

Mestrado Profissional
Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais

**ESTRUTURA FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES VEGETAIS NA
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS MINERADAS NA
AMAZÔNIA ORIENTAL**

ARIANNE FLEXA DE CASTRO

Belém / PA
2020

ARIANNE FLEXA DE CASTRO

**ESTRUTURA FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES VEGETAIS NA
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS MINERADAS NA
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais, área de Ciências Ambientais, do Instituto Tecnológico Vale Desenvolvimento Sustentável (ITV).

Orientador: Markus Gastauer, Dr.
Coorientador: Cecílio Frois Caldeira, Dr.

Belém / PA

2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C355 Castro, Arianne Flexa de

Estrutura filogenética de comunidades vegetais na recuperação ambiental de áreas mineradas na Amazônia Oriental. / Arianne Flexa de Castro -- Belém-PA, 2020.

38 f.: il.

Dissertação (mestrado) -- Instituto Tecnológico Vale, 2020.

Orientador: Markus Gastauer, Dr.

Coorientador: Cecílio Frois Caldeira, Dr.

1. Genômica - Filogenética.
2. Mineração - Recuperação de áreas degradadas.
3. Mineração - Amazônia Oriental. I. Gastauer, Markus. II. Caldeira, Cecílio Frois. III. Título.

CDD. 23. ed. 577.57098115

Bibliotecária responsável: Nisa Gonçalves. CRB 2 - 525.

ARIANNE FLEXA DE CASTRO

**ESTRUTURA FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES VEGETAIS NA
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL DE ÁREAS MINERADAS NA
AMAZÔNIA ORIENTAL**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais, área de Ciências Ambientais, do Instituto Tecnológico Vale Desenvolvimento Sustentável (ITV).

Data da aprovação: 31 de Agosto de 2020

Banca examinadora:

Markus Gastauer
Orientador – Instituto Tecnológico Vale (ITV)

Mauricio Takashi Coutinho Watanabe
Membro interno – Instituto Tecnológico Vale (ITV)

Priscila Sanjuan de Medeiros Sarmiento
Membro externo – Amplo Engenharia e Gestão de Projetos Ltda (AMPLO)

João Augusto Alves Meira Neto
Membro externo – Universidade Federal de Viçosa (UFV)

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Tecnológico Vale – Desenvolvimento Sustentável (ITV-DS) pela oportunidade de realização do curso de Pós-graduação, pela bolsa concedida e financiamento do projeto.

Ao meu orientador, Markus Gastauer pela disponibilidade na orientação, pelos ensinamentos, apoio e paciência durante essa jornada, obrigada.

Ao grupo docente do ITV-DS Belém, em especial ao grupo de tecnologia ambiental, por toda a ajuda e dedicação.

À minha família, em especial a minha mãe, meu pai e minha irmã pelo apoio.

Aos meus amigos de graduação da Biologia pela nossa troca diária, pelo apoio mútuo.

Ao Madson pela imensa ajuda durante esses anos de pesquisa e que me acolheu no ITV.

À Roberta pelo apoio e companheirismo que sempre tivemos.

Ao Magno pela parceria de todos os momentos e por todo apoio.

À minha turma de mestrado que direta ou indiretamente contribuíram para esse trabalho.

RESUMO

O monitoramento da recuperação de áreas mineradas é fundamental para avaliar o sucesso da recuperação e eventuais desvios na trajetória esperada. Nesse processo, a inclusão de avaliações das funções ecológicas das comunidades vegetais é discutida como promissora devido ao seu papel na compreensão das respostas das comunidades frente as mudanças no ambiente e processos ecológicos. Diante disso, o objetivo do trabalho foi analisar a diversidade e estrutura filogenética das comunidades vegetais ao longo de uma cronosequência de recuperação para inferir sobre os processos responsáveis pela estruturação das comunidades e fornecer dados para o monitoramento, a seleção de espécies mais promissoras e o combate de espécies invasoras. No estudo, foram analisados a diversidade e estrutura filogenética de comunidades em cronosequências de recuperação de cinco pilhas de estéril e em áreas de referência cobertas com vegetação natural (Floresta de terra firme e Cangas) localizadas na Floresta Nacional de Carajás. Os índices filogenéticos utilizados foram, também, relacionados ao status de recuperação das áreas, uma métrica sintética calculada a partir de diferentes variáveis ambientais relacionadas a atributos de diversidade e composição de espécies, processos ecológicos e estrutura da vegetação que fornecem informações necessárias ao cumprimento de exigências internacionais para o monitoramento. Como resultado, foi observado o aumento da diversidade filogenética nas áreas avançadas de recuperação, bem como a redução do agrupamento filogenético. A correlação com o status ambiental elucidou a relação entre as métricas filogenéticas e as variáveis ambientais, indicando que as áreas avançadas de maior status ambiental também apresentam maior diversidade e são compostas por espécies filogeneticamente menos aparentadas. Em consonância com a hipótese de “stress-dominance”, essa observação indica partir da superação dos fortes filtros ambientais nos estágios iniciais com o avanço da recuperação, e o retorno das interações ecológicas nos estágios mais avançados. Além disso, a seleção de espécies nativas filogeneticamente próximas pode auxiliar na sobrevivência de espécies, capazes de superar os filtros ambientais dos estágios iniciais. Por fim, os índices filogenéticos mostraram ser eficazes na avaliação do retorno de processos ecológicos e funções ecossistêmicas sendo indicado em futuras avaliações.

Palavras-chave: Diversidade filogenética. Recuperação de áreas degradadas. Filtros ambientais.

ABSTRACT

Monitoring mineland rehabilitation is essential to assess success and deviations in expected trajectory. The inclusion of ecological functions of plant communities in the assessments is discussed as promising due to their role in understanding responses of communities to changes in environment and ecological processes. Therefore, the objective of this work was to analyze the diversity and phylogenetic structure of plant communities along a rehabilitation chronosequence to infer about responsible processes for structuring communities and provide data for monitoring, selection of the most promising species and combating invasive species. In the study, the diversity and phylogenetic structure of communities were analyzed in rehabilitation chronosequences of five waste piles and in reference areas covered with natural vegetation (Terra Firme forest and Cangas) located in the Carajás National Forest. The phylogenetic indices were also related to rehabilitation status, a synthetic metric calculated through different environmental variables related to species traits diversity and composition, ecological processes and vegetation structure that provide necessary information to meet monitoring international standards requirements. As result, an increase in phylogenetic diversity was observed in advanced rehabilitation, as well as a reduction in phylogenetic clustering. The correlation with environmental status elucidated the relationship between phylogenetic metrics and environmental variables, indicating that advanced sites with higher environmental status also have greater diversity and are composed of less closely related species. In line with the stress-dominance hypothesis, this observation indicates starting from overcoming strong environmental filters in initial stages with rehabilitation advance, and the return of ecological interactions in more advanced stages. In addition, selection of native close phylogenetically species can assist in the survival of species, capable of overcoming initial stage environmental filters. Finally, phylogenetic indices have been shown to be effective in assessing the return of ecological processes and ecosystem functions and are indicated in future assessments.

Keywords: Phylogenetic diversity. Mineland rehabilitation. Environmental filters.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** - Área de estudo com destaque nas pilhas de estéril 1- NW2 (Noroeste 2), 2- NW1 (Noroeste 1), 3- Oeste, 4- Sul 4 e 5- Norte 1. Pontos indicam a localização das parcelas.16
- Tabela 1** - Variáveis ambientais utilizadas para o cálculo do Status de recuperação conforme.20
- Figura 2** - Filogenia das espécies de angiospermas das áreas de RAD, Floresta de Terra Firme e Canga de Carajás. Pontos vermelhos indicam os nós datados da filogenia.22
- Figura 3** - Ses.pd - Comprimento dos ramos padronizado; PD – Diversidade filogenética; MPD – Distância média par-a-par e MNTD – Distância média do vizinho mais próximo dos estágios de recuperação: Inicial – até três anos de recuperação; Intermediário – de 4 a 6 anos de recuperação e Avançado – mais de 7 anos de recuperação, floresta de terra firme e capão florestal da canga. A ponderação pela abundância é indicada pelo sinal “_a”, letras mostram diferença entre as áreas e barra cinza aponta para valores diferentes de 0 (estrutura filogenética).23
- Figura 4** - NRI – Índice de parentesco líquido; NTI – Índice de táxon mais próximo das comunidades dos estágios de recuperação (Inicial – até 3 anos de recuperação; Intermediário – de 4 à 6 anos de recuperação e Avançado – mais de 7 anos de recuperação) em comparação à A) Canga e B) Floresta de terra firme. Ponderação pela abundância indicada pelo sinal “_a”. Diferentes letras indicam diferenças entre as áreas e as barras cinzas indicam estrutura filogenética diferente do esperado ao acaso ($p < 0.05$).24
- Figura 5** - Histograma das correlações e inclinações das retas obtidas pela resolução filogenética.25
- Figura 6** - Relação entre os Status de recuperação e os índices de diversidade e estrutura filogenética (NRI – Índice de parentesco líquido; NTI – Índice de táxon mais próximo; ses.pd - comprimento dos ramos padronizado; MPD – Distância média par-a-par; MNTD – Distância média do vizinho mais próximo. Ponderação pela abundância indicada pelo sinal “_a”).26
- Figura 7** - Correlação entre as variáveis ambientais (BA – Biomassa aérea; IAF – Índice de área foliar; N – Densidade de árvores; RF – Riqueza funcional; MO – Matéria orgânica do solo; BA – Biomassa aérea; H – Índice de diversidade de Shannon; NA – Abundância de espécies nativas; PD – Diversidade filogenética), status de recuperação e os índices de estrutura e diversidade filogenética (NRI – Índice de parentesco líquido; NTI – Índice de táxon mais próximo; ses.pd - comprimento dos ramos padronizado; MPD – Distância média par-a-par; MNTD – Distância média do vizinho mais próximo. Ponderação pela abundância indicada pelo sinal “_a”) valores em branco não apresentaram significância no teste de correlação ($p > 0.01$).28

SUMÁRIO

1	CONTEXTUALIZAÇÃO	09
1.1	A MINERAÇÃO EM CARAJÁS	09
1.2	DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA	10
	ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	11
2	INTRODUÇÃO	12
3	MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1	ÁREA DE ESTUDO	14
3.2	COLETA DE DADOS	16
3.3	DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA	17
3.4	RESOLUÇÃO FILOGENÉTICA	18
3.5	CÁLCULO DO STATUS DE RECUPERAÇÃO	18
3.6	ANÁLISE ESTATÍSTICA	21
4	RESULTADOS	21
5	DISCUSSÃO	29
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	33
	REFERÊNCIAS	34

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1 A MINERAÇÃO EM CARAJÁS

O Brasil apresenta grandes reservas minerais com destaque mundial na produção minerária, o que eleva a importância da atividade para o avanço do desenvolvimento humano e no impulsionamento econômico nacional (BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO, 2019). Entre as principais áreas de exploração, localizado ao sudeste do Pará, a Floresta Nacional de Carajás apresenta grandes reservas e jazidas de minério responsável por parte significativa da produção nacional onde abriga, por exemplo, a maior mina de ferro a céu aberto do mundo.

Apesar da importância, a exploração minerária resulta em intensos distúrbios nas áreas afetadas causando alterações nas características topológicas, hidrológicas e na biodiversidade das áreas. De acordo com a legislação, impactos de elevado grau, como pela exploração minerária, precisam ser recuperados. Nesse sentido, o Plano de redução de impactos à biodiversidade (PRIM, 2018) aborda ações conservacionistas que seguem a hierarquia de mitigação, abordagem que propõe uma sequência de medidas a fim de evitar, mitigar e compensar os impactos na biodiversidade. A atuação e manejo a partir das medidas propostas são consideradas fundamentais na redução de efeitos negativos e no aumento da sustentabilidade na mineração (GASTAUER et al., 2018, 2019).

Em Carajás, o manejo com ações voltadas a recuperação temporária e definitiva estão sendo expandidas e ocorrem de forma dinâmica dentro das áreas de mina (NASCIMENTO et al., 2019). Áreas mineradas são desafiadoras para revegetação e recuperação ambiental devido os solos de baixo teor nutricional, matéria orgânica e qualidade do solo (GUEDES et al., 2020), sendo classificadas, em geral, em dois tipos: o talude de corte como resultado da abertura de cavas para exploração e que apresenta intensa inclinação e forte compactação do solo, e o talude de aterro, resultado do acúmulo do material não processado (estéril) na produção do minério, que também apresenta significativo grau de inclinação, baixa fertilidade e formam as pilhas de estéril de mina.. Assim, processos de preparação e estabilização do solo que levam em consideração as especificidades e condições iniciais das áreas precisam ser realizados a fim de evitar processos erosivos e permitir o avanço da recuperação ambiental.

De acordo com a demanda e necessidade da área, o processo de estabilização e o período de início da recuperação varia entre os taludes de uma mesma pilha de estéril. Dessa forma, cria-se um gradiente de recuperação onde é possível observar áreas mais antigas e recém

revegetadas, o que possibilita de forma eficiente os estudos na área como cronossequência de recuperação (GASTAUER et al., 2018; MUKHOPADHYAY e MAITI, 2018).

1.1. DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA

A ecologia de comunidades busca compreender os padrões de diversidade, abundância e composição de espécies das comunidades e os mecanismos que resultam em tais padrões (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2006; VELLEND, 2010). Estudos que relacionam a biodiversidade e o funcionamento dos ambientes tem abordado cada vez mais as métricas filogenéticas das comunidades, principalmente com a crescente disponibilidade de dados filogenéticos. Isso porque as relações de parentesco entre as espécies são consideradas dentro da diversidade filogenética, e auxiliam no entendimento sobre o funcionamento ecológico a partir da atuação das histórias evolutivas na organização das comunidades (CAVENDER-BARES et al., 2009)

Informações filogenéticas também fornecem informações importantes acerca da montagem de comunidades a partir da associação entre as características ecológicas, distribuição e as relações de parentesco das espécies. Nesse aspecto, espera-se que espécies mais aparentadas compartilhem maior sobreposição de nicho e similaridade ecológica. Devido essa similaridade entre as especificidades necessárias para a ocorrência em uma determinada localidade, o agrupamento entre espécies filogeneticamente próximas é necessário para coexistência das espécies. Entretanto, fortes pressões de competição podem resultar na exclusão de espécies com grande sobreposição de nicho e originar comunidades compostas por espécies com menor similaridade ecológica e filogeneticamente mais distantes (WEBB, 2000; CAVENDER-BARES et al., 2009; GILBERT e LEVINE, 2017).

Assim, a utilização de métricas filogenéticas apresentam grande potencial na recuperação de áreas degradadas devido a sensibilidade às mudanças ambientais e à íntima relação ao funcionamento do ambiente (DÍAZ et al., 2013; HIPPI et al., 2015; MAZAVILLALOBOS et al., 2020). Dessa forma, tem sido discutida como promissora na avaliação, no monitoramento e na percepção de respostas das comunidades em frente às mudanças ambientais.

ORGANIZAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

O presente trabalho encontra-se organizado sob a forma de relatório técnico, como disposto no Regulamento Interno do Programa de Pós-Graduação em Uso Sustentável de Recursos Naturais em Regiões Tropicais do ITV DS.

Relatório técnico:

**REDUÇÃO DO AGRUPAMENTO FILOGENÉTICO COM O AVANÇO DA
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS MINERADAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Sob autoria de

Arianne Flexa de Castro
Cecílio Frois Caldeira
Silvio Ramos
Delmo Silva Fonseca
Markus Gastauer

PROD. TEC. ITV DS / N000/2020

DOI: 10.29223/PROD.TEC.ITV.DS.2020.00.Castro

2 INTRODUÇÃO

A recuperação de áreas degradadas (RAD) pela mineração é exigida pela legislação a fim de minimizar impactos ambientais, principalmente relacionados à perda de biodiversidade e das funções do ecossistema (GASTAUER et al., 2019). Apesar da sua demanda, a recuperação de áreas profundamente degradadas, como as após mineração, é bastante desafiadora. Entre os principais gargalos, podem ser destacados a seleção de espécies adaptadas à ambientes inóspitos, a invasão de espécies exóticas e o monitoramento das áreas, importantes para redução dos passivos ambientais (GASTAUER et al., 2018b; CRUZ et al., 2020). Com o avanço da recuperação, mudanças das propriedades bióticas e abióticas do ambiente causam alterações na estrutura e diversidade das comunidades ecológicas, e o estudo dessas mudanças e sua dinâmica ao longo da recuperação pode fornecer subsídios para a seleção de espécies promissoras, combate a espécies exóticas invasoras, além de gerar indicadores para o retorno das funções ecossistêmicas das áreas, exigidos por órgãos ambientais.

Durante o monitoramento, indicadores sensíveis às mudanças no ambiente auxiliam o diagnóstico de recuperação onde a seleção das métricas é fundamental para real avaliação das áreas. A utilização de métricas filogenéticas no estudo ecológico das comunidades avaliam como histórias evolutivas influenciam a organização das comunidades e suas relações com os ecossistemas, mostrando as respostas das comunidades em frente a mudanças ambientais. Nesse sentido, a diversidade filogenética atua na incorporação do parentesco entre as espécies nas medidas de diversidade e são discutidas como promissoras para revelar os efeitos de impactos e mudanças ambientais nas comunidades ecológicas e sua estabilidade em frente a espécies invasoras (WEBB, 2000; CAVENDER-BARES et al., 2009). Entretanto, compreender os mecanismos que influenciam a estruturação e composição de comunidades ainda é um importante alvo de pesquisas ecológicas voltadas para recuperação (GASTAUER et al., 2018b; YU et al., 2019).

Duas teorias competem na explicação sobre a montagem das comunidades: a teoria neutra e a teoria de nicho. A teoria neutra aborda a importância de processos de dispersão, eventos estocásticos e equivalência ecológica. De acordo com esta visão, as comunidades são abertas, em constantes mudanças e a presença, ausência e abundância de espécies são determinadas por eventos aleatórios de extinção, especiação, limitação de dispersão e deriva ecológica. Assim, diferenças entre as espécies e suas interações são desconsideradas e não teriam efeito na montagem de comunidades. Contrário a isso, a teoria de nicho aborda eventos determinísticos e leva em consideração a pressão da filtragem ambiental, interações ecológicas

e o princípio da exclusão competitiva (CAVENDER-BARES et al., 2009; GILBERT e LEVINE, 2017), destacando o papel das restrições abióticas e interações ecológicas durante o processo da montagem de comunidades (WEBB, 2000; WIENS e GRAHAM, 2005; CAVENDER-BARES et al., 2009). De acordo com essa teoria, a presença de fortes filtros ambientais seleciona por indivíduos/espécies que carregam certas adaptações ecológicas, enquanto a coexistência mediada por interações limita a semelhança funcional (WEBB, 2000; LHOTSKY et al., 2016).

De acordo com a hipótese “stress-dominance”, a importância de filtros ambientais na montagem das comunidades tende a crescer a partir de um gradiente de aumento de stress no ambiente, enquanto interações negativas são mais relevantes nas regiões que apresentam condições menos severas (COYLE et al., 2014; LHOTSKY et al., 2016). Assumindo a conservação dos traços funcionais e nichos ecológicos nas linhagens evolutivas, espera-se a relação positiva entre o parentesco filogenético de espécies, suas histórias de vida e seus nichos ecológicos (YU et al., 2019). Dessa forma, a utilização de abordagens filogenéticas auxilia no maior entendimento sobre a montagem, funcionamento e diversidade das comunidades ao longo de gradientes ambientais (FUNK et al., 2008; CHUN e LEE, 2018), incluída à da recuperação de áreas mineradas. Na RAD, o avanço do tempo atua na diminuição das condições mais severas do ambiente ocorrendo o aumento da matéria orgânica do solo, formação de serapilheira, ciclagem da matéria orgânica e diversidade de espécies. Assim, avaliar as relações entre as condições ambientais e métricas filogenéticas pode auxiliar no monitoramento, fornecendo informações sobre a trajetória de recuperação que as áreas estão seguindo.

Para o monitoramento, a trajetória de recuperação precisa ser acompanhada e comparada a ambientes de cobertura natural adjacentes, utilizados como referência, a fim de realizar um diagnóstico da área e observar o retorno das funções do ecossistema. Estudos de diagnóstico utilizando cronossequências, áreas com o mesmo histórico de uso com diferentes idades, são considerados eficientes na avaliação e na predição do percurso sucessional em gradientes ambientais. Nas áreas de mineração, o manejo segue protocolos de preparação e estabilização do solo e revegetação com a semeadura de espécies nativas e comerciais não invasoras. Ao longo dos anos, a RAD apresenta áreas com diferentes idades a partir do manejo recebido, o que facilita o estudo relacionado aos processos sucessionais e de recuperação ambiental. Assim, as cronossequências são muito utilizadas e indicadas em estudos de monitoramento ambiental na recuperação de áreas degradadas pela mineração (MUDRÁK;

DOLEŽAL e FROUZ, 2016; LEI; PAN e LIN, 2016; GASTAUER et al., 2018; MUKHOPADHYAY e MAITI, 2018)

O objetivo do presente trabalho é de analisar a diversidade filogenética das comunidades vegetais ao longo de uma cronosequência de recuperação ambiental para inferir sobre os processos responsáveis pela estruturação das comunidades, fornecendo subsídios para o monitoramento do sucesso das atividades, a seleção de espécies mais promissoras e o combate de espécies invasoras. Assim, espera-se que i) a diversidade e estrutura filogenética nos estágios mais tardios de RAD se aproximem dos valores de referência; ii) a diminuição do agrupamento filogenético na montagem de comunidade com o avanço do tempo de recuperação e iii) as métricas de diversidade e estrutura filogenética estejam relacionadas as condições ambientais das áreas em concordância ao esperado pela hipótese de “stress dominance”

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi realizado na região da Serra de Carajás, localizado ao sudeste do estado do Pará. Mais especificamente na Floresta Nacional de Carajás (FLONA Carajás), abrangendo áreas de ambientes antropizados pela mineração e de cobertura natural da vegetação.

O clima da região é classificado como Aw (classificação de Koppen), tropical quente e úmido com temperatura média anual na faixa de 21°C a 22°C. A região apresenta estações bem definidas com um período chuvoso, entre os meses novembro e abril, e um período de estiagem nos meses de junho a setembro (CARVALHO et al., 2017). Além disso, períodos de transição no mês de maio para o período seco e outubro para o chuvoso são observados (VIANA et al., 2016,).

Diferentes formações vegetais são observadas ao longo da paisagem (VIANA et al., 2016), com predominância de florestas ombrófilas abertas e densas. Apresenta, também, serras descontínuas com a presença de montes e vales onde uma vegetação rupestre altamente adaptada com altos índices de endemismos, associadas a solo rochoso ferruginoso e características edafoclimáticas singulares, chamadas localmente de canga (GIULIETTI et al., 2019; SILVA et al., 2020). Sua ocorrência corresponde a 5% da FLONA ao longo de topos aplainados da serra de Carajás e representa o ponto focal de interesse para mineração devido ao elevado teor de ferro situado nessas formações (SOUZA-FILHO et al., 2019). Nas áreas de Canga, diferentes formas vegetacionais são encontradas formando fitofisionomias classificadas

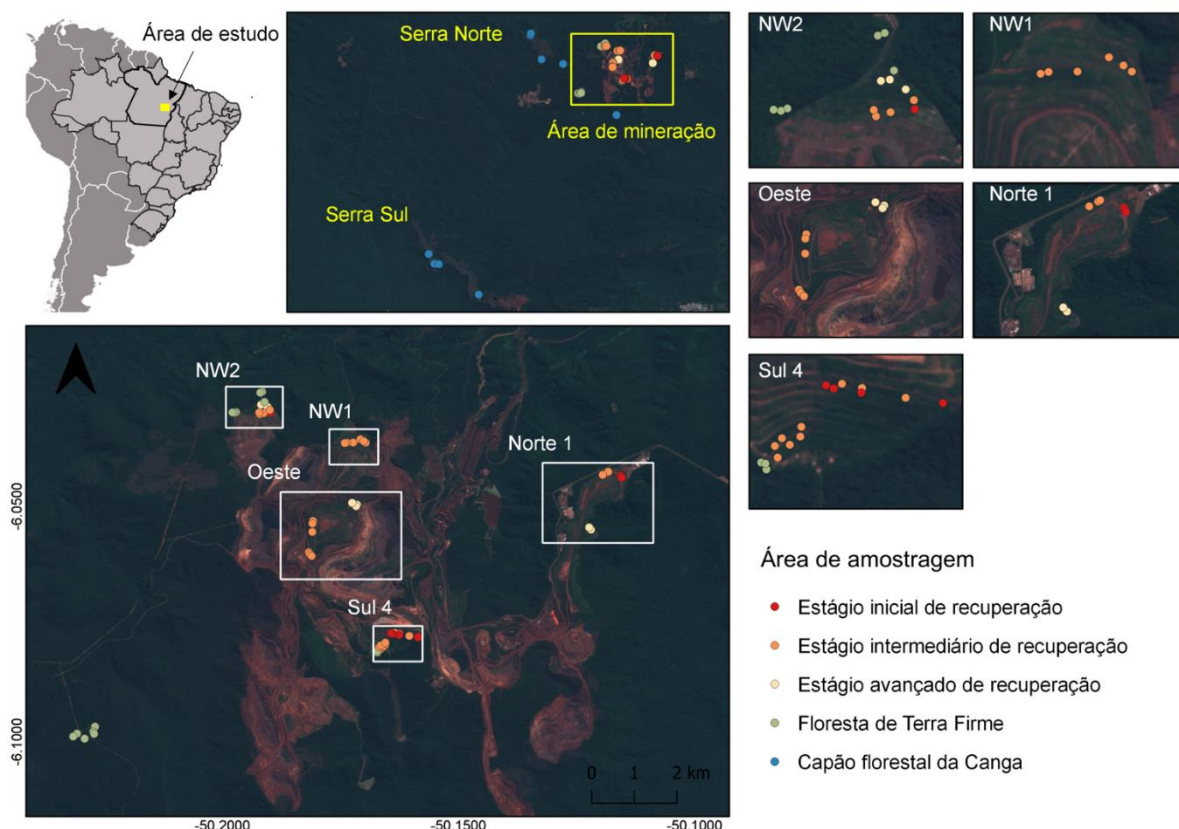
como capão florestal, canga arbustiva e canga herbácea, que divergem entre si em função do acúmulo de solo, resultando em diferenças florísticas entre elas (MOTA et al., 2018; MITRE, et. al., 2018).

A FLONA de Carajás também abriga as maiores minas de ferro à céu aberto do mundo, exercendo papel significativo na produção nacional. Ao longo do complexo minerário, cavas de exploração do minério são resultado da abertura no solo necessário para a retirada de ferro das áreas. Durante esse processo, ocorre a separação do material não processado chamado de estéril de mina que é depositado em locais específicos, onde formam as pilhas de estéril de mina (PDE). As PDEs são compostas por taludes de aterro, que apresentam significativos graus de inclinação e alta instabilidade, o que gera intensos processos erosivos. Além disso, apresentam baixa disponibilidade hídrica e de nutrientes, sendo necessárias ações voltadas para revegetação das áreas, com estabilização, preparo e correção do solo, além da semeadura de espécies nativas e comerciais (GAMA et al., 2017; GUEDES et al. 2020). A revegetação e o período de início da recuperação varia entre os taludes de uma mesma pilha de estéril. Dessa forma, é formado gradientes de recuperação com áreas mais antigas e recém revegetadas que se apresentam como cronossequências de recuperação (GASTAUER et al., 2018; MUKHOPADHYAY e MAITI, 2018). Nelas, a vegetação inicial predominante é composta por espécies nativas e comerciais não invasoras utilizadas no processo de semeadura durante a revegetação. Entretanto, algumas áreas antropizadas em processo de recuperação apresentam a ocorrência de espécies invasoras como *Melinis minutiflora*, *Muntingia calabura*, *Urochloa decumbens* e outras que tornam o processo de recuperação ainda mais desafiador, devido a ação agressiva dessas espécies nas áreas impedindo o crescimento das nativas (GIULIETTI et al., 2018; ICMBIO, 2016).

Para o estudo nas áreas de RAD, cinco pilhas de estéril de mina (PDE- Sul 4, NW1, NW2, Norte 1 e Oeste) foram selecionadas. Em cada pilha, são observados taludes que passaram pelo processo de revegetação em diferentes anos, assim, a idade de recuperação desde a revegetação de cada talude foi agrupada em categorias entre os estágios: inicial (1-3 anos), intermediário (4 ou 5 anos) e avançado (mais do que 6 anos). Como referência, duas formações vegetacionais distintas foram selecionadas para comparação e consideradas como nível pré distúrbio, sendo as áreas de floresta de terra firme e da fitofisionomia de capão florestal da canga localizadas na serra Norte e serra Sul (Fig. 1). A escolha de duas referências está relacionada as especificidades para a formação dos ecossistemas e nos desafios para o seu retorno durante a recuperação. Principalmente devido às mudanças geológicas, pedológicas e hidrológicas que ocorrem durante a atividade minerária que podem resultar em áreas diferentes

das apresentadas antes do distúrbio (GASTAUER et al., 2018; SUGANUMA e DURIGAN, 2015).

Figura 1 - Área de estudo com destaque para as áreas de amostragem pilha de estéril NW2, NW1, Oeste, Sul 4, Norte 1, Floresta de Terra Firme e Capão florestal da canga. Corpos de canga utilizados no estudo estão localizados na Serra Norte e Serra Sul. Pontos indicam a localização das parcelas.



Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

3.2 COLETA DE DADOS

Os dados foram coletados entre fevereiro e abril de 2019. Para a determinação do “pool” de espécies nas áreas de RAD, floresta e canga, todas as espécies de angiosperma foram amostradas. Três parcelas (10 x 20 m) em cada estágio de recuperação de cada pilha de estéril e de floresta de terra firma foram utilizadas para amostragem da vegetação. Nas áreas de capão florestal, a coleta foi realizada em oito parcelas de 20 x 10 m distribuídas em cinco corpos de canga. Todos os arbustos e árvores que apresentaram o DAP ≥ 3 cm (diâmetro na altura do peito) foram marcadas e identificadas até o nível de espécie seguindo a classificação e nomenclatura do APG IV (The Angiosperm Phylogeny Group, 2016).

3.3 DIVERSIDADE E ESTRUTURA FILOGENÉTICA

Para a construção da árvore filogenética, todas as espécies vegetais coletadas nesse estudo foram incluídas na megatree R20160415.new (GASTAUER e MEIRA-NETO, 2017) com a função *phyloomatic* no programa *Phylocom 4.2* (WEBB e DONOGHUE 2005). A calibração da árvore foi realizada por meio da função ‘*bladj*’ que relaciona os comprimentos dos ramos às distâncias filogenéticas entre as diferentes espécies. Para isso, foi utilizado a idade estimada dos nós proposta por Magallón *et al.* (2015).

A diversidade filogenética foi mensurada por meio dos índices complementares PD (Diversidade filogenética), MNTD (distância média do vizinho mais próximo) e MPD (distância média par-a-par) utilizando o programa *Phylocom 4.2*. A utilização do PD considera a idade do evento de especiação do ancestral comum entre as espécies a partir da soma dos comprimentos dos braços da árvore filogenética dentro da comunidade. Dessa forma, diferenças nos comprimentos dos braços da filogenia fornecem informações sobre grupos taxonômicos mais próximos ou distintos. Com o intuito de acrescentar medidas de diversidade à classificação filogenética, a utilização dos índices MPD e MNTD foram propostos por Webb (2000). Nela, o MPD fornece valor geral da estrutura filogenética da comunidade, capturando eventos de especiações antigos na filogenia, enquanto o MNTD captura as menores distâncias dos ramos na filogenia indicando eventos recentes de especiação. Os índices ponderados pela abundância das espécies (indicado pelo “_a” no texto a seguir) também foram calculados com o intuito de revelar a estrutura das espécies dominantes das áreas e sua influência na estrutura das comunidades.

A estrutura filogenética das comunidades foi realizada a partir do NTI (índice de parentesco líquido) e NRI (índice de táxon mais próximo) ponderados e não ponderados pela abundância das espécies, mensurados pelo *Phylocom 4.2*. Também é calculado o *ses.pd* a partir da função ‘*ses.pd*’ disponível no pacote ‘*picante*’ (R Core Team, 2018). Esses índices tiram eventual viés da riqueza dos índices da diversidade filogenética (PD, MPD, MNTD) e permitem a detecção de agrupamento ou superdispersão filogenética. O NTI e o NRI estimam as medidas de MNTD e MPD, respectivamente, enquanto o *ses.pd* é a comparação entre os valores de PD nas comunidades observadas, gerado pela randomização do modelo nulo. Para análise, foi utilizado o modelo nulo sem constrição que mantém constante a riqueza de espécies das parcelas, sendo as espécies randomizadas com a igual probabilidade de entrar na comunidade. No total, 999 aleatorizações foram realizadas por parcela. Devido a influência da escala e

tamanho da árvore filogenética nas análises de estrutura da comunidade, testes de comparação entre as áreas de RAD e floresta e RAD e canga foram feitas separadamente.

3.4 RESOLUÇÃO FILOGENÉTICA

Quando o “pool” de espécies apresenta mais de duas espécies do mesmo gênero ou mais do que dois gêneros da mesma família, caso não sejam providenciadas informações adicionais a função *phylomatic* insere politomias na filogenia da metacomunidade (e.g., GASTAUER et al., 2018a). Essas lacunas na resolução filogenética influenciam o resultado e a interpretação acerca da estrutura filogenética da comunidade (SWENSON, 2009). Para retirar essa possível interferência, as politomias foram aleatorizadas 999 vezes a partir da função ‘*multi2di*’ do pacote ‘*picante*’ (R Core Team, 2018). A datação das árvores foi realizada no *phylocom*, utilizando o algoritmo ‘*bladj*’. Os índices de NTI, NRI, PD, ses.PD, MPD e MNTD foram calculados para cada uma das árvores resolvidas e comparadas com as não resolvidas. O resultado da relação esperada é de valores de R^2 e inclinação da reta próximos a 1, indicando que a árvore resolvida é eficientemente predita pela não resolvida. Entretanto, valores > 1 indicam um possível viés a padrões filogenéticos não aleatórios (agrupamento ou superdispersão) que causam a superestimação da diversidade filogenética, enquanto valores da inclinação da reta < 1 indicam um viés filogenético aleatório, indicando a subestimação da diversidade e estrutura filogenética da comunidade analisada (SWENSON, 2009).

3.5 CÁLCULO DO STATUS DE RECUPERAÇÃO

O status de recuperação das áreas amostradas seguiu o proposto por Gastauer *et al.* (2020). Para seu cálculo, foram selecionadas nove variáveis ambientais (Tabela 1) relacionadas a estrutura da vegetação, processos ecológicos, diversidade e composição das comunidades. Para isso foi calculado uma matriz de distância entre todas as parcelas com base nos nove indicadores. Devido à natureza das variáveis (Discretas – valores finitos e enumeráveis eg., número e riqueza de espécies; e Contínuas – valores de uma escala contínua e valores fracionais eg., a estimação da biomassa), foi necessário a utilização da função ‘*daisy*’ (pacote ‘*cluster*’ do R Environment) para obtenção da similaridade de Gower que admite a combinação entre diferentes tipos de variáveis. A partir dessas distâncias, uma análise de coordenadas principais (PCoA) foi realizada utilizando a função ‘*cmdscale*’ a fim de transformar as distâncias entre as parcelas em espaço euclidiano. A distância euclidiana média foi calculada entre as coordenadas de cada plotagem e as coordenadas do centroide de cada plotagem de referência. O resultado

entre essa distância e a distância média do local sem recuperação (solo exposto de mineração) indica a quantidade que ainda precisa avançar até atingir níveis pré-distúrbios. A subtração desse quociente por 1, resulta no sucesso atingido até o momento pela trajetória de recuperação, considerado o status de recuperação.

Tabela 1 - Variáveis ambientais utilizadas para o cálculo do Status da recuperação conforme sugerido por Gastauer et al., 2020

	Variável ambiental	Sigla	Medida	Significado ecológico
Estrutura da vegetação	Área Basal	AB	Área seccional transversal das árvores na altura do peito.	Relacionado a competição entre as árvores dentro da comunidade
	Índice de Área Foliar	IAF	Estimado a partir da relação entre DAP e número de folhas	Fechamento do dossel e recuperação da estratificação da floresta.
	Densidade de Árvores	N	Divisão entre o número de cada espécie amostrada e o número total indivíduos	Medida de ocupação, a qual indica o grau de aproveitamento de recursos.
Processos Ecológicos	Riqueza Funcional	RF	Quantidade de espaço funcional preenchido pela comunidade	Quantificação da riqueza e diversidade funcional, bem como suas perdas e mudanças dentro da comunidade.
	Matéria Orgânica do Solo	MO	Componente orgânico do solo em variadas taxas de decomposição	Fertilidade e qualidade do solo, ciclagem da matéria orgânica e disponibilidade de nutrientes.
	Biomassa Aérea	BA	Realizada por meio de equações alométricas (CHAVE et al., 2005)	Serviço ecossistêmico relacionado ao sequestro de carbono e retorno da estrutura da floresta.
Diversidade e Composição da Comunidade	Diversidade de Shannon	H	Calculado a partir do número de espécies e de indivíduos totais e amostrados na comunidade	Estima a diversidade taxonômica de uma comunidade
	Abundância Relativa de Árvores Nativas	AN	Soma da abundância de espécies nativas	Mostra a presença e dominância de espécies nativas nas áreas
	Diversidade Filogenética	PD	Comprimento das rotas de evolução que conectam as espécies amostradas	Revela os efeitos de mudanças ambientais nas comunidades ecológicas

Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

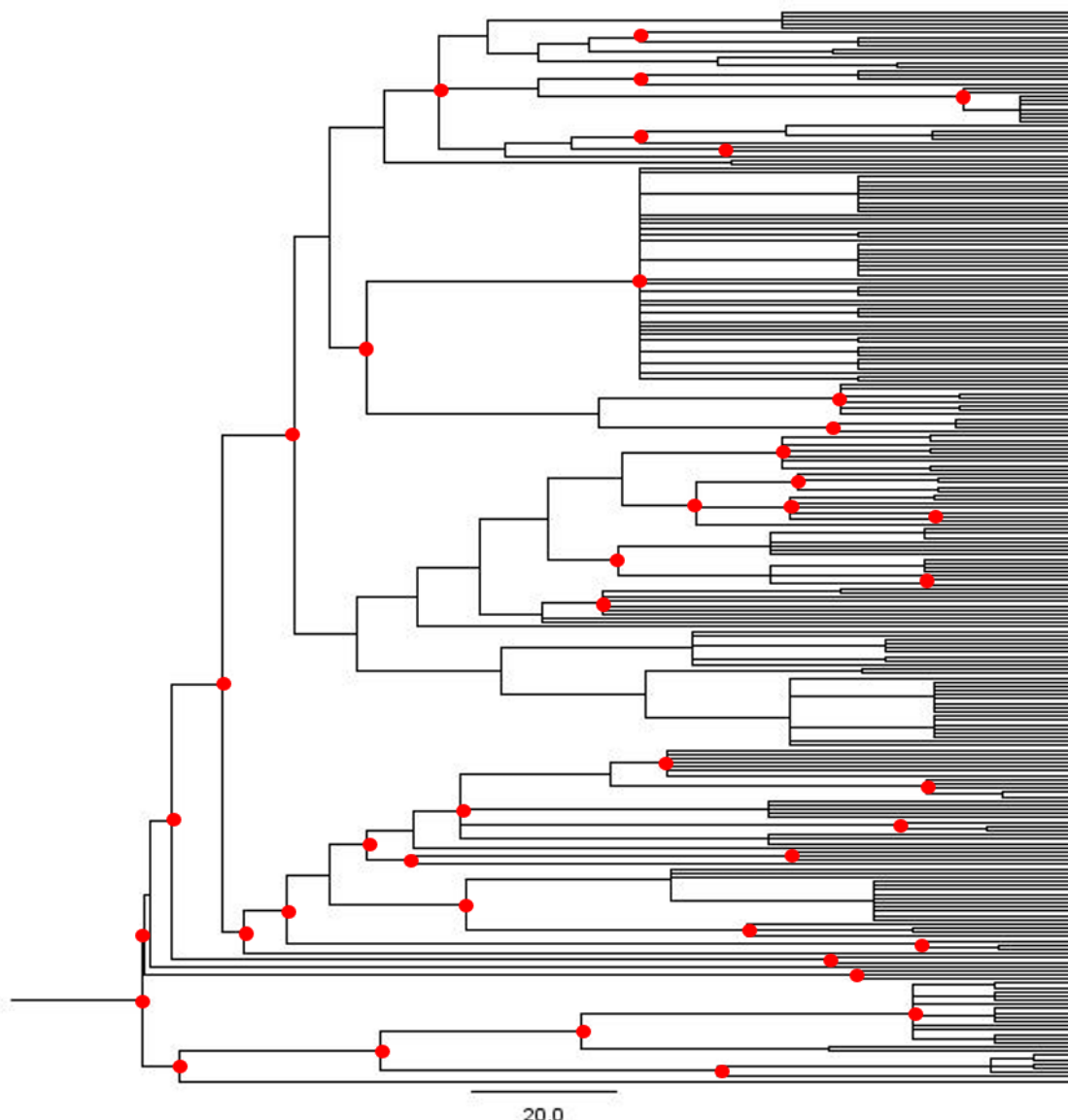
Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R Core Team (2018). Testes paramétricos foram selecionados após a verificação da distribuição normal e homocedasticidade dos dados, realizado pelos testes Shapiro-Wilk e pelo teste Levene. As diferenças na diversidade filogenética e estrutura da comunidade entre os diferentes estágios foram analisadas a partir do teste da Anova seguido pelo Post-hoc Tukey. Para verificar se as estruturas das comunidades analisadas dos diferentes estágios de RAD e referências diferem do esperado ao acaso, foram realizados testes T de amostra única comparando a média de todas as parcelas ou das parcelas por estágio 0.

Para detectar a relação entre o status da recuperação e a diversidade filogenética, estrutura da comunidade e idade das áreas, utilizou-se o modelo linear a partir da função ‘lm’ com o pacote “lme”, comparando os índices PD, ses.pd, MPD, MNTD, MPD_a, MNTD_a e a idade das áreas ao status de recuperação. Por fim, as correlações entre a diversidade filogenética, estrutura da comunidade, variáveis ambientais e o status da recuperação foram realizadas utilizando o pacote ‘corplot’ onde também foi calculada a significância das correlações a partir da função ‘cor.mtest’.

4 RESULTADOS

No total, foram analisados 1.732 indivíduos de 253 espécies distribuídas em 48 famílias, sendo a Fabaceae a família mais abundante encontrada nas áreas. Para o estudo, a filogenia do “pool” de angiospermas nas áreas de Carajás foi representada pelas 253 espécies amostradas (Figura 2).

Figura 2 - Filogenia das espécies de angiospermas das áreas de RAD, Floresta de Terra Firme e Canga de Carajás. Pontos vermelhos indicam os nós datados da filogenia.

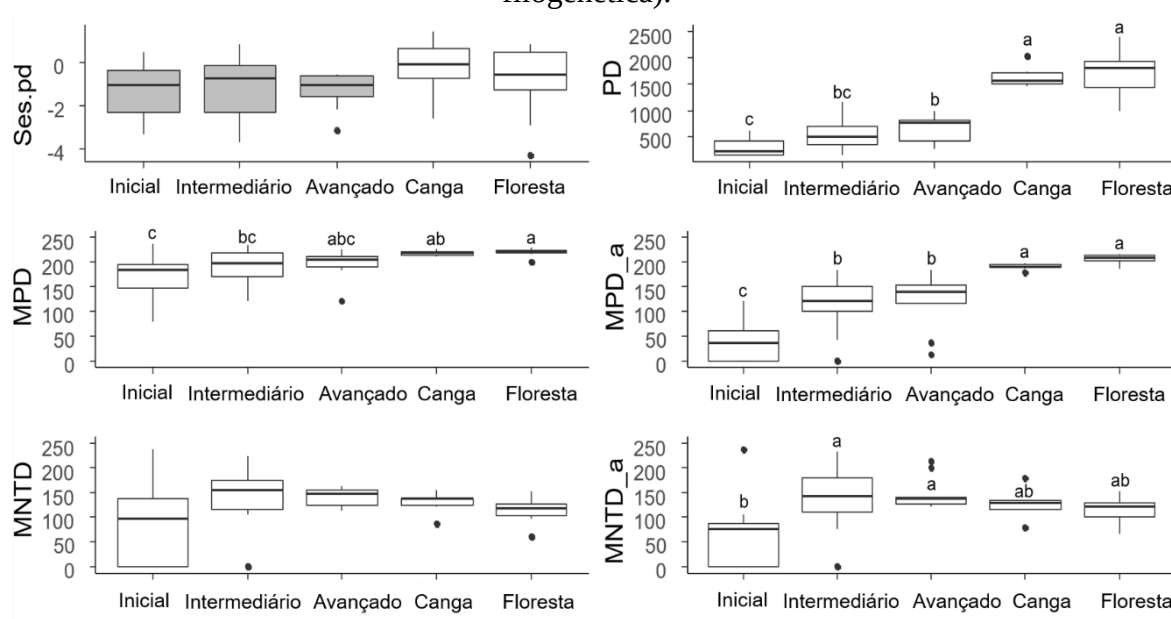


Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

Os índices de diversidade filogenética (PD e MPD) foram menores no estágio inicial de RAD, seguido pelos estágios intermediário e avançado que não divergiram entre si (Figura 3). Enquanto a floresta de terra firme e a canga apresentaram maior diversidade filogenética (PD e MPD) e não divergiram entre si ($p > 0.05$). Entre os índices MPD, a ponderação da abundância das espécies resultou na maior separação entre os estágios, principalmente o inicial em relação ao intermediário e avançado ($p = 0.0005$ e 0.001 , respectivamente). O MNTD ponderado pela abundância das espécies também mostrou aumento significativo entre a área inicial em relação a intermediária e avançada ($p = 0.02$ e 0.03), enquanto as referências foram iguais aos três

estágios ($p > 0.05$). Em relação ao ses.pd das áreas de RAD apresentaram valores negativos e diferentes de zero, indicando agrupamento filogenético para os três estágios.

Figura 3 - Ses.pd - Comprimento dos ramos padronizado; PD – Diversidade filogenética; MPD – Distância média par-a-par e MNTD – Distância média do vizinho mais próximo dos estágios de recuperação: Inicial – até três anos de recuperação; Intermediário – de 4 a 6 anos de recuperação, e Avançado – mais de 7 anos de recuperação, floresta de terra firme e capão florestal da canga. A ponderação pela abundância é indicada pelo sinal “_a”, letras mostram diferença entre as áreas e barra cinza aponta para valores diferentes de 0 (estrutura filogenética).

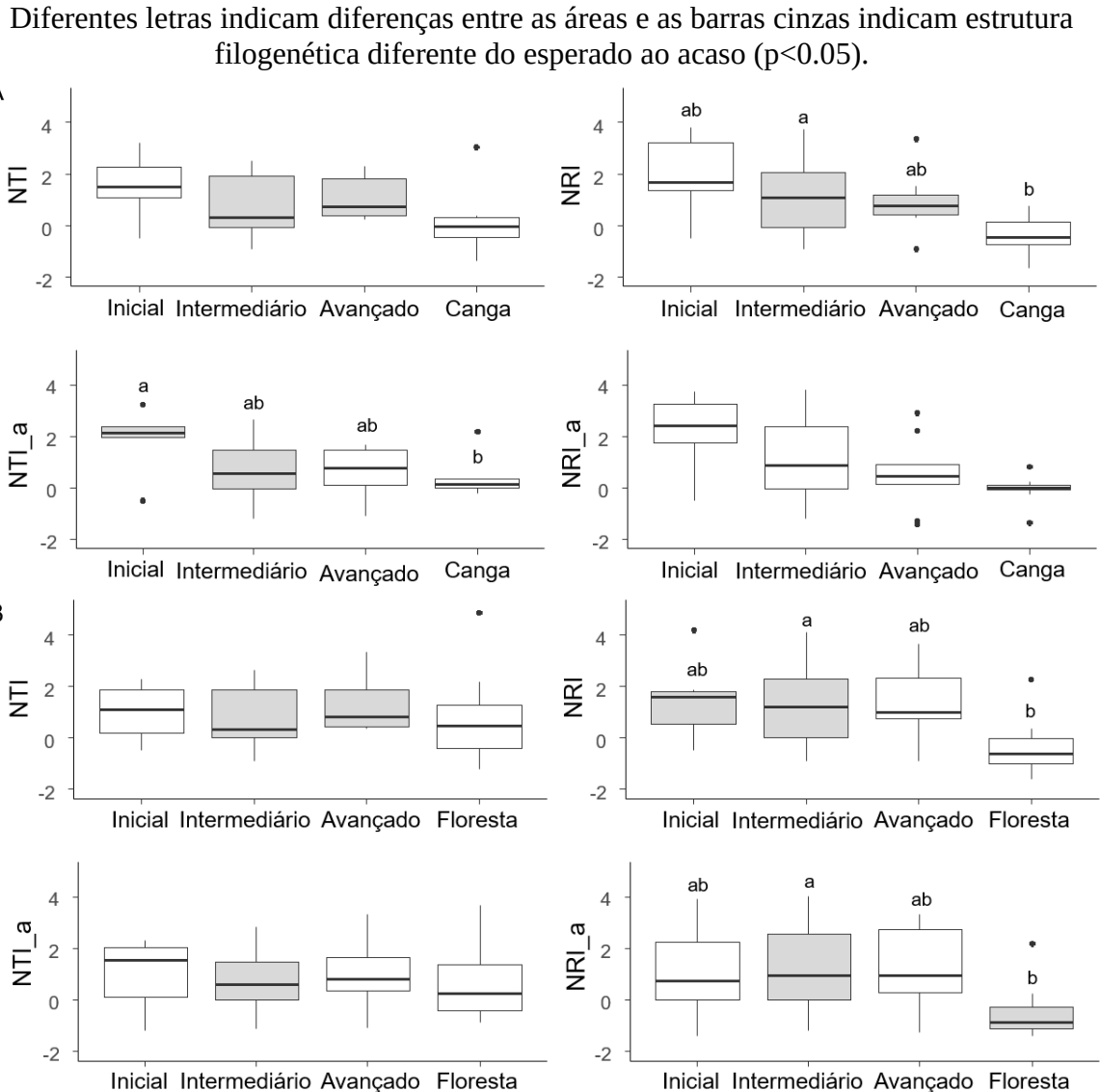


Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

Entre os índices de estrutura filogenética, o NTI ponderado pela abundância das espécies entre as áreas de RAD e canga apontou para um agrupamento filogenético nos estágios inicial e intermediário ($p = 0.04$ e 0.003 , respectivamente), enquanto o avançado e a canga não divergiram ao esperado pelo acaso (Fig 4 A). Em relação a comparação entre os estágios de recuperação e de referência, o NTI_a foi o único que mostrou diferenças onde apenas o estágio inicial divergiu canga ($p = 0.04$). A comparação do NTI_a com a floresta não apontou para diferenças entre as áreas e um agrupamento filogenético foi apresentado pelo estágio intermediário ($p = 0.003$). O NRI em comparação aos ambientes de canga, apresentou agrupamento filogenético nos estágios intermediário e avançado ($p = 0.0004$ e $p = 0.04$), enquanto a comparação com a floresta apontou para agrupamento nos estágios inicial e intermediário ($p = 0.04$, $p = 0.0002$). A ponderação pela abundância do NRI apontou para similaridade entre as áreas em comparação a canga, onde todos os estágios e a referência não

divergiram ao esperado pelo acaso ($p > 0.05$). Por outro lado, a comparação com a floresta de terra firme apontou para um agrupamento filogenético no estágio intermediário ($p = 0.0004$) e uma superdispersão na floresta ($p = 0.02$), sendo as duas áreas divergentes entre si ($p = 0.001$).

Figura 4 - NRI – Índice de parentesco líquido; NTI – Índice de táxon mais próximo das comunidades dos estágios de recuperação (Inicial – até 3 anos de recuperação; Intermediário – de 4 à 6 anos de recuperação e Avançado – mais de 7 anos de recuperação) em comparação à A) Canga e B) Floresta de terra firme. Ponderação pela abundância indicada pelo sinal “_a”.

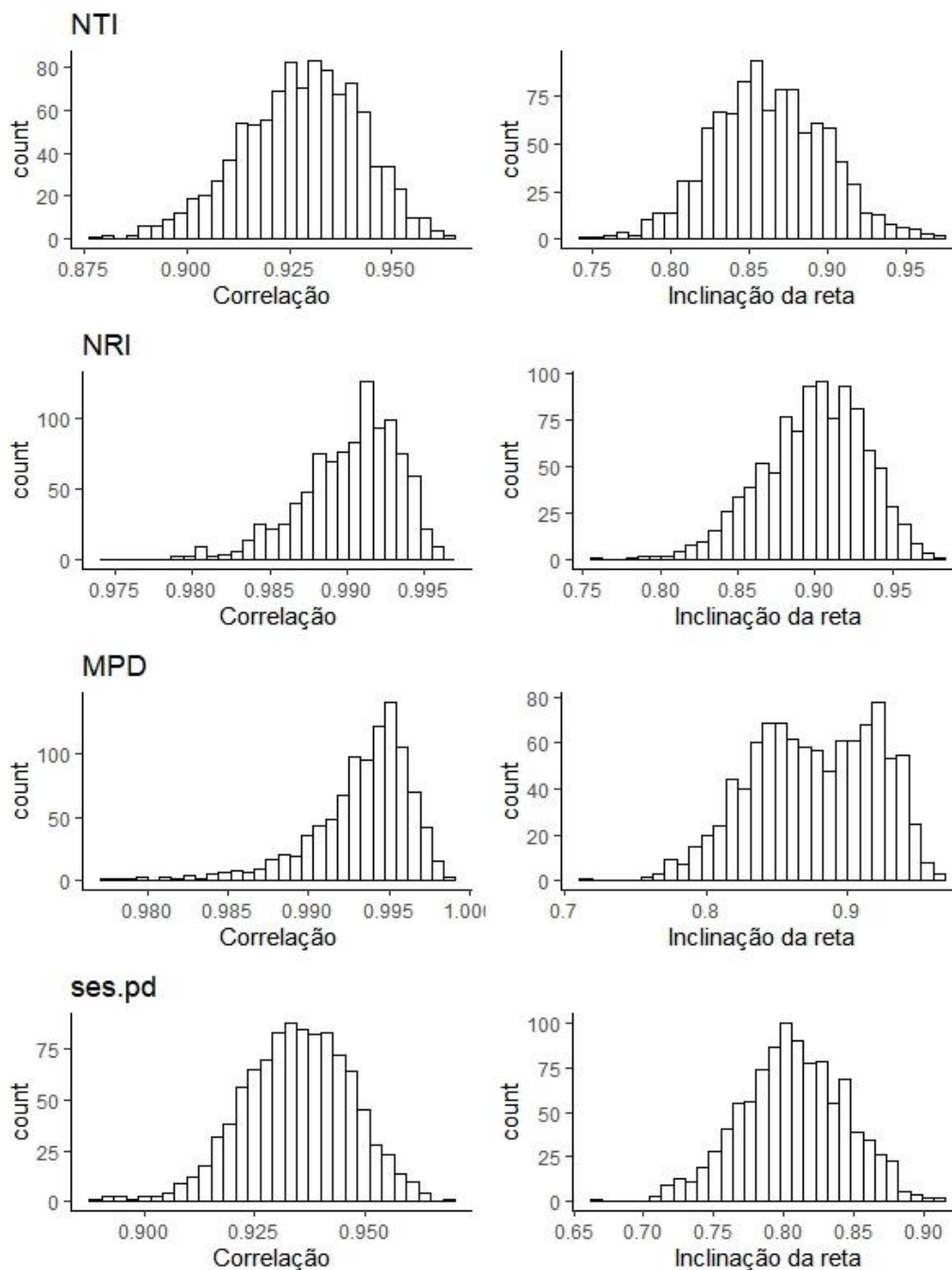


Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

Os resultados da comparação dos índices de estrutura e diversidade filogenética (NTI, NRI, MPD e ses.PD) entre a filogenia não resolvida e as resolvidas (estimadas por 999 randomizações) resultaram em correlações com valores de inclinação da reta < 1 (Figura 5).

Dessa forma, os padrões de diversidade e estrutura filogenética encontrados nesse estudo subestimaram a diversidade filogenética das comunidades analisadas.

Figura 5 - Histograma das correlações e inclinações das retas obtidas pela resolução filogenética.

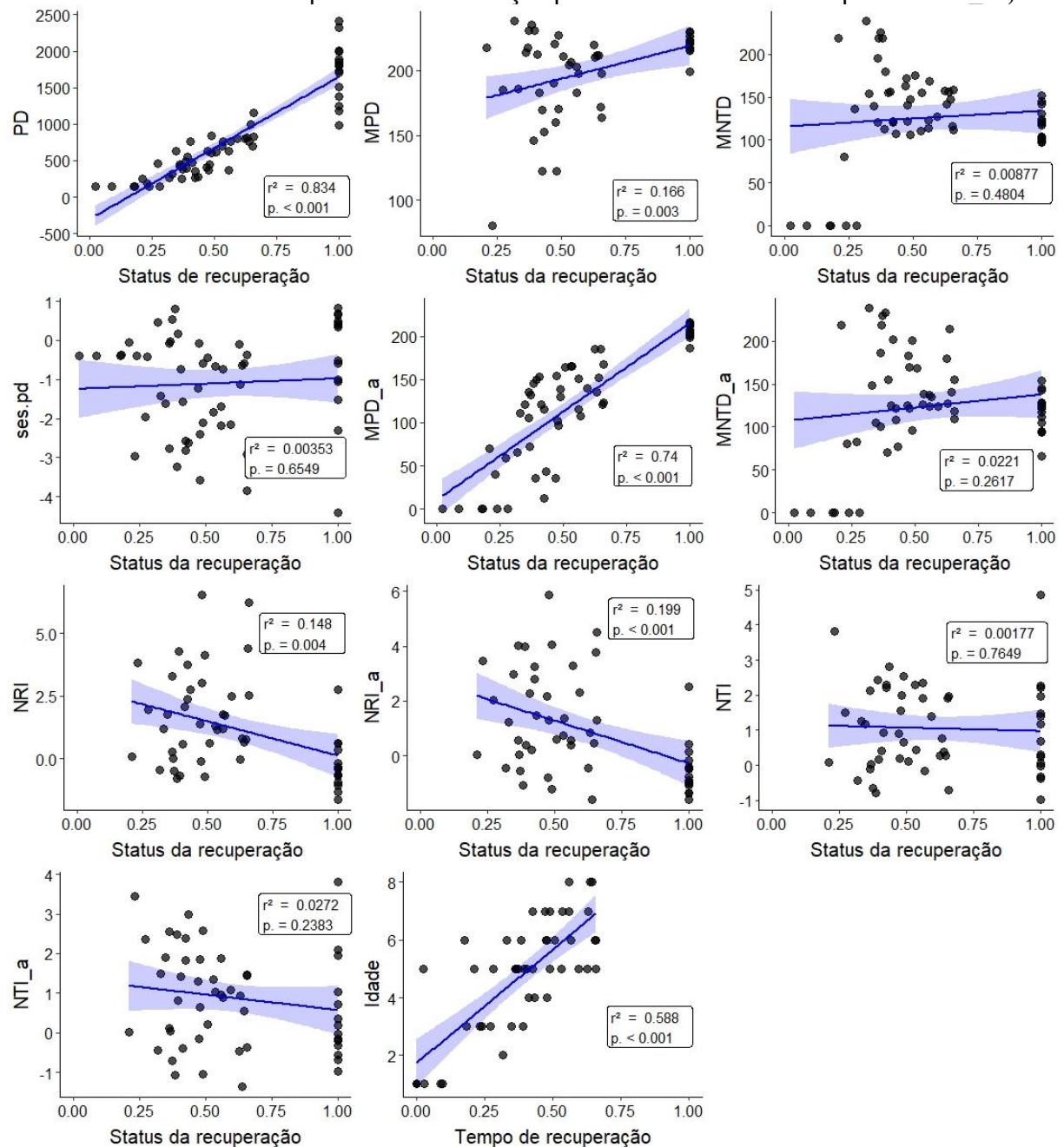


Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

A comparação entre índices de diversidade filogenética e estrutura da comunidade e o status de recuperação resultaram na relação de crescimento significativo de PD, MPD, MPD_a e idade das áreas (Figura 6). Em contrapartida, o avanço do status de recuperação mostrou

apresentar relação negativa aos índices de NRI e NRI_a, enquanto as demais métricas não mostraram tendências significativas.

Figura 6 - Relação entre os Status de recuperação e os índices de diversidade e estrutura filogenética (NRI – Índice de parentesco líquido; NTI – Índice de táxon mais próximo; ses.pd – comprimento dos ramos padronizado; MPD – Distância média par-a-par; MNTD – Distância média do vizinho mais próximo. Ponderação pela abundância indicada pelo sinal “_a”)



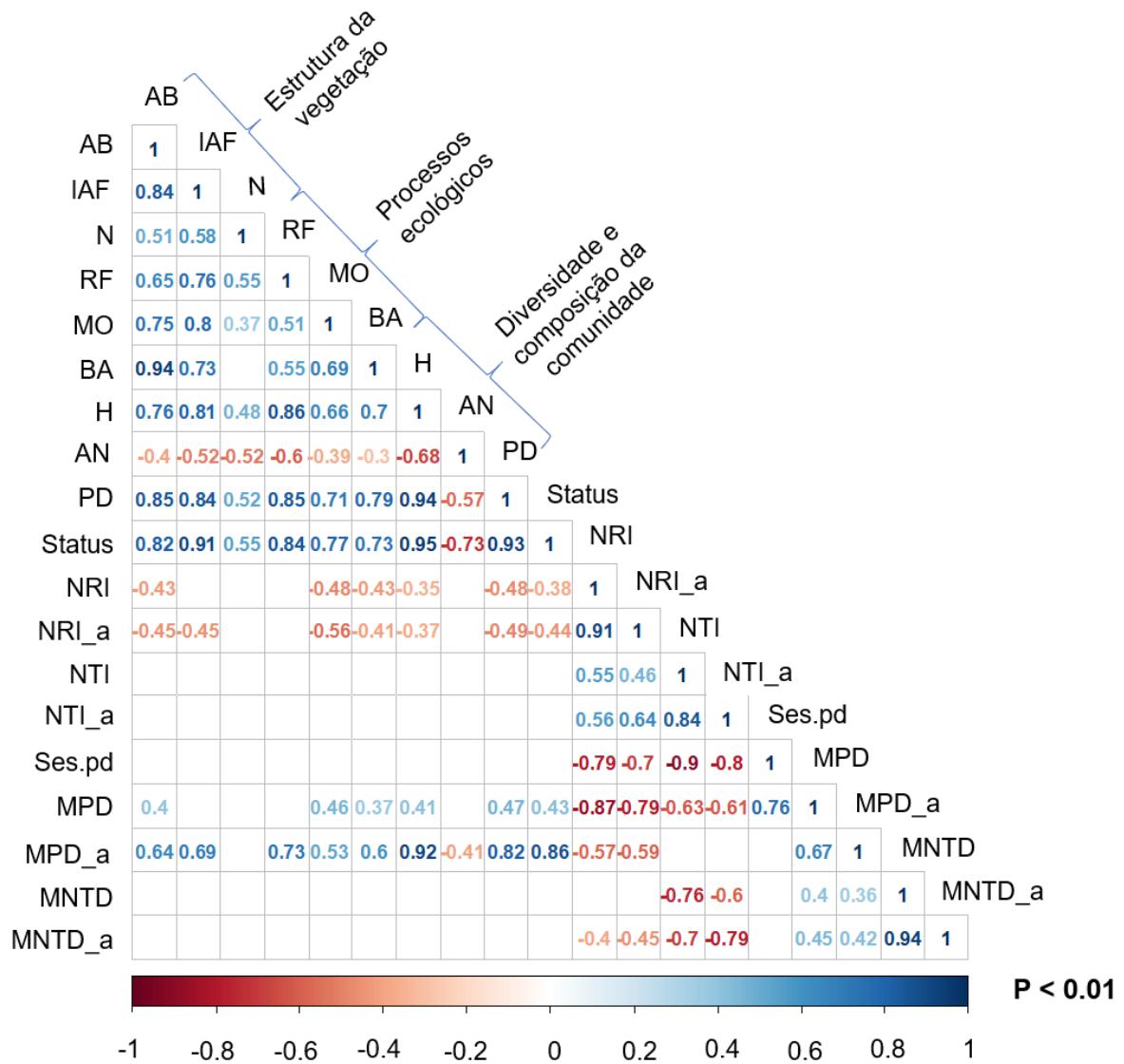
Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

A correlação entre as variáveis ambientais, status de recuperação e métricas filogenéticas indicaram a relação positiva entre as variáveis e o status de recuperação, sendo os índices MPD e NRI (ponderados e não ponderados pela abundância) os mais relacionados ao

conjunto de variáveis analisado (Figura 7). O MPD apresentou majoritariamente relações positivas, com exceção da abundância de nativas (excluindo a espécie invasora *Muntingia calabura*), semelhante ao observado para o índice PD. Entre as métricas filogenéticas, ambos MPD e PD apresentaram relação negativa ao NRI e NRI_a, entretanto, apenas o MPD está negativamente relacionado ao NTI e NTI_a e positivamente ao ses.pd. Considerando os índices MNTD e MNTD_a, ambos apresentaram relação com o MPD, MPD_a, ses.pd, NTI, NTI_a e NRI_a. O MNTD_a também mostrou relação negativa ao NRI e positiva a densidade de árvores, enquanto o MNTD apontou relação significativa a abundância de espécies nativas.

Em relação ao NRI e NRI_a, ambos apresentaram relação negativa as variáveis relacionadas a estrutura da vegetação, processos ecológicos e diversidade e composição da comunidade, com exceção da riqueza funcional, densidade de árvores e abundância de nativas que não apresentaram correlação. Entre as métricas filogenéticas, apenas o MNTD não está relacionado ao NRI. O NTI apresentou relação apenas na comparação com o PD, NRI e NRI_a e o ses.pd o qual está relacionado também aos índices NRI, MPD e MNTD.

Figura 7 - Correlação entre as variáveis ambientais (BA – Biomassa aérea; IAF – Índice de área foliar; N – Densidade de árvores; RF – Riqueza funcional; MO – Matéria orgânica do solo; BA – Biomassa aérea; H – Índice de diversidade de Shannon; NA – Abundância de espécies nativas; PD – Diversidade filogenética), status de recuperação e os índices de estrutura e diversidade filogenética (NRI – Índice de parentesco líquido; NTI – Índice de táxon mais próximo; ses.pd - comprimento dos ramos padronizado; MPD – Distância média par-a-par; MNTD – Distância média do vizinho mais próximo. Ponderação pela abundância indicada pelo sinal “_a”) valores em branco não apresentaram significância no teste de correlação ($p > 0.01$).



Fonte: Elaborado pelo autor, (2020).

5 DISCUSSÃO

Os resultados confirmam as nossas expectativas em relação as comunidades vegetais das áreas de RAD em Carajás, ocorrendo aumento da diversidade filogenética com o avanço do tempo de recuperação e diminuição do agrupamento filogenético observado nos estágios iniciais em direção aos estágios mais avançados. A partir do “pool” de espécies analisados, os resultados destacam a ocorrência de espécies filogeneticamente próximas como resultado de semelhanças ecológicas e de suas histórias de vida nos estágios iniciais. Paralelamente, a relação com as variáveis ambientais aponta a influência das condições ambientais na montagem das comunidades. Nesse aspecto, as forças que filtram espécies filogeneticamente mais aparentadas estão sendo superadas em curtos períodos, apresentando redução do agrupamento em apenas oito anos após início de recuperação.

Em relação a diversidade filogenética, as áreas de canga e floresta nativa apresentaram os maiores valores de PD e MPD, resultado já esperado devido à grande riqueza de espécies dos ambientes naturais dessa região (MOTA et al., 2018; GIULIETTI et al., 2019). Entre os estágios de RAD, embora os valores da diversidade filogenética não tenham sido totalmente restabelecidos, o aumento ao longo da cronosequência demonstra a entrada de espécies filogeneticamente distantes nas comunidades com o avanço da recuperação. O MNTD dos estágios de RAD e das referências não apresentaram divergências, entretanto o valor baixo do estágio inicial é explicado pela dominância de poucas espécies associado a baixa riqueza das áreas, enquanto os valores das referências sugerem o efeito da alta riqueza na redução do índice.

Os resultados da estrutura da comunidade (NTI, NRI e ses.pd) mostram agrupamento nos estágios de RAD, embora o NTI e NRI apresentaram diminuição da convergência das espécies para o maior distanciamento filogenético. No estudo, apesar do pouco tempo dos estágios de recuperação analisados, foi possível observar diferenças na estrutura das comunidades, o que indica mudanças durante o processo de sucessão. Alterações dos padrões de montagem são esperadas durante a recuperação ambiental como resultado do processo de sucessão e da entrada de espécies filogeneticamente mais distantes, mas geralmente são observadas após longo período de recuperação (YU et al., 2019; MAZA-VILLALOBOS et al., 2020). Além disso, entre os índices, foi observado diferenças entre os resultados ponderados e não ponderados pela abundância apontando para a sua influência na observação da estrutura da comunidade e, portanto, importante a ser considerada dentro das análises filogenéticas a fim da maior compreensão das comunidades, espécies dominantes e dos processos que influenciam sua estrutura e diversidade.

A diversidade filogenética (PD e MPD) mostrou uma relação positiva ao status de recuperação, o que mostra a íntima relação entre a diversidade filogenética e o funcionamento ecológico do solo, das comunidades e a estruturação do ecossistema. Esse resultado aponta que diferentes atributos ecológicos relacionados aos processos e funcionalidade ecológica estão sendo recuperados paralelamente ao longo da cronosequência analisada. Ao mesmo tempo, a estrutura da comunidade (NRI) apontou estar relacionada ao status de recuperação com tendência negativa às áreas de maior status de recuperação. Isso significa que as primeiras mudanças na estrutura da comunidade acompanham as mudanças das condições ambientais relacionadas aos processos ecológicos, estrutura da vegetação e na composição e diversidade de espécies. Somado a isso, o resultado dos índices de NRI e NTI mostraram a ausência de espécies arbóreas e arbustivas nos ambientes que apresentaram status de recuperação próximo de 20%, indicando que o retorno dessas espécies ocorre após mudanças iniciais das áreas.

A relação positiva do status ambiental e o tempo de recuperação atingiu valores próximos de 75% de status de recuperação em áreas com oito anos de recuperação. Esse crescimento indica que em um curto período de recuperação as áreas estão conseguindo um retorno funcional com aumento de processos do ecossistema, da diversidade e riqueza de espécies vegetais das áreas, bem como na estruturação das comunidades. A ação do tempo no aumento do status de recuperação elucida a sua importância para o retorno de funções e processos ecológicos. Entretanto, utilizar somente o fator tempo como variável não é suficiente para o diagnóstico real das áreas pois camufla as diversas variáveis que influenciam o processo de recuperação, o que pode levar a uma avaliação incorreta do ambiente. Assim, a utilização do tempo nas avaliações de recuperação deve ser integrada às variáveis ambientais, possibilitando visualizar como os processos e funcionamento do ambiente estão agindo ao longo da trajetória de RAD.

A correlação entre as variáveis ambientais e a diversidade filogenética apresentaram relações positivas com a maioria das variáveis ambientais, com destaque para o índice de Shannon e o status de recuperação. Relacionados a diversidade e riqueza das áreas, a correlação vai de acordo com a expectativa de que os estágios mais avançados apresentam maior diversidade e riqueza de espécies (GASTAUER et al., 2020). O aumento da estratificação da vegetação foi relacionado positivamente a diversidade filogenética, com isso os resultados indicam que nas áreas mais avançadas ocorra a maior diferença de especificidade de habitat entre as espécies, aumentando a coexistência entre elas. Somado a isso, o índice de riqueza funcional foi intimamente relacionado ao PD e MPD indicando que o aumento da diversidade

funcional e filogenética está ocorrendo paralelamente nas áreas. Esse resultado elucida o aumento da funcionalidade do ambiente e diminuição da redundância ecológica com a entrada de espécies filogeneticamente distantes que exercem diferentes funções no ambiente (DERHÉ et al., 2016).

A relação negativa entre a abundância de espécies nativas e a diversidade filogenética indica que a presença das espécies invasoras, como *Muntingia calabura*, *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* presentes em áreas de RAD em Carajás (GIULIETTI et al., 2018; ICMBIO, 2016), está relacionada a baixa diversidade filogenética das áreas. Assim, a baixa diversidade filogenética encontrada nas áreas iniciais resulta na maior susceptibilidade à invasão de espécies invasoras. Uma vez estabelecidas, a dominância dessas espécies impedem o crescimento e desenvolvimento de nativas, influenciando na diversidade da área (FUNK et al., 2008; FLORY e CLAY, 2010). Levando em consideração a exclusão competitiva, quando espécies invasoras mais aparentadas filogeneticamente apresentam vantagem inicial e as diferenças de nichos não são relacionadas a distância filogenética, a dominância competitiva dessas espécies tende a formar agrupamentos filogenéticos. A partir da superação da filtragem ambiental nas áreas de RAD, essas espécies podem apresentar vantagens durante as fases de recuperação e criar dominância competitiva causando a diminuição do número de espécies de nativas e a diminuição da diversidade filogenética nos estágios.

A correlação entre a estrutura filogenética e as variáveis ambientais mostram a relação negativa das variáveis com o NRI, o que elucida o papel das condições ambientais na estrutura das comunidades, sugerindo o índice como bom indicador a ser considerado na avaliação de RAD. Entre as variáveis ambientais, a matéria orgânica do solo apresentou forte relação ao NRI e NRI_a. Fundamental para disponibilidade e absorção de nutrientes, bem como na retenção de umidade e estabilidade do solo, o resultado indica a forte influência da matéria orgânica do solo na estruturação das comunidades compostas por espécies filogeneticamente distintas. A Biomassa aérea, diversidade de Shannon, índice de área foliar e área basal também mostraram a relação negativa ao NRI, essa redução indica que quanto maior a funcionalidade do ambiente, com altos índices de riqueza e processos ecológicos, maior a distância filogenética entre as espécies das áreas. Indicando o retorno da funcionalidade do ambiente em paralelo ao aumento da diversidade filogenética nas áreas mais avançadas de recuperação.

O agrupamento filogenético observado nos estágios de RAD amostrados indicam que menos linhagens evolutivas foram encontradas nessas áreas comparadas com as florestas. Considerando que espécies filogeneticamente próximas apresentam maior sobreposição de

nicho ecológico, isso indica a atuação de filtros ambientais que selecionam indivíduos que possuem adaptações específicas. Nesse aspecto, a retirada da vegetação, da matéria orgânica do solo, alterações nos sistemas de retenção hídrica e baixo teor nutricional nas áreas mineradas atuam na filtragem ambiental aumentando a severidade e o agrupamento filogenético. A redução desse agrupamento com o tempo de recuperação e a relação negativa encontrada com as variáveis ambientais aponta para uma diminuição das condições mais severas do ambiente, como apontado pela hipótese de “stress-dominance” (LHOTSKY et al., 2016). No estágio inicial a intensa luminosidade, baixa riqueza de espécies vegetais e a falta de matéria orgânica do solo podem causar filtros ambientais que selecionam por poucas linhagens evolutivas. Nesse sentido, mesmo que todos os estágios apontem para um agrupamento, devido ao elevado tempo necessário para recuperação a níveis pré-distúrbio, a redução nas áreas mais avançadas mostra um cenário promissor para a recuperação com tendências para padrão aleatório (LI et al., 2016; YU et al., 2019; MAZA-VILLALOBOS et al., 2020).

O papel das interações ecológicas como facilitação, competição e o retorno da fauna esperados durante a sucessão são importantes agentes no aumento da diversidade filogenética durante a RAD (NAVARRO-CANO et al., 2016; PASHIRZAD et al., 2019), influenciando a estrutura das comunidades analisadas (CAVENDER-BARES et al., 2009; MAYFIELD e LEVINE, 2010; PASHIRZAD et al., 2019). Considerando conservação dos nichos ecológicos nas linhagens evolutivas, a redução do agrupamento indica o aumento da importância das interações, confirmando outros estudos que mostram o efeito da recuperação nos índices de diversidade filogenética durante os períodos iniciais. Assim os resultados apontam que já é possível mensurar o retorno das interações ecológicas e de funções do ecossistema nas áreas de RAD em Carajás (GASTAUER et al., 2020; HUANG et al., 2020).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como foi observado uma estrutura filogenética que difere da expectativa nula ao longo de um gradiente de recuperação, os nossos dados indicam a rejeição da teoria nula. Ao contrário, indicam filtragem ambiental durante os estágios iniciais da recuperação que tende a diminuir com seu avanço. Esses resultados são importantes pois indicam a utilização dos índices de estrutura filogenética como indicadores do efetivo retorno das interações ecológicas, comprovando o retorno das funções ecossistêmicas. Somado a isso, informam sobre a utilização de espécies adaptadas a ambientes inóspito, ou seja, capazes de superar os filtros ambientais nas áreas de RAD, especialmente nos estágios iniciais, onde tais filtros atuam com mais força. Também geram informações sobre a entrada de espécies invasoras a partir da superação dos filtros ambientais, já que estas podem se estabelecer e apresentar dominância no local onde se tornam resistentes aos métodos de combate.

REFERÊNCIAS

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecology**: from individuals to ecosystems. Malden, MA: Blackwell Publishing, 2006.
- BRASIL. Agência Nacional de Mineração. **Sumário mineral 2017**. v. 37, p. 201, 2019. Disponível em: http://www.anm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/sumario-mineral/sumariomineral_2017. Acesso em: 23 jan. 2020.
- CAVENDER-BARES, J.; KOZAK, K. H.; FINE, P. V. A.; KEMBEL, S. W. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v. 12, n. 7, p. 693–715, 2009.
- CARVALHO, J. M.; RAMOS, S. J.; FURTINI NETO, A. E.; GASTAUER, M.; CALDEIRA JÚNIOR, C. F.; SIQUEIRA, J. O.; SILVA, M. L.S. Influence of nutrient management on growth and nutrient use efficiency of two plant species for mineland revegetation. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 303–310, mar. 2018. DOI 10.1111/rec.12572, 2017.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FOLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE J. P.; NELSON OGAWA H.; PUIG, H.; RIERA B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, p. 87–99, 2005.
- CHUN, J. H.; LEE, C. B. Diversity patterns and phylogenetic structure of vascular plants along elevational gradients in a mountain ecosystem, South Korea. **Journal of Mountain Science**, v. 15, n. 2, p. 280–295, 2018.
- COYLE, J. R.; HALLIDAY, F. W.; LOPEZ, B. E.; PALMQUIST, K. A.; WILFAHRT, P. A.; HURLBERT, A. H. Using trait and phylogenetic diversity to evaluate the generality of the stress-dominance hypothesis in Eastern North American tree communities. **Ecography**, v. 37, n. 9, p. 814–826, 2014.
- CRUZ, D. C.; BENAYAS, J. M. R.; FERREIRA, G. C.; SANTOS, S. R.; SCHWARTZ, G. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. **New Forests**, n. 0123456789, 2020. DOI 10.1007/s11056-020-09777-3.
- DERHÉ, M. A.; MURPHY, H.; MONTEITH, G.; MENÉNDEZ, R. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 6, p. 1714–1724, 2016.
- DÍAZ, S.; PURVIS, A.; CORNELISSEN, J. H. C.; MACE, G. M.; DONOGHUE, M. J.; EWERS, R. M.; JORDANO, P.; PEARSE, W. D. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. **Ecology and Evolution**, v. 3, n. 9, p. 2958–2975, 2013.
- FLORY, S. L.; CLAY, K. Non-native grass invasion suppresses forest succession. **Oecologia**, v. 164, n. 4, p. 1029–1038, 2010.
- FUNK, J. L.; CLELAND, E. E.; SUDING, K. N.; ZAVALA, E. S. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 12, p. 695–703, 2008.

GAMA, F. F.; CANTONE, A.; MURA, J. C.; PASQUALI, P.; PARADELLA, W. R.; SANTOS, A. R.; SILVA, G. G. Monitoring subsidence of open pit iron mines at Carajás Province based on SBAS interferometric technique using TerraSAR-X data. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 8, p. 199-211, 2017.

GASTAUER, M.; CALDEIRA, C. F.; RAMOS, S. J.; TREVELIN, L. C.; JAFFÉ, R.; OLIVEIRA, G.; VERA, M. P. O.; PIRES, E.; SANTIAGO, F. L. de A.; CARNEIRO, M. A. C.; COELHO, F. T. A.; SILVA, R.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; SIQUEIRA, J. O. Integrating environmental variables by multivariate ordination enables the reliable estimation of mineland rehabilitation status. **Journal of Environmental Management**, v. 256, fev. 2020. DOI [10.1016/j.jenvman.2019.109894](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109894)

GASTAUER, M.; CALDEIRA, C. F.; TROTTER, I.; RAMOS, S. J.; MEIRA NETO, J. A. A. Optimizing community trees using the open tree of life increases the reliability of phylogenetic diversity and dispersion indices. **Ecological Informatics**, v. 46, p. 192–198. DOI 10.1016/j.ecoinf.2018.06.008, 2018a.

GASTAUER, M.; MEIRA NETO, J. A. A. Updated angiosperm family tree for analyzing phylogenetic diversity and community structure. **Acta Botanica Brasilica**, v. 31, n. 2, p. 191-198, 2017.

GASTAUER, M.; SILVA, J. R.; CALDEIRA JUNIOR, C. F.; RAMOS, S. J.; SOUZA FILHO, P. W. M.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1409–1422, 2018b.

GASTAUER, M.; SOUZA FILHO, P. W. M.; RAMOS, S. J.; CALDEIRA, C. F.; SILVA, J. R.; SIQUEIRA, J. O.; FURTINI NETO, A. E. Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. **Ambio**, v. 48, n. 1, p. 74–88, 2019.

GILBERT, B.; LEVINE, J. M. Ecological drift and the distribution of species diversity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 284, n. 1855, 2017.

GIULIETTI, A. M.; ABREU, I.; VIANA, P. L.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.; PASTORE, M.; HARLEY, R. M.; MOTA, N. F. O.; WATANABE, M. T. C.; ZAPPI, D. C. **Guia das Espécies Invasoras e outras que requerem manejo e controle no S11D, Floresta Nacional de Carajás, Pará**. Belém: ITV, 2018.

GIULIETTI, A. M.; GIANNINI, T. C.; MOTA, N. F. O.; WATANABE, M. T. C.; VIANA, P. L.; PASTORE, M.; SILVA, U. C. S.; SIQUEIRA, M. F.; PIRANI, J. R.; LIMA, H. C.; PEREIRA, J. B. S.; BRITO, R. M.; HARLEY, R. M.; SIQUEIRA, J. O.; ZAPPI, D. C. Edaphic Endemism in the Amazon: Vascular Plants of the canga of Carajás, Brazil. **Botanical Review**, v. 85, n. 4, p. 357–383, 2019.

GUEDES, R. S.; RAMOS, S. J.; GASTAUER, M.; FERNANDES, A. R.; CALDEIRA, C. F.; DO AMARANTE, C. B.; SIQUEIRA, J. O. Phosphorus lability increases with the rehabilitation advance of iron mine land in the eastern Amazon. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 192, n. 6, 2020.

HIPP, A. L.; LARKIN, D. J.; BARAK, R. S.; BOWLES, M. L.; CADOTTE, M. W.; JACOBI, S. K.; LONSDORF, E.; SCHARENBRUCH, B. C.; WILLIAMS, E.; WEIHER, E. Phylogeny in the service of ecological restoration. **American Journal of Botany**, v. 102, n. 5, p. 647–648, 2015.

HUANG, M.; LIU, X.; CADOTTE, M. W.; ZHOU, S. Functional and phylogenetic diversity explain different components of diversity effects on biomass production. **Oikos**, n. April, p. 1–11, 2020.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). Ministério do Meio Ambiente. **Plano de manejo da Floresta Nacional de Carajás**. [Brasília, DF: ICMBio], 2016. (Volume 1: Diagnóstico.)

LEI, K.; PAN, H.; LIN, C. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas. **Ecological Engineering**, v. 90, p. 320–325, 2016.

LHOTSKY, B.; KOVÁCS, B.; ÓNODI, G.; CSECSEKITS, A.; RÉDEI, T.; LENGYEL, A.; KERTÉSZ, M.; BOTTA-DUKÁT, Z. Changes in assembly rules along a stress gradient from open dry grasslands to wetlands. **Journal of Ecology**, v. 104, n. 2, p. 507–517, 2016.

LI, S. PENG; CADOTTE, M. W.; MEINERS, S. J.; PU, Z.; FUKAMI, T.; JIANG, L. Convergence and divergence in a long-term old-field succession: The importance of spatial scale and species abundance. **Ecology Letters**, p. 1–9, 2016.

MAGALLÓN, S.; GÓMEZ-ACEVEDO, S.; SÁNCHEZ-REYES, L. L.; HERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, T. A metacalibrated time-tree documents the early rise of flowering plant phylogenetic diversity. **New Phytologist**, v. 207, n. 2, p. 437–453. DOI 10.1111/nph.13264, 2015.

MAYFIELD, M. M.; LEVINE, J. M. Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. **Ecology Letters**, v. 13, n. 9, p. 1085–1093, 2010.

MAZA-VILLALOBOS, S.; ACKERLY, D. D.; OYAMA, K.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Phylogenetic trajectories during secondary succession in a Neotropical dry forest: Assembly processes, ENSO effects and the role of legumes. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 43, 2020.

MITRE, S. K.; MARDEGAN, S. F.; CALDEIRA, C. F.; RAMOS, S. J.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O.; GASTAUER, M. Nutrient and water dynamics of Amazonian canga vegetation differ among physiognomies and from those of other neotropical ecosystems. **Plant Ecology**, v. 883, p. 868–874, 2018.

MOTA, N. F. O.; WATANABE, M. T. C.; ZAPPI, D. C.; HIURA, A. L.; PALLOS, J.; VIVEROS, R. S.; GIULIETTI, A. M.; VIANA, P. L. Amazon canga: The unique vegetation of Carajás revealed by the list of seed plants. **Rodriguesia**, v. 69, n. 3, p. 1435–1488, 2018.

MUDRÁK, O.; DOLEZAL, J.; FROUZ, J. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 665–670 Contents, 2016.

MUKHOPADHYAY, S.; MAITI, S. K. Techniques for Quantative Evaluation of Mine Site Reclamation Success: Case Study. In: PRASAD, M. N. V.; CAMPOS FAVAS, P. J.; MAITI, S. K. **Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation**, Amsterdam: Elsevier, p. 415-438, 2018.

NASCIMENTO, F. S.; GASTAUER, M.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; WILSON, R.; TECNOLÓGICO, I.; BELÉM, V. Land cover changes in open-cast mining complexes based on high-resolution remote sensing data. **preprints**, 2019.

NAVARRO-CANO, J. A.; FERRER-GALLEGO, P. P.; LAGUNA, E.; FERRANDO, I.; GOBERNA, M.; VALIENTE-BANUET, A.; VERDÚ, M. Restoring phylogenetic diversity through facilitation. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 4, p. 449–455, 2016.

PASHIRZAD, M.; EJTEHADI, H.; VAEZI, J.; SHEFFERSON, R. P. Plant–plant interactions influence phylogenetic diversity at multiple spatial scales in a semi-arid mountain rangeland. **Oecologia**, v. 189, n. 3, p. 745–755, 2019. DOI [10.1007/s00442-019-04345-9](https://doi.org/10.1007/s00442-019-04345-9).

PLANO DE REDUÇÃO DE IMPACTOS À BIODIVERSIDADE (PRIM). Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-prim/PRIM_Livreto.pdf. Acesso em: 24 jan. 2020.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2018. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 14 maio 2019.

SILVA, T. L. F.; LOVO, J.; ZAPPI, D. C.; MORO, M. F.; LEAL, E. da S.; MAURITY, C.; VIANA, P. L. Plant species on Amazonian canga habitats of Serra Arqueada: the contribution of an isolated outcrop to the floristic knowledge of the Carajás region, Pará, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 43, n. 2, p. 315–330, 2020.

SOUZA-FILHO, P. W. M.; GIANNINI, T. C.; JAFFÉ, R.; GIULIETTI, A. M.; SANTOS, D. C.; NASCIMENTO, W. R.; GUIMARÃES, J. T. F.; COSTA, M. F.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; SIQUEIRA, J. O. Mapping and quantification of ferruginous outcrop savannas in the Brazilian Amazon: A challenge for biodiversity conservation. **PLoS ONE**, v. 14, n. 1, p. 1–20, 2019.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, 2015.

SWENSON, N. G. Phylogenetic Resolution and Quantifying the Phylogenetic Diversity and Dispersion of Communities. **PLoS ONE**, v.4, n. 2, p. e4390. DOI 10.1371/journal.pone.0004390.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APGIV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105–121, 2016.

VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. **The Quarterly review of biology**, v. 85, n. 2, p. 183-206, 2010.

VIANA, P. L.; FURTADO, N.; MOTA, D. O.; BRAGANÇA, S.; SALINO, A.; ZAPPI, D. C.; HARLEY, R. M.; ILKIU-BORGES, A. L.; SECCO, R. D. S.; ALMEIDA, T. E.; TAKASHI, M.; WATANABE, C.; UBIRATAN, J. Flora das cangas da Serra dos Carajás , Pará , Brasil : história , área de estudos e metodologia. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 67, n. 5, 2016.

WEBB, C. O. Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. **The American Naturalist**, v. 156, n. 2, p. 145, 2000.

WEBB, C. O.; DONOGHUE, M. J. Phylomatic: tree assembly for applied phylogenetics. **Molecular Ecology Notes**, v. 5, p. 181-183, 2005.

WIENS, J. J.; GRAHAM, C. H. Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 519–539, 2005.

YU, Q.; RAO, X.; OUYANG, S.; XU, Y.; HANIF, A.; NI, Z.; SUN, D.; HE, D.; SHEN, W. Changes in taxonomic and phylogenetic dissimilarity among four subtropical forest communities during 30 years of restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 432, p. 983-1001, 2019. DOI 10.1016/j.foreco.2018.10.033.