosystem functions in the Amazonia– Cerrado transition: evidence of hyperdynamic nutrient cycling. *Plant Ecology*, 218(2), 225-239. doi:10.1007/s11258-016-0681-y.
- Oliveira EA, Marimon-Junior BH, Marimon BS, et al (2020) Legacy of Amazonian Dark Earth soils on forest structure and species composition. *Glob Ecol Biogeogr* 29:1458–1473. <https://doi.org/10.1111/geb.13116>.
- Oliveira MC, Silva Júnior MC (2011) Evolução histórica das teorias de sucessão vegetal e

- seus processos. *Ceppg* 1:1517–8471.
- Oliveira AP, Felfili JM (2008) Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Rev Bras Bot* 31:597–610. <https://doi.org/10.1590/s0100-84042008000400006>.
- Paoli GD, Curran LM, Slik JWF (2008) Soil nutrients affect spatial patterns of aboveground biomass and emergent tree density in southwestern Borneo. *Oecologia* 155:287–299. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0906-9>.
- Pereira LA, Sobrinho FAP, Neto SVC (2011) Florística e estrutura de uma mata de terra firme na reserva de desenvolvimento sustentável rio iratapuru, Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. *Floresta* 41:113–122. <https://doi.org/10.5380/rev.v41i1.21191>.
- Peixoto KS, Marimon-Junior BH, Marimon BS, et al (2017) Unravelling ecosystem functions at the Amazonia-Cerrado transition: II. Carbon stocks and CO₂ soil efflux in cerrado forest undergoing ecological succession. *Acta Oecologica*, 82(), 23–31. doi:10.1016/j.actao.2017.05.005.
- Phillips OL (1996) Long-term environmental change in tropical forests: Increasing tree turnover. *Environ Conserv* 23:235–248. <https://doi.org/10.1017/s0376892900038856>.
- Phillips OL, Baker TR, Arroyo L, et al (2004) Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359(1443), 381–407. doi:10.1098/rstb.2003.1438.
- Phillips OL, Hall P, Gentry AH, Sawyer AS, Vásquez R (1994) Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 91:2805-2809.
- Pieri FA, Mussi MC, Moreira MAS (2009) Óleo de copaíba (*Copaifera* sp.): histórico, extração, aplicações industriais e propriedades medicinais. *Rev Bras Plantas Med* 11:465–472. <https://doi.org/10.1590/s1516-05722009000400016>.
- Pinto JRR (2002) POPULATION PARAMETERS STUDY ON *Xylopia brasiliensis* Sprengel POPULATION DYNAMIC IN A GALLERY FOREST AT ITUTINGA – MG –BRAZIL. *Cerne*, pp.01–12.
- Quesada CA, Lloyd J, Schwarz M, et al (2009) Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discuss* 6:3993–4057. <https://doi.org/10.5194/bgd-6-3993-2009>.
- Quesada CA, Lloyd J, Schwarz M, et al (2010) Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. *Biogeosciences* 7:1515–

1541. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1515-2010>.
- Quesada CA, Phillips OL, Schwarz M, et al (2012) Basin-wide variations in Amazon forest structure and function are mediated by both soils and climate. *Biogeosciences* 9:2203–2246. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2203-2012>.
- Quinn GP, Keugh MJ (2002) *Experimental design and data Analysis for Biologists*. Cambridge University Press.
- Quintero-Vallejo E, Klomberg Y, Bongers F, et al (2015) Amazonian Dark Earth Shapes the Understory Plant Community in a Bolivian Forest. *Biotropica* 47:152–161. <https://doi.org/10.1111/btp.12193>.
- R Core Team (2015). A language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. <https://www.R-project.org/>.
- Reis SM, Marimon BS, Esquivel-Muelbert A, Marimon Jr BH, et al. (2022) Climate and crown damage drive tree mortality in southern Amazonian edge forests. *Journal of Ecology* 1–13. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13849>.
- Russo SE, Davies SJ, King DA, Tan S (2005) Soil-related performance variation and distributions of tree species in a Bornean rain forest. *Journal Ecology*, pp. 879–889. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01030.x>.
- Santos AS, Azevedo AL, Oliveira AS, Silva A E, Silva CA (2017) Riqueza florística de Fabaceae em diversos ecossistemas do município de Lábrea, estado do Amazonas, Brasil.
- Santos RO, Soares RN, Dantas BS, et al (2016) Processos Amostrais para Estimativa de Parâmetros Estruturais de Uma Floresta Estuária no Estado do Amapá. *Nativa*, v. 4, n. 5, p. 308-316, 2016b.
- Schiatti J, Martins D, Emilio T, et al (2016) Forest structure along a 600 km transect of natural disturbances and seasonality gradients in central-southern Amazonia. *J Ecol* 104:1335–1346. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12596>.
- Schorn LA, Galvão F (2009) Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila densa em Blumenau, SC. *Cerne*, pp. 221–235.
- Sheil D, Jennings S, Savill P (2000) Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. *Journal Tropical Ecology* 16:765–800. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001772>.
- Shepherd G.J (2010) FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - <https://pedroeisenlohr.webnode.com.br/fitopac/>. 2010.

- Siegel S, Castellan-Júnior NT (1988) *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill, New York.
- Silva FC, Eira PA, Barreto WO, et al (1998) *Documentos Métodos Usados na Embrapa Solos*, pp. 44.
- Steiner C, Teixeira WG, Narayan S, Major J, Lehmann J, Blum W E.H (2009) Corte e Carbonização como uma Alternativa ao Corte e Queima : Estudos na Amazônia. As Terras Pretas Índio da Amazonia Sua Caracterização e Uso deste Conhecimento na Criação Novas Áreas, pp. 298–305.
- Swaine MD, Lieberman D, Putz FE (1987) The dynamics of tree populations in tronical forest: A review. *Journal of Tropical Ecology*, pp. 359–366. <https://doi.org/10.1017/S0266467400002339>.
- Teixeira, W, Kern D, Madari B, Lima H, Woods W (2009) *As Terras Pretas de índio na Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas*. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental.
- Ter Steege H, Hammond D (2001) *Character Convergence , Diversity , and Disturbance in Tropical Rain Forest in Guyana* Author (s): Hans ter Steege and David S . Hammond Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2679844>. 82:3197–3212.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Killeen TJ, et al (2015) Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Sci Adv* 1:9–11. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500936>.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Phillips OL, et al (2006) Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature* 443:444–447. <https://doi.org/10.1038/nature05134>.
- Ter Steege H, Pitman NCA, Sabatier D, et al (2013) Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science* (80-) 342:. <https://doi.org/10.1126/science.1243092>.
- Veiga Junior VF, Pinto AC (2002) O gênero *copaifera* L. *Química Nova*, 25(2), 273-286. [doi:10.1590/S0100-40422002000200016](https://doi.org/10.1590/S0100-40422002000200016).
- Volkov I, Banavar JR, He F, Fangliang HS P, Maritan A (2005) Density dependence explains tree species abundance and diversity in tropical forests 438(7068), 658-661. [doi:10.1038/nature04030](https://doi.org/10.1038/nature04030).
- Werneck MSF, Edivani V, Tameirão-Neto SEM (2000) Mudanças na florística e estrutura de uma floresta decídua durante um período de quatro anos (1994-1998), na região do Triângulo Mineiro, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 23:401–413.

<https://doi.org/10.1590/s0100-84042000000400006>.

Werneck MS, Villaron Franceschinelli E (2004) Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. *Plant Ecol* 174:339–348.

<https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000049112.06259.4c>.

Wright SJ, Yavitt JB, Wurzburger N, et al (2011) Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. *Ecology* 92:1616–1625. <https://doi.org/10.1890/10-1558.1>.

Zar JH (2010) *Biostatistical analysis*, New Jersey. Prentice Hall, New Jersey.

Zar JH (2010) *Biostatistical analysis*, New Jersey. Prentice Hall, New Jersey.