Capital Natural das Florestas de Carajás

Tereza Cristina Giannini
ORGANIZAÇÃO

Capital Natural das Florestas de Carajás

INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE

VALE

MUSEU GOELDI

Tereza Cristina Giannini
ORGANIZAÇÃO

Capital Natural das Florestas de Carajás

Instituto Tecnológico Vale (ITV)
Belém, PA
2023

Sumário

Apresentação **11**
Guilherme Oliveira

1 Conceitos e métricas do capital natural **13**
Tereza Cristina Giannini

Funções ecológicas que mantêm a floresta

2 Plantas da Floresta Nacional de Carajás e suas funções **23**
Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Pedro Lage Viana, Daniela C. Zappi, Tereza Cristina Giannini

3 Fauna e suas funções **35**
Rafael Cabral Borges, Ulysses Madureira Maia, José Eustáquio dos Santos Júnior, Amanda Paracampo, Sidnei Dantas, Leonardo de Sousa Miranda, Tereza Cristina Giannini

4 Aves da Floresta Nacional de Carajás e entorno **47**
Sidnei de Melo Dantas, Alexandre Aleixo

5 O som da floresta – da paisagem sonora à paisagem **57**
Leonardo de Sousa Miranda, Ulysses Madureira Maia, Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Amanda Paracampo, Bruno Garcia Luize, Rafael Melo de Brito, Leonardo Trevelin, Tereza Cristina Giannini

6 As métricas de resiliência e insubstitutabilidade na avaliação da biodiversidade **67**
Felipe Martello, Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Rafael Cabral Borges, Amanda Paracampo, Ulysses Madureira Maia, Leonardo de Sousa Miranda, Tereza Cristina Giannini

7 Táxons da Serra dos Carajás contidos em listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção **75**
Lourival Tyski, André L.R. Cardoso, Cesar de Sá Carvalho Neto

Benefícios da floresta para o bem estar humano

8 A vida no solo **89**
Rafael Borges da Silva Valadares, Felipe Costa Trindade, Leandro Argolo, Isa Rebecca Chagas da Costa, Caio Yoshiura, Luciana Patrícia Silvestre de Souza, Silvio Ramos, José Augusto Bittencourt

9 O papel da floresta na proteção dos recursos hídricos **99**
Paulo Rógenes Monteiro Pontes, Rosane Barbosa Lopes Cavalcante, Edivaldo Afonso de Oliveira Serrão

10 Regulação do clima local **109**
Claudia Wanzeler da Costa, Renata Gonçalves Tedeschi, Everaldo Barreiros de Souza

11 O estoque de carbono na floresta **119**
Rosane Barbosa Lopes Cavalcante, Emily Ane Dionizio, Markus Gastauer, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Caroline Oliveira Andrino, Sâmia Nunes

12 Estoque de carbono e a qualidade do solo **131**
Wendel Valter da Silveira Pereira, Paula Godinho Ribeiro, Gabriel Caixeta Martins, Rafael Borges Valadares, José Augusto Bitencourt, Silvio Ramos

13 Estoque de polinizadores da floresta para produção agrícola **139**
Rafael Cabral Borges, Ulysses Madureira Maia, Tereza Cristina Giannini

14 Visitação do BioParque em Carajás: as árvores das trilhas **147**
Rafael Gomes Barbosa-Silva, Caroline Oliveira Andrino, Felipe Martello, Cesar de Sá Carvalho Neto, Nikolas Jorge Carneiro, Ronnie Alves, Lourival Tyski, Tereza Cristina Giannini

15 Árvores com potencial para urbanização das cidades da região de Carajás, Pará, Brasil **157**
Daniela C. Zappi, Juliana Lovo, Caroline O. Andrino, Rafael G. Barbosa-Silva, Felipe Martello

Contribuições para conservação e mitigação das mudanças globais

16 Recursos genéticos e conservação da biodiversidade **167**
Michele Molina, Alexandre Aleixo, Guilherme Oliveira, Santelmo Vasconcelos

17 A hierarquia de mitigação como princípio para o uso sustentável da floresta e seus recursos naturais **177**
Priscila Sanjuan, Taise Pinheiro, Markus Gastauer

18 Contribuições para conservação e mitigação das mudanças globais **185**
Sâmia Nunes, Markus Gastauer

19 Espécies arbóreas para restauração, considerando-se redes de interação planta-abelha **195**
Luiza de Araújo Romeiro, Rafael Cabral Borges, Edilson Freitas da Silva, José Tasso Felix Guimarães, Tereza Cristina Giannini

20 Mudanças climáticas: a base meteorológica e cenários para Carajás **201**
Renata Gonçalves Tedeschi, Claudia Wanzeler da Costa, Antônio Vasconcelos Nogueira Neto

21 Seleção de espécies vegetais para restauração baseada em cenários de mudança climática **211**
Victoria Teresawa, Vitor Gomes, Markus Gastauer

22 Impactos das mudanças climáticas sobre os benefícios gerados pela floresta **219**
Vitor Gomes, Tereza Cristina Giannini

A importância das coleções científicas como testemunho da biodiversidade

23 Ações para proteção e conservação da biodiversidade e o Bioparque Vale Amazônia **229**
Cesar de Sá Carvalho Neto, Lourival Tyski, Paulo Rogério Oliveira, André L.R. Cardoso, Nereston Camargo

24 O papel das coleções botânicas na descoberta da flora de Carajás **239**
Pedro Lage Viana, Eline Tainá Garcia, Tirza Teixeira Brito, Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva

25 Coleções entomológicas de Carajás no Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e considerações sobre a fauna **247**
Orlando Tobias Silveira

26 Abelhas de Carajás depositadas na Universidade Federal de Minas Gerais – as contribuições do professor Fernando Amaral da Silveira **257**
José Eustáquio dos Santos Júnior, Roderic Breno Martines, Roselaini Mendes do Carmo da Silveira

Lista de autores **263**

Agradecimentos **265**

Índice remissivo **267**

Créditos de imagens **271**

Apresentação

Guilherme Oliveira

A valoração do estoque de recursos da natureza, ou do capital natural, tem ganhado cada vez mais relevância nas discussões sobre a preservação da natureza. A integração de dados ambientais e socioeconômicos fortalece uma visão mais abrangente e multifuncional das inter-relações entre esses estoques de ativos ambientais e os benefícios diretos e indiretos que eles trazem para a humanidade. A noção de uma sustentabilidade forte pressupõe que o bem-estar humano depende dos benefícios fornecidos por certas formas de capital natural estocados na natureza, de modo que, o uso e manejo desse capital deve ser conduzido sem exceder suas taxas de renovação.

A preocupação em não exceder os limites planetários é global, especialmente em um cenário de rápidas mudanças, como a oriunda da crise climática. Na Conferência de Biodiversidade da Organização das Nações Unidas (ONU) em 2022 em Montreal (COP15), um dos objetivos foi fortalecer o comprometimento de interromper a perda de biodiversidade até 2030 e instituir um novo plano global para distribuir recursos para a conservação e restauração da natureza. Já em 2023, na Conferência do Clima da ONU (COP26) em Glasgow, foi assinada uma declaração conjunta para a natureza, as pessoas e o planeta, em que os bancos de desenvolvimento multilateral se comprometeram a ampliar os investimentos positivos para a natureza, ou seja, aqueles investimentos cujos ganhos em termos de proteção e restauração de biodiversidade são fortalecidos, além de apoiar seus países clientes na consecução de suas metas de biodiversidade. Um compromisso central dessa declaração conjunta foi criar estratégias institucionais para integrar a natureza e a biodiversidade nos investimentos, operações e serviços de consultoria nos setores privado e público. No entanto, compreender esse estoque de recursos ambientais e sua relação com os benefícios é ainda um desafio que precisa ser endereçado para que tais recursos possam ser valorados de forma objetiva.

O presente livro traz os frutos gerados pelo projeto **"Capital natural das florestas de Carajás"**, que nasceu no ITV na busca por entender os múltiplos aspectos

do estoque de recursos naturais que configuram uma floresta em pé. Ademais, é também sabido que florestas tropicais produzem uma série de benefícios para as pessoas, como por exemplo, a regulação do clima local e a proteção dos recursos hídricos, entre outros. Então, o projeto visou responder a duas classes de perguntas: quais seriam os elementos fundamentais para caracterizar uma floresta tropical no bioma amazônico? Quais desses elementos entregam benefícios para as pessoas, e como valorar esses benefícios?

Assim, a partir dessa dupla abordagem, um amplo levantamento de dados de campo teve início, e se estendeu por quase cinco anos. A ideia era que os resultados fossem baseados em dados coletados localmente, pois as florestas ainda apresentam lacunas de conhecimento importantes. A coleta de dados é um pilar fundamental na pesquisa científica, pois resultados baseados em dados empíricos constroem um conhecimento sólido e confiável. Por outro lado, o trabalho de campo é também um desafio. Por exemplo, a floresta oferece algumas dificuldades de acesso, além de ser comum dias com muita chuva ou com neblina que inviabilizam o trabalho. Mas, o trabalho no campo guarda muitas surpresas que quando descobertas fazem todo o esforço ser recompensado.

O livro que você tem agora nas mãos busca retratar o processo de avaliação do capital natural estocado nas florestas de Carajás. Ele retrata o caminho seguido dentro do projeto, desde o desenvolvimento das perguntas chaves que orientaram o projeto no início, até a consolidação dos resultados, conclusões e principais achados. Os textos apresentados não têm a pretensão de ser um ponto final sobre o assunto, mas, como é comum na ciência, eles visam apresentar algumas respostas e levantar outras perguntas que irão inspirar novos trabalhos, na busca por aprofundar o conhecimento sobre as florestas tropicais.

Ler o texto e observar as fotos que são apresentadas ao longo das páginas trarão, como benefício central, um vislumbre da complexidade da pesquisa dentro de um ambiente florestal do bioma amazônico. Além disso, ao longo da leitura, será possível perceber a incrível diversidade da natureza e como é difícil mapear essa diversidade, especialmente em um ambiente cuja complexidade é a tônica. E finalmente, permitirá compreender como a natureza e o bem-estar humano são indissociáveis. Os benefícios da natureza para as pessoas são múltiplos, e trazem a percepção de que o valor do capital natural estocado na floresta em pé nem sempre pode ser medido através de métodos convencionais. Ao contrário, esse valor deve também refletir o valor da própria existência tanto da natureza quanto das pessoas que dela dependem. Assim, esse livro se propõe a ser uma boa companhia para quem se dedica a aprofundar seu conhecimento sobre a relação entre pessoas e natureza, compreendendo os pontos de conexão e a complexidade por trás deles.

1

Conceitos e métricas do capital natural

Tereza Cristina Giannini

Definição de capital natural

O capital, em sua definição mais ampla, se refere ao estoque (ou ativos) de recursos ou riquezas que podem ser usados para gerar rendimentos ou produzir bens e serviços. Por exemplo, o capital econômico é a forma mais tangível de capital, pois se refere ao dinheiro ou a outros ativos que podem ser utilizados para investir em negócios ou outros empreendimentos. Por outro lado, o capital humano, por exemplo, pode ser considerado menos tangível, pois se refere ao conjunto de conhecimentos e habilidades existentes que também geram valores. Dentro desse contexto, o capital natural é definido como sendo o estoque de recursos (no caso, naturais) que suportam diversas funções ecossistêmicas, responsáveis por manter o desempenho e a organização dos sistemas naturais complexos, dando origem a um fluxo de bens e serviços (Bateman & Mace, 2020). As relações e os valores subjacentes a esse conceito não se traduzem facilmente em termos monetários, dadas a natureza e a complexidade das interconexões entre os elementos do ecossistema. No entanto, tal conceito deve ser integrado de forma sistemática na tomada de decisão (Farrell et al., 2022). Abordagens de capital natural tornam claros os valores subjacentes da natureza, sendo tal conceito sustentado por uma visão transdisciplinar, o que facilita a cooperação entre cientistas e tomadores de decisão em comunidades rurais, governos e setor privado.

Como sinalizado acima, funções e serviços ecossistêmicos são dois conceitos-chave nas avaliações do capital natural (Mace, 2019). As funções apontam para as características intrínsecas do ecossistema, que representam o conjunto de processos ecológicos pelos quais o ecossistema mantém sua integridade (Spangenberg et al., 2014). Já os serviços se referem aos benefícios que a natureza provê para as pessoas (Daily, 1997), cujo fluxo é derivado das funções que, por sua vez, em última instância, derivam do grau de integridade do estoque de recursos (La Notte et

al., 2017). Essa distinção é fundamental na avaliação do capital natural, pois, apesar da ênfase nos serviços ecossistêmicos, é necessário entender quais aspectos são centrais para manter o desempenho adequado do ecossistema sob análise, garantindo, assim, a provisão desses serviços.

A distinção entre capital natural e serviços ecossistêmicos é bem-definida. Como dito acima, o capital natural está mais diretamente relacionado com a ideia de estoque e se refere aos elementos que descrevem o estado em si de um ecossistema; já os serviços são disponibilizados por esse estoque ao longo do tempo (La Notte et al., 2017). Porém muitas avaliações tratam o capital natural como sendo equivalente aos serviços, uma vez que a principal maneira pela qual o valor do capital natural é entendido é por meio do fornecimento dos benefícios para as pessoas. Contudo, pode ser um erro confundir o estoque (capital) com o fluxo de serviços, já que não há uma relação linear direta entre os dois. Ou seja, os serviços são providos e disponibilizados pela combinação de funções que dão suporte e são derivadas desse estoque; assim, um enfoque restrito dos serviços não garante a avaliação de todos os elementos envolvidos (Mace, 2019).

Biodiversidade, sustentabilidade e capital natural

A biodiversidade constitui a base do capital natural e está indissoluvelmente associada à sustentabilidade, de tal forma que a perda da biodiversidade rompe a associação entre ambiente, sociedade e economia, além de colocar a sustentabilidade em risco (Barbier, 2019). Isso deriva do papel central da biodiversidade, que está diretamente associado à estabilidade dos ecossistemas; estes, por sua vez, são as fontes diretas de recursos (capital natural), cujo fluxo gera os serviços ecossistêmicos (Mace et al., 2015). A contribuição, provavelmente, mais importante de avaliar a biodiversidade pela ótica do capital natural consiste no redimensionamento das relações entre o ser humano e a natureza, um passo essencial para que seja construído um futuro sustentável para a humanidade (Dasgupta, 2021).

As necessidades das sociedades humanas têm sido supridas pelo uso do capital natural, já que ele tem o potencial de gerar riqueza e bem-estar graças à transformação de seus ativos em capital humano e/ou econômico. No entanto, se os ativos do capital natural não forem mantidos, o fluxo de serviços pode se esgotar, conduzindo a uma situação de não sustentabilidade. Disso nasce a ideia do capital natural crítico, que define os ativos que não podem ser substituídos e cuja perda, portanto, é irreversível e irremediável. Nesse sentido, sua proteção torna-se imprescindível para garantir a sustentabilidade (Ekins et al., 2003). Portanto, a sustentabilidade depende diretamente da manutenção do capital natural estocado, e um declínio excessivo nesse estoque deve ser evitado. Dentro desse contexto, quando a provisão do bem-estar humano ao longo do tempo é obtida ao se substituir o capital natural (por exemplo, ecossistemas) por capital humano e/ou econômico (por exemplo, infraestrutura, tecnologia), sem que haja análises robustas sobre limites críticos associados a degradação irreversível dos recursos

naturais, a sustentabilidade é considerada fraca (Barbier, 2019). Já a sustentabilidade forte tem relação com a percepção de que há limites para que o capital natural seja substituído por outras formas de capital, e que certos estoques (críticos) precisam ser mantidos para dar suporte à provisão do bem-estar humano. Análises globais envolvendo o setor industrial e a agricultura têm revelado que o grau de substitutabilidade do capital natural por outras formas de capital pode ser menor que o esperado, o que requer decisões mais robustas em políticas públicas, visando sua proteção (Cohen et al., 2019).

Métricas

O capital natural tem sido avaliado, desde a década de 1990, analisando-se diversos aspectos dos ecossistemas (Mason et al., 2022). As métricas avaliadas têm incluído fatores bióticos e abióticos, e preferencialmente devem ter também foco em funções e processos envolvidos na capacidade da natureza de persistir (Mace, 2019). Assim, avaliar o capital natural baseando-se em dados de biodiversidade de áreas preservadas não é uma tarefa trivial.

Não há um protocolo padronizado que possibilite uma aplicação prática do conceito de capital natural, ou que permita uma avaliação baseada em dados que considerem a complexidade da biodiversidade (Fleming et al., 2022), especialmente para florestas tropicais megadiversas e em países com lacunas importantes de conhecimento sobre a biodiversidade, como o Brasil. No entanto, tal avaliação consiste em um subsídio fundamental para diversos setores privados, bem como ao Ministério Público e a outros atores envolvidos em mitigação de impactos. Ademais, tal avaliação, como contextualizado acima, participa diretamente do conceito de sustentabilidade, uma meta importante para as empresas do setor privado e para órgãos governamentais. Finalmente, incorporar a noção de capital natural pode conduzir os processos de tomada de decisão em direção à inovação, a novos mercados e parcerias, bem como resultar em oportunidades importantes para a sustentabilidade de áreas naturais (Ruijs & Egmond, 2017).

Para endereçar tal desafio, foi desenvolvida uma metodologia aplicada à Floresta Nacional de Carajás (Pará), baseada principalmente em coletas de dados de campo executadas em 14 pontos de amostragem (Figura 1).

As métricas utilizadas foram divididas em duas categorias: funções e serviços (Figura 2). As funções ecossistêmicas foram usadas para agregar os processos associados à capacidade da natureza de persistir como uma floresta viva ("natureza para si mesma" na Figura 2). Já os serviços ecossistêmicos estão relacionados aos benefícios da natureza para o bem-estar humano ("natureza para pessoas" na Figura 2).

Cinco métricas foram usadas para analisar as funções: riqueza de espécies, interação entre espécies, resiliência, insubstitutabilidade e espécies ameaçadas (Tabela 1). Cinco métricas também foram utilizadas para avaliar os serviços: polinização de culturas agrícolas, regulação do clima, proteção da água, usos de árvores por comunidades tradicionais e estoque de carbono (solo e vegetação).

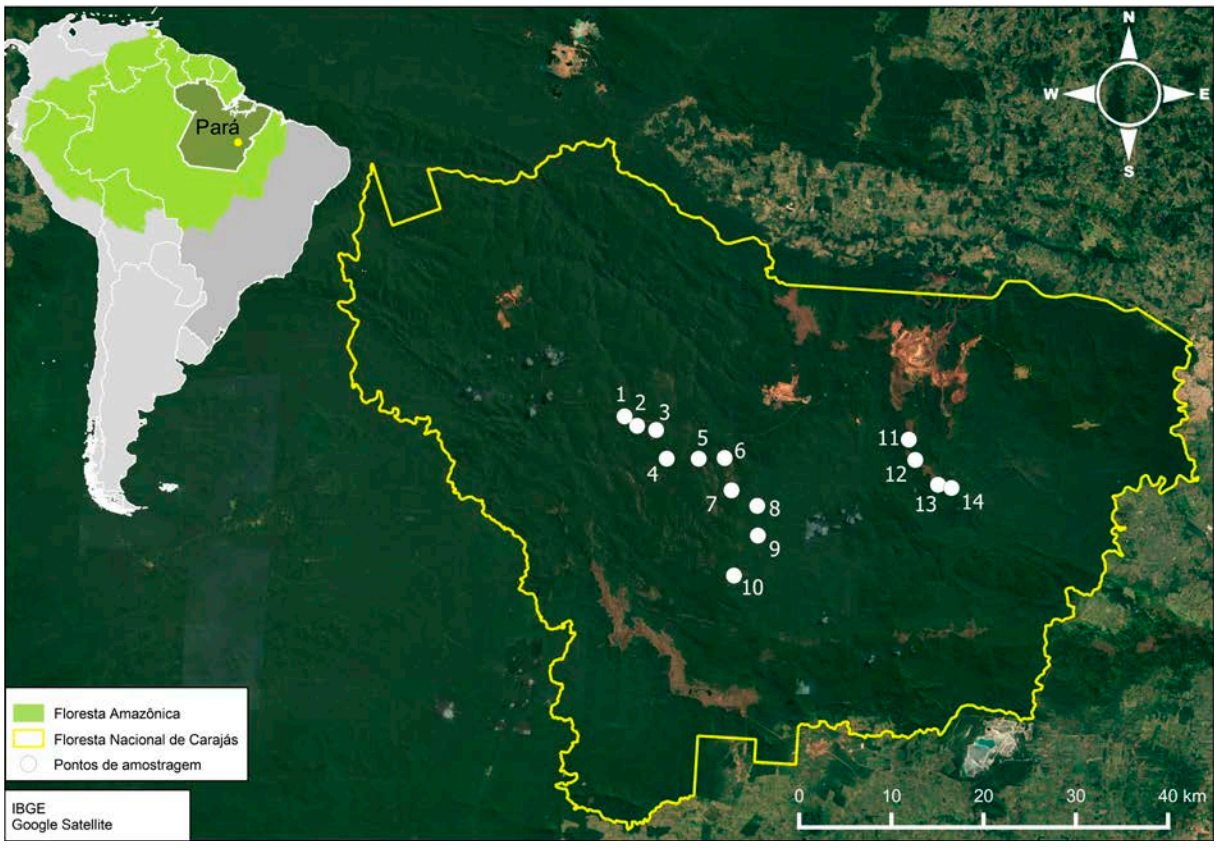


Figura 1. Pontos de amostragem na Floresta Nacional de Carajás (Pará).

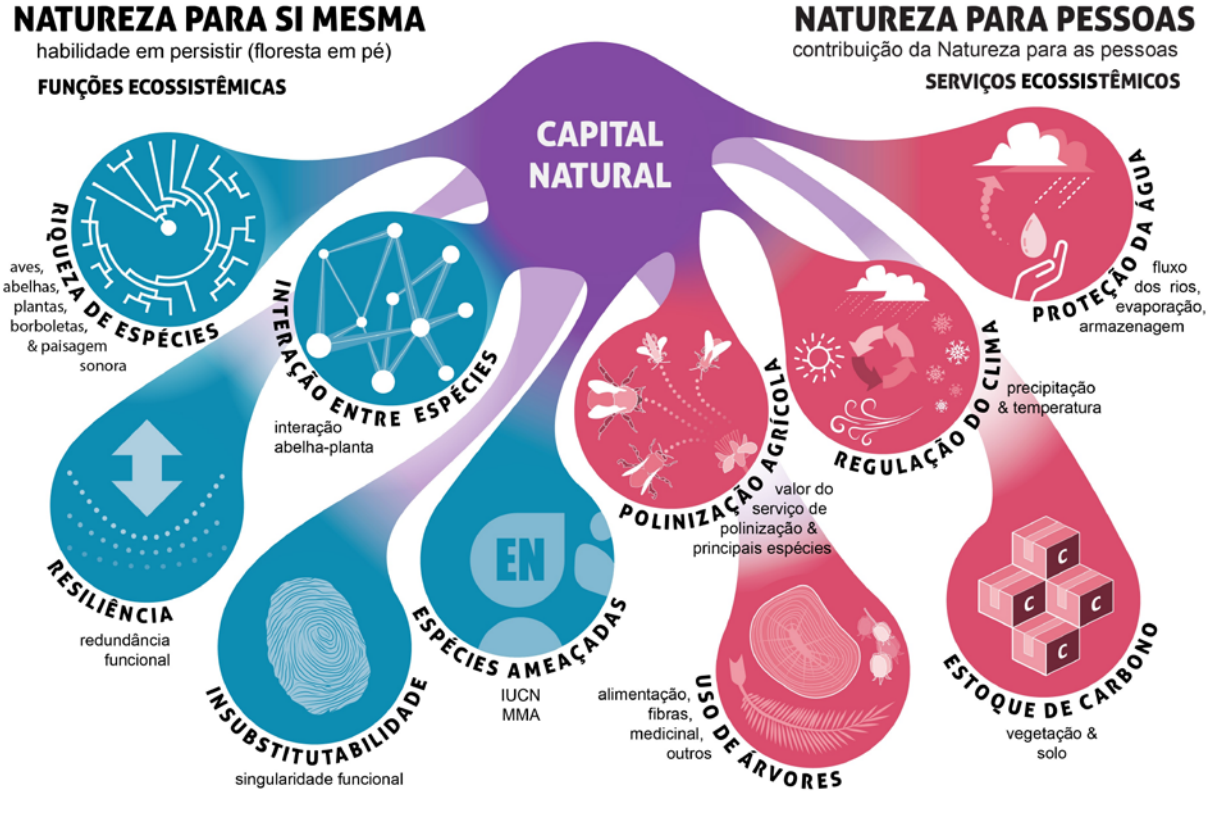


Figura 2. Quadro representacional das métricas analisadas.

Tabela 1. Métricas utilizadas para avaliar o capital natural da Floresta Nacional de Carajás, considerando funções (azul) e serviços (rosa) ecossistêmicos.

	Riqueza de espécies: número de espécies coletadas/registradas de aves, borboletas, abelhas e plantas nos pontos de coleta. As aves foram identificadas com o uso de gravadores e pelo reconhecimento de seus cantos por especialistas.
	Interação entre espécies: número de espécies interagentes (diversidade de interações) em redes de interação, formadas por visitantes florais (abelhas) na busca por recursos alimentares em plantas presentes nas áreas amostradas.
	Resiliência: métrica que avalia o impacto da perda de espécies, baseada no conceito de redundância funcional, ou seja, na redundância de características específicas que determinam papéis também específicos da espécie na natureza.
	Insubstitutabilidade: métrica que avalia o impacto da perda de espécies, baseada no conceito de singularidade funcional, ou seja, baseada em características específicas únicas das espécies que não podem ser substituídas caso sejam perdidas.
	Espécies ameaçadas: número de espécies coletadas nas áreas de amostragem que são consideradas ameaçadas e cuja perda é irreversível. Foram consultadas as listas da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e do Ministério do Meio Ambiente (MMA).
	Polinização agrícola: foco nas espécies de polinizadores agrícolas que auxiliam na produção de frutos e/ou sementes utilizadas como alimento nas proximidades de Carajás e na valorização do serviço de polinização para a agricultura.
	Regulação do clima: o papel da floresta na regulação climática local foi avaliado por meio de simulações com modelagem de dados de clima, considerando-se as mudanças nas temperaturas e precipitações em cenários de perda total e parcial da floresta.
	Proteção da água: o papel da floresta na proteção da água foi avaliado por meio de simulações com modelagem de dados hidrológicos, considerando-se mudanças na evapotranspiração e comparando-se com áreas próximas desmatadas.
	Usos de árvores por comunidades tradicionais: a lista de espécies vegetais amostradas durante o projeto foi avaliada considerando-se seus usos por comunidades tradicionais. Foram considerados 12 usos.
	Estoque de carbono: o armazenamento de carbono no solo foi avaliado considerando amostras de solo dos 14 pontos amostrais. O carbono na vegetação foi avaliado em seis desses pontos, considerando a identificação das espécies de plantas e altura e largura dos indivíduos.

O modelo descrito acima e suas métricas foram desenvolvidos ao longo do projeto "Capital Natural das Florestas de Carajás" (Figura 3) realizado no Instituto Tecnológico Vale nos anos 2019 a 2023. Os resultados serão apresentados nos próximos capítulos. Outras iniciativas nasceram e foram desenvolvidas ao longo do projeto, visando apresentar e discutir o capital natural das florestas, e foram também incluídas aqui para ilustrar a interdisciplinaridade de visões e perspectivas da proposta.

Figura 3. Visão panorânica da Floresta Nacional de Carajás.

Referências

Barbier, E.B., 2019. The concept of natural capital. 35, 14-36. https://doi.org/10.1093/oxrep/gry028

Bateman, J., Mace G.M., 2020. The natural capital framework for sustainably efficient and equitable decision making. 3, 776-783. https://www.nature.com/articles/s41893-020-0552-3

Cohen, F., Hepburn, C.J., Teytelboym, A., 2019. Is natural capital really substitutable? 44, 425-448. https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033055

Daily, G.C., 1997. Nature's services, 1st ed. Island Press, Washington.

Dasgupta, P., 2021. The economics of biodiversity. 1st ed. HM Treasury, London.

Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C., Groot, R., 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. 44, 165-185. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00272-0

Farrell, C.A., Aronson, J., Daily, G.C., Hein, L., Obst, C., Woodworth, P., Stout, J.C., 2022. Natural capital approaches. 30, e13613. https://doi.org/10.1111/rec.13613

Fleming, A., O'Grady, A.P., Stitzlein, C., Ogilvy, S., Mendham, D., Harrison, M.T., 2022. Improving acceptance of natural capital accounting in land use decision making. 200, 107510. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107510

La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M.L., Liquete, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N.D., 2017. Ecosystem services classification. 74, 392-402. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030

Mace, G.M., 2019. The ecology of natural capital accounting. 35, 54-67. https://doi.org/10.1093/oxrep/gry023

Mace, G.M., Hails, R.S., Cryle, P., Harlow, J., Clarke S.J., 2015. Towards a risk register for natural capital. 52, 641-653. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12431

Mason, A.R., Gathorne-Hardy, A., White, C., Plancherel, Y., Woods, J., Myers, R.J., 2022. Resource requirements for ecosystem conservation. 12, e9132. https://doi.org/10.1002/ece3.9132

Ruijs, A., Egmond, P., 2017. Natural capital in practice: How to include its value in Dutch decision-making processes. 25, 106-116. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.025

Spangenberg, J.H., Haaren, C., Settele, J., 2014. The ecosystem service cascade. 104, 22-32. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.025

Funções ecológicas que mantêm a floresta

2

Plantas da Floresta Nacional de Carajás e suas funções

Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Pedro Lage Viana, Daniela C. Zappi, Tereza Cristina Giannini

Estudos da flora da Floresta Nacional de Carajás

A Floresta Nacional de Carajás está inserida em um dos maiores e mais complexos ecossistemas tropicais do mundo. Está localizada no bioma amazônico brasileiro, na porção leste, situada no contexto de um dos maiores mosaicos de áreas protegidas na Amazônia, que abriga uma grande diversidade de plantas (Mota et al., 2018). A região é famosa mundialmente pelas jazidas de ferro, encontradas nos ecossistemas de vegetação aberta dos campos rupestres ferruginosos, ou cangas, como também são chamadas essas vegetações. As cangas estão bem documentadas do ponto de vista do conhecimento sobre a sua flora, após o sucesso do projeto Flora das Cangas de Carajás. Durante os anos 2015 a 2018, uma parceria estabelecida entre o Instituto Tecnológico Vale e o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), listou, descreveu e ilustrou mais de mil espécies de plantas terrestres que ocorrem nos campos rupestres de canga (Oliveira-da-Silva & Ilkiu-Borges, 2018; Mota et al., 2018; Salino et al., 2018). No entanto, a composição da Floresta Nacional de Carajás é majoritariamente florestal, e sobre essas vegetações florestais, até a conclusão do projeto Flora das Cangas de Carajás, havia pouca informação disponível. O conhecimento da composição florística dessas áreas florestais é fundamental, uma vez que são elementos importantes na entrega de serviços ecossistêmicos que ajudam a manter a biodiversidade global, como abrigo e alimento a uma grande variedade de espécies, retenção e armazenamento de carbono, regulação de processos do solo como fertilidade e erosão, fornecimento de água doce, fibras e recursos medicinais, assim como a regulação do clima e da qualidade do ar. A floresta também abriga uma variedade de espécies com importância econômica e cultural, desde a madeira utilizada em aplicações industriais até os recursos tradicionais utilizados para a subsistência das comunidades locais. Tendo em vista que as plantas contribuem diferentemente uma das outras considerando-se esses fatores, e que a

abundância e raridade delas no ecossistema também influenciam seu papel, é preciso conhecer essa composição a fim de entender essas contribuições.

Nesse sentido, novos esforços foram concentrados nos últimos anos para conhecer a composição florestal de Carajás, aumentando a coleta nas áreas florestais e documentando todos os registros provenientes da região depositados em herbários. Além de coletas realizadas randomicamente, importantes para documentação de espécies raras, foram delimitadas seis parcelas permanentes em diferentes tipos de vegetação, que totalizaram 1,2 hectares de floresta, onde foram coletados dados de todos os indivíduos com circunferência à altura do peito (CAP) acima de dez centímetros. Todos os indivíduos foram marcados com placas inox contendo códigos QR (ou QRCode), sendo coletados dados de altura, CAP, localização georreferenciada, amostras para identificação botânica, amostras para extração de DNA para estudos genéticos e populacionais, e também traços funcionais de cada espécie.

Riqueza de plantas lenhosas

Em cada tipo de vegetação florestal, há espécies que são consideradas mais dominantes, enquanto outras são mais raras. Os registros nas áreas de parcelas permanentes revelaram 348 espécies (2 278 espécimes) de plantas lenhosas. A catalogação de ervas, árvores e arbustos da Floresta Nacional de Carajás compreende mais de mil espécies somente nas áreas florestais. Dentre as plantas lenhosas mais abundantes e ricas nas parcelas permanentes, estão as famílias Rutaceae, Fabaceae, Burseraceae, Sapotaceae e Myrtaceae, que somam mais de mil indivíduos contabilizados e 130 espécies. Considerando todas as formações florestais de Carajás, as espécies dominantes na floresta são *Esenbeckia grandiflora* Mart. (Rutaceae), *Rinorea riana* Kuntze (Violaceae), *Combretum laxum* Jacq. (Combretaceaae) e *Metrodorea flavida* K.Krause (Rutaceae). A maioria dessas espécies dominantes ocorre no sub-bosque da floresta, onde também está a maior riqueza de plantas lenhosas, com 70% das espécies registradas, diferentemente do estrato de dossel, com menor riqueza de espécies. Das 348 espécies encontradas nos 1,2 hectares amostrados de Carajás, 30% são representadas por apenas um indivíduo cada, ou seja, muitas espécies possuem sua distribuição mais esparsa em Carajás, tornando-se mais raras localmente, sendo que metade delas é endêmica da Amazônia (Flora e Funga do Brasil, 2023). Considerando-se o uso por comunidades tradicionais citados por Salomão et al. (2007), 42% das espécies identificadas nas parcelas inventariadas apresentam algum tipo de uso.

As plantas lenhosas das formações florestais de Carajás formam verdadeiras redes de interações com os animais que são fundamentais tanto para a manutenção florestal quanto para os serviços e funções ambientais que a floresta nos oferece. Dentre esses serviços, destacam-se a polinização e a dispersão de sementes, exemplos de interações ecológicas que tanto garantem a reprodução das espécies vegetais, quanto oferecem recursos diversos aos animais nessa interação. Entre as espécies da floresta, cerca de 94% são polinizadas por insetos, sendo quase a metade destas polinizadas por abelhas. Outros insetos polinizadores de destaque, depois

das abelhas, são mariposas e borboletas, e, por fim, besouros. Polinização por morcegos e aves também é registrada, em menor frequência, assim como polinização pelo vento. No que se refere à dispersão de sementes, os maiores dispersores da flora de Carajás são os mamíferos, que realizam a dispersão de cerca de 30% das espécies, seguidos pelas aves, segundo maior dispersor de sementes. Dispersão autocórica e anemocórica, isto é, realizada pelo próprio indivíduo ou pelo vento, são também registradas.

Vegetações florestais da Floresta Nacional de Carajás

Da mesma forma que a Amazônia abriga diversos tipos de vegetações florestais (e não florestais), em Carajás, as florestas também são diversificadas. Um dos tipos principais é a floresta ombrófila aberta (Figura 1), caracterizada por possuir árvores de grande porte, plantas com folhas perenes, sub-bosque composto predominantemente por cipós, palmeiras, sororoca e/ou bambus. Essas espécies contribuem para um dossel descontínuo, que permite alta incidência luminosa. Tais características fazem com que, quando se observa mais de perto a maior parte da floresta, seja possível ver áreas com muitas árvores esparsas tomadas por um grande aglomerado de cipós.

Outra formação florestal importante é a floresta estacional semidecidual, caracterizada por árvores de médio e (poucas) de grande porte, não muito espaçadas, sub-bosque denso, composto por muitos cipós (Figuras 2 e 3), e uma vegetação que é bem-distinta de acordo com a estação climática, já que as plantas perdem as folhas na estação seca.

Figura 1. Vista aérea do dossel de área de floresta ombrófila aberta.

Floresta ombrófila aberta

A floresta ombrófila aberta é a formação florestal predominante na Floresta Nacional de Carajás, que varia desde as áreas mais baixas até setecentos metros de altitude. A maior parte das regiões amostradas na floresta é dessa fitofisionomia.

Os indivíduos de árvores mais altas e com as maiores circunferências à altura do peito são encontrados nas florestas ombrófilas abertas. Os indivíduos de árvores emergentes com as maiores circunferências encontradas nessas florestas em altitudes que variam até os 450 metros foram os de *Bertholletia excelsa* Bonpl., a castanheira da Amazônia, variando de 370 a 440 centímetros de CAP. Já nas regiões mais altas de Carajás, a espécie com as maiores circunferências registradas corresponde aos indivíduos de *Erisma uncinatum* Warm, que variaram de 100 até 630 centímetros de CAP. As árvores mais altas encontradas são da espécie *Marlimorimia psilostachya* (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon e *Virola michelii* Heckel com 40 metros de altura, *Bertholletia excelsa* Bonpl. e *Enterolobium schomburgkii* (Benth.) Benth. com 38 metros de altura e *Aniba canelilla* (Kunth) Mez com 36 metros de altura.

São nessas florestas que encontramos também o maior número de espécies ameaçadas, sendo duas espécies classificadas Em Perigo (EN) e quatro na

Figura 2. Floresta ombrófila aberta com cipós (ou lianas) dominando o sub-bosque em direção ao dossel.

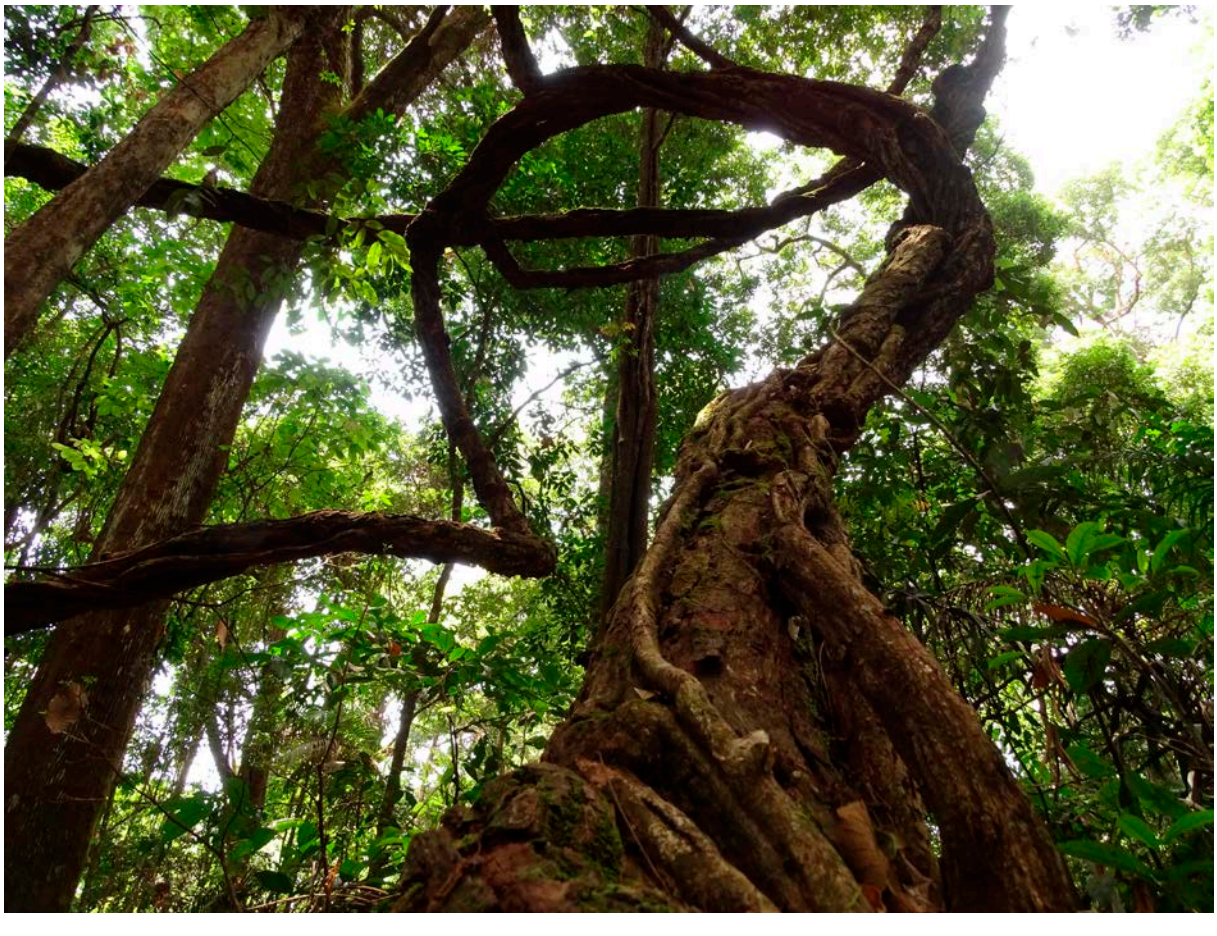


Figura 3. Exemplo de cipó na foresta de Carajás.

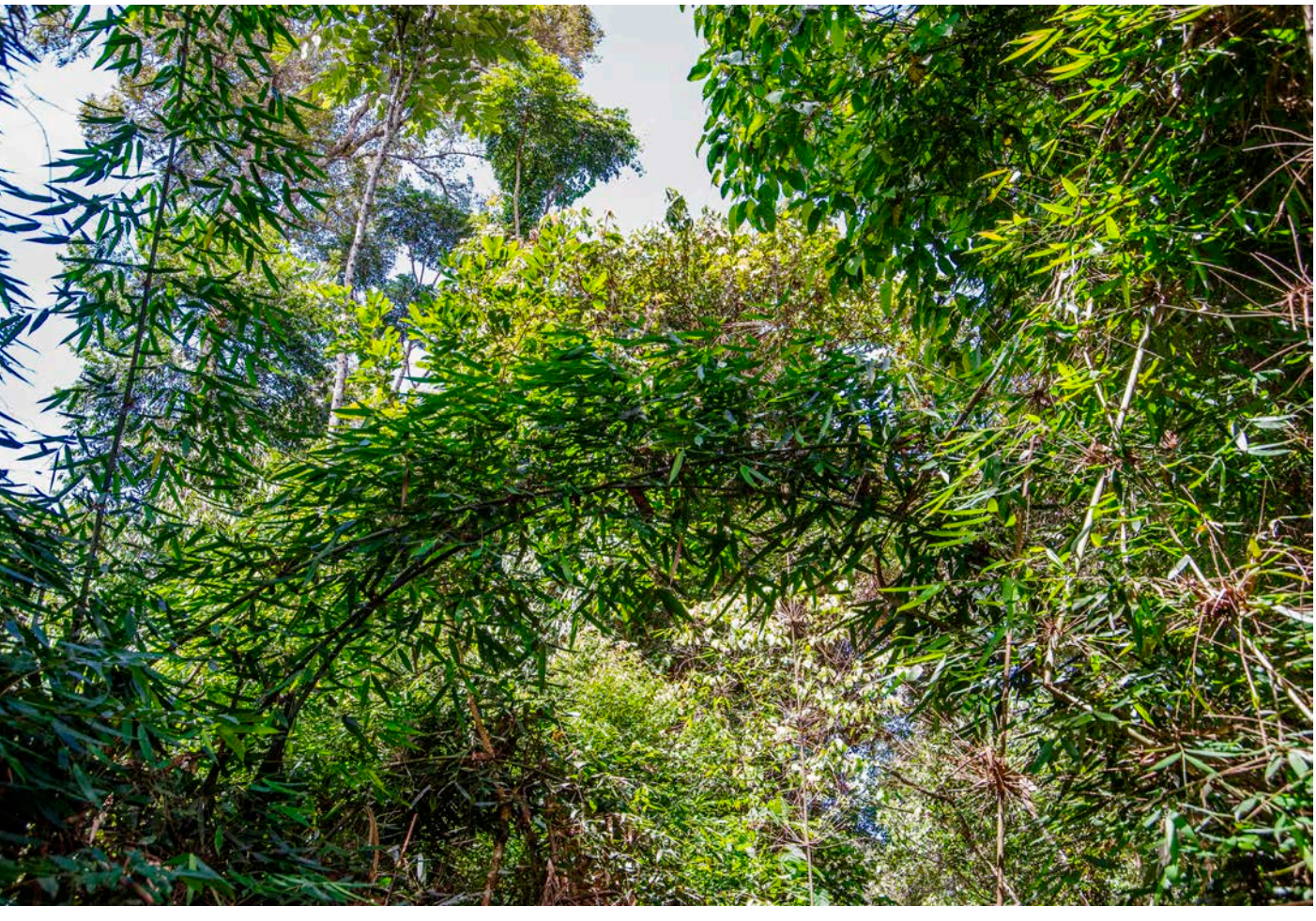


Figura 4. Floresta ombrófila aberta com bambus do gênero *Merostachys* (Poaceae).

categoria Vulnerável (VU) de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2023) e/ou CNCFlora (Martinelli e Moraes 2013). Essas espécies são a castanheira *Bertholletia excelsa* Bonpl. (VU), o ipê amarelo *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose (EN), o jutaí *Hymenaea parvifolia* Huber (VU), *Pachira tocantina* (Ducke) Fern. Alonso (EN), *Pilocarpus carajaensis* Skorupa (EN) e *Pradosia granulosa* Pires & T.D.Penn (VU).

Floresta ombrófila aberta com bambus

A floresta ombrófila aberta com bambus apresenta sub-bosque predominantemente formado por bambus arborescentes, o que leva a uma redução de outras espécies nesse estrato, sendo as árvores ainda mais espaçadas e o dossel descontínuo. Entre as espécies de árvores, as mais comuns registradas nessa vegetação são *Esenbeckia grandiflora* Mart., *Aparisthmium cordatum* (A.Juss.) Baill., *Metrodorea flavida* K.Krause e *Anaxagorea brevipes* Benth. As lianas mais frequentes dessa vegetação são dos gêneros *Tynanthus* Miers e *Coccoloba* P.Browne (Bignoniaceae e Polygonaceae). Os bambus que formam essas florestas pertencem ao gênero

Merostachys e são compostos de duas espécies novas, ou seja, ainda não descritas (Figura 4). Esses bambus também ocorrem em outras formações florestais da canga, entretanto em menor abundância. Em Carajás, as florestas com bambus ocorrem principalmente em regiões de maior altitude, como nas estradas a caminho da mina do Projeto Alemão/Igarapé Bahia e principalmente nas florestas entre as Cangas da Serra Norte (N5, N6 e N7). Uma nova espécie de bambu (conhecido como taboca) foi recém descrita para essa região (gênero *Guadua*) (Afonso et al. 2023).

Figura 5. Área florestal da Floresta Nacional de Carajás com mancha de floresta estacional semidecidual. Acima: foto tirada em período chuvoso e; Abaixo: foto no período seco, mostrando a deciduidade das folhas.

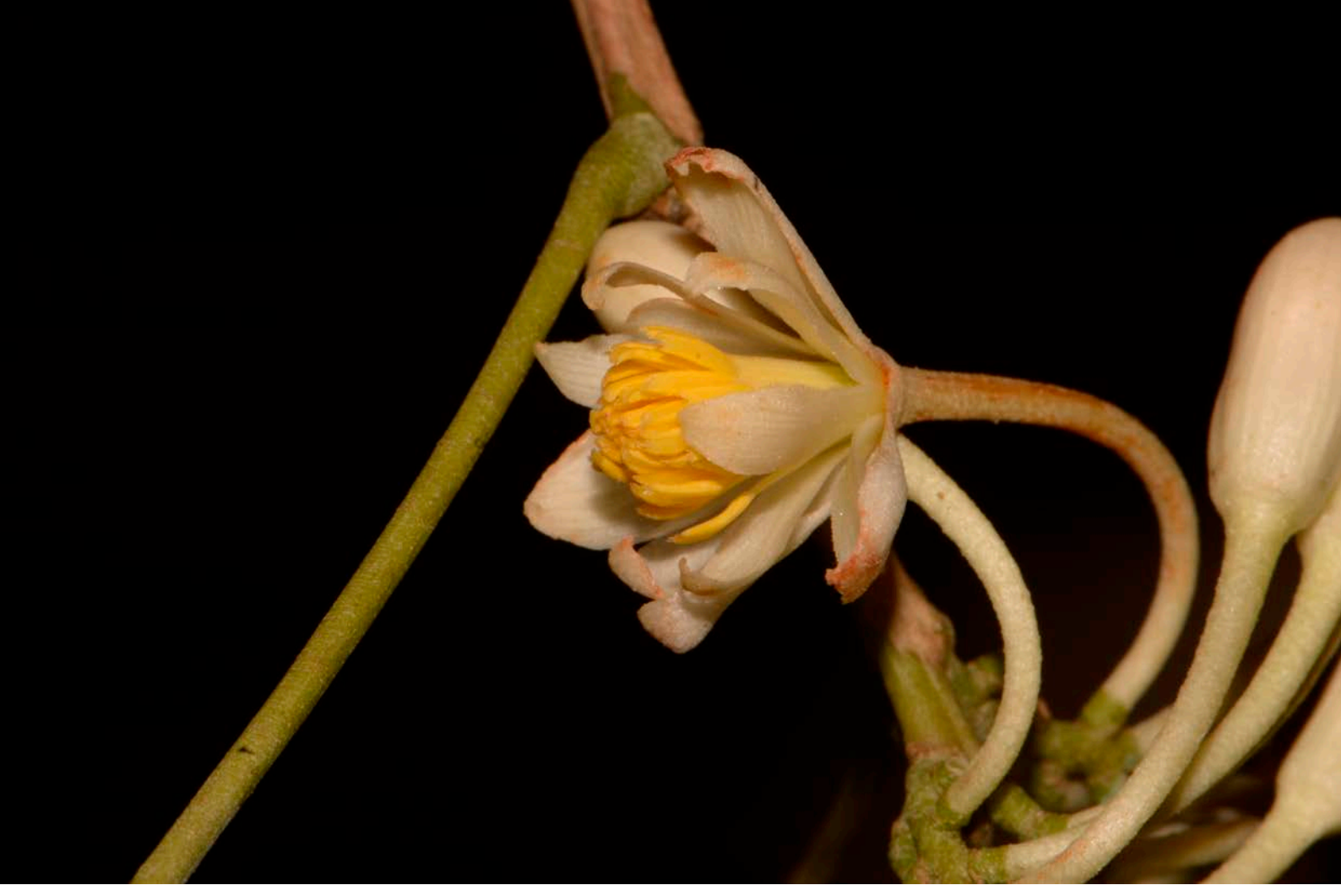


Figura 6. Flor de *Lindackeria paludosa*, árvore encontrada no sub-bosque da Floresta Nacional de Carajás.

As plantas com maiores circunferências e altura dessa vegetação são as mesmas das áreas de floresta ombrófila aberta sem bambus, *Erisma uncinatum* Warm. e *Marlimorimia psilostachya* (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon, respectivamente.

Foram registradas nas florestas de bambu as espécies *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose (EN), *Pouteria krukovii* (A.C.Sm.) Baehni (VU), *Pradosia granulosa* Pires & T.D.Penn. (VU), todas ameaçadas de acordo com a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2023) e/ou CNCFlora (Martinelli e Moraes 2013).

Floresta estacional semidecidual

As florestas estacionais semideciduais (Figura 5) são vegetações frequentes no sudoeste de Carajás, principalmente na estrada em direção à Serra Sul. São florestas que variam de 350 a 620 metros de altitude. Durante os meses de julho a outubro, meses de estiagem, é possível perceber a alta deciduidade (perda) das folhas em muitas espécies de plantas.

Essas florestas possuem maior frequência de indivíduos de *Casearia ulmifolia* Vahl ex Vent., *Margaritaria nobilis* L.f., e *Bauhinia piresii* Vaz & G.P. Lewis, além dos cipós *Combretum laxum* Jacq. e do gênero *Fridericia* Mart. emend L.G. Lohmann (Bignoniaceae). Dentre essas espécies mais abundantes, merece destaque *Bauhinia piresii,* uma espécie de árvore descrita em 2015 para a região da Área de Proteção

Figura 7. Árvore de grande porte (*Virola michelli*) no interior da floresta de Carajás.

Ambiental do Igarapé Gelado, fora dos limites da Floresta Nacional de Carajás, e que durante nossas coletas recentes foi encontrada dentro dessa floresta em grandes populações. Destaca-se também no sub-bosque, a presença de *Lindackeria paludosa* (Benth.) Gilg (Figura 6).

Poucas são as árvores que se destacam com grande circunferências e alturas nessas florestas, sendo uma delas a *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose, uma das poucas plantas com maior circunferência. Uma das que possuem maior altura na floresta semidecidual de Carajás é a *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan.

Nas florestas semideciduais de Carajás são encontradas algumas espécies ameaçadas, como a *Dalbergia spruceana* Benth. (VU), *Cedrela fissilis* Vell. (VU), *Sorocea guilleminiana* Gaudich. (VU), *Pilocarpus carajaensis* Skorupa (EN), *Pachira tocantina* (Ducke) Fern. Alonso (EN), *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose (EN). Assim, destaca-se a importância das áreas protegidas de floresta para salvaguardar essas espécies e resguardar os ativos do capital natural (Figura 7).

Referências

Afonso, E.A.L., Clark, L.G., Mansano, V.F., Filgueira, J.P.P.S, Viana, P.L. 2023. A new species of Guadua (Poaceae: Bambusoideae: Guaduinae) from Pará state in Amazonian Brazil. 597, 208–218. https://doi.org/10.11646/phytotaxa.597.3.2

Costa, D.S., Rossetto, E.F.S., Terra-Araujo, M.H., 2021. *Neea campanulata* (Nyctaginaceae: Pisonieae), a new species from humid forests, Pará State, Brazil. 76, 625-631. https://doi.org/10.1007/s12225-021-09981-0

Flora e Funga do Brasil. 2023. Projeto Flora e Funga do Brasil [WWW Document]. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. URL http://floradobrasil.jbrj.gov.br/ (accessed 3.13.2023).

IUCN 2023. The IUCN red list of threatened species [WWW Document]. Version 2022-2. URL https://www.iucnredlist.org/ (accessed 3.13.2023).

Martinelli G., Moraes, M.A., 2013. Livro vermelho da flora do Brasil. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Andrea Jakobsson Estúdio, Rio de Janeiro.

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., 2018. Amazon canga: the unique vegetation of Carajás revealed by the list of seed plants. 69, 1435-1488. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869336

Oliveira-da-Silva, F.R., Ilkiu-Borges, A.L., 2018. Briófitas (Bryophyta e Marchantiophyta) das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil. 69, 1405-1416. • https://doi.org/10.1590/2175-7860201869334

Salino, A., Arruda, A.J., Almeida, T.E., 2018. Ferns and lycophytes from Serra dos Carajás, an Eastern Amazonian mountain range. 69, 1417-1434. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869335

Salomão, R.P., Vieira, E.C.G., Suemitsu, C., Rosa, N.A., Almeida, S.S., Amaral, D.D., Menezes, M.P.M. 2007. As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi 2, 57-153.

3

Fauna e suas funções

Rafael Cabral Borges, Ulysses Madureira Maia, José Eustáquio dos Santos Júnior, Amanda Paracampo, Sidnei Dantas, Leonardo de Sousa Miranda, Tereza Cristina Giannini

Os animais têm uma intrínseca relação com os seres humanos. Desde o período da infância até a vida adulta, ocasionalmente, eles atraem a atenção das pessoas, que param para observar, interagir ou, até mesmo, cuidar de animais, maravilhando-se com suas cores, formas e variedades. No entanto, nem sempre se reconhece que muitos animais apresentam funções e papéis cruciais dentro da natureza, contribuindo, também, com vários serviços ecossistêmicos.

A amostragem do projeto Capital Natural foi realizada em 14 pontos (ver Figura 1 do Capítulo 1) na Floresta Nacional (Flona) de Carajás e visou avaliar a fauna (tais como, aves, abelhas, vespas e borboletas) e as funções ecossistêmicas desempenhadas por ela. Este capítulo traz um sumário dos resultados alcançados no projeto.

Espécies da fauna amostrada

Aves – sons da floresta

As aves são animais chamativos, que atraem a atenção da maioria das pessoas por suas cores, seu tamanho, seus movimentos e principalmente pelos seus cantos. Não é à toa que este constitui um dos grupos de animais mais bem-conhecido e estudado em todo o planeta. A observação de aves constitui uma prática comum, utilizada como ferramenta científica, atividade de lazer e instrumento de educação ambiental. Entre os benefícios desse *hobby* estão a melhoria da saúde mental dos observadores e a educação ambiental das pessoas no entorno, uma vez que as aves chamam a atenção para a relevância dos ambientes naturais. As aves desempenham importantes funções na natureza, pois participam de diversos processos ecológicos, que abrangem partes do ciclo reprodutivo das plantas, por meio da polinização e dispersão de sementes, do controle de pragas e da ciclagem de nutrientes.

As aves da floresta de Carajás são bem conhecidas (ver Capítulo 4), sendo essa uma das áreas mais bem estudadas na Amazônia. Neste projeto, foram utilizados

Figura 1. Curica-uruba (*Pyrilia vulturina* Kuhl, 1820).

gravadores para capturar os sons da floresta (ver Capítulo 5), que permitiram a identificação de 292 espécies. Essa é uma metodologia eficaz que assegura a obtenção de grandes conjuntos de dados padronizados e simultâneos, além de reduzir o risco e esforço para os pesquisadores envolvidos. Algumas presenças ilustres podem ser encontradas, como do cricrió (*Lipaugus vociferans* Wied, 1820), uma espécie indicadora da qualidade ambiental; da araponga-da-amazônia (*Procnias albus* Hermann, 1783) considerada a ave de vocalização mais alta do mundo (Podos e Cohn-Haft, 2019); da curica-urubu (*Pyrilia vulturina* Kuhl, 1820) (Figura 1), que está classificada como vulnerável na lista de aves ameaçadas de extinção do Brasil; e do gavião real ou harpia (*Harpia harpyja* Lineu, 1758), a maior ave de rapina da América do Sul.

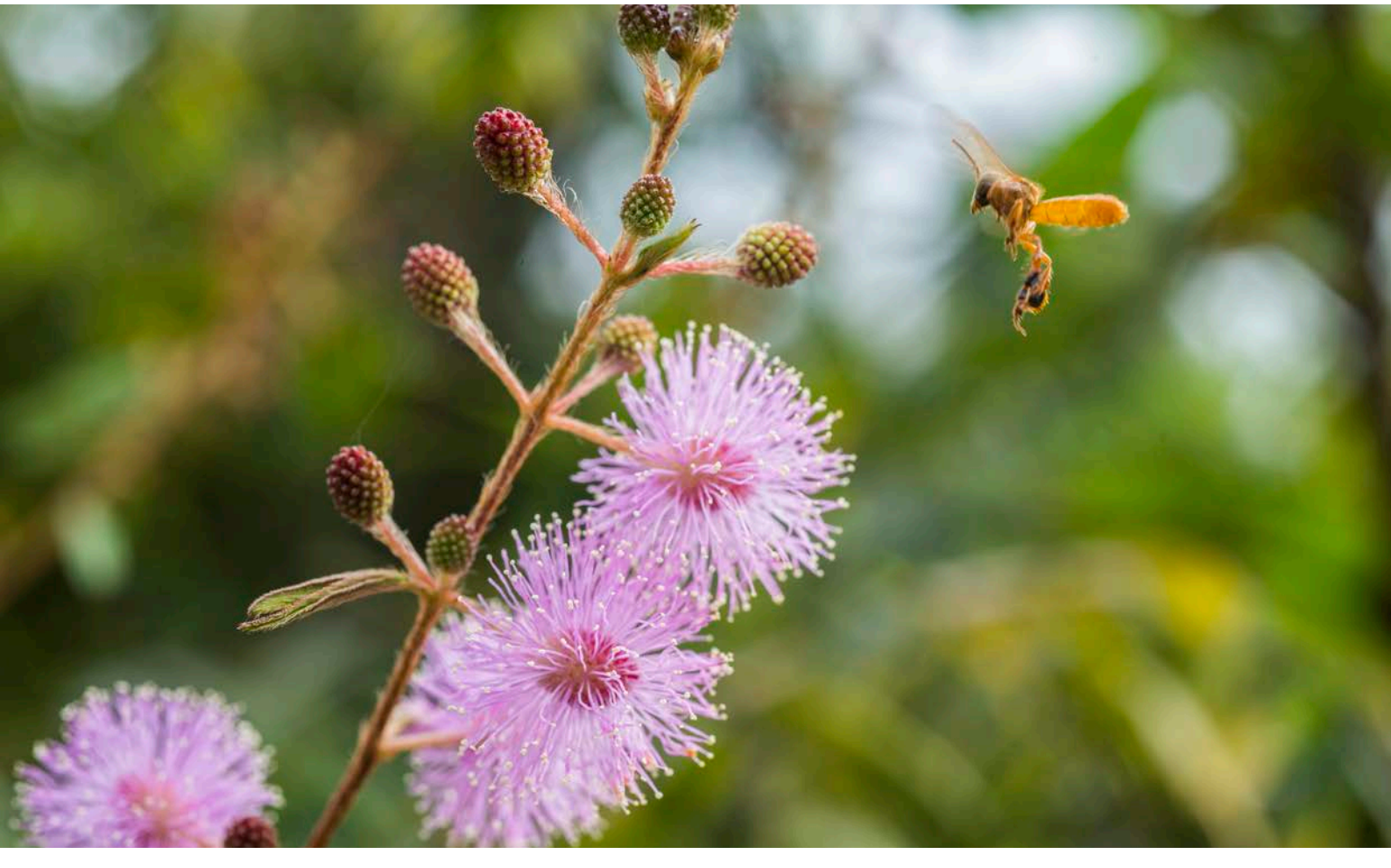
Abelhas e vespas – os visitantes das flores

As abelhas (Figura 2) e as vespas (Figura 3) constituem os principais grupos de visitantes florais. Ao visitarem as flores, as abelhas coletam seus recursos alimentares (pólen e néctar) e, na maioria dos casos, polinizam as plantas (Ollerton, 2017), como será detalhado abaixo. Apesar de as pessoas usualmente pensarem nesses animais

como insetos que formam grandes ninhos densamente populosos, globalmente, a maioria das espécies de abelhas e vespas tem hábito de vida solitário, ou seja, a fêmea fundadora do ninho não tem contato com a prole adulta. A amostragem em campo foi realizada por três métodos de captura: a) uso de essências atrativas (armadilha de cheiro); b) uso de mel diluído em água e borrifado na vegetação (armadilha de mel) e; c) coleta ativa com rede entomológica em flores (visitantes florais).

No total, foram registrados mais de 1 800 indivíduos de 122 espécies de abelhas e 47 de vespas. Entre as abelhas, 34 espécies são chamadas abelhas das orquídeas (tribo Euglossini), pois os machos visitam as flores de orquídeas em busca de essências aromáticas utilizadas para atrair as fêmeas. Na região tropical, um grupo de abelhas merece também destaque por possuir o ferrão atrofiado, ou seja, elas não ferroam; por isso são chamadas de abelhas sem ferrão (pertencem à tribo Meliponini). Suas colônias são manejadas intensamente pelas pessoas e são criadas para produção de mel e outros produtos. Entre as espécies identificadas, 59 são abelhas sem ferrão. Essas abelhas são sociais, com ninhos perenes e precisam armazenar alimento na colônia para sobreviverem ao intenso período de chuvas da região amazônica.

Figura 2. Abelha sem ferrão em voo, se aproximando para visitar flor de *Mimosa* sp. na Floresta Nacional de Carajás.



Do total de espécies de abelhas registradas, mais de 60% dependem de cavidades para a construção de seus ninhos, geralmente encontradas em florestas (por exemplo, as espécies do gênero *Melipona*). Elas também variam amplamente de tamanho, desde pequenas como um grão de arroz (cerca de 2,5 milímetros, abelhas mosquito, gênero *Trigonisca* Moure, 1950), até espécies com cerca de 4 centímetros de comprimento (abelhas mamangavas, *Xylocopa frontalis* Olivier, 1789). O tamanho corporal é um indicativo para a capacidade de voo das espécies de abelhas, que pode variar desde apenas 50 metros até cerca de 30 quilômetros, visitando áreas no entorno da Flona de Carajás).

Figura 3. Vespa social (*Polybia micans* Ducke, 1904) em flor de *Heliconia* sp. na Floresta Nacional de Carajás.

Borboletas – Cores da floresta

As borboletas (Figuras 4 e 5) estão entre os animais mais coloridos no mundo, e os diferentes padrões e cores presentes nas asas desses animais chamam a atenção de observadores e predadores. Entre os invertebrados, é o grupo mais estudado e mais bem representado em coleções ao redor do mundo (Pinkert et al., 2022). Elas têm grande relevância cultural e social, estando presente em representações históricas desde o Egito e Grécia até os dias atuais (Shirey et al., 2022). Além disso, a alta diversidade de cores nas borboletas de uma determinada área é um forte indicador de qualidade ambiental local (Spaniol et al., 2020). Quando adultas, as borboletas podem se alimentar de néctar, frutas podres, animais em decomposição, seiva, fungos e dos minerais presentes na lama e na urina. Já as lagartas se alimentam principalmente de folhas.

Para conhecer a diversidade de borboletas frugívoras (família Nymphalidae) de Carajás, foram instaladas armadilhas com iscas de banana em diferentes alturas da vegetação, no sub-bosque (aproximadamente 1,5 metros do chão) e no dossel, próximo a copa das árvores (aproximadamente 30 metros). Essa abordagem é necessária, pois há partição do nicho de comunidades de borboletas entre os estratos da floresta (DeVries, 2012), ou seja, algumas espécies têm preferência pelo dossel enquanto outras preferem o sub-bosque. Isso ocorre pela diferença nas microcondições ambientais, como pequenas variações de temperatura e de incidência de luz. No total, foram registrados 174 indivíduos, pertencentes a 53 espécies. No dossel, foram registradas 25 espécies e, no sub-bosque, 36. Quanto ao tamanho, essas espécies variaram desde cerca de 1,5 centímetro de largura (*Hermeuptychia hermes* Fabricius 1775) até cerca de 10 centímetros (*Morpho menelaus* Linnaeus 1758). Em especial, podemos destacar a coleta das borboletas do gênero *Morpho*, que chamam atenção pelo seu tamanho e pela coloração metálica cintilante com tons de azuis, podendo variar entre violetas e verdes, dependendo do modo como a luz incide sobre suas asas e do nosso ângulo de visão.

Apesar de ser uma área bastante estudada, Carajás ainda pode revelar muita diversidade desconhecida, por exemplo, a espécie *Amphidecta calliomma* Felder 1862, que foi registrada pela primeira vez em Carajás durante as coletas desse projeto e constitui o registro mais a leste da Amazônia já feito para essa espécie (Paracampo et al., 2023).

Exemplos de funções da fauna registrada

Figura 4. Borboleta coletada em Carajás da espécie *Dryas iulia* (Fabricius, 1775).

Muitos processos ecológicos e funções ecossistêmicas acontecem graças a variadas formas de interação. Tais interações podem ocorrer entre organismos de diferentes espécies ou entre organismos da mesma espécie, são elas que ajudam a moldar e manter a complexidade encontrada na biodiversidade dos ecossistemas (Berlow et al., 2009).

Redes de interações entre abelhas e plantas

No contexto do projeto Capital Natural, foi registrada a interação entre flores e seus visitantes (abelhas). Todas as flores encontradas abertas durante o período de amostragem foram observadas, e as abelhas foram coletadas com rede entomológica. Foram registradas 480 interações, que ocorreram entre 57 espécies de abelhas e 73 espécies de plantas. Foi utilizada uma métrica de rede de interação para entender a diversidade de interações entre as plantas e abelhas em cada uma das áreas amostradas. As redes de interação auxiliam na análise de redes formadas por múltiplos parceiros, em que são estabelecidas as ligações entre aqueles que interagem entre si (Kaiser-Bunburry e Blüthgen, 2015). A diversidade de interações é uma métrica comum que indica o número de ligações, ou seja, quanto maior o índice, mais parcerias diferentes a rede apresenta. A média da diversidade de interações calculada, considerando os 14 pontos de amostragem, foi de 2,8 (variando de 1,9 a 3,6), e não foram encontradas diferenças significativas entre os pontos, mostrando a estabilidade da diversidade de interações.

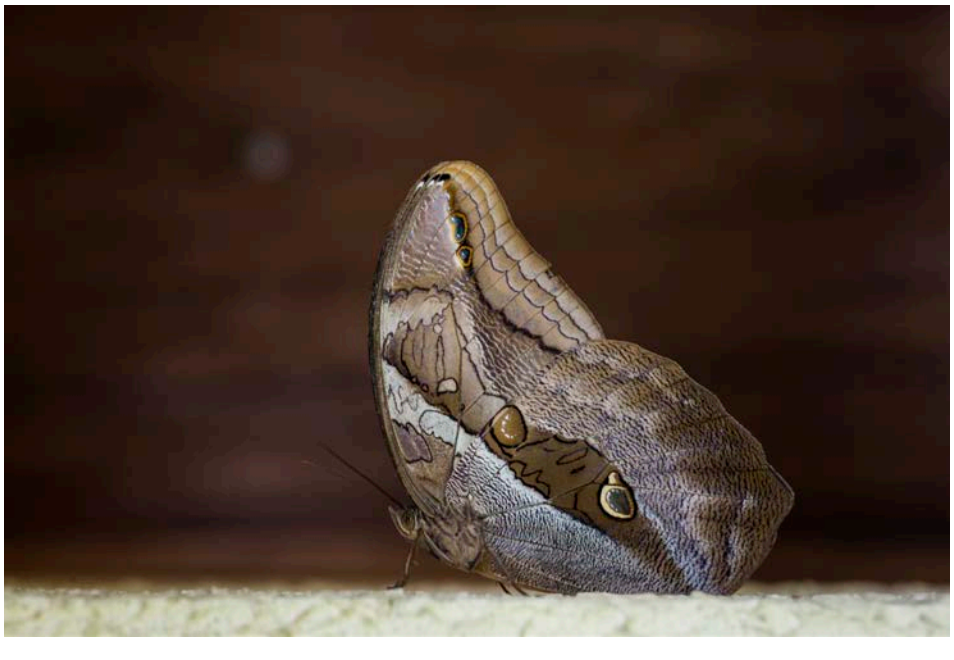


Figura 5. Borboleta coletada em Carajás da espécie *Eryphanis automedon* (Cramer, 1775).

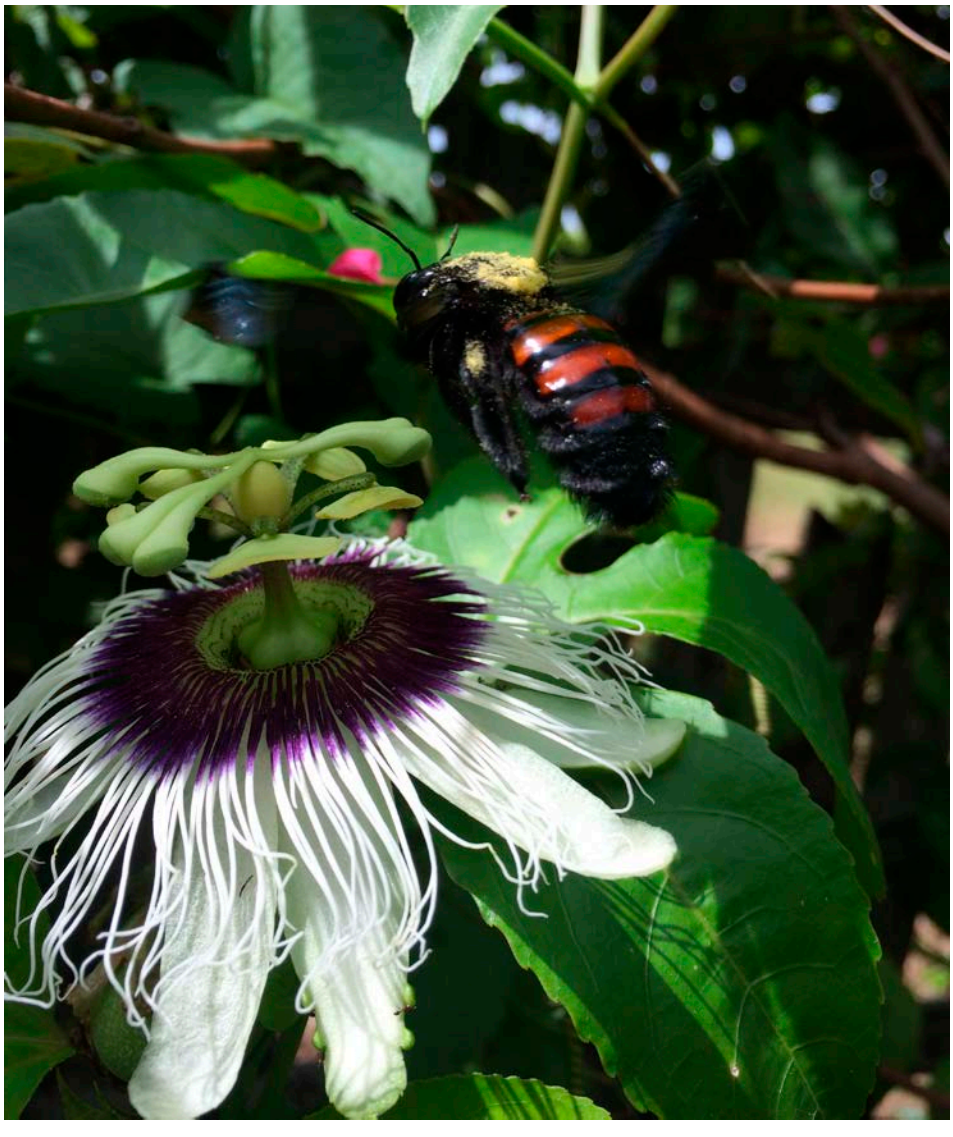


Figura 6. Abelha mamangava (*Xylocopa frontalis*) visitando flor de maracujazeiro.

Polinização

A polinização animal é uma importante função ecossistêmica, pois é necessária para garantir o sucesso reprodutivo e a variabilidade genética de cerca de 80% das plantas com flores (Ollerton, 2017). Na polinização, as plantas precisam de um vetor para transferir os gametas masculinos até os gametas femininos; muito frequentemente, esse vetor que se movimenta entre as flores é um animal. Os animais, por sua vez, são atraídos por importantes recursos como néctar, pólen, essências ou óleo. Na Flona de Carajás foram registrados importantes grupos de polinizadores, incluindo as 117 espécies de abelhas e 10 espécies de aves. A polinização é particularmente importante para a produção de alimentos, com grande destaque para o papel das abelhas na produtividade das culturas agrícolas (Figuras 6 e 7). Ver também o Capítulo 13, onde esse tema será detalhado.

Figura 7. Abelhas sem ferrão nas flores de açaí.

Dispersão de sementes

A dispersão de sementes é uma função fundamental para a manutenção das espécies vegetais. É a partir do transporte das sementes que as plantas podem se dispersar e ocupar os habitats florestais. As aves são um dos mais relevantes grupos de animais responsáveis pela dispersão das sementes. Ao se alimentarem dos frutos, acabam ingerindo as sementes das plantas, as quais nem sempre são completamente digeridas, sendo então transportadas e expelidas em um novo local, que pode ser favorável para seu crescimento e desenvolvimento. Entre as aves identificadas neste projeto, 36 espécies são consumidoras de frutos e, portanto, potencialmente responsáveis pela manutenção da dispersão das sementes na floresta.

Predação – invertivoria – herbivoria

No projeto Capital Natural, encontramos aves, borboletas e vespas envolvidos nestas três funções. A grande maioria das aves (70%) são invertívoras, ou seja, são predadores que têm sua dieta baseada em invertebrados. As vespas também são predadoras de outros pequenos invertebrados (Figura 8), como aranhas e cupins. Todas as espécies de borboletas coletadas são responsáveis por atividades de herbivoria, uma vez que suas lagartas se alimentam de folhas vivas.

Figura 8. Ninho de *Apoica pallens* (Fabricius, 1804), vespa popularmente chamada de marimbondo chapéu.

Ciclagem de nutrientes e a fertilização do solo

A ciclagem de nutrientes ocorre pela transferência de energia e matéria dos organismos mortos (ou em decomposição) para o ambiente, e também é importante para a manutenção do ecossistema. Em áreas de floresta, muitos organismos estão envolvidos na ciclagem dos nutrientes, que podem ser de origem vegetal e animal ou podem ser componentes minerais do solo. Entre os animais registrados, uma espécie de abelha sem ferrão (a *Trigona hypogea* Silvestri 1902), sete espécies de vespas e duas espécies de aves possuem hábito necrófago, ou seja, alimentam-se de animais mortos como fonte de proteínas e contribuem para a ciclagem de nutrientes. As lagartas de todas as borboletas coletadas se alimentam de folhas das árvores, e os adultos se alimentam dos frutos, contribuindo assim com a ciclagem dos nutrientes e a fertilização do solo.

Referências

Berlow, E.L., Dunne, J.A., Martinez, N.D., Stark, P.B., Williams, R.J., Brose, U., 2009. Simple prediction of interaction strengths in complex food webs. 106, 187-191. https://doi.org/10.1073/pnas.0806823106

DeVries, P.J., Alexander, L.G., Chacon, I.A., Fordyce, J.A., 2012. Similarity and difference among rainforest fruit-feeding butterfly communities in Central and South America. 81, 472-482. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01922.x

Kaiser-Bunbury, C.N., Blüthgen, N., 2015. Integrating network ecology with applied conservation. 7, plv076. https://doi.org/10.1093/aobpla/plv076

Ollerton, J., 2017. Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. 48, 353-376. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919

Paracampo, A., Maia, U.M., Gomes, V.H.F., Miranda, L.S., Giannini, T.C., 2023. New geographic record in eastern Amazon Forest and potential distribution of *Amphidecta calliomma* (Lepidoptera: Nymphalidae). 132, e9762. https://doi.org/10.1002/ece3.9762

Pinkert, S., Barve, V., Guralnick, R., Jetz, W., 2022. Global geographical and latitudinal variation in butterfly species richness captured through a comprehensive country-level occurrence database. 31, 830-839. https://doi.org/10.1111/geb.13475

Podos, J., Cohn-Haft, M., 2019. Extremely loud mating songs at close range in white bellbirds. 29, 1068-1069. https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.09.028

Shirey, V., Larsen, E., Doherty, A., Kim, C.A., Al-Sulaiman, F.T., Hinolan, J.D., Itliong, M.G.A., Naïve, M.A.K., Ku, M., Belitz, M., Jeschke, G., Barve, V., Lamas, G., Kawahara, A.Y., Guralnick, R., Pierce, N.E., Lohman, D.J., Ries, L., 2022. LepTraits 1.0 A globally comprehensive dataset of butterfly traits. 9, 382. https://doi.org/10.1038/s41597-022-01473-5

Spaniol, R.L., Mendonça, M.S., Hartz, S.M., Iserhard, C.A., Stevens, M., 2020. Discolouring the Amazon Rainforest: how deforestation is affecting butterfly coloration. 29, 2821–2838. https://doi.org/10.1007/s10531-020-01999-3

4

Aves da Floresta Nacional de Carajás e entorno

Sidnei de Melo Dantas, Alexandre Aleixo

Atualmente, a Flona de Carajás pode ser considerada uma das unidades de conservação mais bem conhecidas da Amazônia quanto à sua avifauna (Pacheco et al., 2007). Ao longo de mais de três décadas de inventários sistematizados e observações esporádicas, um total de 646 espécies de aves já foi registrado na Flona de Carajás e entorno. Esse número é maior do que aquele registrado na última compilação exaustiva sobre a avifauna da região de Carajás (593 espécies; Aleixo et al., 2012) e reflete um conjunto adicional de espécies registrado em contextos diferentes.

Os contínuos registros de novas ocorrências para espécies de aves na região da Flona de Carajás e entorno podem acontecer devido a três fatores principais: 1) desmatamento, com a consequente disponibilização de habitats abertos anteriormente muito raros ou não presentes na área, levando à colonização de novas espécies; 2) incremento do esforço de amostragem da comunidade de aves local, levando ao registro de espécies bastante raras localmente e de difícil detecção, bem como a um refinamento constante do grau de confiabilidade da lista; e 3) descrição ou reconhecimento de novas espécies de aves a partir de estudos taxonômicos integrativos (aqueles que combinam análises de caracteres genéticos, morfológicos e vocais) (Ribas et al., 2012, Batista et al., 2013, Portes et al., 2013, Dantas et al., 2021). Deve-se salientar a importância da chamada Ciência Cidadã para a consolidação da lista atual, com mais de 30 espécies sendo registradas exclusivamente por observadores de aves participantes da plataforma wikiaves.com.br.

A ampliação do desmatamento no entorno da Flona de Carajás, bem como a continuação dos projetos de inventário de monitoramento da avifauna local, seguramente levará ao registro de novas espécies de aves para a área. Deve-se ressaltar, contudo, que algumas espécies assinaladas nas listas consultadas estão muito distantes de suas áreas de ocorrência documentada, como *Myiodynastes luteiventris*, *Lophotriccus galeatus* e *Odontorchilus cinereus*, podendo ser extensões reais de ocorrência ou erros de identificação. Na ausência de dados documentais (fotos,

gravações ou espécime testemunho) para estas espécies dentro do mosaico de unidades de conservação de Carajás, não é possível distinguir entre essas duas possibilidades atualmente.

Conservação, ameaças e perspectivas

O número total de espécies de aves registrado para a Flona de Carajás e entorno até o momento (646) já torna a área a mais rica em aves do Brasil e uma das mais diversas do mundo (Pacheco et al., 2007, Aleixo et al., 2012, Miranda et al., 2019) (https://tinyurl.com/bdhpbk4n). Isso é resultado de uma conjunção de fatores, como alta diversidade de espécies e ambientes, aliados a uma relativa grande concentração de estudos ornitológicos. A maior parte das espécies registradas até hoje é predominantemente associada à ambientes florestais (cerca de 58% ou 376 espécies), principalmente a floresta de terra-firme. O segundo contingente mais importante de espécies é formado por aquelas associadas a ambientes abertos naturais (28% ou 184 espécies). Por fim, as 86 espécies restantes (cerca de 13% do total), ocorrem predominantemente em ambientes alagados e/ou alterados.

Quanto à distribuição geográfica, a maior parte das espécies (463 ou 72%) tem ampla distribuição (na América do Sul, região Neotropical ou mundial). No entanto, o conjunto de espécies endêmicas da Amazônia presente na Flona de Carajás e entorno é bastante significativo (183 ou 28%), incluindo quatro espécies endêmicas de um setor da Amazônia brasileira, o Centro de Endemismo Xingu (Silva et al., 2002, 2005): *Psophia interjecta* (Psophiidae), *Campylorhamphus multostriatus*, *Xiphocolaptes carajaensis* e *Dendrocolaptes retentus* (Dendrocolaptidae).

Vários fatores contribuem em conjunto para o registro de um grande número de espécies com os mais variados perfis ecológicos em Carajás. Destaca-se a cobertura vegetal composta por um mosaico variado de diferentes tipos de vegetação e a localização em um extremo do ecótono ou transição entre os biomas Amazônia e Cerrado. Além disso, Carajás encontra-se totalmente cercada por uma paisagem bastante antropizada, que inclui pastagens, campos de cultivo, fragmentos florestais alterados e áreas urbanas.

No entanto, uma alta riqueza de espécies não necessariamente implica em um alto valor de conservação. Isso acontece porque, de um modo geral, espécies com ampla distribuição são menos vulneráveis do que aquelas de distribuição mais restrita, como no caso aquelas endêmicas da Amazônia e do interflúvio Xingu-Tocantins, onde se localiza a Flona de Carajás. Portanto, além de abrigar um conjunto extremante rico de espécies, a Flona de Carajás e seu entorno abrigam um grande contingente de espécies de especial interesse para a conservação.

Trinta e duas espécies nacionalmente e/ou globalmente ameaçadas (MMA, 2022, IUCN, 2022) podem ser encontradas na Flona de Carajás e entorno, acrescentando-se mais seis subespécies listadas como nacionalmente ameaçadas pelo MMA (2022): *Hylexetastes uniformis brigidai* (VU), *Oxyruncus cristatus tocantinsi* (VU) (Figura 1), *Lepidothrix iris iris* (EN), *Procnias albus wallacei* (VU), *Thamnophilus*

Figura 1. *Oxyruncus cristatus* (araponga do horto).

Figura 2. *Harpia harpyja* (harpia).

Figura 3. *Hemitriccus margaritaceiventer* (sebinho-de-olho-de-ouro).

nigrocinereus huberi (VU) e *Phlegopsis nigromaculata confinis* (VU). Esse número de espécies e subespécies de aves ameaçadas com registro para a Flona de Carajás e entorno representa um aumento de 700% em relação à compilação anterior para a área, na qual apenas quatro espécies eram consideradas ameaçadas global ou nacionalmente (Aleixo et al., 2012). Isso aconteceu como resultado direto da atualização da *Lista de espécies ameaçadas do Brasil*, que somente no interstício entre 2012 e 2022 passou por dois processos de revisão (ICMBIO/MMA, 2018, MMA, 2022). Essas revisões resultaram na inclusão de um número bastante significativo de espécies e subespécies endêmicas ou com distribuições restritas à região do chamado "arco do desmatamento", no sul e sudeste da Amazônia, onde a Flona de Carajás e entorno estão situados (ICMBIO/MMA, 2018, MMA, 2022). A perda de habitat florestal ocorrida na região do "arco do desmatamento" entre os períodos de revisão da *Lista de espécies ameaçadas do Brasi* (ICMBIO/MMA, 2018, MMA, 2022) contrasta com o alto grau de integridade do ecossistema florestal na Flona de Carajás e entorno, que representa uma área-chave para a conservação destas espécies e subespécies consideradas ameaçadas atualmente. Endemismos da Amazônia oriental como *Penelope pileata*, *Hypocnemis striata* e *Dendrocolaptes retentus* podem ser encontrados com relativa frequência na área, enquanto várias

Figura 4. *Hirundinea ferruginea* (gibão-de-couro).

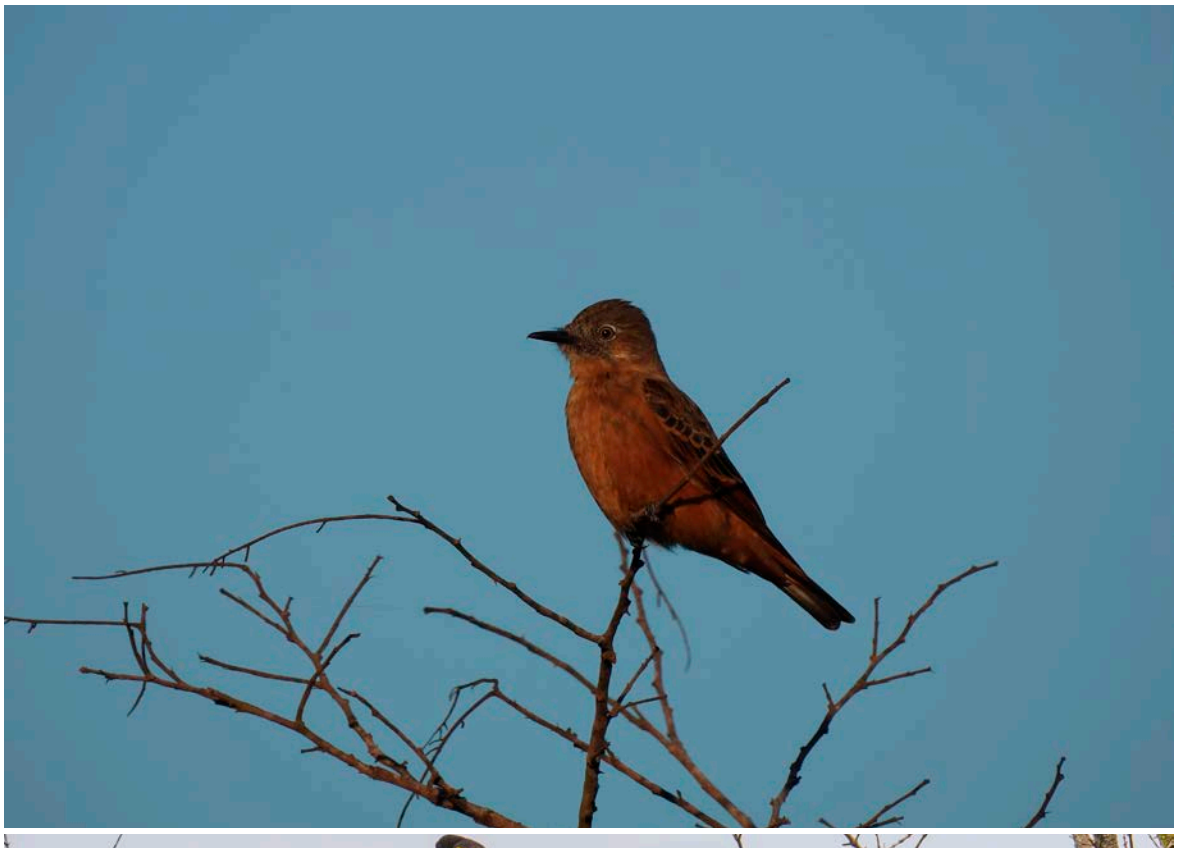


Figura 5. *Cacicus cela* (Xexéu).

Figura 6. *Pseudastur albicollis* (Gavião branco).

outras espécies de interesse para a conservação ocorrem em densidades naturalmente baixas na totalidade das suas respectivas áreas de distribuição (como *Campylorhamphus multostriatus*, *Harpia harpyja* (Figura 2) e *Xiphocolaptes carajaensis*). Além de espécies ameaçadas, a Flona de Carajás abriga ainda populações de espécies de distribuição restrita e de ocorrência local, como é o caso de *Antrostomus sericocaudatus* (Caprimulgidae), *Taeniotriccus andrei* e *Poecilotriccus capitalis* (Rhynchocyclidae), *Ramphotrigon fuscicauda* e *Rhytipterna imunda* (Tyrannidae). Outras espécies estão exemplificadas nas Figuras 3-7.

Espécies de aves presentes na região e que atestam o bom estado de conservação da Flona de Carajás e entorno são os grandes predadores (*Morphnus guianensis*, *Harpia harpyja*, *Spizaetus tyrannus, Spizaetus melanoleucus* e *Spizaetus ornatus*), espécies de alto valor cinegético (*Tinamus* spp.*, Aburria cujubi, Pauxi tuberosa* e *Crax fasciolata*), grandes frugivoros (*Ramphastos* spp., *Selenidera*, *Pteroglossus* spp., *Procnias albus*) e um grande número de espécies de insetívoros dos estratos inferiores da floresta considerados altamente sensíveis à alterações microclimáticas (vários Thamnophilidae, Conopophagidae, Grallariidae, Formicariidae, Scleruriidae, Dendrocolaptidae e Furnariidae).

A preservação da rica avifauna da Flona de Carajás e entorno está assegurada pelo fato de grande parte da sua extensão ser protegida por lei. No entanto, a degradação ambiental das áreas não protegidas que circundam as unidades de conservação é significativa, a ponto de o mosaico de unidades de conservação associado à Flona de Carajás poder ser considerado um grande fragmento florestal isolado de outras áreas com cobertura florestal contínua. Portanto, como já é bem documentado para outras paisagens fragmentadas amazônicas (Stouffer, 2020, Moulatlet et al., 2021), é possível que no futuro a avifauna da Flona de Carajás e entorno possa perder algumas espécies mais sensíveis que não consigam manter populações viáveis em áreas isoladas. O monitoramento contínuo da comunidade de aves local permitirá identificar quaisquer tendências de declínio populacional e extinção local, fornecendo a base para um diagnóstico contínuo do estado de conservação dessas espécies em resposta a um possível efeito de fragmentação.

Passados quase 30 anos de estudos ornitológicos na região da Serra dos Carajás, pode-se dizer que o balanço em termos de conhecimento adquirido nesse período é bastante positivo. A atividade mineradora na região propiciou a conservação de grandes áreas de floresta e a realização de inventários ornitológicos contínuos em

Figura 7. *Tyrannus melancholicus leucistico* (suiriri).

diferentes pontos de amostragem e paisagens, levando ao registro e à documentação de um número incomparável de espécies de aves no contexto nacional. Esse contínuo de atividade ornitológica qualificada proporcionou também a coleta de espécimes, imagens e gravações de vocalizações que deverão servir para vários estudos sistemáticos e taxonômicos que validarão ou descreverão várias espécies de aves no futuro (Aleixo, 2009). Paralelamente, a infraestrutura da região de Carajás vem estimulando uma intensa atividade de observadores de aves que abriu uma nova frente de importantes descobertas ornitológicas, bem como permitiu a valorização da região como um polo do ecoturismo na Amazônia (Pacheco et al., 2007). Os desafios futuros para a conservação da avifauna singular da Flona de Carajás e entorno apontados acima serão enfrentados com sucesso se a mesma lógica que vem funcionando com sucesso nestes últimos 30 anos continuar aplicada: exploração sustentável dos recursos minerais com a contrapartida da preservação e de estudo do meio ambiente local.

Referências

Aleixo, A., 2009. Knowledge gaps, research priorities, and future perspectives on bird conservation in the Brazilian Amazon, p. 55-69. In Lucca, A.C., Develey, P.E., Bencke, G.A., Goerck, J.M. (Orgs.), Important Bird Areas in Brazil, Part II – Amazonia, Cerrado, and Pantanal. SAVE Brasil, São Paulo, Brazil.

Aleixo, A., Carneiro, L., Dantas, S.M., 2012. Aves. In Martins, F.D., Castilho, A.F., Campos, J., Hatano, F.M., Rolim, S.G. (Orgs.). Fauna da Floresta Nacional de Carajás: estudos sobre vertebrados terrestres. 1ed. Nitro Imagens, São Paulo, p. 102-141.

Batista, R., Aleixo, A., Vallinoto, M., Azevedo, L., Sena do Rego, P., Silveira, L. F., Schneider, H., 2013. Molecular systematics and taxonomic revision of the Amazonian Barred Woodcreeper complex (*Dendrocolaptes certhia*: Dendrocolaptidae), with description of a new species from the Xingu-Tocantins interfluve. In Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. (Eds.), Handbook of the birds of the world. Special volume: New species and global index. Lynx Edicions, Barcelona, Spain, p. 245-247.

Dantas, S.M., Weckstein, J.D., Bates J., Oliveira, J.N., Catanach, T.A., Aleixo, A., 2021. Multi-character taxonomic review, systematics, and biogeography of the black-capped/tawny-bellied screech owl (*Megascops atricapilla-M. watsonii*) complex (Aves: Strigidae). 4949, 401-444. https://doi.org/10.11646/zootaxa.4949.3.1

ICMBIO/MMA. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III – Aves. 1. ed. Brasília, DF.

IUCN. 2022. *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2 [WWW Document*]. URL https://www.iucnredlist.org (accessed 4.20.2023).

Miranda, L.S., Imperatriz-Fonseca, V., Giannini, T. C., 2019. Climate change impact on ecosystem functions provided by birds in southeastern Amazonia. 14, 1-17. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215229

MMA. 2022. Portaria MMA n. 148, de 7 de junho de 2022 [WWW Document]. URL https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf (accessed 2.5.2023).

Moulatlet, G.M., Ambriz, E., Guevara, J., López, K.G., Rodes-Blanco, M., Guerra-Arévalo, N., Ortega-Andrade, H.M., Meneses, P., 2021. Multi-taxa ecological responses to habitat loss and fragmentation in western Amazonia as revealed by RAPELD biodiversity surveys. 51, 234-243. https://doi.org/10.1590/1809-4392202004532

Pacheco, J.F., Kirwan, G.M., Aleixo, A., Whitney, B.M., Whittaker, A., Minns, J., Zimmer, K.J., Fonseca, P.M.S., Lima, M.F.C., Oren, D.C., 2007. An avifaunal inventory of the CVRD Serra dos Carajás project, Pará, Brazil. Cotinga, 27, 15-30.

Pacheco, J.F., Silveira, L.F., Aleixo, A., Agne, C.E., Bencke, G.A., Bravo, G.A, Brito, G.R.R., Cohn-Haft, M., Maurício, G.N., Naka, L.N., Olmos, F., Posso, S., Lees, A.C., Figueiredo, L.F.A., Carrano, E., Guedes, R.C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F., Piacentini, V.Q., 2021. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. 29. https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x

Portes, C.E.B., Aleixo, A., Zimmer, K.J., Whittaker, A., Weckstein, J.D., Gonzaga, L.P., Ribas, C.C., Bates, J.M., Lees, A.C., 2013. A new species of Campylorhamphus (Aves: Dendrocolaptidae) from the Tapajós – Xingu interfluve in Amazonian Brazil. Lynx Edicions, Barcelona. Vol. Special Volume: New Species and Global Index, Handbook of the Birds of the World Edition: 258-262.

Ribas, C.C., Aleixo, A., Nogueira, A.C.R., Miyaki, C. Y., Cracraft, J., 2012. A palaeobiogeographic model for biotic diversification within Amazonia over the past three million years. 279, 681-689. https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1120

Silva J.M.C., Novaes, F.C., Oren, D.C., 2002. Differentiation of *Xiphocolaptes* (Dendrocolaptidae) across the river Xingú, Brazilian Amazonia: recognition of a new phylogenetic species and biogeographic implications. 122, 185-194. https://biostor.org/reference/116600

Silva, J.M.C., Rylands, A.B., Fonseca, G.A.B., 2005. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. Megadiversidade, 1, 124-131.

Stouffer, P.C., 2020. Birds in fragmented Amazonian rainforest: Lessons from 40 years at the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. 122. https://doi.org/10.1093/condor/duaa005

5

O som da floresta – da paisagem sonora à paisagem

Leonardo de Sousa Miranda, Ulysses Madureira Maia, Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Amanda Paracampo, Bruno Garcia Luize, Rafael Melo de Brito, Leonardo Trevelin, Tereza Cristina Giannini

Introdução

O som desempenha um papel importante na ecologia de várias espécies animais e em diversos tipos de habitats. Ele é amplamente utilizado como meio de troca de informações em diferentes grupos de animais (vertebrados e invertebrados) e é fundamental para muitos processos ecológicos, como reprodução, caça ou defesa de território. A propagação e a recepção dos sinais sonoros emitidos pela biodiversidade podem ser afetadas pela estrutura do habitat (em locais com vegetação mais densa, por exemplo, há maior resistência na propagação do som por maiores distâncias), ou ainda por diversas outras fontes emissoras, como chuva, vento, rios e até por fontes humanas, como carros, aviões e motosserras. Por isso, o som oferece informações valiosas sobre o status e a qualidade ambiental.

Gravar o som ambiente em diversos locais simultaneamente é tecnologicamente possível e relativamente menos custoso que os métodos tradicionais de avaliação ambiental. Desse modo, a coleta de dados de biodiversidade a partir de gravadores acústicos é viável e pode ser automatizada, exigindo apenas uma pequena intervenção humana. Gravadores acústicos autônomos podem coletar uma grande quantidade de dados, reduzir consideravelmente os custos e evitar a amostragem invasiva de um habitat. Essa metodologia pode detectar uma gama de sons produzidos por fenômenos naturais e físicos, os quais definem uma paisagem sonora por incluir todos os sons que emanam do habitat.

Existem várias maneiras de avaliar a biodiversidade por meio de gravações de som. Uma possibilidade é identificar todas as espécies que vocalizam. No entanto, essa metodologia, se executada manualmente, pode ser trabalhosa, exigindo a atuação de vários especialistas dedicados a ouvir as gravações e identificar as espécies de interesse. Há formas automáticas de fazer esse reconhecimento, mas isso implica na disponibilidade de boas bibliotecas de sons, disponíveis para uso em

computador; porém, apesar dos avanços na área, elas ainda são incompletas, o que dificulta o reconhecimento automático de muitas das espécies.

Uma alternativa é obter informações sobre a biodiversidade a partir das características da totalidade dos sons capturados em uma área, independente da identificação das espécies. Para isso, índices acústicos foram desenvolvidos, a partir dos quais pode-se extrair informações significativas de gravações de som de forma rápida, sem a necessidade de conhecimento especializado. Vários índices acústicos têm sido desenvolvidos, que estão associados a diferentes caraterísticas do som, como frequência (se o som é grave ou agudo), amplitude (forte ou fraco) e ritmo, podendo servir para caracterizar uma paisagem sonora (isto é, a assinatura sonora de um ambiente).

A maioria dos estudos realizados globalmente até o momento utiliza dados acústicos no reconhecimento de vocalizações associadas a espécies individuais, por exemplo, aves e anfíbios (Moreno-Gómez et al., 2019; Rajan et al., 2019); ou para testar a sensibilidade dos dados para diferentes tipos de ambientes (Nascimento et al., 2020); ou ainda para avaliar os efeitos de diferentes formas de uso da terra e de degradação ambiental (Burivalova et al., 2019). Contudo, ainda são escassos trabalhos que analisam a paisagem sonora em ambientes mais bem-preservados a fim de traçar as linhas de base para futuros projetos de monitoramento. Além disso, pouco se sabe sobre como os padrões acústicos se comportam de acordo com flutuações de causa natural, principalmente na floresta amazônica.

Neste capítulo, avaliamos diferentes índices de paisagem sonora obtidos em Carajás por meio do uso de gravadores autônomos. Também examinamos como a paisagem afeta os padrões acústicos em diferentes anos e locais, considerando diferentes faixas de frequência e horas do dia, e quais índices de paisagem sonora podem ser usados para capturar padrões acústicos complementares.

Estudo de caso em Carajás

A coleta de dados foi realizada em três ocasiões. A primeira entre os dias 6 e 14 de novembro de 2019, a segunda entre os dias 22 de março e 5 de abril de 2022, e a terceira de 10 a 18 de maio de 2022. Em cada um dos 14 pontos amostrais utilizados no contexto do Projeto Capital Natural, foi colocado um gravador digital autônomo (Audiomoth 1.0.0; Figura 1), que estava configurado para realizar gravações de um minuto a cada intervalo de dez minutos, ao longo de todo um dia, durante as ocasiões de coleta. Cada gravador estava afastado a pelo menos 1,5 quilômetros de distância um do outro, no sub-bosque da mata, e a cerca de 1,5 metros do chão. No total, analisamos 25 551 minutos de gravação (~426 horas) nas 14 localidades.

Para cada minuto, foram calculados quatro índices, selecionados por serem comumente utilizados em estudos de paisagem sonora (Tabela 1). Entre estes, há aqueles que descrevem a complexidade do sinal do som, que foram desenvolvidos especificamente para avaliações de biodiversidade e investigação de paisagem,

Figura 1. Gravador digital autônomo (Audiomoth 1.0.0) utilizado para captura de sons.

como: (1) entropia acústica (H) e (2) uniformidade acústica (AEI). Além disso, também calculamos índices que estão relacionados a atributos físicos das gravações, como: (3) ruído de fundo (BGN); e (4) atividade acústica (AA) (Figura 2).

Tabela 1. Sumário descritivo dos índices acústicos

Abreviações	Índices acústicos	Descrições e referências
H	Índice de entropia acústica	Neste índice, as gravações são divididas em faixas de tempo de um segundo, e é calculada a quantidade de sinais sonoros com diferentes amplitudes em cada uma dessas janelas. Seus valores variam entre 0 e 1, sendo maiores à medida que há mais sons com amplitudes diferentes em cada faixa (Sueur et al., 2008).
AEI	Índice de uniformidade acústica	Neste índice, as gravações são divididas em dez faixas de frequência, e é calculado o quão similar uma faixa de frequência é em relação a outra. Seus valores variam entre 0 e 1, sendo maiores à medida que as faixas de frequência são mais desiguais (Villanueva-Rivera et al., 2011).
BGN	Ruído de fundo	Este índice corresponde ao valor de amplitude mais comum em todas as faixas de frequência. Seus valores foram padronizados para variar entre -50 e 0 decibéis [dB] (Towsey et al., 2014).
AA	Atividade acústica	Neste índice, as gravações são divididas em células de faixas de frequência por faixas de tempo, e é calculada a proporção de células na gravação com valores de amplitude 3 dB maiores que o ruído de fundo. Seus valores variam entre 0 e 1 (Towsey et al., 2014).

Obtivemos e medimos variáveis ambientais associadas a características da estrutura e composição da paisagem. Calculamos (i) a distância dos pontos de coletas para o corpo d'água mais próximo; (ii) a menor distância dos pontos para os limites das áreas protegidas; (iii) a menor distância para a canga (habitat de vegetação aberta que ocorre em forma de fragmentos sob os afloramentos rochosos de ferro) mais próxima; (iv) a menor distância para a mina mais próxima; (v) a altura da floresta; (vi) o índice de vegetação NDVI para os períodos de novembro de 2019 e abril de 2022; (vii) precipitação; (viii) temperatura; (ixi) umidade; e (x) velocidade do vento. Dados sobre vegetação, oriundos das seis parcelas para o levantamento da flora (ver Capítulo 2) foram também utilizados, quando foram contadas todas as plantas com diâmetro a altura do peito maior que 10 cm.

Usamos também o (xi) número de árvores; (xii) o número de lianas; e (xiii) o número de palmeiras. Estas variáveis foram escolhidas por afetarem tanto a biodiversidade em termos de composição e comportamento das espécies (ex., uma maior distância da borda pode resultar em um menor número de espécies mais especialistas; ou maior precipitação pode causar menos atividade de vocalização), como a propagação do som (ex., uma maior distância da borda pode resultar em menor ruído de vento; ou maior precipitação pode aumentar o ruído da chuva).

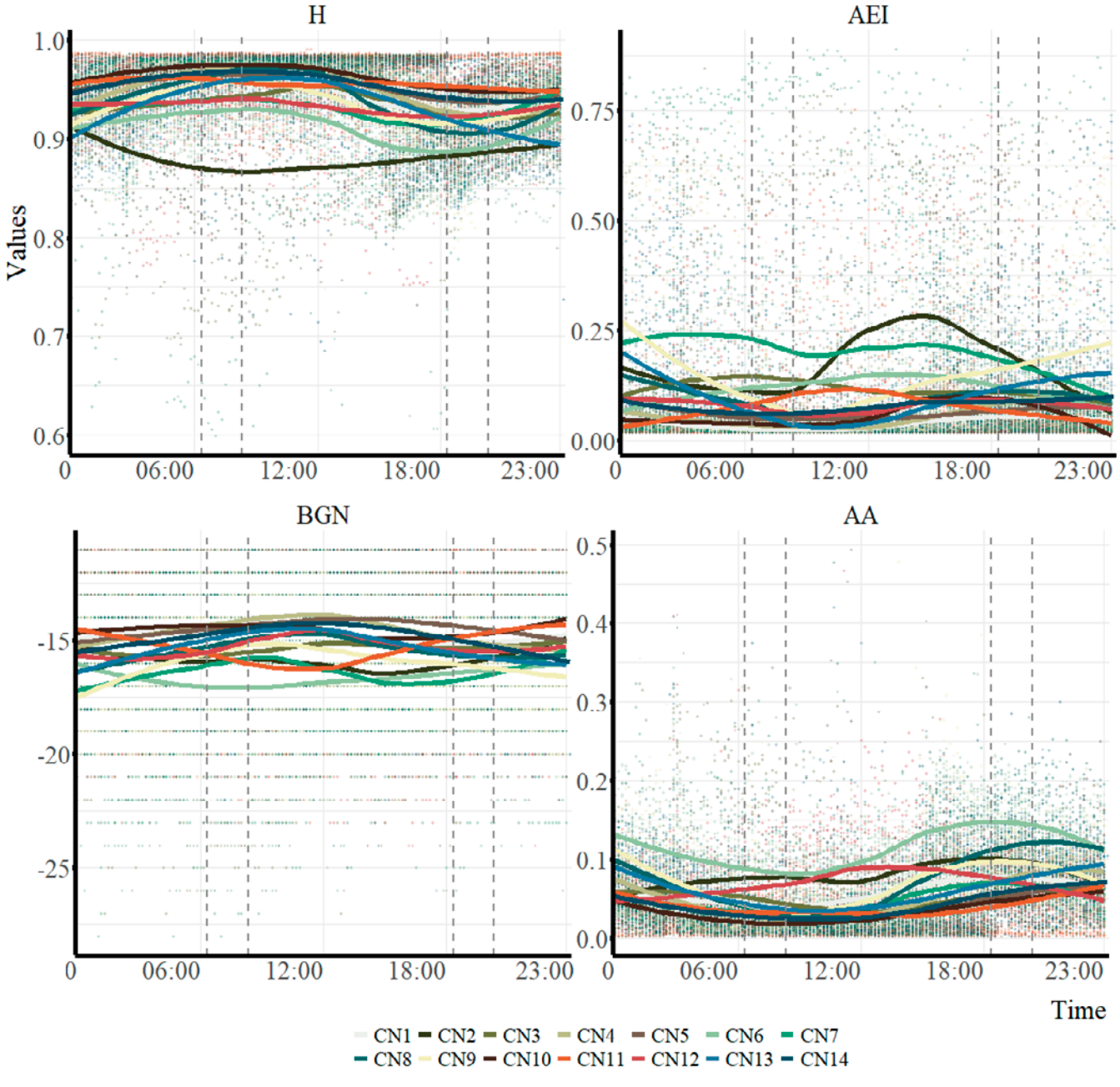


Figura 2. Índices de entropia acústica (H), uniformidade acústica (AEI), ruído de fundo (BGN) e atividade acústica (AA) obtidos por meio de gravadores de som nos 14 pontos amostrais em Carajás.

Nossos resultados mostram que os índices acústicos variam ao longo do dia, sendo o período de amanhecer e anoitecer os que possuem maiores atividades sonoras (Figura 3). Outros autores já haviam detectado que períodos do dia (dia e noite) eram relevantes para detectar diferenças entre tipos de habitats naturais (Nascimento et al., 2020) (Figura 4).

Para alguns trabalhos publicados recentemente, a caracterização da paisagem sonora precisa levar em conta as diferenças na atividade dos animais ao longo do

dia e das frequências de vocalizações (Metcalf et al., 2021). No entanto, nossos resultados não apontaram variação entre as faixas de frequência, possivelmente devido à similaridade na estrutura do habitat dos locais amostrados.

Nossos resultados demonstraram que a distância para um corpo d'agua, a temperatura, a umidade do ar, o número de árvores e o número de palmeiras afetam os índices sonoros. Isso quer dizer que o som ambiente é espacial e temporalmente heterogêneo, estando relacionado à estrutura da paisagem e à composição de múltiplas espécies, possuindo uma assinatura específica do local. Esta assinatura está diretamente ligada a esses vários fatores, abióticos e bióticos, que afetam a emissão, propagação e recepção do som (Figura 5).

Figura 3. Entardecer na floresta.

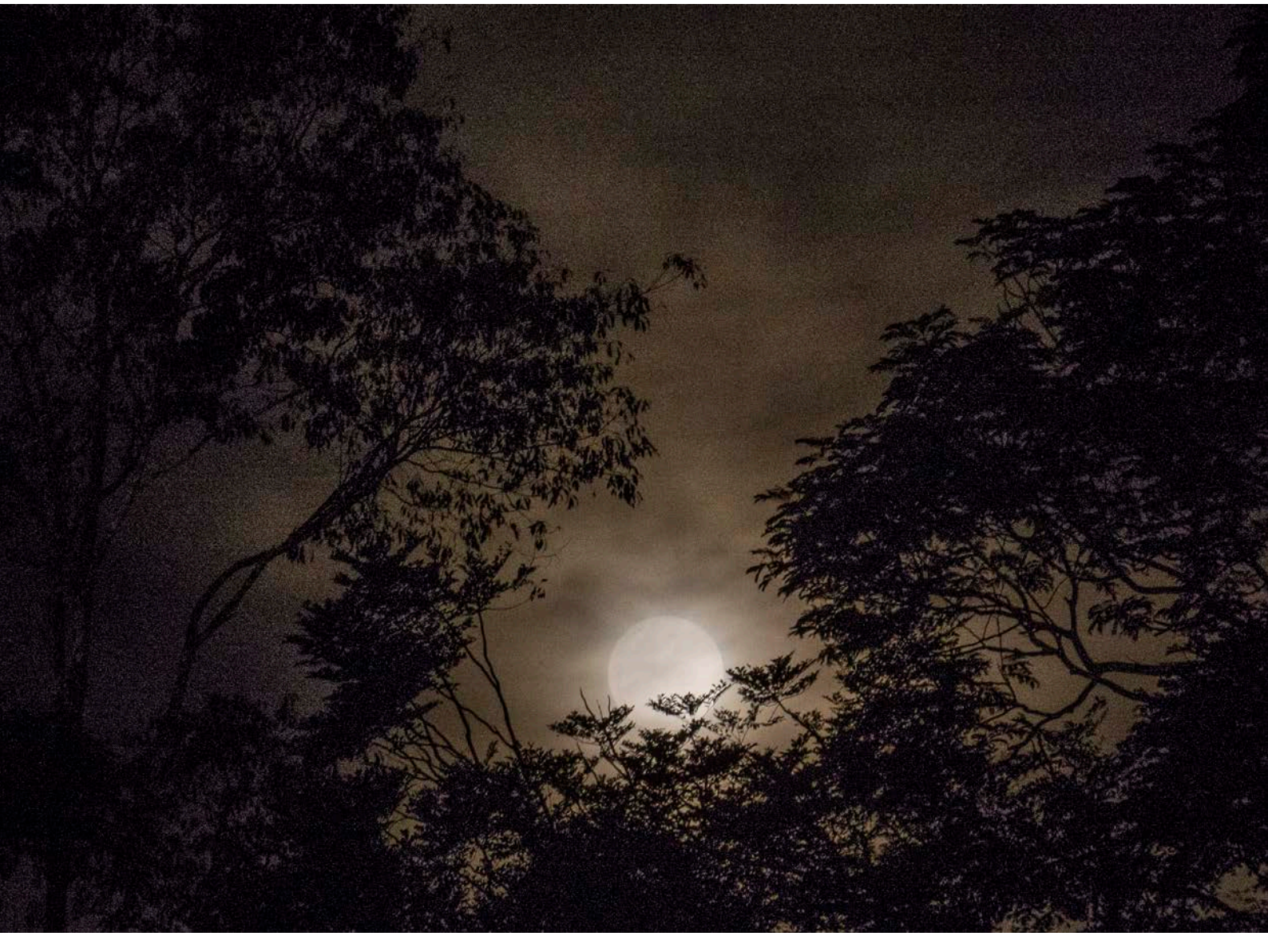


Figura 4. Noite de lua na floresta. Existe muita vocalização de animais na floresta à noite.

Figura 5. Macaco bugio (*Alouatta belzebul*), que possui uma vocalização alta e muito característica na floresta.

Um ponto de nota é que, ao contrário do que esperávamos, a precipitação foi uma variável que não apresentou efeito significativo em nenhum índice. Uma vez que a área de estudo apresenta altos índices de pluviosidade e vários dias de chuva com alta intensidade ocorreram em pelo menos uma das campanhas, acreditávamos que a precipitação seria uma variável com efeito bastante significativo, pelo menos para o BGN; mas essa expectativa não se concretizou.

Na Amazônia, os índices acústicos obtidos por gravadores autônomos já foram utilizados para discriminar tipos de habitats baseados na estrutura da vegetação (Nascimento et al., 2020) ou para avaliar níveis de degradação (Metcalf et al., 2021, Rappaport et al., 2022). Todos esses trabalhos apresentaram sucesso em demonstrar a capacidade dos índices acústicos em conseguir dados simultâneos em múltiplas localidades, além de demonstrar poder de detectar efeitos e associações. Este trabalho consiste em um primeiro esforço para elaborar protocolos de monitoramento de longo prazo na Amazônia, avaliando múltiplos pontos em áreas mais homogêneas, protegidas e relativamente intactas, que possam ser usados como linhas de base para distinguir flutuações naturais na dinâmica da paisagem de

potenciais impactos. Trabalhos dessa natureza são urgentes para auxiliar a tomada de decisão em conservação ambiental.

Referências

Burivalova, Z., Wahyudi, B., Boucher, T.M., Ellis, P., Truskinger, A., Towsey, M., Game, E.T., 2019. Using soundscapes to investigate homogenization of tropical forest diversity in selectively logged forests. 56, 2493-2504. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13481

Metcalf, O.C., Barlow, J., Devenish, C., Marsden, S., Berenguer, E., Lees, A. C., 2021. Acoustic indices perform better when applied at ecologically meaningful time and frequency scales. 12, 421-431. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13521

Moreno-Gómez, F.N., Bartheld, J., Silva-Escobar, A.A., Briones, R., Márquez, R., Penna, M., 2019. Evaluating acoustic indices in the Valdivian rainforest, a biodiversity hotspot in South America. 103, 1-8. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.024

Nascimento, L.A., Campos-Cerqueira, M., Beard, K. H., 2020. Acoustic metrics predict habitat type and vegetation structure in the Amazon. 117, 106679. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106679

Rajan, S. C., Athira, K., Jaishanker, R., Sooraj, N. P., Sarojkumar, V., 2019. Rapid assessment of biodiversity using acoustic indices. 28, 2371–2383. https://doi.org/10.1007/s10531-018-1673-0

Rappaport, D.I., Royle, J.A., Morton, D.C., 2020. Acoustic space occupancy: Combining ecoacoustics and lidar to model biodiversity variation and detection bias across heterogeneous landscapes. 113, 106172. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106172

Rappaport, D.I., Swain, A., Fagan, W.F., Dubayah, R., Morton, D.C., 2022. Animal soundscapes reveal key markers of Amazon forest degradation from fire and logging. 119, e2102878119. https://doi.org/10.1073/pnas.2102878119

Sueur, J., Aubin, T., Simonis, C., 2008. Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. 18, 213-226. https://doi.org/10.1080/09524622.2008.9753600

Towsey, M., Wimmer, J., Williamson, I., Roe, P., 2014. The use of acoustic indices to determine avian species richness in audio-recordings of the environment. 21, 110-119. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2013.11.007

Villanueva-Rivera, L.J., Pijanowski, B.C., Doucette, J., Pekin, B., 2011. A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. 26, 1233–1246. https://doi.org/10.1007/s10980-011-9636-9

6

As métricas de resiliência e insubstitutabilidade na avaliação da biodiversidade

Felipe Martello, Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Rafael Cabral Borges, Amanda Paracampo, Ulysses Madureira Maia, Leonardo de Sousa Miranda, Tereza Cristina Giannini

Papel da biodiversidade

A biodiversidade abrange todas as formas de diversidade dos componentes vivos dos ecossistemas, incluindo a riqueza de espécies, abundância, interações ecológicas, morfologia e variabilidade genética (Girardello et al., 2019). A multidimensionalidade da biodiversidade a torna um elemento fundamental em todos os níveis hierárquicos de funções e serviços ecossistêmicos, tanto como regulador de serviços ecossistêmicos, como um serviço ecossistêmico final, quanto como um bem de valoração, sendo assim fundamental para o capital natural (Mace et al., 2012). Essa complexidade e característica regulatória distinguem a biodiversidade de outros tipos de ativos, como aqueles do capital produzido ou construído (capital humano e/ou econômico), que podem ser esgotados e substituídos.

O capital natural sustentado pela biodiversidade é considerado crítico quando os elementos da biodiversidade desempenham funções ecológicas essenciais que não podem ser substituídas por outros tipos de capital (por exemplo, capital econômico). Embora a biodiversidade esteja ameaçada e seja a base de todas as funções e serviços ecossistêmicos, ela é um ativo muitas vezes negligenciado na contabilidade. Essa dificuldade decorre, em parte, da falta de conhecimento sobre como as múltiplas dimensões da biodiversidade proporcionam benefícios à humanidade. Além disso, a biodiversidade é comumente subestimada como capital natural, pois dá-se o foco, principalmente, em serviços e benefícios altamente valorizados, ignorando-se outras funções que mantêm a floresta que apoiam indiretamente serviços e que são difíceis de valorar em termos monetários (Mace, 2019). Assim, fica evidente a necessidade de utilizar múltiplas dimensões da biodiversidade na contabilidade do capital natural, integrando também o valor intrínseco e insubstituível da biodiversidade (Costanza, 2020, ONU, 2020).

Resiliência e insubstitutabilidade

Além de seu valor intrínseco e sua importância para a provisão de serviços ecossistêmicos, a biodiversidade tem um papel essencial na manutenção da resiliência ecológica (ONU, 2020), definida como a capacidade de um ecossistema de resistir a perturbações e manter um determinado estado (Brand, 2009). Ecossistemas com alta biodiversidade são mais adaptáveis às mudanças, em parte porque, quanto maior o número de espécies, maior o número de alternativas ecológicas para adaptação a mudanças e impactos (Oliver et al., 2015). Nesse sentido, as diversidades morfológicas e comportamentais das comunidades, denominadas como traços funcionais, são um dos pontos elementares para a resiliência ecológica: ecossistemas com espécies mais semelhantes quanto a essas características apresentam alta redundância ecológica, o que pode contribuir com a resiliência (Ricotta et al., 2016).

Para garantir a integridade de um ecossistema e seus serviços pode-se mapear outro aspecto importante de traços funcionais: a singularidade funcional (Ricotta et al., 2016). Esta faceta da biodiversidade refere-se a quão insubstituível é um organismo dentro dos ecossistemas e remete às dimensões dos traços funcionais compartilhados por poucas ou apenas uma única espécie. Tais traços configuram funções ou serviços com alta vulnerabilidade às mudanças ambientais, pois não podem ser facilmente substituídos (Ricotta et al., 2016). Tomadas em conjunto, essas medidas funcionais (redundância e singularidade) representam ferramentas potenciais para acessar valores biológicos que ainda estão ocultos do capital natural e são essenciais para entender a integridade do ecossistema e garantir o uso sustentável dos recursos naturais no longo prazo (La Notte et al., 2017).

Estudo de caso em Carajás

Neste estudo, foram avaliadas métricas de diversidade taxonômica e funcional, utilizando-se plantas vasculares, aves, borboletas frugívoras e abelhas coletadas na Floresta Nacional de Carajás para inferir resiliência e insubstitutabilidade. A resiliência é expressa como a porcentagem de ativos biológicos (riqueza de espécies) necessários para manter 95% da integridade funcional do ecossistema. Já a insubstitutabilidade é representada pela porcentagem dessa integridade suportada pela contribuição única de cada espécie.

Foram utilizadas 781 espécies amostradas na Floresta Nacional de Carajás, incluindo 348 espécies plantas lenhosas (Figura 1), 259 espécies de aves, 53 espécies de borboletas e 121 espécies de abelhas. Para tanto, foram identificados 2.278 indivíduos de árvores, 174 borboletas frugívoras, 1.580 indivíduos de abelhas e 3.677 cantos de aves. Esses resultados mostram o alto valor do ativo de biodiversidade da Floresta Nacional de Carajás, uma vez que se aproximam de levantamentos de biodiversidade realizados em grandes fragmentos intactos na região amazônica e a dados históricos de Carajás presentes em coleção cientificas (ex. Borges & Carvalhaes,

2000 e Miranda et al., 2019 para aves; Araújo et al., 2020 para borboletas frugívoras; Rasmussen, 2009 e Borges et al., 2020 para abelhas).

Além da alta diversidade encontrada, foi também analisado o grau de ameaça para cada espécie, evidenciando a importância regional da Floresta de Carajás para a conservação da biodiversidade. Tais análises mostraram que cerca de 11% das espécies de aves e 8% das espécies de plantas vasculares amostradas no escopo do projeto estão sob algum grau de ameaça (categorias "quase ameaçada", "vulnerável", "em perigo" e "criticamente em perigo" da IUCN – International Union for Conservation of Nature) (IUCN, 2023) (Figuras 2 e 3). A relevância da Floresta Nacional de Carajás para a conservação de espécies fica ainda mais evidente quando se considera o contexto regional, onde a paisagem predominante ao redor da floresta consiste em áreas antropizadas. Já para abelhas e borboletas frugívoras, nenhuma das espécies foi considerada ameaçada. Porém esse resultado deve ser interpretado com cautela devido à falta de conhecimento sobre muitas espécies de invertebrados e por ações de conservações focarem principalmente em vertebrados (Cardoso et al., 2012).

A análise de redundância funcional mostrou que, em média, é necessário manter 83% dos ativos biológicos para manter a integridade da diversidade funcional da Floresta Nacional de Carajás. Em outras palavras, há um conjunto de espécies que mantêm as funções ecossistêmicas mesmo diante de um cenário de perda de outras. Esse resultado evidencia a resiliência, suportada pela biodiversidade, como um importante, porém negligenciado, ativo do capital natural: a capacidade de a

Figura 1. A castanheira, despontando acima das demais árvores da floresta.

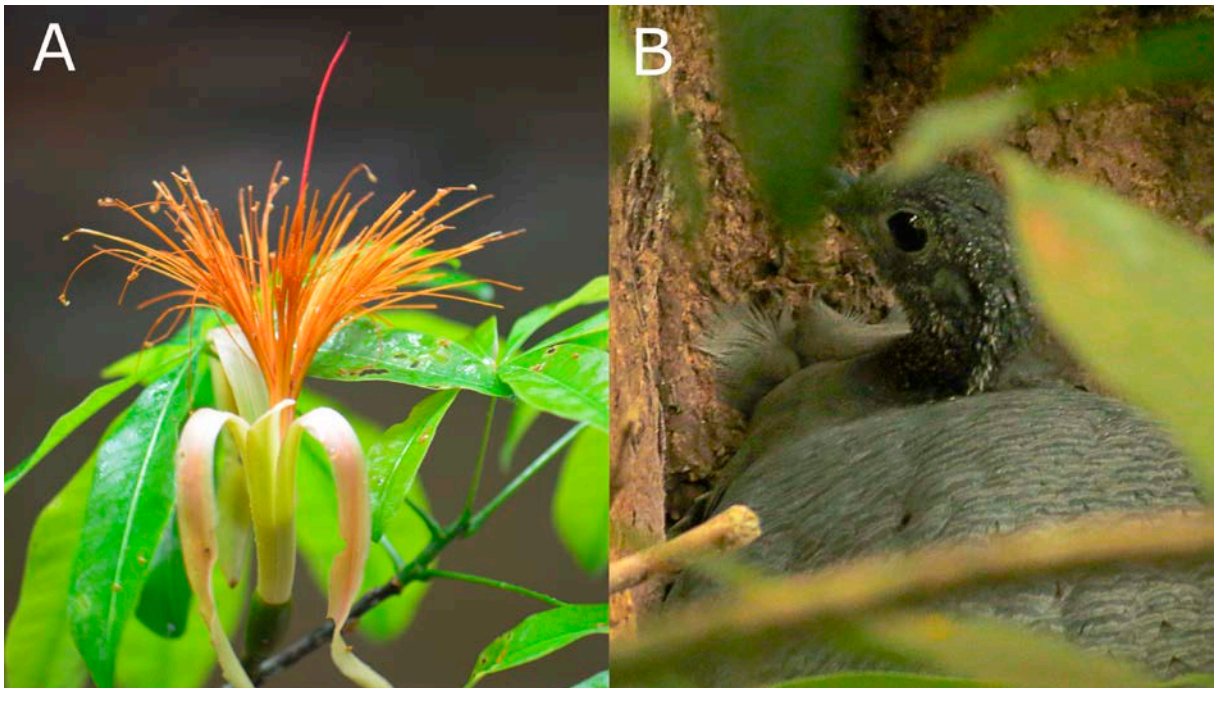


Figura 2. Exemplos de espécies sob ameaça de extinção presentes na Floresta Nacional de Carajas: (A) *Pachira tocantina* e (B) *Tynamus tao* (ave conhecida como "azulona"), ambas consideradas como "em perigo" segundo a lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN.

floresta persistir, sob impactos ambientais, com as mesmas funcionalidades. Apesar da ausência de estudos que apliquem a redundância funcional (ou outros índices semelhantes) na contabilidade do capital natural (Smith et al., 2017), é necessário incluir esse componente em estudos de ativos críticos do capital natural (Mace, 2019). Do ponto de vista econômico, é fácil (porém errôneo) acreditar que existe uma porcentagem de ativos biológicos (17%) que pode ser interpretada como "reserva de valor", ou seja, ativos que servem como proteção contra variações de mercado para os investidores protegerem seus patrimônios líquidos (Mankiw, 2012). No entanto, a biodiversidade é distinta de outros tipos de ativos econômicos: os ativos biológicos se autorregulam, se reproduzem, interagem e evoluem sem ação humana. Essa característica agrega um importante potencial sinérgico ao capital natural: a conservação da biodiversidade, acima de um limite crítico, permite que o capital natural aumente tanto quantitativamente, aumentando as populações biológicas locais e sua capacidade de resiliência, quanto qualitativamente, gerando novos serviços e funções ecossistêmicas devido ao surgimento de novas espécies ou interações, via evolução, dispersão ou migração (Moore & Schindler, 2022).

A análise de singularidade funcional, por outro lado, revelou que em média cerca de 60% da integridade da diversidade funcional é mantida pela singularidade das espécies, evidenciando que a perda de poucas espécies pode ter um efeito drástico sobre tal integridade. Essa perda de funções ecossistêmicas se agrava ao ponto de a perda da metade das espécies mais funcionalmente únicas (as mais

singulares) da Floresta Nacional de Carajás poder levar a uma perda de mais de 87% da integridade dessa diversidade. Apesar de essa análise de singularidade funcional representar o pior cenário possível de perda de espécies (com a extinção das espécies numa ordem decrescente de singularidade para as funções ecossistêmicas), as espécies mais únicas e raras estão, de fato, entre as mais vulneráveis às mudanças ambientais antropogênicas (Bihn et al., 2010). Assim a extinção dessas espécies acarretaria a homogeneização funcional das comunidades, o que pode reduzir o funcionamento do ecossistema, a estabilidade e a resistência às mudanças ambientais (Olden et al., 2004), bem como a deterioração de bens e serviços ecossistêmicos (Clavel et al., 2010). Dessa forma, fica claro que cenários pessimistas precisam ser considerados em estudos do capital natural, em especial em análises de risco.

A contabilização dos ativos biológicos é uma das tarefas mais difíceis na avaliação do capital natural devido à complexidade da biodiversidade (Figura 3 e 4), embora seja a base de todos os serviços por ele prestados. Com isso em mente, fica claro a necessidade de não se utilizar uma abordagem puramente econômica, ao mesmo tempo que se contabilizam o valor das ações e das não ações (Mace, 2019, Bright et al., 2019). Para essa abordagem, devem-se considerar diferentes valores e níveis de organização biológica como ativos biológicos. Aqui, propomos uma abordagem que segue tal direção, examinando diferentes dimensões da biodiversidade com base na ecologia funcional. Ao examinar a redundância funcional e a singularidade da Floresta Nacional de Carajás, nossos resultados ressaltam a importância de

Figura 3. A arara azul, espécie considerada vulnerável.

Figura 4. As árvores de grande porte na floresta.

incluir múltiplas dimensões da biodiversidade na contabilidade do capital natural. A redundância funcional evidenciou a função estabilizadora da biodiversidade para o capital natural, mostrando-se alinhada a propostas de avaliação do capital natural que ressaltam a importância de contabilizar o potencial de suporte de funções e serviços ecossistêmicos (Mace, 2019). Já a análise da singularidade funcional, mostrou a vulnerabilidade do capital natural às mudanças ambientais. Por identificar o pior cenário de perda de biodiversidade, a singularidade funcional pode ser incorporada em análises de risco econômico e de impactos ambientais, evidenciando a importância da floresta para a regulação e manutenção do capital natural, tanto num contexto local como regional.

Referências

Araújo, E.C. et al., 2020. Temporal distribution of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in the eastern extreme of the Amazon region. 50, 12–23. https://doi.org/10.1590/1809-4392201901261

Bihn, J.H., Gebauer, G., Brandl, R., 2010. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. 91, 782–792. https://doi.org/10.1890/08-1276.1

Borges, R.C., Padovani, K., Imperatriz-Fonseca, V.L., Giannini, T.C., 2020. A dataset of multi-functional ecological traits of Brazilian bees. 7. https://doi.org/10.6084/m9.figshare.12053742

Borges, S.H., Carvalhaes, A., 2000. Bird species of black water inundation forests in the Jaú National Park (Amazonas state, Brazil): their contribution to regional species richness. 9, 201-214. https://doi.org/10.1023/A:1008902306499.

Brand, F., 2009. Critical natural capital revisited: Ecological resilience and sustainable development. 68, 605-612. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.013

Bright, G., Connors, E., Grice, J., 2019. Measuring natural capital: towards accounts for the UK and a basis for improved decision-making. 35, 88-108. https://doi.org/10.1093/oxrep/gry022

Cardoso, P., Borges, P.A., Triantis, K.A., Ferrández, M.A., Martín, J.L., 2012. The underrepresentation and misrepresentation of invertebrates in the IUCN Red List. 149, 147-148. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.02.011.

Clavel, J., Julliard, R., DevictoR, V., 2010. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? 9, 222-228. https://doi.org/10.1890/080216.

Costanza, R., 2020. Valuing natural capital and ecosystem services toward the goals of efficiency, fairness, and sustainability. 43. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101096

Girardello, M., Santangeli, A., Mori, E., Chapman, A., Fattorini, S., Naidoo, R., Bertolino, S., Svenning, J.C., 2019. Global synergies and trade-offs between

multiple dimensions of biodiversity and ecosystem services. 9. https://doi.org/10.1038/s41598-019-41342-7.

IUCN, 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2 [WWW Document]. URL https://www.iucnredlist.org (accessed 3.26.2023).

La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M.L., Liquete, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N.D., 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. 74, 392-402. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030

Mace, G.M., 2019. The ecology of natural capital accounting. 35, 54-67. https://doi.org/10.1093/oxrep/gry023

Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. 27, 19-26. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006

Mankiw, G.N., 2012. Essentials of economics. South-Western Cengage Learning Australia, Mason, Oh.

Miranda, L.S., Imperatriz-Fonseca, V.L., Giannini, T.C., 2019. Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected. 20, 9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215229

Moore, J. W., Schindler, D.E., 2022. Getting ahead of climate change for ecological adaptation and resilience. 376, 1421-1426. https://doi.org/10.1126/science.ab03608

Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E., Fausch, K.D., 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. 19, 18-24. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010

Oliver, T.H., Heard, M.S., Isaac, N.J., Roy, D.B., Procter, D., Eigenbrod, F., Freckleton, R., Hector, A., Orme, C.D.L., Petchey, O.L., Proença, V., 2015. Biodiversity and Resilience of Ecosystem Functions. 30, 673-684. https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.08.009

ONU. 2020. Natural capital accounting for integrated biodiversity policies. United Nations Publications.

Rasmussen, C., 2009. Diversity and abundance of orchid bees (Hymenoptera: Apidae, Euglossini) in a tropical rainforest succession. 38, 66-73. https://doi.org/10.1590/S1519-566X2009000100006

Ricotta, C., de Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B.E., Pavoine, S., 2016. Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. 7, 1386-1395. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12604

Smith, A.C., Harrison, P.A., Soba, M.P., Archaux, F., Blicharska, M., Egoh, B.N., Erős, T., Domenech, N.F., György, Á.I., Haines-Young, R., Li, S., 2017. How natural capital delivers ecosystem services: A typology derived from a systematic review. 26, 111-126. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.006

7

Táxons da Serra dos Carajás contidos em listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção

Lourival Tyski, André L.R. Cardoso, Cesar de Sá Carvalho Neto

O avanço do conhecimento científico e a avaliação objetiva da situação das espécies ameaçadas de extinção que ocorrem em Carajás possibilitam estabelecer estratégias efetivas de proteção da biodiversidade e direcionamentos dos recursos para a sua conservação. A elaboração da lista de espécies ameaçadas de extinção da região de Carajás é uma importante iniciativa nesse sentido. Por meio da *Lista oficial de espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção* atualizada e reconhecida pela Portaria MMA n. 300 de 13 de dezembro de 2022, da *Lista vermelha da flora do Pará* (COEMA-PA, 2007) e da IUCN *Red List of Threatened Species*, foi realizada busca direta nos bancos de dados do Plano de Gestão de Biodiversidade de Carajás (PGBIO), do Herbário de Carajás (HCJS) e das publicações do projeto flora das cangas de Carajás sobre briófitas (Oliveira-da-Silva & Ilkiu-Borges, 2018), samambaias e licófitas (Salino et al. 2018) e fanerógamas (Mota et al. 2018). Também foram pesquisados os trabalhos de Andrino et al. (2020), Barbosa-Silva et al. (2022), Zappi et al. (2020). Sobre fauna, foram consultados Pinheiro et al. (2012), Martins et al. (2012) e Barbosa et al. (2020) para gerar a lista de espécies protegidas da região de Carajás. Para flora e fauna (aves), foram também utilizados os dados inventariados nos pontos amostrais do projeto Capital Natural.

As categorias utilizadas nessas listas seguem o método de avaliação de risco de extinção de espécies, de acordo com as categorias e critérios da União Internacional para Conservação da Natureza-IUCN (Figura 1), em conformidade com a legislação nacional e nos termos da Convenção sobre Diversidade Biológica-CDB.

Flora

As espécies de plantas protegidas pela legislação que ocorrem em Carajás estão distribuídas em 31 famílias (27 angiospermas, uma samambaia, uma licófita e três

briófitas), 46 gêneros e 52 espécies (Tabela 1), incluindo seis espécies consideradas endêmicas de canga: *Monogereion carajensis*, *Ipomoea cavalcantei*, *Erythroxylum nelson-rosae*, *Mimosa skinneri* var. *carajarum*, *Isoetes cangae*, *Axonopus carajasensis*.

Comparando a última lista nacional de espécies ameaçadas (MMA, 2014) com a atual (MMA, 2022), percebe-se que algumas espécies que ocorrem em Carajás foram excluídas da lista atual como: *Mimosa acutistipula* var. *ferrea* que anteriormente estava categorizada como DD, assim como houve mudanças do *status* das espécies: *Cedrela fissilis* de EN para VU e *Pilocarpus microphyllus* de VU para EN, além da inserção de novas espécies que ocorrem em ambientes de floresta e canga: *Daphnopsis filipedunculata* (EN) e *Pilocarpus carajaensis* (VU).

Embora os registros e estudos apontem, dentro do mosaico de áreas protegidas de Carajás, a existência de 52 táxons protegidos pela legislação, nem todos possuem ocorrência nas áreas diretamente afetadas (ADAs) pelos projetos de mineração. Por meio de uma busca nas listas de espécies dos inventários realizados nos cinco últimos anos, é possível observar que 32,7% das espécies não possuem interface com a ADAs, já que apenas 35 das 52 listadas, ou seja 67,3%, aparecem nos inventários, conforme ilustrado na Tabela 1.

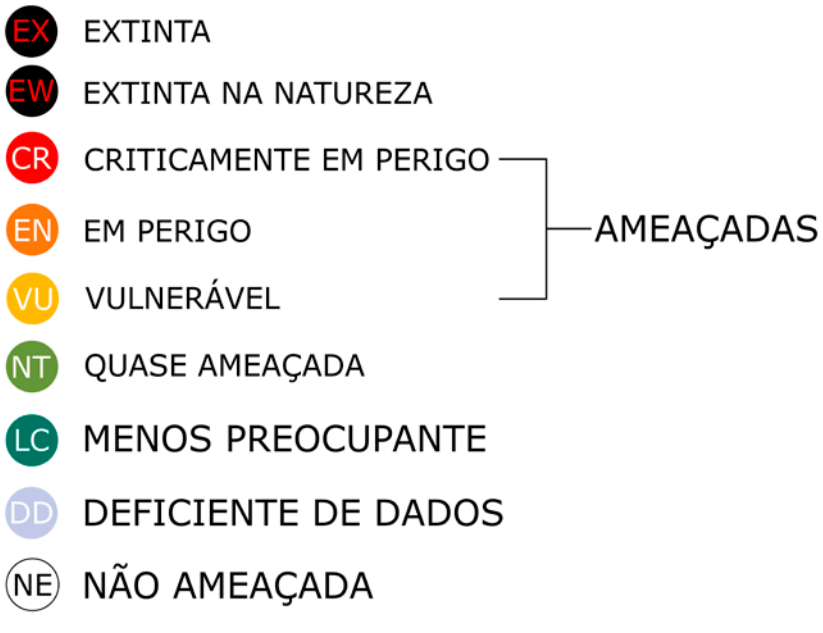


Figura 1. Estrutura das categorias IUCN (2001). "DD" significa "Dados Deficientes" e é usado para descrever espécies cujas informações disponíveis são insuficientes para determinar seu risco de extinção; "LC" significa "Menos Preocupante" e é usado para descrever espécies que não se enquadram em nenhuma das outras categorias de conservação da IUCN. Elas são consideradas as espécies mais seguras; "NT" significa "Quase Ameaçadas" e é usado para descrever espécies que ainda não atingiram o status de ameaça 1, mas são próximas de fazê-lo; "EN" significa "Em Perigo" e é usado para descrever espécies que estão enfrentando um risco muito alto de extinção na natureza; "NE" significa "Não Avaliada" e é usado para descrever espécies que ainda não foram avaliadas quanto ao risco de extinção pela IUCN; "VU" significa "Vulnerável" e é usado para descrever espécies que enfrentam um risco alto de extinção na natureza no futuro.

No entanto, com a análise das listas de espécies dos inventários, vem à tona uma questão referente à importância das coleções botânicas e o incentivo às coletas, pois além das espécies levantadas neste trabalho, surgiram nos inventários o nome de outras 13 espécies categorizadas como protegidas:

- *Aspidosperma album* não tem ocorrência confirmada na Flona; as coletas mais próximas são a 200 km ao Norte e 150 km ao sul do mosaico de Carajás, no entanto outras espécies conhecidas como araracanga ocorrem na região.
- Espécies como *Heteropsis flexuosa* ou *H. spruceana* têm sido identificadas de forma errônea. A ocorrência destas espécies nos inventários deve-se provavelmente ao fato de que lianas do gênero *Heteropsis* são conhecidas por cipó-titica. A única espécie de *Heteropsis* coletada na região de Carajás é *H. tenuispadix*.
- *Protium giganteum* é uma espécie de ampla distribuição na Amazônia. Esta espécie possui duas variedades diferenciadas por certas características de suas folhas: P. *giganteum* var. *crassifolium* e *P. giganteum* var. g*iganteum*, sendo que apenas a variedade *giganteum* foi coletada na região. Segundo a *Flora e Funga do Brasil* (2023), *P. giganteum* var. *crassifolium* é uma variedade que não ocorre no Brasil.
- *Protium heptaphyllum* é uma espécie de ampla distribuição na América do Sul. Esta espécie possui três subespécies e seis variedades publicadas, além de quase meia centena de sinônimos publicados, o que demonstra a complexidade da determinação destes táxons. Apesar de *P. heptaphyllum* subsp. *cordatum* ser citado nas listas de inventários na região de Carajás, em herbário são encontrados apenas exemplares de *P. heptaphyllum* subsp. *heptaphyllum*.
- *Talisia subalbens* é um arbusto considerado de ocorrência restrita ao cerrado da Chapada dos Guimarães (MT). Nos inventários de Carajás, aparece como árvore de grande porte em floresta. As espécies arbóreas do gênero que ocorrem no mosaico são *Talisia retusa* e *Talisia mollis*, que também possuem como nome vernacular, pitomba.
- *Eschweilera amazoniciformis, Pouteria minima* e *Pouteria vernicosa* têm ocorrência confirmada apenas no estado do Amazonas. *Tabernaemontana muricata* tem ocorrência confirmada apenas nos estados do Amazonas e Acre. No mosaico de Carajás, ocorrem outras espécies destes gêneros e todas possuem nome vernacular similar aos destes táxons, o que pode ter originado o equívoco.
- *Vouacapoua americana* prefere solos arenosos, e as coletas mais próximas são a 200 km ao Norte, na região de influência do lago de Tucuruí. O nome vernacular desta espécie é acapu e, na região, ocorre comumente *Campsiandra laurifolia*, cujo nome vernacular é acapurana ou falso-acapu.
- *Ptychopetalum olacoides* prefere solos mais arenosos, e as coletas mais próximas são a 400 km ao Norte, na calha do Amazonas, e a oeste, na Bacia do Xingu.

Os dados de distribuição destes táxons indicam que eles ocupam áreas distantes e/ou sem conexão com o mosaico e provavelmente não ocorrem em Carajás. No entanto, são espécies que possuem nomes vernaculares de grande popularidade, o que pode levar a equívocos em ocasiões em que não há parâmetros taxonômicos suficientes a serem observados (material fértil) que possam confirmar a identificação. Para casos em que há suspeitas de que o indivíduo identificado corresponde a espécie protegida, *vouchers* representativos dele devem ser coletados e tombados em coleções de referência, como o Herbário de Carajás, onde passarão a compor o acervo, atuando como marco no registro da espécie para a região e contribuindo para a ampliação do conhecimento da biodiversidade regional.

Tabela 1. Espécies da flora da Serra dos Carajás contidas nas listas de plantas ameaçadas de extinção.

Família	Espécie/ Variedade	IUCN	MMA 2022	COEMA 2007	Voucher HCJS
Annonaceae	*Guatteria procera*	VU			
Apocynaceae	*Aspidosperma desmanthum*	LC		VU	HCJS_4815
Asteraceae	*Monogereion carajensis*		CR	CR	HCJS_2007
Bartramiaceae	*Philonotis uncinata*	VU			
Bignoniaceae	*Handroanthus serratifolius*	EN			HCJS_4035
Bignoniaceae	*Jacaranda carajasensis*			EN	HCJS_1872
Blechnaceae	*Blechnum heringeri*	LC	VU		
Calymperaceae	*Calymperes erosum*	CR			
Chrysobalanaceae	*Hirtella lancifolia*		VU		
Convolvulaceae	*Ipomoea carajasensis*		VU	EN	HCJS_11123
Convolvulaceae	*Ipomoea cavalcantei*		EN	EN	HCJS_088
Cyperaceae	*Hypolytrum paraense*		EN	VU	HCJS_5156
Dioscoreaceae	*Dioscorea asperula*		VU		
Dioscoreaceae	*Dioscorea trilinguis*	LC	EN		
Erythroxylaceae	*Erythroxylum nelson-rosae*		EN	EN	HCJS_608
Fabaceae	*Inga calantha*	VU			
Fabaceae	*Apuleia leiocarpa*		VU		HCJS_9775
Fabaceae	*Centrosema carajasense*		VU	VU	HCJS_2398

Tabela 1. Espécies da flora da Serra dos Carajás contidas nas listas de plantas ameaçadas de extinção.

Família	Espécie/ Variedade	IUCN	MMA 2022	COEMA 2007	Voucher HCJS
Fabaceae	*Dalbergia spruceana*	VU			HCJS_5437
Fabaceae	*Mimosa acutistipula var. ferrea*			VU	HCJS_4005
Fabaceae	*Mimosa skinneri var. carajarum*		CR	VU	HCJS_2572
Fabaceae	*Hymenaea parvifolia*	LC	VU		
Fabaceae	*Leptolobium glaziovianum*	EN	EN		HCJS_2526
Isoetaceae	*Isoetes cangae*	CR			HCJS_4093
Lauraceae	*Aiouea impressa*	EN			
Lauraceae	*Mezilaurus itaúba*	VU	VU	VU	HCJS_2831
Lauraceae	*Ocotea tabacifolia*		EN		HCJS_7108
Lecythidaceae	*Couratari guianensis*	VU			
Lecythidaceae	*Bertholletia excelsa*	VU	VU	VU	HCJS_3558
Lythraceae	*Physocalymma scaberrimum*	LC		VU	HCJS_1667
Malpighiaceae	*Heteropterys megaptera*		EN		
Malvaceae	*Pachira tocantina*	EN	EN		HCJS_1403
Malvaceae	*Christiana mennegae*	VU			HCJS_5393
Meliaceae	*Cedrela fissilis*	VU	VU		HCJS_4036
Meliaceae	*Cedrela odorata*	VU	VU	VU	HCJS_1139
Meliaceae	*Swietenia macrophylla*	VU	VU	VU	HCJS_1757
Moraceae	*Sorocea guilleminiana*	VU			HCJS_2312
Myrtaceae	*Campomanesia aromatica*	VU			HCJS_3254
Myrtaceae	*Eugenia belemitana*	VU	VU		HCJS_388
Myrtaceae	*Eugenia longifolia*		EN		HCJS_2859
Peraceae	*Pera membranacea*	EN	EN		
Poaceae	*Axonopus carajasensis*		EN	VU	HCJS_6800
Portulacaceae	*Portulaca sedifolia*	EN			HCJS_5819
Pylaisiadelphaceae	*Isopterygium tenerum*	EN			

Tabela 1. Espécies da flora da Serra dos Carajás contidas nas listas de plantas ameaçadas de extinção.

Família	Espécie/ Variedade	IUCN	MMA 2022	COEMA 2007	Voucher HCJS
Rutaceae	*Pilocarpus carajaensis*	EN	EN		HCJS_3472
Rutaceae	*Pilocarpus microphyllus*	VU	VU	EN	HCJS_4107
Rutaceae	*Angostura quinquefolia*	VU	VU		HCJS_3226
Sapotaceae	*Pouteria krukovii*	VU			
Sapotaceae	*Pradosia granulosa*	VU	EN		
Thymelaeaceae	*Daphnopsis filipedunculata*		EN		HCJS_4415
Vitaceae	*Cissus apendiculata*		EN	VU	HCJS_522

Fauna de vertebrados terrestres

Listamos 16 mamíferos, 34 aves, seis répteis e dois anfíbios ameaçados na região de Carajás (Tabela 2). Entre os mamíferos, a família com mais representantes é Felidae (4), seguida por Canidae (2); as demais têm apenas um táxon cada. Em aves, Psittacidae possui seis táxons ameaçados na região, seguida por Cracidae (3) e Dendrocolaptidae (3); as outras famílias têm um ou dois táxons cada. Répteis e anfíbios localizados na região pertencem todos a diferentes famílias.

Os mamíferos *Alouatta belzebul* e *Furipterus horrens* são endêmicos do Brasil. Além destes, também são endêmicos, com distribuição amazônica, *Atelocynus microtis*, que é restrita ao sul do rio Amazonas, além de *Saguinus niger* e *Chiropotes utahicki*, endêmicos do interflúvio Xingu-Tocantins. As aves *Penelope pileata*, *Pyrrhura lepida*, *Pyrrhura amazonum*, *Pyrilia vulturina*, *Capito dayi*, *Pteroglossus bitorquatus*, *Hypocnemis striata*, *Lepidothrix iris*, *Contopus nigrescens*, *Hylopezus paraensis*, *Dendrocolaptes retentus* têm distribuição restrita à Amazônia Oriental, ao sul do rio Amazonas. *Psophia dextralis*, *Psophia interjecta*, *Pyrrhura anerythra* e *Xiphocolaptes carajaensis* são endêmicas do interflúvio Xingu-Tocantins. O anfíbio *Pseudopaludicola canga* já foi considerado endêmico de Carajás, mas atualmente tem distribuição conhecida para outras localidades no Pará, no Maranhão e em Tocantins (Pansonato et al., 2012). As demais espécies ameaçadas encontradas em Carajás são de ampla distribuição na América do Sul (Tabela 2, Figuras 2-4).

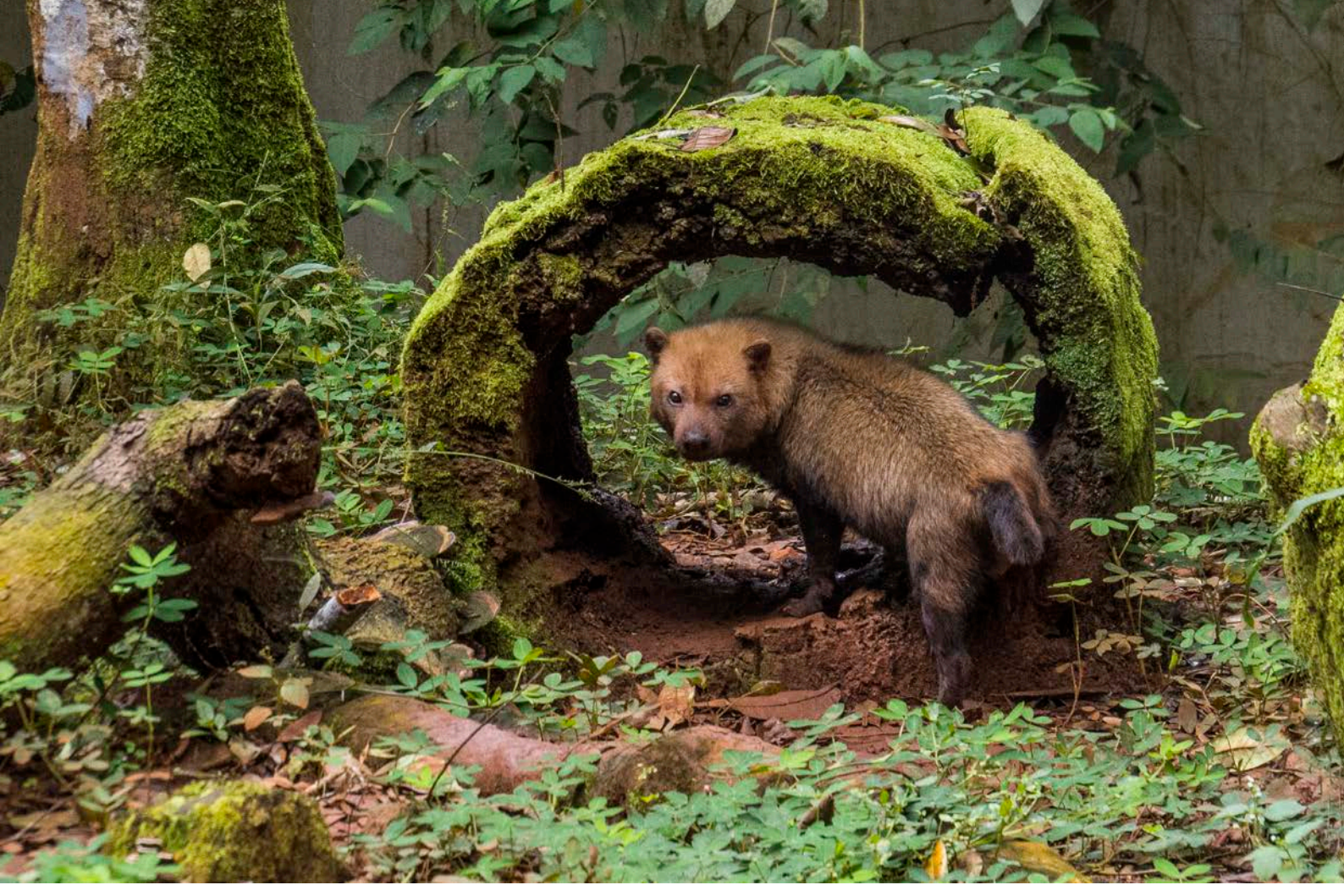


Figura 2. Cachorro vinagre (*Speothos venaticus*) no BioParque Vale Amazônia.

Tabela 2. Espécies da fauna de vertebrados terrestres da Serra dos Carajás contidas nas listas de animais ameaçados de extinção.

Classe	Ordem	Família	Espécie	IUCN	MMA 2022	COEMA 2007
Amphibia	Anura	Bufonidae	*Atelopus spumarius*	VU		
Amphibia	Anura	Leiuperidae	*Pseudopaludicola canga*	DD		VU
Reptilia	Testudines	Podocnemididae	*Podocnemis unifilis*	VU		
Reptilia	Testudines	Testudinidae	*Chelonoidis denticulata*	VU		
Reptilia	Squamata	Gymnophthalmidae	*Colobosaura modesta*	LC		VU
Reptilia	Squamata	Teiidae	*Tupinambis merianae*	LC		VU
Reptilia	Squamata	Colubridae	*Chironius flavolineatus*	LC		VU
Reptilia	Squamata	Dispsadidae	*Pseudoboa nigra*	LC		VU
Aves	Tinamiformes	Tinamidae	*Tinamus tao*	VU	VU	
Aves	Passeriformes	Furnariidae	*Campylorhamphus multostriatus*		VU	
Aves	Piciformes	Picidae	*Celeus undatus*	EN	EN	
Aves	Passeriformes	Furnariidae	*Dendrexetastes rufigula*	EN	EN	
Aves	Passeriformes	Dendrocolaptidae	*Dendrocolaptes picumnus*		VU	
Aves	Passeriformes	Grallariidae	*Grallaria varia Boddaert*		VU	

Tabela 2. Espécies da fauna de vertebrados terrestres da Serra dos Carajás contidas nas listas de animais ameaçados de extinção.

Classe	Ordem	Família	Espécie	IUCN	MMA 2022	COEMA 2007
Aves	Columbiformes	Columbidae	*Patagioenas speciosa*	VU		
Aves	Passeriformes	Thamnophilidae	*Phlegopsis nigromaculata*		VU	
Aves	Strigiformes	Strigidae	*Pulsatrix perspicillata*	VU	VU	
Aves	Piciformes	Ramphastidae	*Ramphastos schistaceus*	VU		
Aves	Piciformes	Ramphastidae	*Ramphastos vitellinus*	VU		
Aves	Passeriformes	Vireonidae	*Tunchiornis ochraceiceps*		VU	
Aves	Galliformes	Cracidae	*Penelope pileata*	VU	VU	
Aves	Galliformes	Cracidae	*Aburria cujubi*	VU	VU	
Aves	Galliformes	Cracidae	*Crax fasciolata*	VU		
Aves	Accipitriformes	Accipitridae	*Morphnus guianensis*	NT	VU	
Aves	Accipitriformes	Accipitridae	*Harpia harpyja*	VU	VU	
Aves	Gruiformes	Psophiidae	*Psophia dextralis*	EN	VU	
Aves	Psittaciformes	Psittacidae	*Anodorhynchus hyacinthinus*	VU		VU
Aves	Psittaciformes	Psittacidae	*Pyrrhura lepida*	VU		
Aves	Psittaciformes	Psittacidae	*Pyrrhura amazonum*	NT	VU	
Aves	Psittaciformes	Psittacidae	*Pionites leucogaster*	VU		
Aves	Psittaciformes	Psittacidae	*Pyrilia vulturina*	LC	VU	
Aves	Apodiformes	Trochilidae	*Lophornis gouldii*	NT	VU	
Aves	Piciformes	Capitonidae	*Capito dayi*	VU	VU	
Aves	Piciformes	Ramphastidae	*Pteroglossus bitorquatus*	EN		
Aves	Passeriformes	Thamnophilidae	*Hypocnemis striata*	LC	VU	
Aves	Passeriformes	Dendrocolaptida	*Xiphocolaptes carajaensis*		VU	
Aves	Passeriformes	Pipridae	*Lepidothrix iris*	VU	EN	
Aves	Passeriformes	Tyrannidae	*Contopus nigrescens*	LC	VU	
Aves	Gruiformes	Psophiidae	*Psophia interjecta*		EN	
Aves	Psittaciformes	Psittacidae	*Pyrrhura anerythra*		VU	
Aves	Passeriformes	Grallariidae	*Hylopezus paraensis*		VU	
Aves	Passeriformes	Dendrocolaptida	*Dendrocolaptes retentus*		VU	
Mammalia	Artiodactyla	Tayassuidae	*Tayassu pecari*	VU	VU	
Mammalia	Carnivora	Canidae	*Speothos venaticus*	NT	VU	
Mammalia	Carnivora	Felidae	*Leopardus wiedii*	NT	VU	
Mammalia	Carnivora	Felidae	*Panthera onca*	NT	VU	VU
Mammalia	Carnivora	Felidae	*Puma concolor*	LC		VU
Mammalia	Carnivora	Mustelidae	*Pteronura brasiliensis*	EN	VU	VU
Mammalia	Lagomorpha	Leporidae	*Sylvilagus brasiliensis*	EN		
Mammalia	Perissodactyla	Tapiridae	*Tapirus terrestris*	VU	VU	
Mammalia	Cingulata	Dasypodidae	*Priodontes maximus*	VU	VU	VU

Tabela 2. Espécies da fauna de vertebrados terrestres da Serra dos Carajás contidas nas listas de animais ameaçados de extinção.

Classe	Ordem	Família	Espécie	IUCN	MMA 2022	COEMA 2007
Mammalia	Pilosa	Myrmecophagidae	*Myrmecophaga tridactyla*	VU	VU	VU
Mammalia	Primates	Atelidae	*Alouatta belzebul*	VU	VU	
Mammalia	Primates	Cebidae	*Saguinus niger*	VU	VU	
Mammalia	Primates	Pitheciidae	*Chiropotes utahickae*	VU		VU
Mammalia	Carnivora	Canidae	*Atelocynus microtis*	NT	VU	
Mammalia	Chiroptera	Furipteridae	*Furipterus horrens*	LC	VU	
Mammalia	Chiroptera	Natalidae	*Natalus macrourus*	NT	VU	

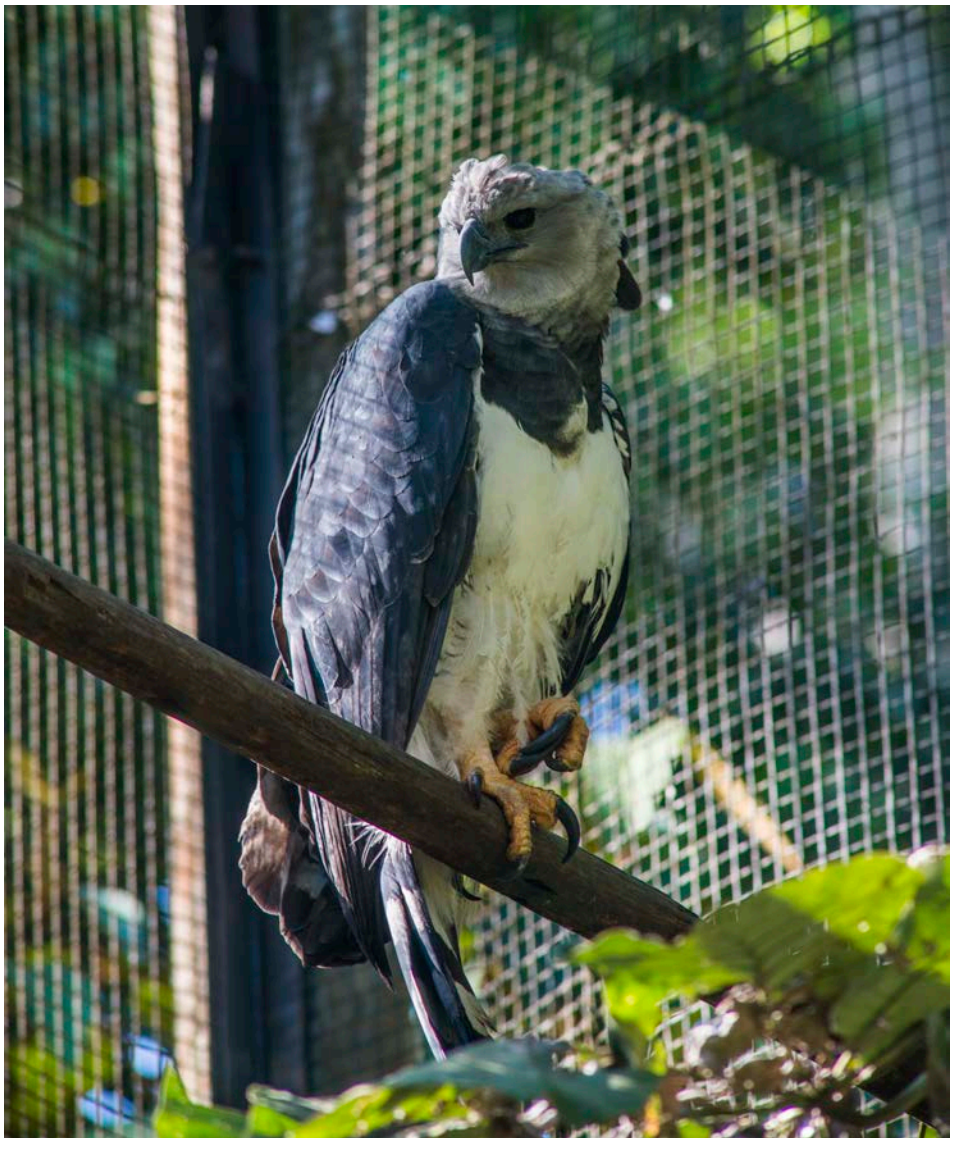


Figura 3. Harpia (*Harpia harpyja*) no BioParque Vale Amazônia.

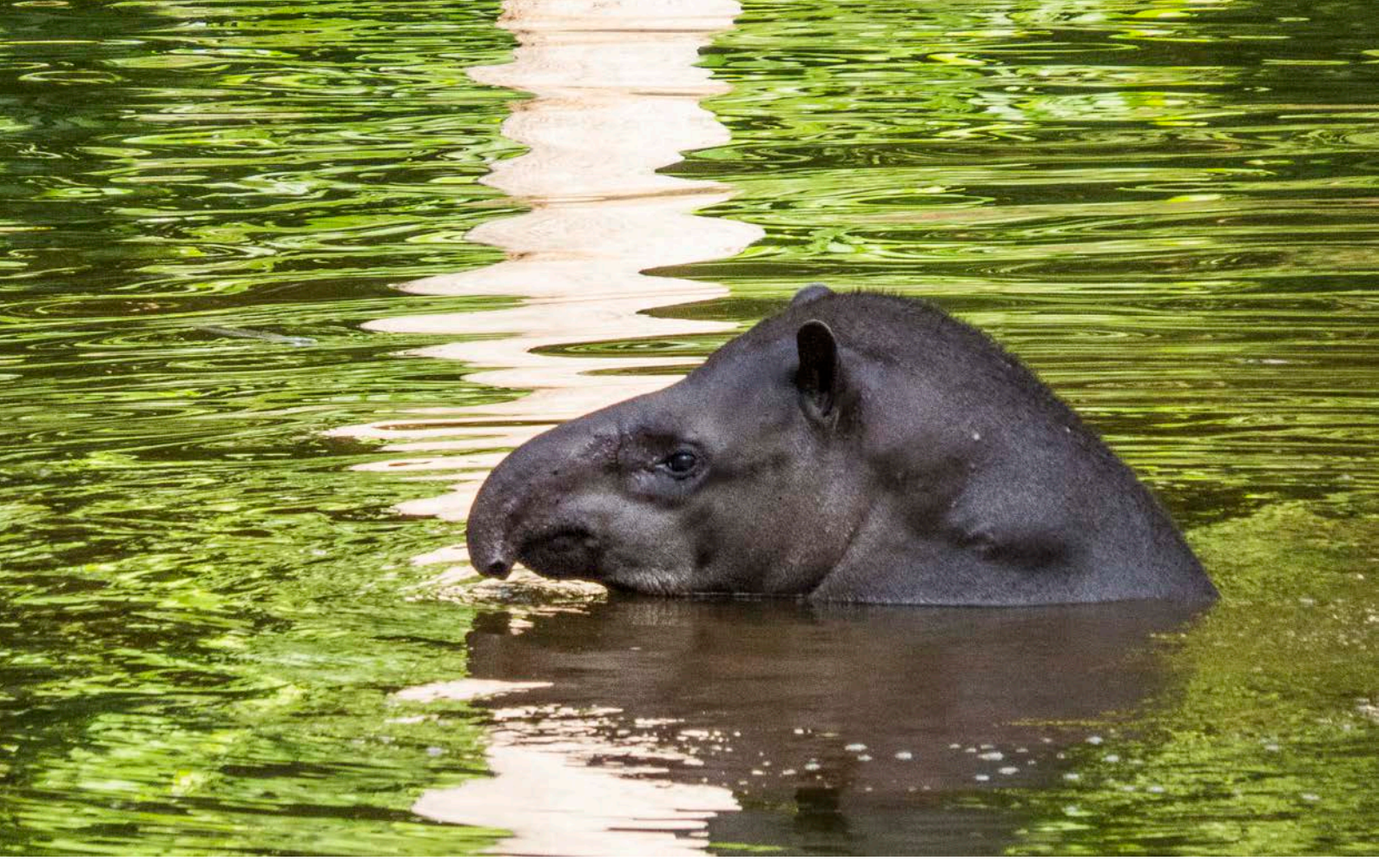


Figura 4. Anta (*Tapirus terrestris*) no BioParque Vale Amazônia.

Identificar e proteger espécies raras, endêmicas e ameaçadas ocorrentes na região é uma ação humana importante para a manutenção do capital natural. A proteção de hábitats naturais destaca-se como uma das ações mais relevantes para a proteção e conservação de espécies ameaçadas. Além disso, estudos de campo voltados a localização de populações destas espécies contribuem para o melhor conhecimento da distribuição geográfica e história natural das espécies, sendo essenciais para o incremento do conhecimento de táxons ameaçados e para o planejamento e a implementação de medidas eficazes de conservação da biota ameaçada presente na região de Carajás.

Referências

Andrino, C.O., Barbosa-Silva, R.G., Lovo, J., Viana, P.L., Moro, M.F., Zappi, D.C., 2020. Iron islands in the Amazon: investigating plant beta diversity of canga outcrops. 165, 1-25. https://doi.org/10.3897/phytokeys.165.54819

Barbosa, E.F., Scoss, L.M., Souza, V.C.M de, Elias, B.C. A. (orgs.), 2020. Fauna da Floresta Nacional de Carajás – Serra Norte. Gaia Cultural – Cultura e Meio Ambiente, Belo Horizonte. 264 p.

Barbosa-Silva, R.G., Andrino, C.O., Azevedo, L., Lucresia, L., Lovo, J., Hiura, A.L., Viana, P.L., Giannini, T.C., Zappi D.C., 2022. A wide range of South American inselberg

floras reveal cohesive biome patterns. 13, 928577. https://doi.org/10.3389/fpls.2022.928577
IUCN, 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
Martins, F.D. et al. (Eds.), 2012. Fauna da Floresta Nacional de Carajás: estudos sobre vertebrados terrestres. Nitro Imagens, Belo Horizonte.
MMA 2014. Portaria MMA nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
MMA 2022. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
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., 2018. Cangas da Amazônia: a vegetação única de Carajás evidenciada pela lista de fanerógamas. 69, 1435-1488. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869336
Oliveira-da-Silva, F.O., Ilkiu-Borges, A.L., 2018. Briófitas (Bryophyta e Marchantiophyta) das cangas de Carajás, Pará, Brasil. 69, 1405-1416. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869334
Pansonato, A., Morais, D.H., Ávila, R.W., Kawashita-Ribeiro, R.A., Strüssmann, C., Martins, I.A., 2012. A new species of Pseudopaludicola Miranda-Ribeiro, 1926 (Anura: Leiuperidae) from the state of Mato Grosso, Brazil, with comments on the geographic distribution of Pseudopaludicola canga Giaretta & Kokubum, 2003. 3523, 49-58. URL http://hdl.handle.net/11449/21626
Pinheiro, L.C., Bitar, Y.O.C., Galatti, U., Neckeloliveira, S., Santos-Costa, M.C., 2012. Amphibians from southeastern state of Pará: Carajás region, northern Brazil. 8, 693-702. https://doi.org/10.15560/8.4.693
Salino, A., Arruda, A.J., Almeida, T.E., 2018. Ferns and lycophytes from Serra dos Carajás, an Eastern Amazonian mountain range. 69, 1417-1434. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869335
Zappi, D.C., Hiura, A., Barbosa-Silva, R.G., Andrino, C.O., Lovo, J., 2020. Relatório e base de dados com identificação de 2500 espécimes de floresta da Flona de Carajás. 32 p.

Benefícios da floresta para o bem estar humano

8

A vida no solo

Rafael Borges da Silva Valadares, Felipe Costa Trindade, Leandro Argolo, Isa Rebecca Chagas da Costa, Caio Yoshiura, Luciana Patrícia Silvestre de Souza, Silvio Ramos, José Augusto Bittencourt

Introdução

Solos são ambientes dinâmicos com características físicas, químicas e biológicas muito diferentes entre si. É evidente para a maioria das pessoas que solos produtivos devem ser ricos em nutrientes e possuir características físicas que facilitem o desenvolvimento das plantas. Porém os microrganismos do solo exercem funções cruciais para a manutenção dos ecossistemas terrestres e geralmente são negligenciados.

Microrganismos realizam uma diversidade de funções essenciais no solo. Fungos fazem simbiose com raízes de 90% das espécies de plantas (micorrizas), facilitando o acesso a microssítios onde raízes sozinhas não seriam capazes de alcançar água e nutrientes. Bactérias também atuam na fixação biológica de nitrogênio tanto em vida livre no solo quanto em associação com plantas. Algumas solubilizam fosfato de rochas e outras atuam ativamente na promoção do crescimento de plantas ou no biocontrole natural de insetos e nematoides que eventualmente causam doenças em plantas. Essas funções combinadas ajudam a estabelecer o equilíbrio entre as espécies e são essenciais para a manutenção da floresta.

Os microrganismos do solo são responsáveis pela ciclagem de nutrientes incluindo nitrogênio, fósforo e enxofre, elementos extremamente limitantes para a produtividade de um ecossistema. Atuam na decomposição de resíduos vegetais e animais e em transformações subsequentes da matéria orgânica até a incorporação do carbono no solo em formas estáveis. Ecossistemas naturais ou antropizados são, portanto, extremamente dependentes da atividade microbiana para serem sustentáveis, e esses organismos são excelentes indicadores do *status* atual do solo. Essa relevância é ainda maior onde a fertilidade do solo é baixa. Assim, cada nutriente deve ser ciclado de maneira eficiente, para que não haja perdas significativas no sistema. Solos saudáveis, protegidos ou bem-manejados tendem a ser ativos biologicamente e favorecer o incremento de carbono no solo em detrimento das perdas.

Técnicas moleculares permitem acessar a diversidade e a funcionalidade microbiana com precisão e em larga escala. A maior parte dos microrganismos não são cultiváveis e são difíceis de ser caracterizados ou diferenciados por vias morfológicas. O sequenciamento massivo de DNA permite a identificação dos microrganismos do solo, enquanto a análise em larga escala das proteínas mostra os processos bioquímicos mais abundantes em cada ambiente.

Desde 2016, o ITV vem realizando trabalhos com biologia molecular de solos para acessar a diversidade e funcionalidade microbiana em ecossistemas naturais ou antropizados. Estudos pioneiros focaram em áreas nativas como as cangas de Carajás (Costa, 2019, Gastauer, 2019), cavernas e áreas em reabilitação (Trindade, 2020). No presente estudo, utilizamos o pacote de análises citado nas fitofisionomias florestais de Carajás dentro do contexto do projeto Capital Natural. É esperado que a diversidade funcional microbiana reflita a biota existente acima do solo, bem como a complexidade geoquímica e ambiental das parcelas estudadas.

Diversidade microbiana nas estações seca e chuvosa

Com o objetivo de conhecer a estrutura e diversidade das comunidades microbianas nas fitofisionomias das florestas de Carajás, a diversidade funcional microbiana do solo foi acessada por técnicas de sequenciamento de DNA. De forma geral, as análises mostram pouca variação na abundância dos gêneros bacterianos entre as áreas e as estações do ano. Apesar disso, alguns gêneros parecem estar mais associados ao tipo de fitofisionomia (Figura 1), como *Acidibacter* e *Acidothermus* (ombrófila aberta) e *Bryobacter* (florestas). Quanto aos fungos, a chuva parece influenciar positivamente na abundância dos gêneros mais presentes e na diversidade.

Dos gêneros de bactérias e arqueias (domínio Archaea) identificados, as mais abundantes são comuns em solos considerados saudáveis, incluindo *Candidatus Xiphinematobacter*, endomicrobionte de nematoide (Mobasseri et al, 2019) e *Candidatus Udaeobacter*, ligado a produção de antibióticos e dissolução de minerais (Willms et al, 2020). Além disso, encontramos na maioria dos pontos *Bradyrhizobium sp.*, uma bactéria fixadora de nitrogênio que se associa com diversas espécies arbóreas. Quanto aos gêneros de fungos mais presentes e identificados, encontramos *Saitozyma* e *Apiotrichum*, ambos são leveduras comuns em solos ricos em ferro e alumínio (Moreira & Vale, 2018).

Ainda não é possível identificar a maioria dos microrganismos levantados, o que é mais pronunciado com os fungos. Isso é reflexo das limitadas pesquisas com solos amazônicos (Kroeger et al, 2018).

Diversidade ativa e enzimas do solo

A metaproteômica é uma técnica que possibilita acessar informações mais precisas sobre o que está acontecendo fisiologicamente nas células dentro das comunidades

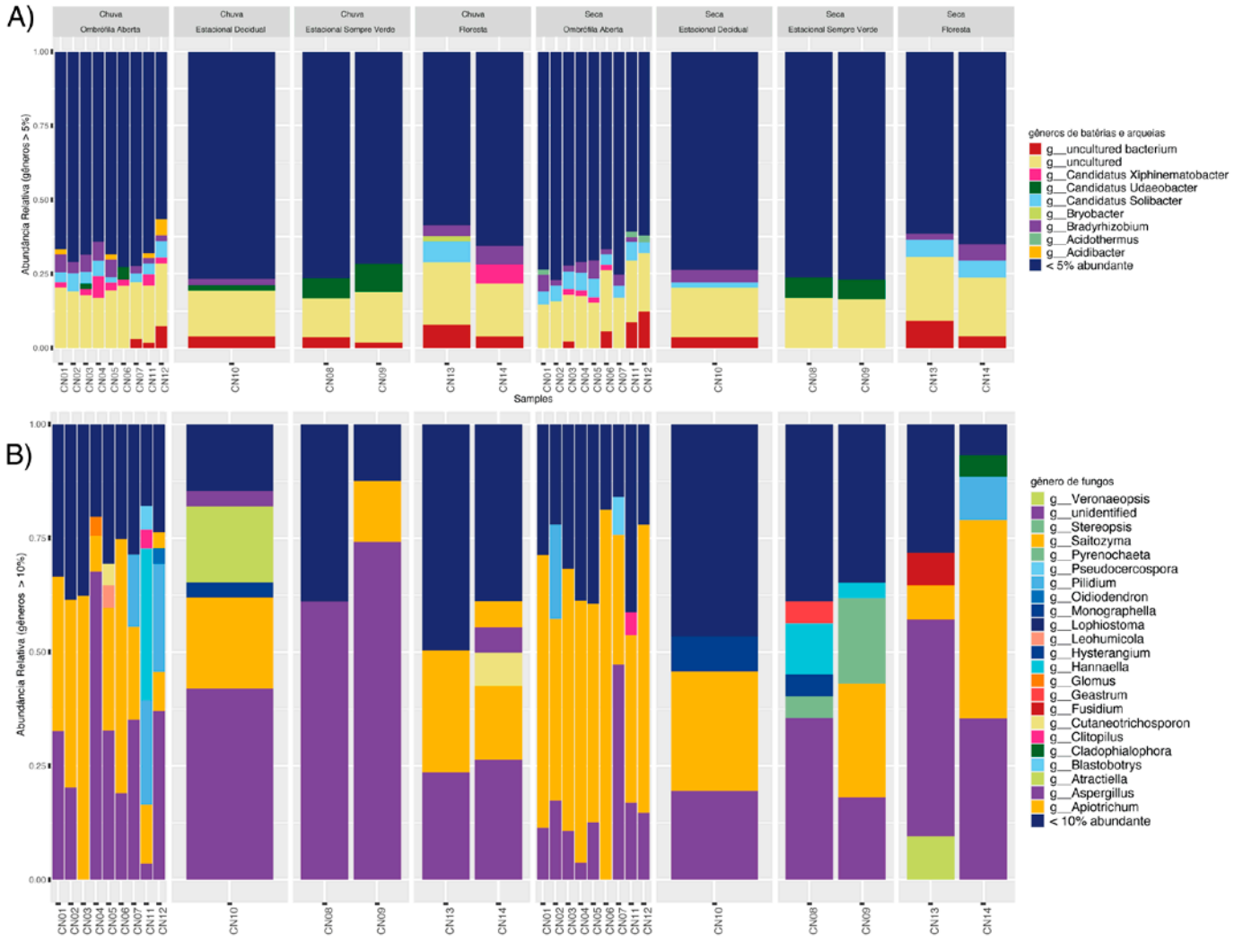


Figura 1. Média da abundância relativa de gêneros microbianos, (A) bactérias e arqueias e (B) fungos, associados às amostras de solo.

microbianas, relacionando a estrutura da comunidade microbiana com processos fisiológicos ativos no ambiente.

A partir das proteínas, é possível obter uma visão taxonômica dos microrganismos mais ativos no ambiente (Figura 2). Foram observados 592 peptídeos distribuídos entre os reinos das bactérias, fungos e arqueias, que compuseram mais de 93% do total de peptídeos identificados. Foi possível observar 46 ordens de bactérias, 5 ordens de fungos e 1 de arqueia. Foram detectados 554 funções únicas, em 190 vias metabólicas.

Ainda que em menor número no metaproteoma do solo, foi possível identificar grupos de fungos importantes à saúde do solo, como os presentes no filo Ascomycota, com várias saprófitas e Helotiales que também formam micorrizas; além do filo Basidiomycota com a subdivisão Agaricomycotina: saprófitas e micorrizas.

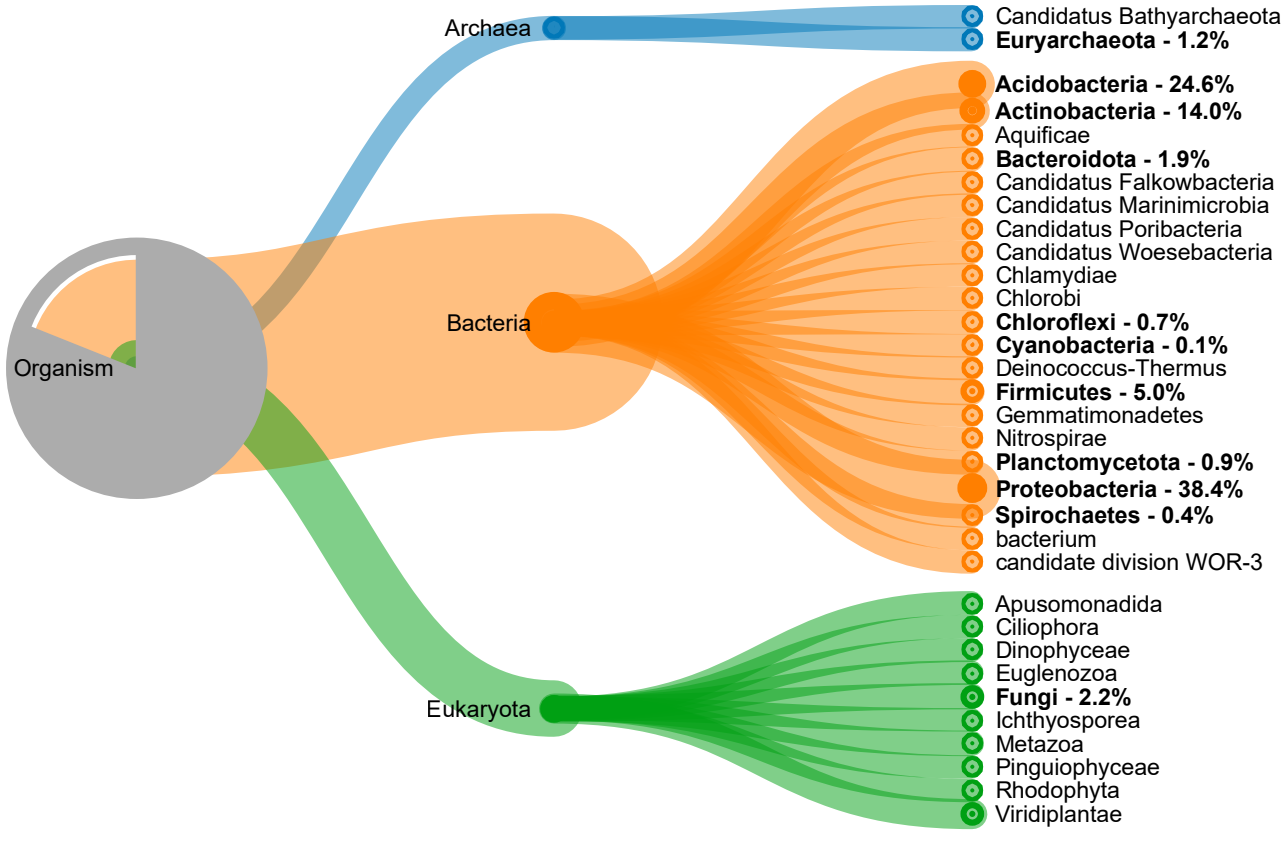


Figura 2. Grupos taxonômicos relacionados aos peptídeos encontrados, juntando todas as parcelas amostradas. A porcentagem indica os grupos de maior abundância relativa no solo.

Fixação de carbono em solo de mata nativa da Amazônia oriental e ciclagem de nutrientes

A conservação de áreas nativas é necessária para a proteção da biodiversidade (Figuras 3 e 4), das funções ecológicas e para evitar maiores perdas de carbono para a atmosfera pelo CO_2. Pouco se conhece sobre os metabolismos de microrganismos de solos da Amazônia brasileira, ainda que por meio do funcionamento molecular desses organismos seja possível observar a fixação de carbono no solo, a mineralização da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes (Bastida et al, 2014). Com o auxílio da diversidade de funções executadas por microrganismos do solo, o ecossistema amazônico mantém sua exuberância mesmo que assentado sob um solo geralmente pobre em nutrientes, como os solos amostrados para este estudo.

A partir da metaproteômica do solo, foi possível observar 13 proteínas envolvidas com a mineralização da matéria orgânica do solo (MOS) (Tabela 1) e 26 proteínas envolvidas com a fixação de carbono no solo.

Tabela 1. Enzimas relacionadas à mineralização da Matéria Orgânica no Solo e seus respectivos substratos alvo.

Proteína (EC number)	Substrato
Chitinase (3.2.1.4)	Quitina
Isocitrate lyase (4.1.3.1)	Ciclo do Glioxilato
Malate synthase (2.3.3.9)	Ciclo do Glioxilato
Laccase (1.10.3.2)	Lignina
Pectate lyase (4.2.2.2)	Pectina
Pectinesterase (3.1.1.11)	Pectina
Alpha-amylase (3.2.1.1)	Amido
Pullulanase (3.2.1.41)	Amido
Cellulase (3.2.1.4)	Celulose
Rhamnogalacturonan endolyase (4.2.2.23)	Pectina
Beta-glucosidase (3.2.1.21)	Celulose
Arabinogalactan endo-beta-1,4-galactanase (3.2.1.89)	Arabinogalactan
Alpha-glucosidase (3.2.1.20)	Oligossacarídeos

Figura 3. Miriápoda (piolho de cobra) sobre a serapilheira no solo da Floresta Nacional de Carajás.

Há, nos solos amostrados, um maior número de proteínas relacionadas ao incremento de carbono no solo do que relacionadas à perda natural de carbono mediante a mineralização da MOS. Isso mostra a importância da manutenção do ecossistema nativo, que protege essas comunidades microbianas da pressão (estresse) antropogênica. Com isso, grupos de bactérias responsáveis pela fixação de carbono como cianobactérias e actinobactérias prosperam e têm grande participação no sequestro de carbono atmosférico.

Ainda que a mineralização da MOS ocorra com a liberação de CO_2 originada da respiração microbiana, um ecossistema protegido, como o observado nas amostras estudadas, reduz o estresse sobre a comunidade microbiana, evitando a maior emissão de CO_2 que seria gerada em um ambiente estressado (Cardoso et al, 2013; Malik et al, 2018). Dessa forma, o balanço de carbono no solo nas áreas estudadas é favorável ao armazenamento. Ademais, em um ecossistema estável, os produtos da mineralização da MOS são mais bem reaproveitados pela microbiota do solo e o carbono é incorporado na biomassa microbiana.

Figura 4. O solo como estrutura para a flora.

Figura 5. Fungos aderidos em substrato em Carajás.

Cabe destacar que foram encontradas enzimas pertencentes às cinco diferentes vias de fixação de carbono em procariotos, a saber: (i) o ciclo redutivo do ácido cítrico; (ii) a via metabólica Wood-Ljungdahl; (iii) a via do 3-hidroxipropionato; (iv) o ciclo hidroxipropionato-hidroxibutirato e (v) o ciclo dicarboxilato-hidroxibutirato (Kanehisa et al, 2022). Isso mostra a diversidade metabólica encontrada nas bactérias dos solos amostrados, onde, por diversas vias ativas, a comunidade de bactérias absorve o CO_2 e o transforma em uma grande variedade de moléculas.

Como exemplo notável de sequestro direto de CO_2 da atmosfera detectado nos solos de floresta amostrados no projeto Capital Natural, podemos observar, dentro da via metabólica Wood-Ljungdahl, a enzima CO desidrogenase (EC 1.2.7.4), que catalisa a redução do CO_2, e a reação subsequente realizada pela enzima Acetil-CoA sintase (EC 2.3.1.169), que combina o CO resultante com um grupo metil, resultando em acetil-CoA.

Essas vias de incorporação de carbono no ambiente, observadas graças à metaproteômica, são majoritariamente desempenhadas por bactérias pertencentes aos filos Proteobacteria (38,4%), Acidobacteria (24,6%), Actinobacteria (14,0%) e Firmicutes (5,0%), além de outros em menor abundância. Contudo, apesar de em menor quantidade, os fungos detectados são extremamente importantes, pois desempenham papel fundamental na decomposição de fontes de carbono complexas e recalcitrantes no solo (Thangarajan et al., 2013), como a lignina e quitina (Tabela 1, Figura 5).

Conclusões

Os microrganismos do solo são essenciais para manutenção dos ecossistemas naturais, especialmente as florestas de Carajás. Atuam na ciclagem de nutrientes e na fixação de carbono, favorecendo a saúde do solo e atuando na mitigação do aquecimento global. Ferramentas moleculares se mostraram poderosas para descrever e interpretar a atividade microbiana no solo e suas relações com os serviços ecossistêmicos da floresta.

Referências

Bastida, F., Hernández, T., García, C., 2014. Metaproteomics of soils from semiarid environment: Functional and phylogenetic information obtained with different protein extraction methods. 101, 31-42. https://doi.org/10.1016/j.jprot.2014.02.006

Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Dos Santos, C.A., Alves, P.R.L., De Paula, A.M., Nakatani, A.S., Pereira, J. M., Nogueira, M.A., 2013. Soil health: Looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? Scientia Agricola, 70, 274-289.

Costa, I.R.C., 2019. Proteômica de solos de quatro fitofisionomias associadas às cangas ferruginosas da Serra dos Carajás. Dissertação. Instituto Tecnológico Vale, Belém-PA.

Gastauer, M., Vera, M.P.O., De Souza, K.P., Pires, E.S., Alves, R., Caldeira, C.F., Ramos, S.J., Oliveira, G., 2019. A metagenomic survey of soil microbial communities along a rehabilitation chronosequence after iron ore mining. 6, 1-10. https://doi.org/10.1038/sdata.2019.8

Kanehisa, M., Furumichi, M., Sato, Y., Kawashima, M., Ishiguro-Watanabe, M., 2022. KEGG for taxonomy-based analysis of pathways and genomes. 51, D587-D592. https://doi.org/10.1093/nar/gkac963

Kroeger, M.E., Delmont, T.O., Eren, A.M., Meyer, K.M., Guo, J., Khan, K., Rodrigues, J.L.M., Bohannan, B.J.M., Tringe, S.G., Borges, C.D., Tiedje, J.M., Tsai, S.M., Nüsslein, K., 2018. New biological insights into how deforestation in amazonia affects soil microbial communities using metagenomics and metagenome-assembled genomes. 9, 1-13. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01635

Malik, A.A., Puissant, J., Buckeridge, K.M., Goodall, T., Jehmlich, N., Chowdhury, S., Griffiths, R.I., 2018. Land use driven change in soil pH affects microbial carbon cycling processes. 9, 3591. https://doi.org/10.1038/s41467-018-05980-1

Mobasseri, M., Hutchinson, M.C., Afshar, F.J., Pedram, M., 2019. New evidence of nematode-endosymbiont bacteria coevolution based on one new and one known dagger nematode species of Xiphinema americanum-group (Nematoda, Longidoridae). 14, e0217506. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217506

Moreira, G.A.M, Vale, H.M.M.V., 2018. Occurrence of yeast species in soils under native and modified vegetation in an iron mining area. 42, e0170375. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20170375

Thangarajan, R., Bolan, N.S., Tian, G., Naidu, R., Kunhikrishnan, A., 2013. Role of organic amendment application on greenhouse gas emission from soil. 465, 72-96. http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.031

Trindade, F.C., Ramos, S.J., Gastauer, M., Saraiva, A.M.M., Caldeira, C.F., Oliveira, G., Da Silva Valadares, R.B., 2020. Metaproteomes reveal increased capacity for stress tolerance of soil microbes in ferruginous tropical rocky outcrops. 81, 150664. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0031405620300536

Willms, I.M., Rudolph, A.Y., Göschel, I., Bolz, S.H., Schneider, D., Penone, C., Poehlein, A., Schöning, I., Nacke, H., 2020. Globally abundant "Candidatus Udaeobacter" benefits from release of antibiotics in soil and potentially performs trace gas scavenging. 5, e00186-00120. https://doi.org/10.1128/mSphere.00186-20

9

O papel da floresta na proteção dos recursos hídricos

Paulo Rógenes Monteiro Pontes, Rosane Barbosa Lopes Cavalcante,
Edivaldo Afonso de Oliveira Serrão

O papel das florestas para os recursos hídricos

As florestas promovem serviços ecossistêmicos relacionados a água, como a regulação climática e da vazão dos rios, a melhoria na qualidade da água, a estabilização do solo e a manutenção da infiltração de água no solo (Brauman et al., 2007). Quando comparada a áreas de pastagem, por exemplo, a maior quantidade de folhas em áreas de floresta retém mais água da chuva nas folhas (interceptação), o que protege o solo e aumenta a quantidade de água que retorna à atmosfera pela evaporação. As raízes mais profundas também permitem a manutenção da retirada de água do solo pelas plantas durante mais tempo. O maior transporte de água para a atmosfera resultante colabora para a regulação do clima local e regional. A maior infiltração da água no solo observada ocasiona menor escoamento pela superfície do solo (escoamento superficial), auxiliando na redução dos picos de cheias de alguns eventos de chuva, na redução da erosão e na melhoria da qualidade da água. Esse conjunto de serviços prestados pela floresta regulando o clima a as vazões dos rios proporciona bem-estar para as pessoas e para a biodiversidade em seu entorno (Figura 1).

A avaliação de serviços ecossistêmicos hidrológicos prestados pela floresta é importante para sua conservação. Para isso podem ser usadas técnicas de modelagem hidrológica, monitoramento em campo e sensoriamento remoto, buscando entender a relação da floresta com a água. Serão apresentados, neste capítulo, resultados de pesquisas do Instituto Tecnológico Vale (ITV) sobre o papel do mosaico de Carajás no ciclo da água da bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas, com foco em regulação climática e regulação de escoamento superficial. Esse mosaico é formado por um conjunto de unidades de conservação, entre elas a Floresta Nacional de Carajás, e é também conhecido como o Complexo de Áreas Protegidas de Carajás.

Qual o efeito do desmatamento no balanço hídrico?

Figura 1. Rio dentro da Floresta Nacional de Carajás (Águas Claras).

Em termos gerais, espera-se como resultado do desmatamento o comportamento descrito por diversos autores e mostrado na Figura 2 (Bosch & Hewlett, 1982, Peel et al., 2010, Zhang et al., 2001, 2017). A figura mostra duas bacias hidrográficas hipotéticas, de mesmo tamanho e submetidas ao mesmo clima, variando apenas o uso do solo. Vegetação de maior porte, como florestas, tendem a interceptar maior volume de chuva na copa das árvores e absorver água de profundidades maiores do solo por meio das raízes. Por outro lado, uma área de pastagem, por exemplo, possui menor capacidade de interceptar água em sua copa e um menor sistema radicular. Logo, numa bacia em que a floresta foi substituída por pastagem, espera-se uma redução da água que retorna para atmosfera pela evaporação diretamente e da água que passou pelas plantas (evapotranspiração), consequentemente, espera-se um aumento na vazão média dos rios. Apesar disso, precipitação e vazão podem ser influenciadas de formas diferentes pelo desmatamento, a depender do tamanho da bacia, da geologia local, do manejo do solo e da compactação do solo (Zhang et al., 2017).

Na Amazônia, um estudo de revisão sobre os efeitos do desmatamento nos processos hidrológicos segue o mesmo padrão (D'Almeida et al., 2007). Os autores realizaram uma revisão, analisando pesquisas que avaliam o desmatamento na Amazônia em escala local (< 10^2 km^2), regional (10^2 – 105 km^2) e em cenários hipotéticos de desmatamento. Em síntese, os resultados apontam que o desmatamento local não consegue afetar a precipitação, mas é possível identificar redução de evapotranspiração e aumento de escoamento. No cenário mais extremo, é esperada a redução drástica da evapotranspiração e precipitação.

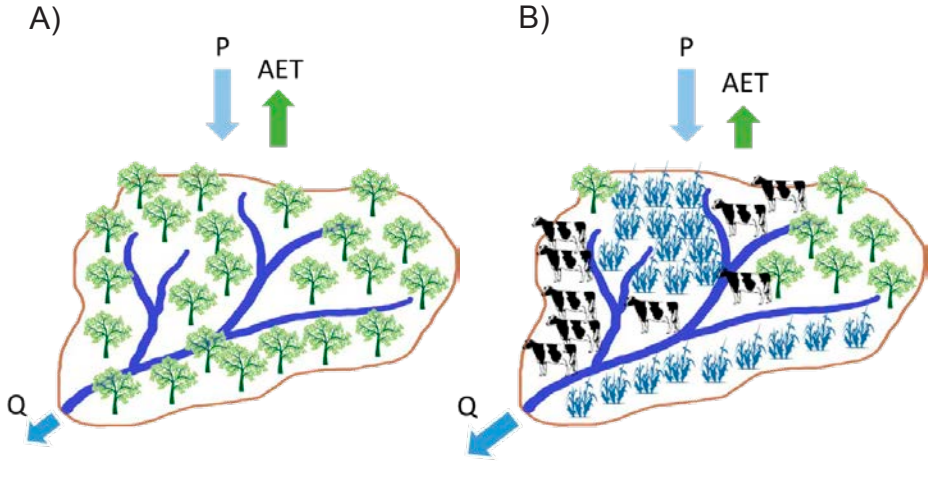


Figura 2. Efeito da mudança da cobertura do solo no balanço hídrico de duas bacias hidrográficas hipotéticas, de acordo com a literatura, onde (A) apresenta maior cobertura do solo e (B) está mais desmatada. (P: precipitação; AET: evapotranspiração; Q: escoamento.)

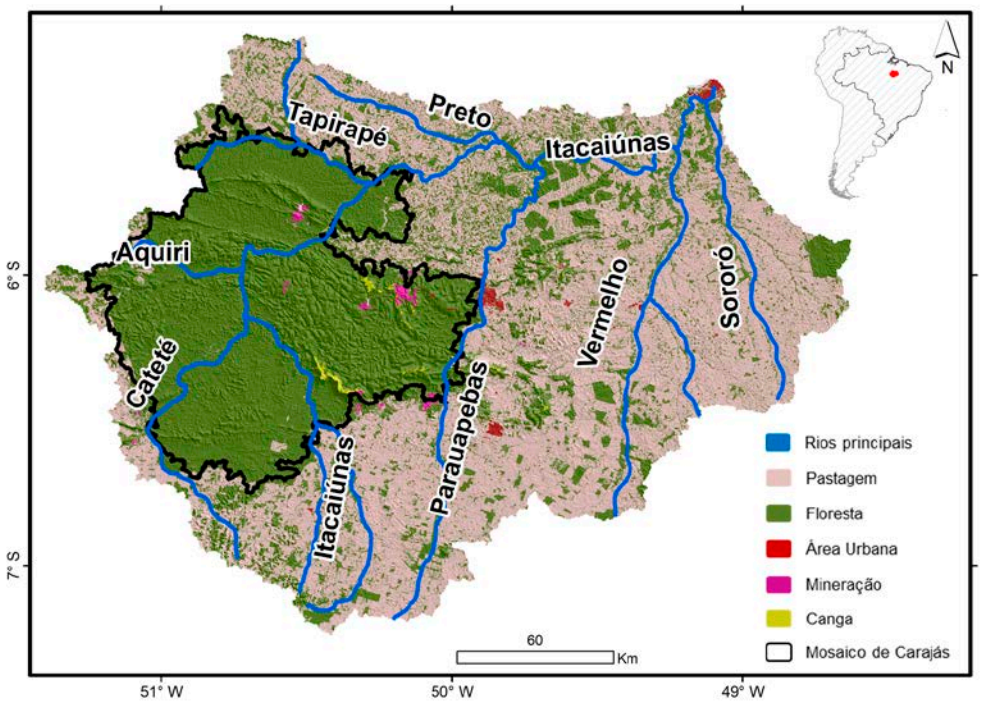


Figura 3. Bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas, seus principais rios e uso e ocupação do solo recente.

Especificamente na bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas (BHRI) (Figura 3), onde está situada a Floresta Nacional de Carajás, o ITV usou o balanço hídrico para entender os processos hidrológicos diante do desmatamento de 1980 até 2016. Nesse período, a cobertura florestal da bacia reduziu de 95% de sua área para 51%. Utilizando diferentes métodos, Cavalcante et al. (2019) mostraram que, no período, como resultado do desmatamento na bacia, a vazão do rio Itacaiúnas medida próxima à foz aumentou, e a evapotranspiração reduziu. O impacto do desmatamento seria ainda maior se o clima não tivesse exercido uma influência no sentido oposto, embora menos relevante.

A modelagem hidrológica como ferramenta para avaliar o papel da floresta nos processos hidrológicos

Uma das formas de realizar a estimativa da evapotranspiração e do escoamento em uma bacia hidrográfica é a partir de modelagem hidrológica. O uso de modelos matemáticos que consigam simular o comportamento real de uma bacia permite gerar dados de períodos para os quais não se dispõe de dados medidos e, assim, analisar cenários hipotéticos.

Para entender a importância das florestas em áreas protegidas dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI), o ITV utilizou o modelo hidrológico

MGB (Modelo de Grandes Bacias). Devido à proximidade e até sobreposições entre áreas protegidas, optou-se por avaliar o efeito de todas as áreas protegidas no entorno da Floresta Nacional de Carajás juntas, o que aqui se chama de Mosaico de Carajás (MoC).

O MGB é um modelo matemático que simula os processos do ciclo hidrológico em uma bacia hidrográfica (Pontes et al., 2019). O primeiro passo para uso do MGB é a definição das características topográficas, de tipo e uso da terra na bacia hidrográfica. Para isso é utilizado um algoritmo para dividir a bacia em unidades menores, chamadas "minibacias". Cada minibacia possui um trecho de rio associado e características físicas (declividade, comprimento, área) e de tipo e uso do solo; a combinação desses dois mapas é chamada de Unidades de Respostas Hidrológicas – URH. São nas URH que ocorrem os cálculos realizados pelo modelo (Figura 4). Nelas, são feitos primeiramente os balanços de energia e de água, com os quais se calculam a interceptação, a evapotranspiração e o volume de água que escoa na superfície, subsuperfície do solo e aquela que atinge os aquíferos. Esses escoamentos são propagados ao longo dos trechos dos rios, resultando em sua vazão.

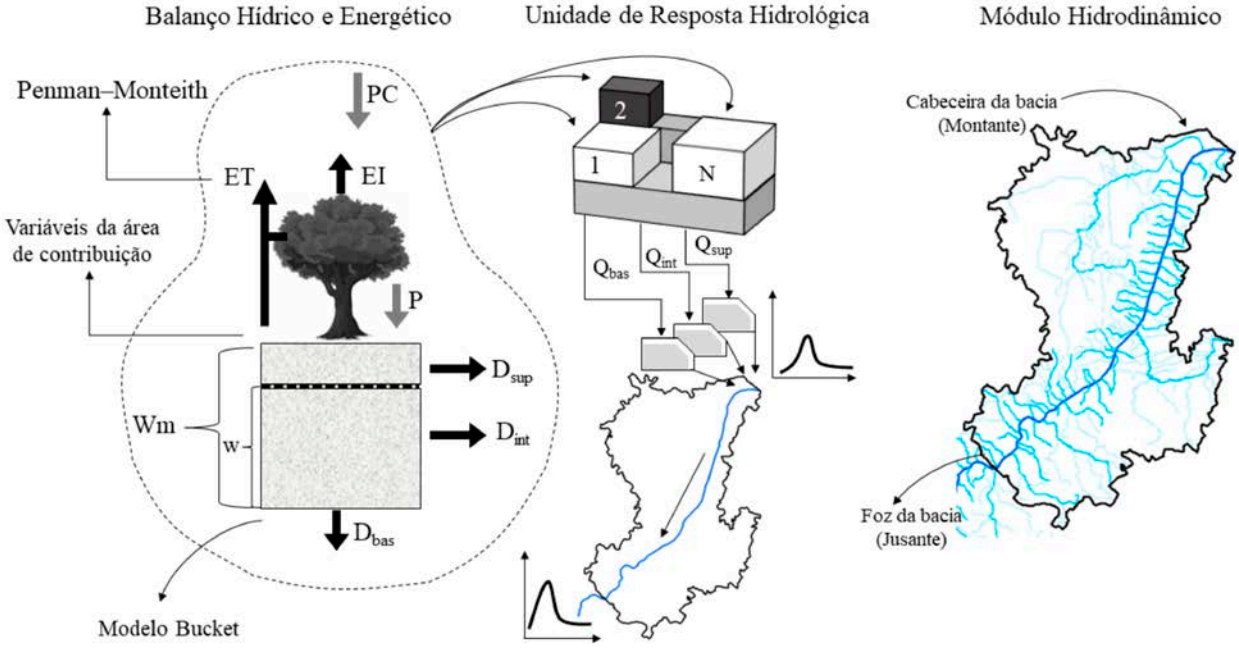


Figura 4. Processos hidrológicos simulados no modelo MGB. Onde, PC é a precipitação que chega na copa das árvores; P é a precipitação descontada das perdas (evapotranspiração); ET é a evaporação da água no solo e transpiração das plantas; EI é a evaporação da água interceptada na copa das árvores; as variáveis D e Q são, respectivamente, os escoamentos e os volumes que são escoados superficialmente (sup), subsuperficialmente (int) e para os aquíferos (sub).

O modelo foi calibrado utilizando-se dados medidos em campo entre 1998 e 2007. Concluiu-se que ele consegue simular satisfatoriamente os processos hidrológicos na bacia. Para a divisão da BHRI em 1.246 minibacias e simulação dos processos hidrológicos, foram usados:

- Modelo Digital de Elevação: Alos World 3D de 30 m de resolução espacial (Takaku et al., 2016).
- Mapa de tipo de solo: Digital Soil Map of the World (https://www.fao.org/soils-portal).
- Cobertura do solo: classificação usando imagens Landsat 5 a 8 (Souza-Filho et al., 2016).
- Dados meteorológicos/climáticos e hidrológicos: Climate Research Unit database; Merge (chuva); Agência Nacional de Águas (dados de vazão).
- Dados de vegetação: altura, índice de área folear, albedo e resistência superficial da vegetação foram obtidos da literatura.

Como resultados, viu-se que a evapotranspiração é maior e o escoamento é menor dentro do Mosaico de Carajás do que nas áreas fora (Figura 5). Isso ocorre, pois as áreas protegidas se encontram predominantemente cobertas com vegetação nativa (Figura 6), enquanto as áreas fora do Mosaico de Carajás foram fortemente desmatadas.

A maior interceptação da água de chuva dentro do Mosaico de Carajás é resultante da interceptação exercida pela copa e da maior transpiração, e é observada em termos de valores médios anuais, valores diários e valores máximos (Tabela 1). Em termos de valores médios anuais, a quantidade de água que retorna para a atmosfera é de 1.005 mm/ano fora do Mosaico (57% da precipitação anual) e de 1.277 mm/ano (72% da precipitação anual) dentro do Mosaico

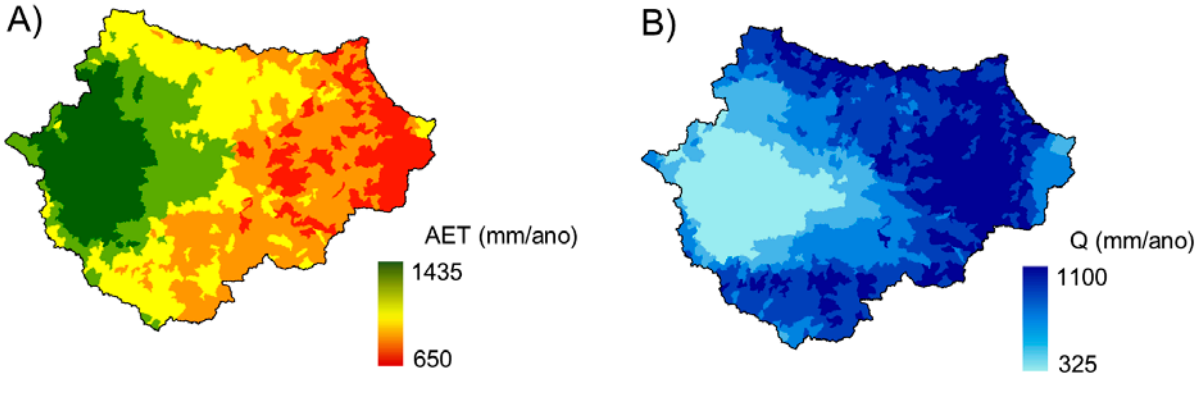


Figura 5. Resultados do modelo MGB. A) Evapotranspiração (AET; soma da EI e ET) e B) escoamento (Q) especializados na BHRI. Parcelas. (EI – Evaporação da água interceptada na copa das árvores; ET – Evaporação da água no solo e transpiração).

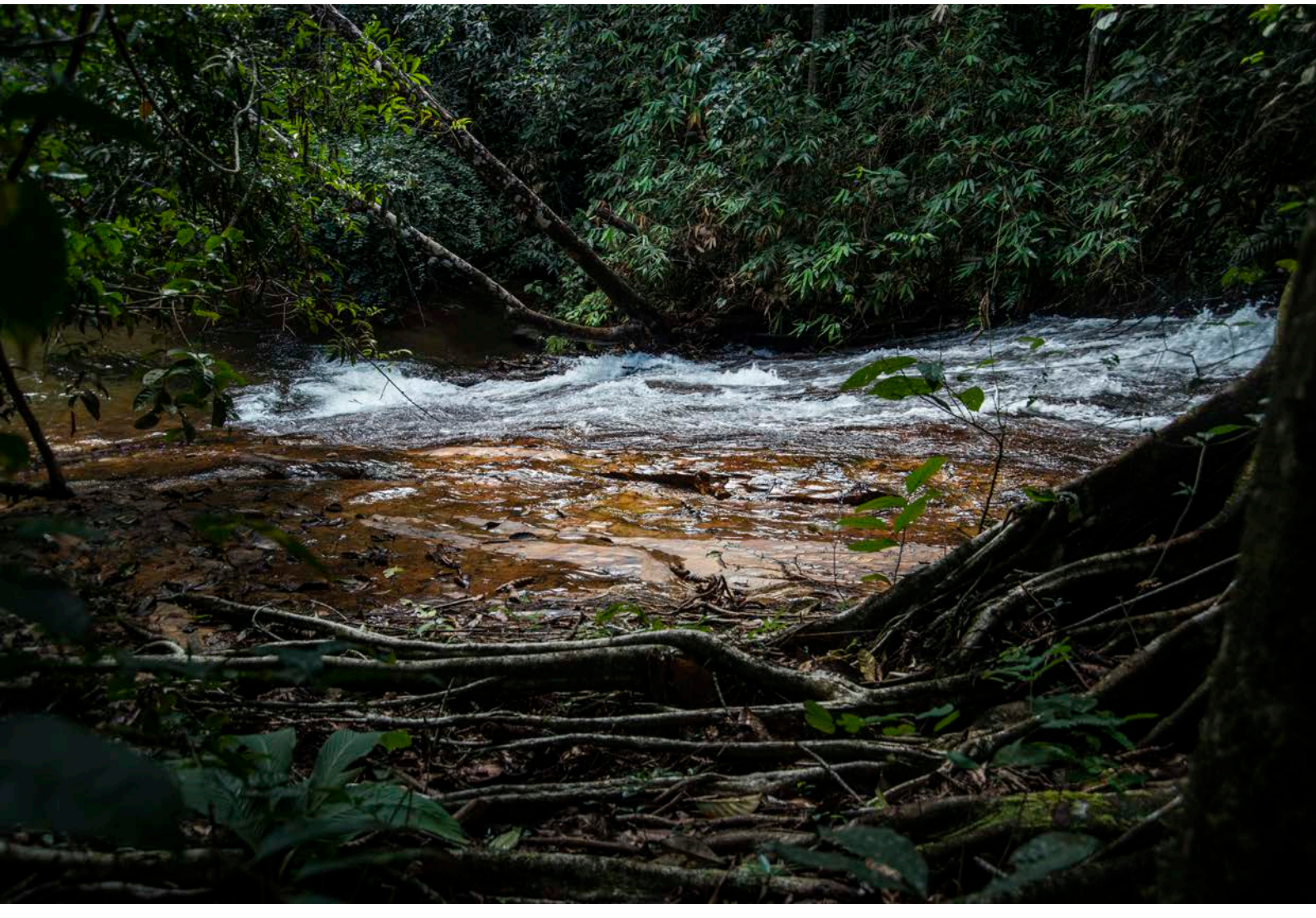


Figura 6. Rio dentro da floresta.

Tabela 1. Evapotranspiração (AET) e suas parcelas (EI – Evaporação da água interceptada na copa das árvores; ET – Evaporação da água no solo e transpiração) calculadas pelo modelo MGB, dentro e fora do Mosaico de Carajás (MoC).

Evapotranspiração e suas parcelas simuladas pelo modelo MGB (mm/dia ou mm/ano)		Média		Máxima	
		Diária	Anual	Diária	Anual
Dentro do MoC	EI+ ET	3.54	1277	6.36	1354
	EI	1.08	383	2.72	446
	ET	2.46	894	3.64	908
Fora do MoC	EI + ET	2.78	1005	4.81	1057
	EI	0.66	236	1.73	263
	ET	2.12	769	3.08	794

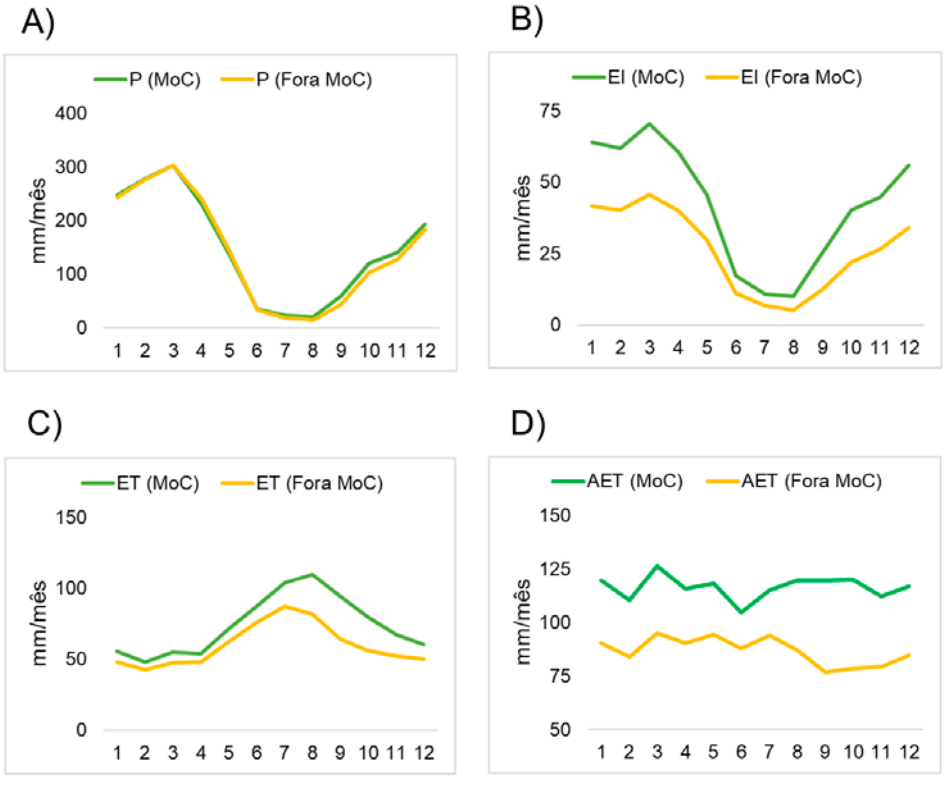


Figura 7: A) Precipitação; B) evaporação da água interceptada; C) evaporação da água no solo e transpiração das plantas; e D) evapotranspiração, dentro e fora do mosaico. (P: precipitação; AET: evapotranspiração; EI: evaporação da água interceptada na copa das árvores; ET: evaporação da água no solo e transpiração das plantas).

Os resultados indicam que cerca de 30% da evapotranspiração no mosaico é oriunda da água interceptada na copa das árvores. O restante é evaporação do solo e transpiração. A interceptação na área de pastagem é inferior, o que é justificado pela redução da copa da vegetação na área desmatada. Essa variável segue o padrão da precipitação, ou seja, quando há uma redução da precipitação, a água interceptada também é reduzida, impactando o valor da evapotranspiração da água interceptada (Figura 7A, B). A interceptação da água pela copa ajuda a proteger o solo do impacto direto das gotas de chuva e reduz a quantidade de chuva que atinge o solo. Devido às altas declividades e à presença de áreas com solo raso observadas dentro do Mosaico de Carajás, essa proteção é muito importante para evitar processos erosivos.

Por outro lado, a evapotranspiração no solo e a transpiração são superiores no período sem chuva, pois há maior disponibilidade de radiação solar e as plantas conseguem retirar água armazenada no solo para manter sua transpiração por grande parte do período de estiagem (Figura 7C). Isso faz com que o total de água que retorna para a atmosfera como vapor de água seja aproximadamente constante ao longo do ano dentro do Mosaico, contribuindo para a manutenção do

Figura 8. Vista aérea do rio Parauapebas no meio da floresta.

clima regional. Nas regiões fora do Mosaico, é observada uma maior redução da evapotranspiração total no período seco (Figura 7D). Essa variação sazonal pode ser vista nas figuras a seguir, na qual são analisadas a chuva e a evapotranspiração (interceptação e solo) dentro do Mosaico de Carajás e fora dessa região.

Considerando a área do Mosaico de Carajás em torno de 12 mil km^2, cerca de 15 km^3 de água são transferidas para a atmosfera anualmente por meio da evapotranspiração, alimentando os rios (Figura 8), reduzindo a temperatura local e contribuindo tanto para o clima local, como para a formação de chuvas em outras regiões do Brasil.

Referências

Bosch, J.M., Hewlett, J.D., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. 55, 3–23. https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90117-2

Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. 32, 67-98. https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758

Cavalcante, R.B.L., Pontes, P.R.M., Souza-Filho, P.W.M., Souza, E.B., 2019. Opposite effects of climate and land use changes on the annual water balance in the Amazon arc of deforestation. 55, 3092-3106. https://doi.org/10.1029/2019wr025083

D'Almeida, C., Vörösmarty, C.J., Hurtt, G.C., Marengo, J.A., Dingman, S.L., Keim, B.D., 2007. The effects of deforestation on the hydrological cycle in Amazonia: a review on scale and resolution. 27, 633-647. https://doi.org/10.1002/joc.1475

Peel, M.C., McMahon, T.A., Finlayson, B.L., 2010. Vegetation impact on mean annual evapotranspiration at a global catchment scale. 46. https://doi.org/10.1029/2009wr008233

Pontes, P.R.M., Cavalcante, R.B.L., Sahoo, P.K., Júnior, R.O. da S., Silva, M.S. da, Dall'Agnol, R., Siqueira, J.O., 2019. The role of protected and deforested areas in the hydrological processes of Itacaiúnas River Basin, eastern Amazonia. 235, 489-499. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.090

Souza-Filho, P.W.M., Souza, E.B. de, Júnior, R.O.S., Nascimento, W.R., Mendonça, B.R.V. de, Guimarães, J.T.F., Dall'Agnol, R., Siqueira, J.O., 2016. Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. 167, 175-184. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.039

Takaku, J., Tadono, T., Tsutsui, K., Ichikawa, M., 2016. Validation of "AW3D" global DSM generated from ALOS PRISM. III-4, 25-31. https://doi.org/10.5194/isprs-annals-iii-4-25-2016

Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. 37, 701-708. https://doi.org/10.1029/2000wr900325

Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Liu, K., Wei, X., Ning, D., Hou, Y., Liu, S., 2017. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. 546, 44-59. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.040

10

Regulação do clima local

Claudia Wanzeler da Costa, Renata Gonçalves Tedeschi, Everaldo Barreiros de Souza

O papel da floresta na regulação do clima local

Os benefícios providos pelas florestas, principalmente as tropicais, para manter o clima no planeta vão muito além de apenas estocar carbono na superfície terrestre. As florestas mantêm a regulação do clima local graças a processos biofísicos inerentes, como a emissão de compostos orgânicos voláteis biogênicos, que servem como aerossóis na atmosfera, os quais refletem a energia solar recebida e formam nuvens (Lawrence et al., 2022).

No contexto global de mudanças climáticas, novos padrões nas variáveis climáticas já são observados e trazem sérios problemas para a sociedade, sendo seus impactos regionais reforçados por mudanças na cobertura da terra. Em regiões tropicais como a Amazônia, por exemplo, esses impactos atuam diretamente na temperatura do ar, evapotranspiração e precipitação, que por sua vez, alteram o ciclo hidrológico (Dias et al., 2015, Souza-Filho et al., 2016). A cobertura da terra está intrinsecamente relacionada ao clima regional, para a qual a literatura científica relata a existência de uma retroalimentação entre o clima e a cobertura vegetal graças a elementos biofísicos como o albedo, as mudanças no calor sensível e no calor latente, na rugosidade da superfície, entre outros (Shukla et al., 1990, Foley et al, 2003, Bagley et al., 2014). Essas alterações, por sua vez, podem causar mudanças na temperatura, na precipitação e na radiação solar que é absorvida pela superfície terrestre. Esse ciclo também pode ocorrer de forma inversa, ou seja, o aquecimento global pode afetar a cobertura vegetal por meio de mudanças na temperatura, na precipitação e na radiação líquida. Mudanças na cobertura vegetal e nas propriedades da superfície podem mudar o clima regional e, no longo prazo, o clima global.

Um estudo prévio (Souza-Filho et al. 2016) investigou as possíveis consequências das mudanças na cobertura e no uso do solo sobre a hidroclimatologia da Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI), localizada no sudeste da Amazônia (Figura 1). Os autores observaram que o atual cenário de uso e cobertura da terra na bacia,

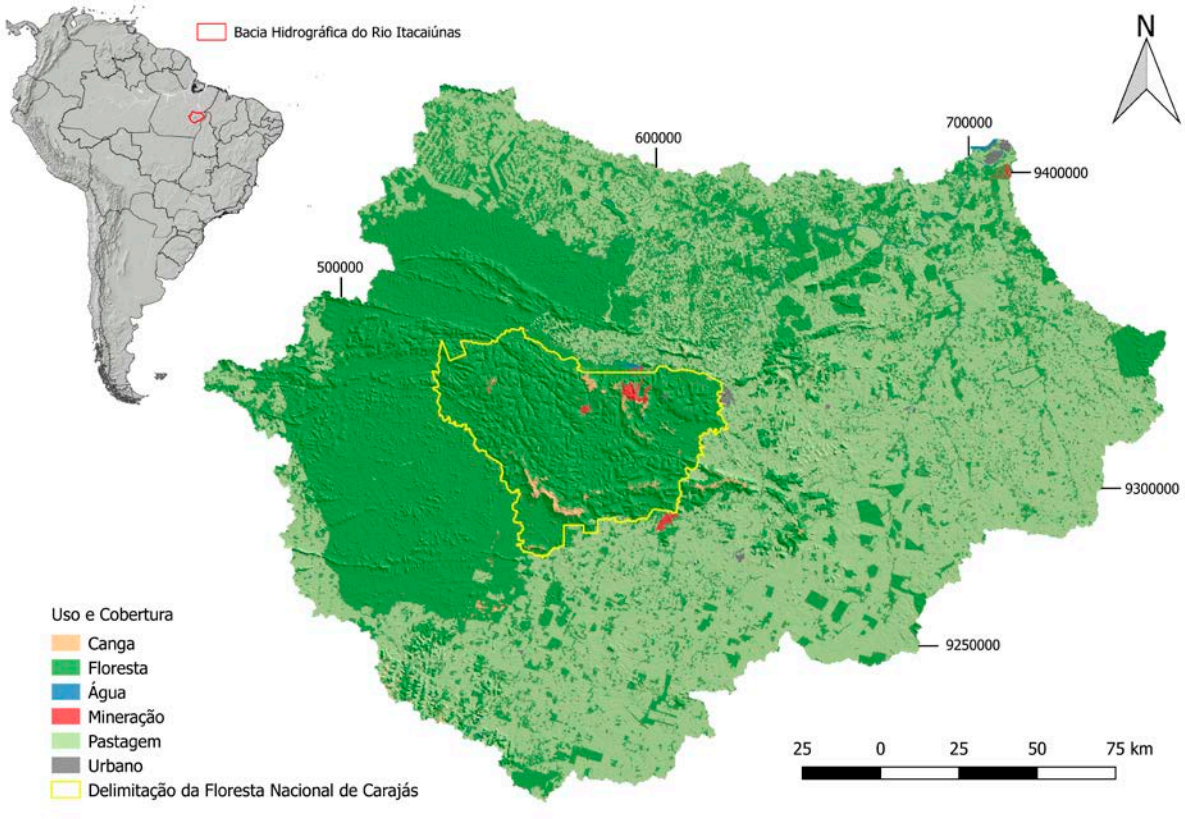


Figura 1. Área de estudo: Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (elaborado por Wilson Nascimento Jr.; dados de 2019).

que perdura desde 2004, é composto pela presença de floresta primária nas áreas protegidas, na porção centro-oeste, enquanto as demais áreas são compostas por pastagens/agricultura/urbanização. De acordo com esse estudo, as transformações na paisagem na BHRI no período de 1973 a 2013 resultaram em mudanças na hidroclimatologia da bacia.

Efeitos das mudanças de cobertura da terra no clima regional da Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI)

Um novo estudo realizado por pesquisadores do Instituto Tecnológico Vale (ITV) em 2022, no contexto do projeto Capital Natural, buscou analisar quais seriam os efeitos de possíveis mudanças na cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas sobre o clima regional, particularmente sobre o balanço de energia e o balanço hídrico. Para tanto, foram realizados os seguintes experimentos sobre a BHRI (Figura 2): [a] um experimento denominado *Controle*, que se refere à manutenção da cobertura florestal atual na região sem modificações; [b] substituição parcial (apenas Floresta Nacional de Carajás) por mosaico do tipo pastagem/floresta e; [c] substituição total da cobertura florestal (todas as áreas protegidas) por mosaico do tipo pastagem/floresta.

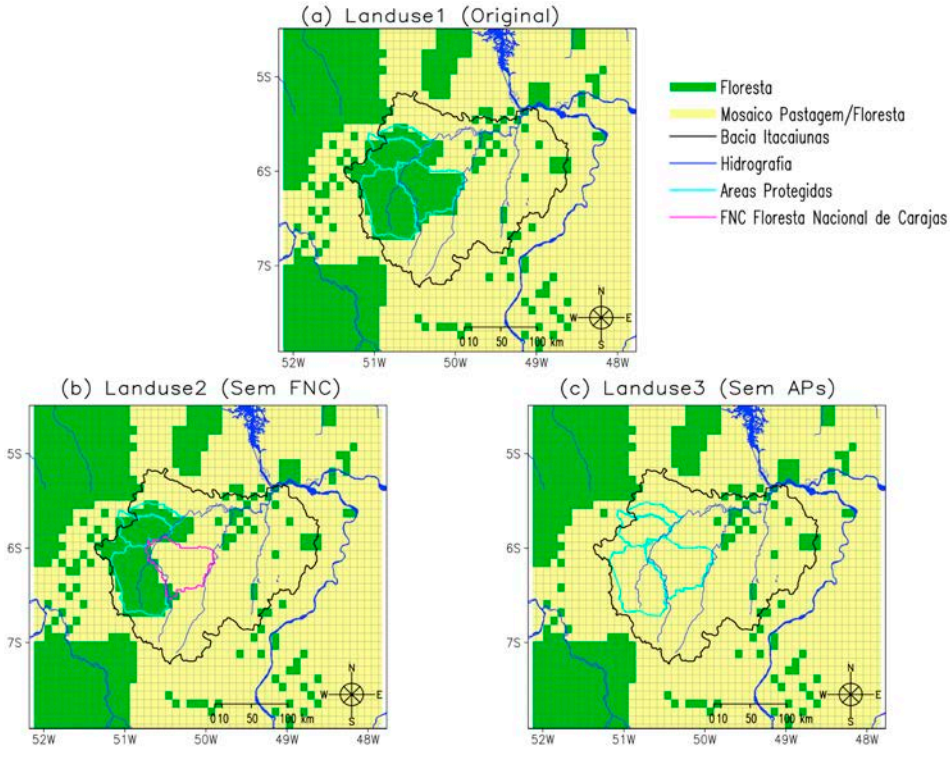


Figura 2. Configurações dos experimentos de alterações da cobertura florestal da Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI) no modelo climático: a) Cobertura atual conforme os mapas recentes do IBGE; b) substituição da floresta por mosaico do tipo pastagem/floresta, considerando-se somente a Floresta Nacional de Carajás (FNC) e; c) substituição de todas as áreas protegidas (APs) na BHRI por mosaico do tipo pastagem/floresta. A resolução da grade do modelo climático utilizado: 0,09º (~10 km).

Os experimentos foram conduzidos com o modelo climático RegCM4, que é a quarta geração do sistema de modelagem climática regional (Giorgi et al. 2012) desenvolvido pelo International Center for Theoretical Physics (ICTP). Para tanto, foram realizadas alterações no esquema de superfície (Biosphere-Atmosphere Transfer Scheme – BATS; Dickinson et al., 1993) do RegCM4, de modo que representassem as diferentes coberturas da terra sobre a BHRI. A investigação sobre quais poderiam ter sido os efeitos no clima regional se a cobertura florestal sobre as áreas protegidas tivesse sido substituída por pastagem foi realizada para o período de 1994 a 2018.

O balanço de energia superficial (Hartmann, 1994) refere-se à quantidade de energia disponível para os processos físicos e o aquecimento do ar. Essa energia é função da energia solar que chega na superfície do planeta, que por sua vez é particionada entre outras formas de calor (watts.m^{-2}), como calor sensível, calor latente e fluxo de calor no solo. O calor latente e o calor sensível estão relacionados à energia liberada ou absorvida na atmosfera, respectivamente. Mudanças de fase de uma determinada substância têm a ver com o calor latente (ex. passagem do estado líquido para o de vapor e vice-versa). Já o calor sensível está relacionado à mudança na temperatura sem que ocorra mudança de fase da substância. Em uma região de

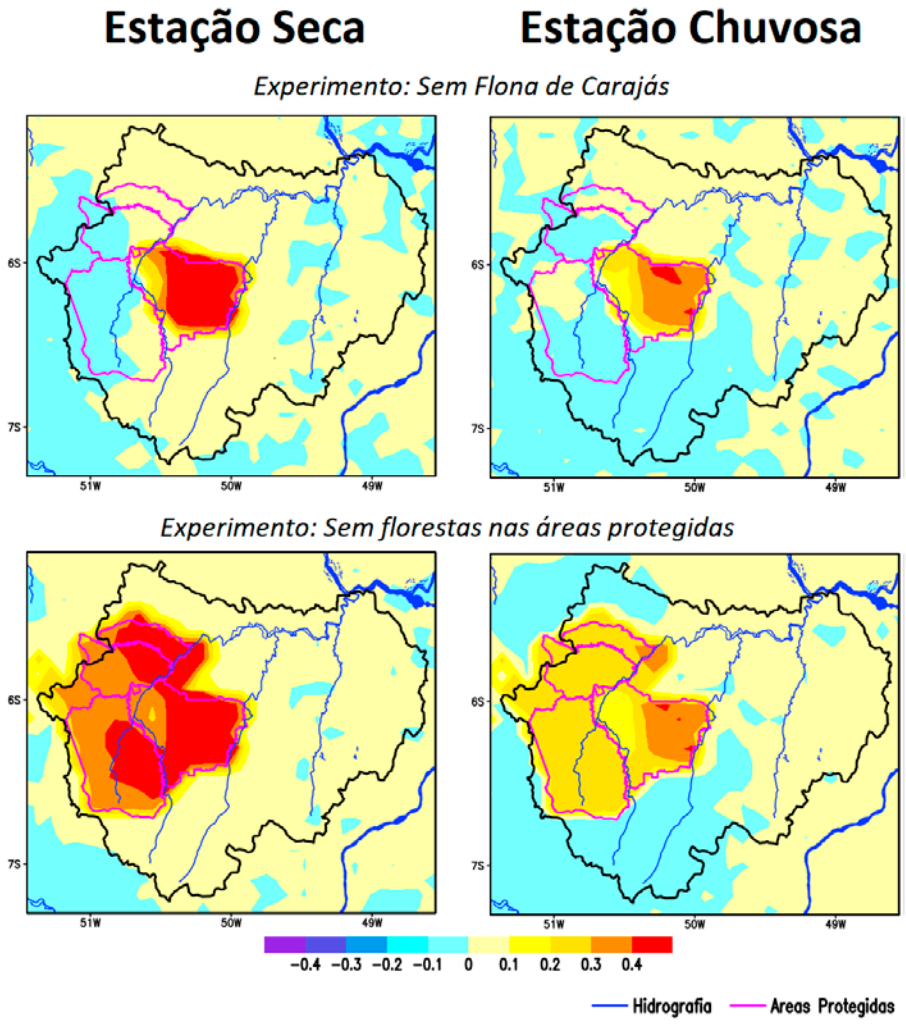


Figura 3. Alterações sazonais na temperatura do ar (em °C) associadas a mudanças na cobertura florestal sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas, considerando-se: mudança parcial – sem a Flona de Carajás (painéis superiores) e mudança total – sem florestas nas áreas protegidas (painéis inferiores). A barra em cores refere-se a alterações na temperatura, sendo que os valores positivos indicam aumento e os negativos, redução.

floresta, o calor latente é maior que o calor sensível. No entanto, quando é retirada a cobertura florestal, há aumento do calor sensível e diminuição do fluxo de calor latente. Esse cenário, favorece o aumento da temperatura do ar localmente.

No balanço hídrico regional, o armazenamento de água na bacia vai depender do aporte de precipitação, da evapotranspiração e da convergência de umidade, a qual provém do transporte da umidade na atmosfera feita pelos ventos (Satyamurty et al., 2013).

As análises dos experimentos demostraram que mudanças na cobertura florestal sobre as áreas protegidas na BHRI alteram as características regionais do balanço de energia, principalmente na estação seca. Essas alterações resultam no aumento da temperatura (valores positivos na legenda da Figura 3) em grande parte da Bacia, principalmente sobre a Flona de Carajás (diferença acima de 0,3ºC), em ambos os

experimentos. Isso ocorre devido à substituição da cobertura florestal por pastagem. O aumento na temperatura do ar próximo à superfície está associado a um aumento do fluxo de calor sensível e a uma diminuição do fluxo de calor latente. Esse resultado está condizente com o encontrado por trabalhos científicos como os de Foley et al. (2003), Von Randow et al. (2004), De Oliveira et al. (2018) entre outros.

De acordo com Llopart et al. (2018) mudanças na vegetação alteram a fotossíntese e impactam a transpiração. A cobertura vegetal rasteira, representada pelo mosaico pastagem nos experimentos, apresenta menor capacidade de transpiração que a floresta, onde menos energia será usada para o processo de evaporação. A energia excedente é usada, então, para aquecer a atmosfera logo acima da superfície, alterando assim, o balanço de energia local.

Quanto aos impactos das mudanças na cobertura florestal na BHRI, as quais foram performadas com o modelo climático no balanço hídrico regional, também

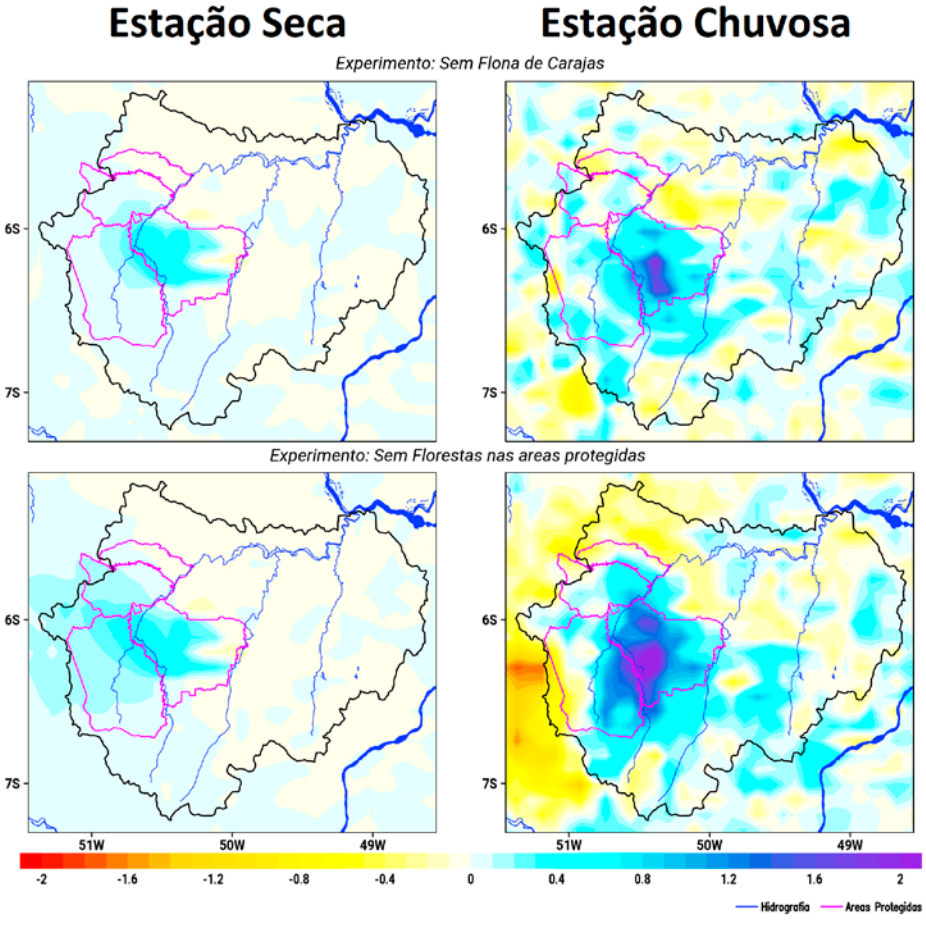


Figura 4. Alterações sazonais na precipitação (em mm/dia) associadas a mudanças na cobertura florestal sobre a Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas, considerando-se mudanças parciais – sem a Flona de Carajás (painéis superiores); e totais – sem florestas nas áreas protegidas (painéis inferiores). Estação seca (mapas à esquerda) e estação chuvosa (à direita). A barra em cores refere-se a alterações na precipitação, sendo que os valores positivos indicam aumento e os negativos, redução.

Figura 5. Neblina cobrindo parte da floresta.

são observadas alterações sobre a precipitação (Figura 4), sendo que o aumento é intenso no regime chuvoso (até 2mm/dia). Esse aumento tem que estar contrabalanceado na equação do balanço hídrico em termos de evapotranspiração (diminuição) e de convergência de umidade, sendo esta última influenciada pelo relevo acentuado observado na região. Isto ocasiona diferenças no fluxo de umidade (transporte de umidade atmosférica pelo vento), alterando, de diferentes formas, a precipitação regional nas estações seca e chuvosa. Isso ocasiona a convergência dessa umidade sobre a área cuja cobertura foi modificada.

De uma forma climatológica, temos um padrão de divergência do vento antes do relevo mais acentuado e de convergência da umidade sobre esta mesma topografia, o que, por sua vez, favorecerá a formação de nuvens e, por conseguinte, a precipitação. Nos experimentos realizados neste estudo do ITV, a retirada da

Figura 6. Sol entre nuvens na floresta.

floresta localizada sobre relevo acentuado (Flona de Carajás), inicialmente, ocasiona um aumento no escoamento (fluxo) do vento e, portanto, da umidade por causa da perda de rugosidade da superfície. Sem a presença da floresta, há diminuição da divergência do vento (que carrega a umidade) antes do relevo acentuado, enquanto a convergência sobre este relevo aumenta, o que refletirá num aumento da precipitação sobre o local.

Conclusão

A partir de experimentos de mudanças na cobertura da terra em áreas florestais protegidas sobre a BHRI – substituição parcial e total da cobertura florestal por

mosaico de pastagem/floresta –, foi possível analisar os efeitos sobre o balanço regional de energia e de água sobre a bacia. Os resultados demonstram que a conversão da cobertura florestal em pastagens causaria alterações no balanço hídrico e energético sobre a BHRI, tanto na estação seca quanto na estação chuvosa. Tais evidências indicam o papel fundamental de áreas protegidas com cobertura florestal no domínio de bacias hidrográficas, como a BHRI, dentro do arco de desmatamento da Amazônia para a regulação climática regional.

As florestas protegidas pelo ICMBio e Vale na BHRI, bem como as ações de recuperação de áreas degradadas, são essenciais para manter a regulação climática regional e mitigar os efeitos do aquecimento global (Figuras 5 e 6). Além disso, garantem a biodiversidade e geram renda para as comunidades próximas ao projeto de mineração, contribuindo para uma indústria de mineração mais sustentável.

Referências

Bagley, J.E., Desai, A.R., Harding, K.J., Snyder, P.K., Foley, J.A., 2014. Drought and deforestation: Has land cover change influenced recent precipitation extremes in the Amazon? 27, 345-361. https://doi.org/10.1175/JCLI-D-12-00369.1

De Oliveira, J.V., Ferreira, D.B.d., Sahoo, P.K. et al., 2018. Differences in precipitation and evapotranspiration between forested and deforested areas in the Amazon rainforest using remote sensing data. 77, 239. https://doi.org/10.1007/s12665-018-7411-9

Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., Neill, C., 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the upper Xingu river Basin, Central Brazil. 4, 108-122. https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010

Dickinson, R.E., Henderson-Sellers, A., Kennedy, P.J., 1993. Biosphere-Atmosphere Transfer Scheme (BATS) version 1E as coupled to the NCAR Community Climate Model. NCAR Technical Report. TN-387+STR, NCAR, Boulder: NCAR, p. 72.

Foley, J.A., Costa, M.H., Delire, C., Ramankutty, N., Snyder, P., 2003. Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. 1, 38-44. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0038:GSHTEC]2.0.CO;2

Giorgi, F. et al., 2012. RegCM4: model description and preliminary tests over multiple CORDEX domains. 52, 7-29. https://doi.org/10.3354/cr01018

Hartmann, D.L., 1994. Global Physical Climatology. Academic Press, New York, NY, USA.

Lawrence, D., Coe, M., Wayne, W., Verchot, L., Vandecar, K., 2022. The unseen effects of deforestation: biophysical effects on climate. 5. https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.756115

Llopart, M., Reboita, M.S., Coppola, E., Giorgi, F., Rocha, R.P., Souza, D.O., 2018. Land Use Change over the Amazon Forest and Its Impact on the Local Climate. 10, 149. https://doi.org/10.3390/w10020149

Makarieva, A.M., Gorshkov, V.G., Sheil, D., Nobre, A.D., Li, B.-L., 2013. Where do winds come from? A new theory on how water vapor condensation influences atmospheric pressure and dynamics. 13, 1039-1056. https://doi.org/10.5194/acp-13-1039-2013

Satyamurty, P., Costa, C.P.W., Manzi, A.O., 2013. Moisture source for the Amazon Basin: a study of contrasting years. 111, 195-209. https://doi.org/10.1007/s00704-012-0637-7

Shukla, J., Nobre, C., Sellers, P., 1990. Amazon deforestation and climate change. Science, 247, 1322-1325. https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.247.4948.1322

Souza-Filho, P.W.M. et al., 2016. Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiunas river watershed, southeastern Amazon. 167, 175-184. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.039

Von Randow, C., Manzi, A.O., Kruijt B. et al., 2004. Comparative measurements and seasonal variations in energy and carbon exchange over forest and pasture in South West Amazonia. Theor. Appl. Climatol., 78, 4-26. https://doi.org/10.1007/s00704-004-0041-z

11

O estoque de carbono na floresta

Rosane Barbosa Lopes Cavalcante, Emily Ane Dionizio, Markus Gastauer, Rafael Gomes Barbosa-Silva, Caroline Oliveira Andrino, Sâmia Nunes

As florestas tropicais como reservatórios de carbono

As plantas removem gás carbônico da atmosfera por meio da fotossíntese e incorporam o carbono em tronco, galhos, folhas e raízes. Cerca de 50% do peso seco (biomassa) de uma árvore corresponde a carbono. O gás carbônico é um importante gás causador do efeito estufa, então esse serviço da natureza tem um papel fundamental em qualquer cenário para mitigar as mudanças climáticas, como apontado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC). Devido à alta densidade de espécies arbóreas, as florestas têm um grande potencial para sequestrar e armazenar carbono, além de diversos benefícios para a biodiversidade e para as comunidades que vivem no entorno.

As áreas de floresta podem vir a fornecer até um terço da mitigação necessária para limitar o aquecimento global, por meio, principalmente, de ações de conservação e reflorestamento (IPCC, 2019), representando uma das opções mais custo-eficientes para este fim. Atualmente, entretanto, as áreas de florestas intactas e em recuperação absorvem tanto carbono quanto é liberado pelas áreas que são desmatadas e degradadas (Mitchard, 2018). Por isso é fundamental manter as florestas em pé.

No Brasil, o desmatamento e a degradação florestal são os principais responsáveis pelas emissões de gases do efeito estufa. Devido a desmatamento e queimadas, o leste da Amazônia, que originalmente dispunha de um grande estoque de carbono, é atualmente uma das principais regiões emissoras. Nesse cenário, áreas públicas protegidas como a Floresta Nacional (Flona) de Carajás apresentam importantes estoques de carbono, entre outros serviços ecossistêmicos, que devem ser preservados.

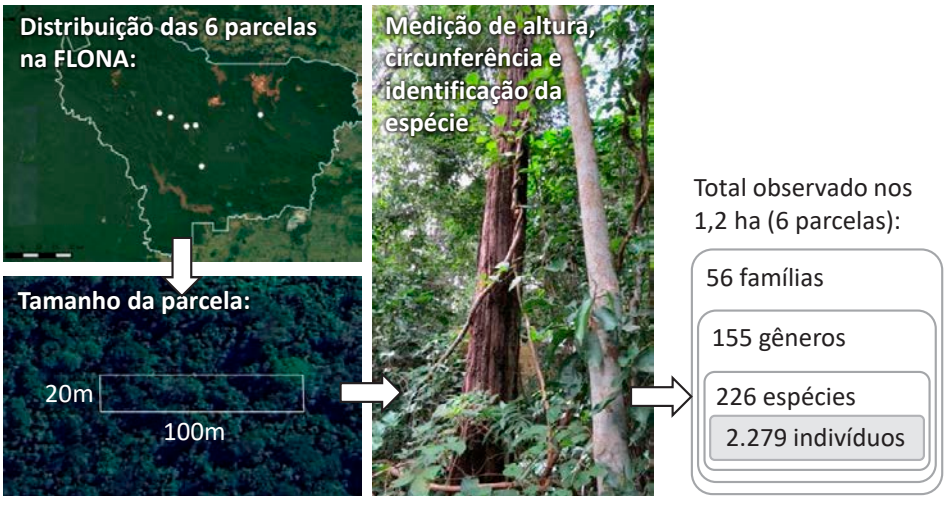


Figura 1. Localização das parcelas florestais inventariadas, desenho amostral utilizado no inventário florestal e total de indivíduos medidos.

Estimando o carbono nas árvores

O estoque de carbono nos sistemas terrestres é usualmente separado entre o carbono presente na forma de matéria orgânica no solo, o presente na serapilheira e na madeira morta, e aquele presente na biomassa viva acima (tronco, galhos e folhas) e abaixo (raízes) do solo (Figura 1). Devido às dificuldades e aos custos de medição, é comum utilizar coeficientes para estimar o carbono nas raízes, na matéria morta e na vegetação de menor porte a partir dos dados de biomassa da parte aérea das árvores maiores.

Para ter o valor exato do estoque de carbono de uma árvore, seria necessário derrubá-la para medir seu peso, ou medir todo seu volume e retirar amostras para medir sua densidade. Os dados obtidos por este método destrutivo são usados para desenvolver equações alométricas, que relacionam o volume ou a biomassa das árvores com algumas variáveis mais facilmente medidas em campo e que não exigem derrubada das árvores, como altura total (H_t) e diâmetro (DAP) ou circunferência (CAP) à altura do peito (aproximadamente 1,3m de altura) (Figura 2).

Em inventários florestais, as medições são usualmente efetuadas em todos os indivíduos com diâmetro (ou circunferência) e altura superior a um valor mínimo em uma determinada área chamada de parcela amostral. O número de parcelas, a localização, o tamanho e o formato da parcela dependem da metodologia e do objetivo do inventário florestal e das características da vegetação local (Figura 3). Embora possam ser utilizados valores médios de densidade da madeira para as espécies de uma região, a identificação da espécie de cada indivíduo arbóreo melhora a estimativa de carbono, além de ser essencial para entender a riqueza e a diversidade das espécies florestais. Outros métodos, baseados em dados de sensores remotos, por exemplo, também são alternativas para estimar os estoques de carbono, mas dependem de dados de campo para calibrá-los ou validá-los.

Figura 2. Medindo o circunferência à altura do peito (CAP).

O carbono na Flona de Carajás

Visando quantificar o estoque de carbono na Flona de Carajás, o Instituto Tecnológico Vale realizou um inventário florestal de seis parcelas sob diferentes formações florestais (Tabela 1). Foram medidas todas as árvores, bambus, lianas e palmeiras presentes nas parcelas com CAP igual ou maior que 10 cm (equivalente a um DAP de 3,18 cm) e suas respectivas H_t. O pequeno diâmetro mínimo utilizado e a identificação de espécies por taxonomistas são um diferencial deste trabalho, permitindo uma melhor análise por espécie.

O estoque de carbono foi inicialmente estimado para a biomassa viva acima do solo (tronco e copa) das espécies florestais. A escolha das equações para estimar a biomassa a partir dos dados de altura e diâmetro foram feitas considerando o tipo da vegetação informado pelas equipes de campo, conforme apresentado

na Tabela 1. Para converter o valor de biomassa em carbono, utilizou-se o coeficiente de 0,47 recomendado pelo IPCC para florestas tropicais.

Figura 3. Flora da Floresta Nacional de Carajás, com destaque para a presença de lianas.

Tabela 1. Equação alométrica e toneladas de carbono na biomassa viva acima do solo estimado para as seis parcelas na Flona de Carajás.

Tipo de vegetação	Equação alométrica*	Número de parcelas	Carbono na biomassa viva acima do solo (t-C/ha)
Floresta estacional semidecidual	Scolforo, 2008	1	41,4
Floresta ombrófila aberta com presença de bambus	Chave et al., 2014, e densidade do Global Wood Database	1	112,4
Floresta ombrófila aberta	Chave et al., 2014, e densidade do Global Wood Database	4	Média de 182,5 (141,9 a 228,3)

* As equações de Goodman et al. (2013), Gehring et al. (2004) e Mognon et al. (2017) foram utilizadas para calcular a biomassa de palmeiras, lianas e bambus.

O estoque de carbono médio na parte aérea da vegetação foi de 173 toneladas de carbono por hectare (t-C/ha). O valor observado para floresta estacional semidecidual foi inferior ao valor médio utilizado no inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. Por outro lado, o valor obtido para floresta ombrófila aberta foi superior, enfatizando a importância de dados locais.

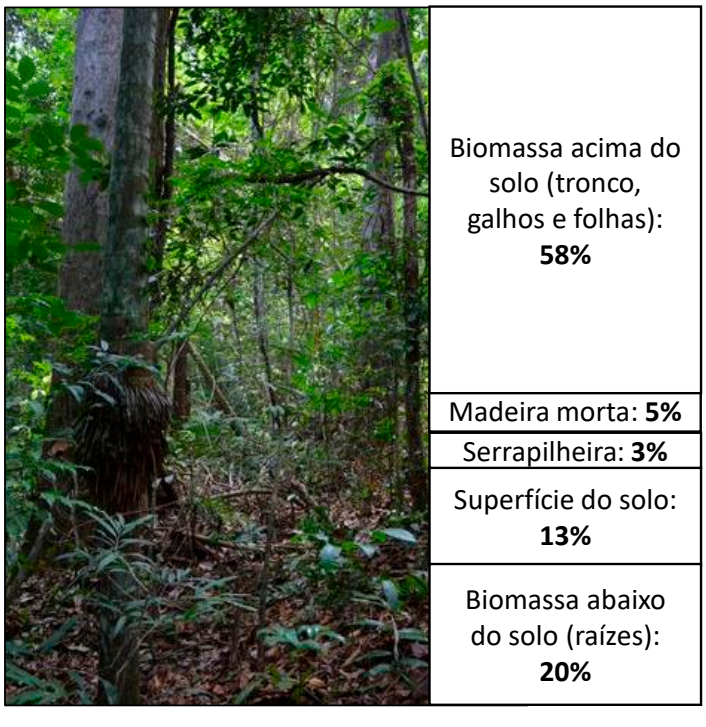


Figura 4. Distribuição média dos estoques de carbono por compartimento florestal estimada para as parcelas de floresta ombrófila aberta da Flona de Carajás.

Para a floresta ombrófila aberta, o carbono estocado nas raízes, serapilheira e madeira morta corresponde a cerca de 35%, 5% e 8% do carbono observado na parte aérea da vegetação, respectivamente (MCTI 2020). Na Flona, o carbono orgânico na camada superficial do solo (0 a 20 cm) representa 22% do observado na parte aérea da vegetação (valores reportados no Capítulo 11 para as mesmas parcelas). Considerando estes valores, o estoque de carbono total para as parcelas inventariadas atinge 312 t-C/ha. Isso significa que há mais de 1.100 toneladas de CO_2 equivalente em um hectare desse tipo de floresta, valor semelhante ao emitido por 247 carros dirigidos por um ano (valores estimados usando a calculadora disponível em https://www.epa.gov/energy/greenhouse-gas-equivalencies-calculator). A distribuição por compartimentos é apresentada na Figura 4.

O papel das grandes árvores

As grandes árvores são parte essencial do ecossistema florestal: armazenam enormes quantidades de carbono, fornecem importantes habitats para os animais, são suporte para plantas epífitas e regulam as árvores abaixo da sua copa pelo sombreamento e pela queda de matéria orgânica. Elas levam décadas ou séculos para atingir seu tamanho máximo, tornando os ecossistemas das florestas primárias e secundárias maduras únicos. Entretanto, estão se tornando cada vez mais raras devido ao desmatamento e à degradação florestal.

Nas medições realizadas na Flona de Carajás, o DAP médio foi de 10,82, variando entre 3,18 e 200,22 cm, com altura média de 9,88, variando de 2 a 42 m. As árvores mais finas (DAP < 10cm) equivalem a apenas 4% do estoque de carbono (variando entre 2% e 10% nas parcelas), mas a 72% do número de árvores. As oito árvores com DAP >= 100 cm correspondem a menos de 1% dos indivíduos medidos em todas as parcelas, mas representam 33% do estoque de carbono (Figura 5).

A espécie que apresentou o maior estoque de carbono foi a *Erisma uncinatum* Warm. (cinzeiro) (Figura 6). Os 14 indivíduos identificados desta espécie na área inventariada totalizaram 43 t-C, correspondente a 21% da biomassa total. Em seguida,

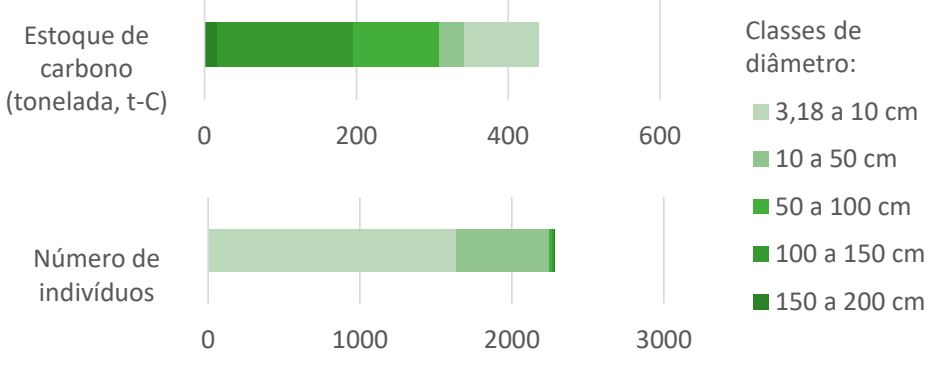


Figura 5. Número de indivíduos e estoque de carbono (t-C) nas seis parcelas por classe diamétrica.

Figura 6. Árvore de *Erisma uncinatum* (cinzeiro) em flor, com detalhes dos ramos no topo da copa na imagem superior à esquerda. Na imagem inferior, estão destacadas as flores da árvore, e à direita, os frutos.

aparecem as espécies *Marlimorimia psilostachya* (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon (timborana) (Figura 7) e a *Bertholletia excelsa* Bonpl. (castanheira) (Figura 8) com cerca de 27 t-C e 17 t-C. A castanheira é uma espécie avaliada segundo critérios da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e incluída na categoria de ameaça "vulnerável"; também está listada na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção do Ministério do Meio Ambiente (Portaria MMA n. 148).

Figura 7. No canto superior esquerdo da imagem, temos a copa da árvore *Marlimorimia psilostachya* (timborana). No canto superior direito, podemos observar indivíduos jovens da mesma espécie. Na imagem inferior esquerda, há uma inflorescência, e à direita, ramos com frutos pêndulos da árvore.

Em magnitude, podemos dizer que a perda de uma única árvore de cinzeiro, com DAP = 200 cm e H_t = 30m, corresponderia a emissão de 58 toneladas de CO_2eq, correspondendo a queima de 25 mil litros de gasolina (Tabela 2). A relação entre ocorrência de espécies e estoque de carbono é dinâmica, dependendo de fatores intrínsecos às espécies, como taxa de mortalidade e crescimento, e de fatores extrínsecos, como clima, dispersão de sementes e fertilidade dos solos. Por

Figura 8. Árvore de *Bertholletia excelsa* (castanheira) no meio do pasto à esquerda; fruto com sementes da castanheira à direita e, abaixo, um detalhe da flor.

exemplo, a queda de uma grande árvore ocasiona (Figura 9), temporariamente, uma grande redução no estoque de carbono da biomassa viva de uma parcela, mas abre espaço para início de uma sucessão ecológica com o aumento do número de plantas pioneiras dependentes de luz direta, com consequente alteração de carbono estocado.

Figura 9. Árvore de grande porte na Floresta Nacional de Carajás.

Tabela 2. As cinco árvores com maiores estoques de carbono (C) estimado e suas características: espécie, diâmetro a altura do peito (DAP), altura total (H_t) e densidade da madeira (D).

Ordem	Espécie	DAP (cm)	H_t (m)	D (kg/m³)	C (t-C)
1	*Erisma uncinatum* Warm.	200,2	30	0,57	15,7
2	*Bertholletia excelsa* Bonpl.	139,1	38	0,62	10,6
3	*Marlimorimia psilostachya* (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon	125,0	40	0,64	9,4
4	*Marlimorimia psilostachya* (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon	132,7	35	0,64	9,2
5	*Marlimorimia psilostachya* (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon	110,8	42	0,64	7,7

Recomendações para melhorar a estimativa do estoque de carbono na Flona de Carajás

Proteger ecossistemas com alto teor de carbono e biodiversidade é uma parte importante de uma abordagem abrangente para mitigação das mudanças climáticas, e são demandados investimentos para efetivar sua proteção. O estoque de carbono na Flona de Carajás mostrou-se concentrado nas grandes árvores, mas o sub-bosque, onde vivem as pequenas árvores, é mais biodiverso e, devido ao seu crescimento mais lento, pode ter papel importante para a estabilidade do carbono estocado e para a remoção de carbono. Por isso é necessário balancear o esforço amostral, considerando tanto a importância dos indivíduos para fins de estimativa de carbono como seu papel para a biodiversidade da floresta.

Acreditamos que, em um futuro próximo, o estudo das estimativas de carbono e biomassa acima do solo na Flona, sejam associados a modernas abordagens utilizando drones com LIDAR, que buscam otimizar esforços e tornam mais rápida e altamente numerosa a coleta de dados. Dados de campo continuarão essenciais para validar essas abordagens e devem ser aprimorados com o desenvolvimento de equações alométricas específicas para a região e para as maiores árvores, sendo preciso aumentar o número de parcelas medidas para melhorar a representação da variação da vegetação. Além disso, é primordial tornar periódicos e de longa duração esses estudos visando um crescente entendimento do carbono na floresta com o objetivo de valorizar seu capital natural.

É um desafio compreender o quanto regiões tão diversas de plantas lenhosas como é Carajás, com diversas fitofisionomias florestais em uma mesma unidade de conservação, contribuem para o sequestro de carbono. Entretanto, estamos no caminho para entender essa dinâmica florestal.

Referências

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B., Vieilledent, G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. 20, 3177-3190. https://doi.org/10.1111/gcb.12629

Gehring, C., Park, S., Denich, M., 2004. Liana allometric biomass equations for Amazonian primary and secondary forest. 195, 69-83. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.054

Goodman, R.C., Phillips, O.L., Torres, D. C., Freitas, L., Cortese, S.T., Monteagudo, A., Baker, T.R., 2013. Amazon palm biomass and allometry. 315, 994-1004. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2013.09.045

IPCC. 2019. Summary for Policymakers – Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial. https://doi.org/10.1017/9781009157988.001

MCTI. 2020. Quarto inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa – Relatórios de referência: setor uso da terra, mudança do uso da terra e florestas.

Mitchard, E.T.A, 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. 559, 527-534. https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2

Mognon, F., Sanquetta, C.R., Corte, A.P.D, Rodrigues, A.L., Sanquetta, M.N.I., 2017. Bambu, uma alternativa para o sequestro de carbono. In Wiedman, G., Drumond, P., Patricia Maria Drumond, C. P. A. F., Wiedman, G. Bambus no Brasil: da biologia à tecnologia, 229-243. Instituto Ciência Hoje, Rio de Janeiro.

Scolforo, J.R., 2008. Inventário florestal de Minas Gerais: equações de volume, peso de matéria seca e carbono para diferentes fisionomias da flora nativa. Editora Ufla, Lavras.

12

Estoque de carbono e a qualidade do solo

Wendel Valter da Silveira Pereira, Paula Godinho Ribeiro, Gabriel Caixeta Martins, Rafael Borges Valadares, José Augusto Bitencourt, Silvio Ramos

O carbono no solo

Os solos representam o maior reservatório de carbono (C) dos ecossistemas terrestres, principalmente os solos de florestas tropicais (Sayer et al., 2021). Os solos da floresta tropical amazônica, por exemplo, absorvem cerca de 25% do carbono terrestre anualmente (Damian et al., 2021). Devido à grande quantidade desse gás retido nos solos, pequenas perdas podem causar fortes impactos na sua concentração na atmosfera. Essas perdas são controladas principalmente por fatores climáticos, como temperatura e umidade, pelas características do solo, como os teores de argila e mineralogia, e pelas ações antrópicas que modificam a paisagem.

O carbono no solo pode ser encontrado nas formas inorgânica e orgânica. O carbono inorgânico compreende carbonatos e bicarbonatos resultantes do intemperismo do material de origem e de processos do solo, enquanto o orgânico resulta da decomposição de resíduos orgânicos e de subprodutos da ação microbiana (Kim et al., 2021). Dependendo do ambiente, o carbono orgânico pode ter menor tempo de residência no solo quando comparado ao inorgânico, e é amplamente usado como indicador de qualidade em resposta aos impactos do manejo nos ecossistemas.

O carbono orgânico pode ser encontrado em formas ativas (lábeis) e passivas (recalcitrantes) no ambiente. As frações ativas são a principal fonte natural de nutrientes do solo, compostas por raízes de plantas, microrganismos e derivados, e substâncias não húmicas que têm decomposição rápida e maior sensibilidade às variações de manejo. As frações passivas, por sua vez, têm maior tempo de residência no ambiente em função de uma série de compostos que aumentam a resistência contra a decomposição, representando um reservatório estável de carbono no solo.

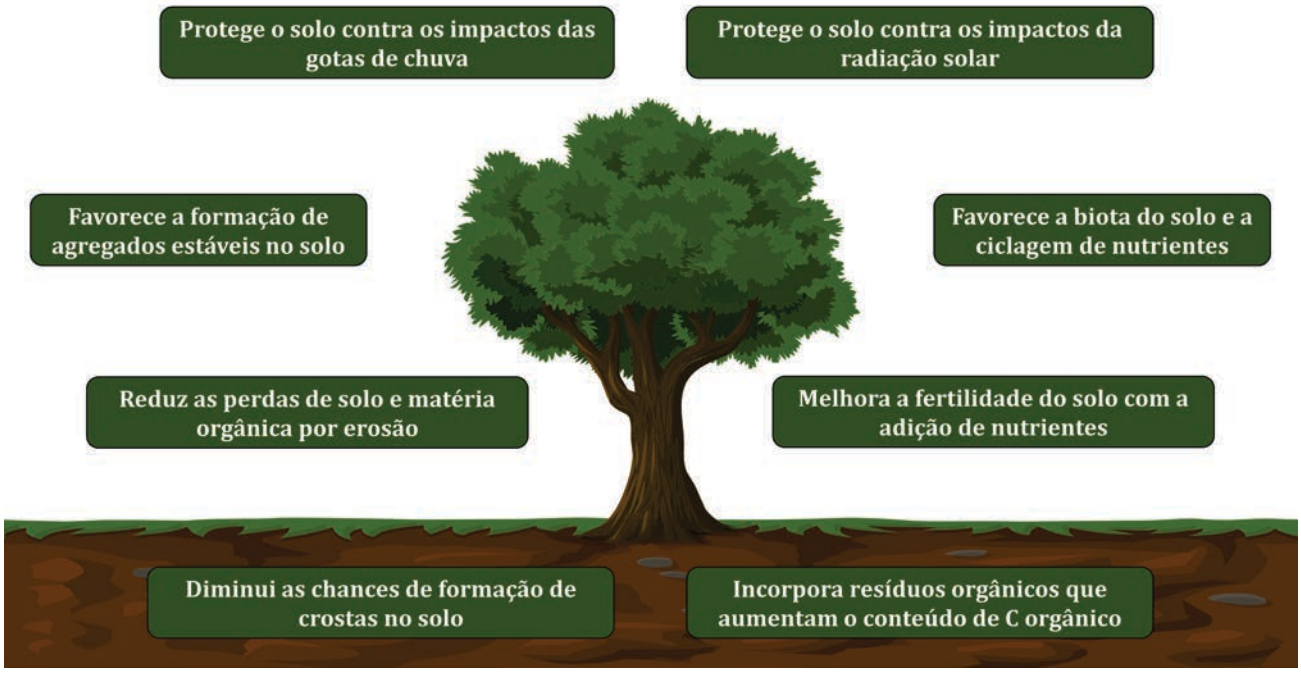


Figura 1. Importância da cobertura vegetal para a qualidade do solo.

O carbono no solo e a cobertura vegetal

A cobertura vegetal contribui para a incorporação de materiais que constituem fontes importantes de matéria orgânica e carbono orgânico para o solo. A associação entre matéria orgânica e partículas minerais promove a formação de agregados que são primordiais para reduzir as perdas de solo. As perdas de carbono orgânico ocorrem principalmente com a desorganização da estrutura do solo, geralmente em áreas desprotegidas e por erosão.

Mudanças na cobertura vegetal podem modificar a estabilidade dos estoques de carbono do solo e contribuir com o avanço das mudanças climáticas. A conversão de áreas naturais em áreas agrícolas, por exemplo, acelera a taxa de mineralização da matéria orgânica e reduz significativamente os níveis de carbono no solo. Estima-se que a conversão de florestas tropicais em áreas agrícolas cause a perda de mais de 75% do conteúdo de carbono orgânico do solo (Lal, 2004). Portanto, a manutenção da cobertura vegetal é determinante para mitigar as perdas de carbono e manter ou melhorar a fertilidade do solo (Figura 1).

Em regiões tropicais, como na Amazônia, as fortes chuvas e altas temperaturas favorecem as perdas de solo e matéria orgânica por erosão, bem como a decomposição acelerada dos resíduos orgânicos. Nelas, a manutenção da cobertura vegetal é fundamental para a mitigação dos impactos das gotas de chuva, redução da velocidade de escoamento da água e diminuição da incidência de radiação solar, que favorecem a proteção do solo e, consequentemente, do carbono presente no solo.

O carbono e a qualidade do solo

O carbono orgânico tem diversas funções no solo, afetando suas propriedades químicas, físicas e biológicas. A capacidade de troca catiônica (CTC) é uma das principais propriedades químicas por ele influenciadas, especialmente na Amazônia, cujos solos têm predominância de areia e argilas de baixa atividade. Essa propriedade é determinante para a fertilidade do solo, pois contribui com a retenção de nutrientes catiônicos. Devido a essa capacidade, o carbono orgânico também tem potencial de mitigar os impactos de elementos potencialmente tóxicos, pesticidas e herbicidas, reduzindo a biodisponibilidade e a lixiviação desses contaminantes. Além da CTC, o carbono orgânico também aumenta o poder tampão do solo (Figura 2).

Diversas propriedades físicas do solo são favorecidas pelo carbono orgânico, principalmente a formação e a estabilidade dos agregados, que melhoram a estrutura, aumentam a infiltração e a retenção da água, e reduzem a susceptibilidade do solo ao processo erosivo. Solos com melhor agregação também têm menor densidade, maior aeração e são menos susceptíveis à formação de crostas e de camadas compactadas, o que favorece o desenvolvimento das raízes das plantas (Figura 3) e impulsiona a atividade microbiana (Nziguheba et al., 2015).

O carbono orgânico afeta positivamente várias propriedades biológicas do solo, incluindo a atividade dos microrganismos e da fauna ali presentes. Ele é fonte de energia para os microrganismos que atuam na decomposição dos resíduos orgânicos, o que é fundamental para a ciclagem de nutrientes. Vários organismos o utilizam e atuam no revolvimento do solo e na redistribuição de nutrientes, bem como na agregação e formação de galerias que melhoram a aeração. Além disso,

Figura 2. Efeitos do carbono orgânico na qualidade do solo.

Figura 3. Emaranhado de raízes sobre o solo da floresta.

organismos patogênicos são regulados por níveis adequados de carbono orgânico no solo em função do crescimento da população de organismos saprofíticos (Obalum et al., 2017).

Quantificação dos estoques de carbono do solo

Existem diversos métodos *ex situ* e *in situ* para a determinação da concentração de carbono orgânico do solo. Os métodos *ex situ* por via úmida incluem a oxidação da matéria orgânica do solo com dicromato de potássio, ácido sulfúrico e ácido fosfórico, e quantificação do CO_2 liberado por gravimetria, titulometria e manometria. Os métodos *ex situ* por via seca compreendem a perda de massa por ignição; neles as amostras são aquecidas em mufla à temperatura de 430 ºC e o carbono é quantificado por gravimetria. Pode ser feito o uso, também, de analisador automatizado de carbono, que é um método simples, rápido e preciso, mas é mais oneroso que os demais.

Sensores proximais são utilizados para a predição *in situ* do carbono do solo. Um exemplo é a espectroscopia na região do visível e do infravermelho próximo, que representa uma ferramenta confiável e de precisão similar às medições de laboratório (Biney et al., 2022). Além disso, técnicas de fluorescência de raios-X portátil e de sensoriamento remoto, isoladamente ou combinadas com espectroscopia, também vêm sendo usadas na predição do carbono no solo (Greenberg et al., 2023).

Os estoques de carbono são normalmente estimados usando a fórmula $EC = C \times DS \times P$, em que EC é o estoque de carbono (Mg ha^{-1}), C é a concentração de carbono

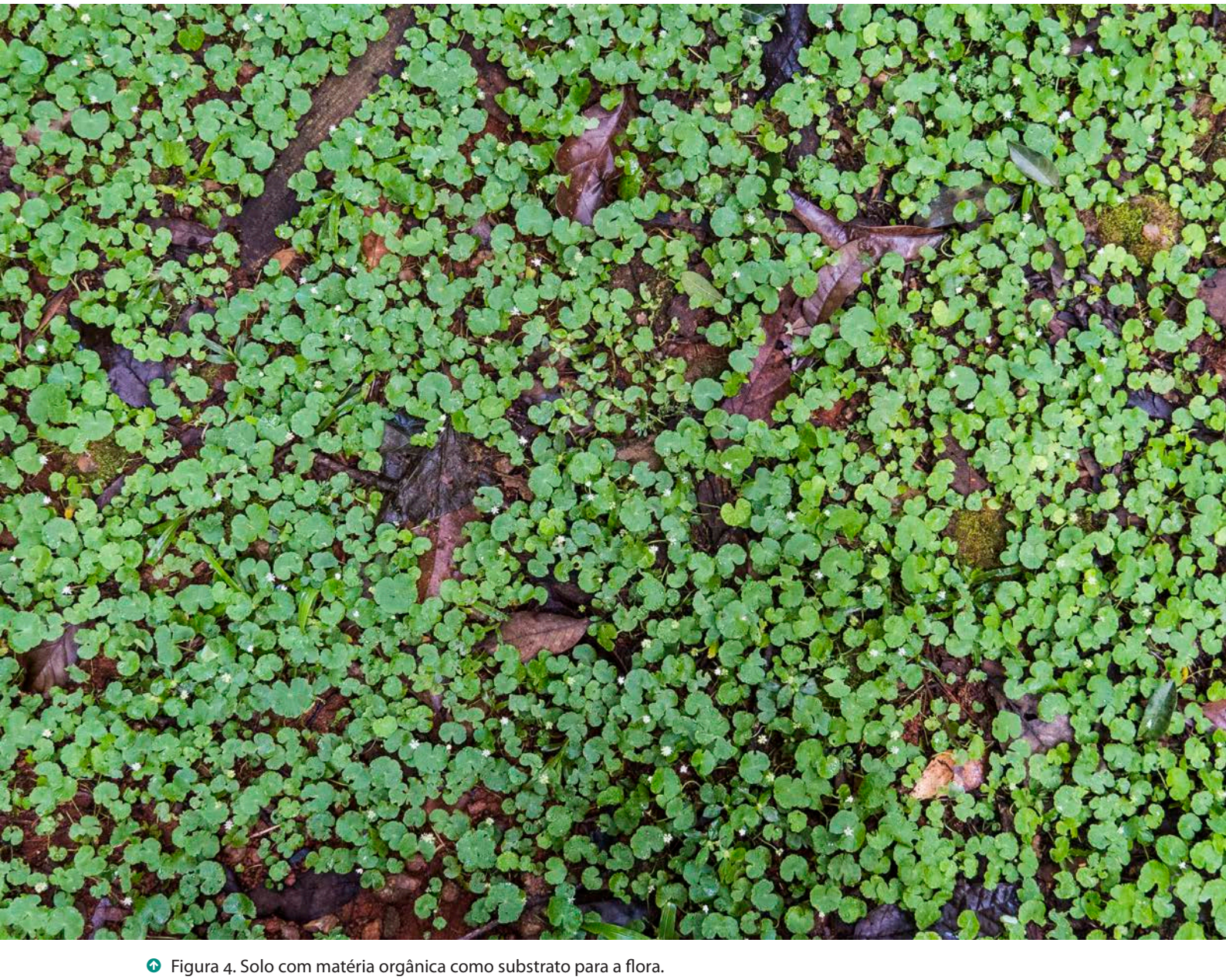


Figura 4. Solo com matéria orgânica como substrato para a flora.

Figura 5. Matéria orgânica sobre o solo da floresta, ao lado de uma árvore com raiz tabular.

na amostra de solo (%), DS é a densidade do solo (g cm^{-3}) e P é a profundidade (cm). Essas estimativas são essenciais para a compreensão da dinâmica do carbono nos ecossistemas terrestres, sobretudo em solos de florestas tropicais, que vêm sendo alvo de fortes impactos ambientais em decorrência das atividades antrópicas.

Estoques de carbono na Floresta Nacional de Carajás

Diferentes fitofisionomias ocorrem na Floresta Nacional (Flona) de Carajás, incluindo áreas cobertas por floresta ombrófila densa e vegetações popularmente

conhecidas como cangas. Ramos et al. (2022a) observaram teores de carbono orgânico aproximadamente três vezes maiores em áreas de canga que em áreas de floresta nativa na Flona de Carajás. Em outra pesquisa realizada na mesma Flona, solos de florestas nativas (0-10 cm) adjacentes a áreas de mineração tiveram teores de carbono orgânico variando de 4,5 a 6%, e estoque de carbono variando de 28 a 38 Mg ha^{-1} (Guedes et al., 2021). Ribeiro et al. (2022), por sua vez, estimaram aproximadamente 50 Mg ha^{-1} de carbono em solos de floresta nativa (0-20 cm) na Flona de Carajás.

No contexto do Projeto Capital Natural, em um estudo desenvolvido por Ramos et al. (2022b), foram coletadas amostras de solos na camada superficial (0-20 cm) nos 14 pontos amostrais já referidos (Capítulo 1) em Carajás. Os estoques estimados de carbono foram de 18,04 a 95,36 Mg ha^{-1}, com estoque médio de 41,6 Mg ha^{-1}. Estoques similares (34,91 – 41,88 Mg ha^{-1}) foram encontrados na camada superficial (0-20 cm) de solos florestais nos estados do Pará e Maranhão (Cardozo et al., 2022) e em sistemas conservacionistas de produção agrícola (~37,5 Mg ha^{-1}) no estado do Mato Grosso (Soares et al., 2020). Por outro lado, os estoques de carbono (4,57 Mg ha^{-1}) foram consideravelmente mais baixos em solos (0-20 cm) desprotegidos de minas de arenito no sudeste do estado do Pará (Ribeiro et al., 2022). Esses resultados demonstram a importância da proteção dos solos florestais (Figuras 4 e 5) e das áreas de canga para a manutenção da matéria orgânica do solo e para a redução das emissões de carbono para a atmosfera.

Referências

Biney, J.K.M., Blöcher, J.R., Bell, S.M., Borůvka, L., Vašát, R., 2022. Can in situ spectral measurements under disturbance-reduced environmental conditions help improve soil organic carbon estimation? 838, 156304. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156304

Cardozo, E.G., Celentano, D., Rousseau, G.X., Silva, H.R. e, Muchavisoy, H.M., Gehring, C., 2022. Agroforestry systems recover tree carbon stock faster than natural succession in Eastern Amazon, Brazil. 96, 941–956. https://doi.org/10.1007/s10457-022-00754-7

Damian, J.M., Durigan, M.R., Cherubin, M.R., Maia, S.M.F., Ogle, S.M., de Camargo, P.B., Ferreira, J.N., de Oliveira Júnior, R.C., Cerri, C.E.P., 2021. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the eastern Brazilian Amazon. 21, 64. https://doi.org/10.1007/s10113-021-01796-w

Greenberg, I., Vohland, M., Seidel, M., Hutengs, C., Bezard, R., Ludwig, B., 2023. Evaluation of mid-infrared and x-ray fluorescence data fusion approaches for prediction of soil properties at the field scale. 23, 662. https://doi.org/10.3390/s23020662

Guedes, R.S., Ramos, S.J., Gastauer, M., Júnior, C.F.C., Martins, G.C., da Rocha Nascimento Júnior, W., de Souza-Filho, P.W.M., Siqueira, J.O., 2021. Challenges and potential approaches for soil recovery in iron open pit mines and waste piles. 80, 640. https://doi.org/10.1007/s12665-021-09926-7

Kim, Y.J., Jung, J.Y., Mishra, U., 2021. Managing soil organic carbon for climate change mitigation and food security. In Soil Organic Carbon and Feeding the Future. CRC Press, Boca Raton, 25-46. https://doi.org/10.1201/9781003243090-2

Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. 304, 1623-1627. https://doi.org/10.1126/science.1097396

Nziguheba, G., Vargas, R., Bationo, A., Black, H., Buschiazzo, D., Brogniez, D. de, Joosten, H., Melillo, J., Richter, D., Termansen, M., 2015. Soil carbon: a critical natural resource – wide-scale goals, urgent actions. In Banwart, S.A., Noellemeyer, E., Milne, E. (Eds.). Soil carbon: science, management and policy for multiple benefits, Cabi, pp. 10-23.

Obalum, S.E., Chibuike, G.U., Peth, S., Ouyang, Y., 2017. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. 189, 176. https://doi.org/10.1007/s10661-017-5881-y

Ramos, S.J., Gastauer, M., Martins, G.C., Guedes, R.S., Caldeira, C.F., Souza-Filho, P.W.M., Siqueira, J.O., 2022a. Changes in soil properties during iron mining and in rehabilitating minelands in the Eastern Amazon. 194, 256. https://doi.org/10.1007/s10661-022-09892-y

Ramos, S.J., Valadares, R., Bitencourt, J.A.P., Caixeta, G., Argolo, L.A., Borges, R.C., Castro, D.C.M. de, Ribeiro, R. de L., Souza, L.P.S. de, Trindade, F.C., Giannini, T.C., 2022b. Biodiversidade e carbono no solo da floresta de Carajás. Belém, PA. Relatório Técnico. Instituto Tecnológico Vale.

Ribeiro, P.G., Martins, G.C., Gastauer, M., da Silva Junior, E.C., Santos, D.C., Frois Caldeira Júnior, C., Cavalcante, R.B.L., dos Santos, D.S., Carneiro, M.A.C., Valadares, R.B. da S., Nascimento Junior, W. da R., Oliveira, G., Souza Filho, P.W.M., Ramos, S.J., 2022. Spectral and soil quality index for monitoring environmental rehabilitation and soil carbon stock in an amazonian sandstone mine. 14, 597. https://doi.org/10.3390/su14020597

Sayer, E.J., Baxendale, C., Birkett, A.J., Bréchet, L.M., Castro, B., Kerdraon-Byrne, D., Lopez-Sangil, L., Rodtassana, C., 2021. Altered litter inputs modify carbon and nitrogen storage in soil organic matter in a lowland tropical forest. 156, 115-130. https://doi.org/10.1007/s10533-020-00747-7

Soares, M.B., Freddi, O. da S., Matos, E. da S., Tavanti, R.F.R., Wruck, F.J., de Lima, J.P., Marchioro, V., Franchini, J.C., 2020. Integrated production systems: An alternative to soil chemical quality restoration in the Cerrado-Amazon ecotone. 185, 104279. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104279

13

Estoque de polinizadores da floresta para produção agrícola

Rafael Cabral Borges, Ulysses Madureira Maia, Tereza Cristina Giannini

As florestas tropicais ao redor do mundo abrigam a maior diversidade de espécies animais e vegetais em nosso planeta (Brown, 2014). Elas são responsáveis por proteger um grande estoque de biodiversidade capaz de entregar benefícios para as pessoas, incluindo os polinizadores e seu serviço de polinização. Tal serviço é fundamental, pois contribui diretamente para a produção de alimentos, dando suporte à segurança alimentar. Boa parte dos nutrientes presentes na dieta das pessoas é de origem vegetal, e os vegetais consumidos são, em boa parte, provenientes da agricultura praticada localmente, associada à variedade de plantas nativas exploradas comercialmente.

No presente capítulo, a importância da polinização na agricultura será enfatizada, evidenciando-se as principais culturas presentes nas áreas de entorno na Floresta Nacional (Flona) de Carajás e quais espécies de abelhas ali identificadas são polinizadores agrícolas. Visa-se ainda demonstrar como o estoque de polinizadores presente na floresta pode ser utilizado para dar suporte a agricultura.

Importância da agricultura

No estado do Pará, a produção agrícola tem ampla importância não apenas para suprir a demanda local por alimentos, mas também por ser um componente essencial da economia do estado, movimentando cerca de 3 bilhões dólares em 2016 (Borges et al., 2020). Esse valor se dá pela produção de 36 diferentes culturas, sendo 20 delas dependentes de animais para a sua polinização. Ou seja, sem polinizadores, a produtividade desses cultivos pode cair até 100%, como é caso do maracujá, ou em porcentagens menores, como é o caso do açaí e outras culturas (Giannini et al., 2015).

O valor monetário do serviço de polinização, aquele que é entregue pelos animais polinizadores e que contribui para a produtividade agrícola no estado do Pará,

foi estimado em cerca de 1 bilhão de dólares, dada a importância da polinização para culturas agrícolas, por exemplo, de açaí, cacau, soja e melancia. Além das culturas mais comumente utilizadas, na região amazônica existe uma grande diversidade de plantas locais que são utilizadas na alimentação local e que contribuem para movimentar a economia. São exemplos a graviola (*Annona muricata* L.), jaca (*Antocarpus heterophyllus* Lam.), pupunha (*Bactris gasipaes* Kunth) (Figura 1), o babaçu (*Orbignya phalerata* Mart) (Figura 2) e o uxi (*Endopleura uchi* (Huber) Cuatrecasas).

Foram já analisadas previamente 188 espécies vegetais utilizadas por povos tradicionais na Amazônia, seja para a alimentação ou outros fins culturais, o que representa um enorme potencial para diversificação agrícola. Para mais da metade dessas espécies (54%), as abelhas são potencialmente os polinizadores mais importantes, seguidas por besouros (14%) e mariposas (7%), para a produção de frutos e sementes (Paz et al., 2021). Quando se considera a produção agrícola baseada em sistemas agroflorestais praticados no mesmo bioma, 24 das 33 espécies agrícolas utilizadas dependem de polinização, e mais uma vez as abelhas se destacam como o principal grupo de animais polinizadores dessas culturas (Sabino et al., 2022).

Assim, fica evidente a importância das abelhas para produção de alimentos. Porém, as abelhas necessitam não apenas da área de forrageamento, mas também de áreas naturais para que possam se manter no longo prazo, para que sejam capazes de se dispersar e utilizar os recursos disponíveis em áreas agrícolas, polinizando-as onde estiverem presentes.

Culturas agrícolas no entorno de Carajás

A área do entorno de Carajás foi definida como sendo os municípios distantes até 30 km das bordas da Flona de Carajás. Esse limite foi utilizado por ser o raio de voo máximo das abelhas coletadas (ver Capítulo 3). Os municípios englobados dentro desse limite são Marabá, Parauapebas, Canaã dos Carajás, Água Azul do Norte e Curionópolis (Figura 3). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), nesses municípios são cultivadas 20 culturas (IBGE, 2023), das quais 13 dependem de polinizadores animais (de acordo com Giannini et al. 2015). Três culturas (cacau, maracujá e melancia) têm grau de dependência por polinizadores essencial, ou seja, praticamente 100% da produção depende do serviço de polinização. Duas culturas (açaí e tomate) têm grau de dependência alta (65% da produção é devida aos polinizadores). Quatro culturas têm dependência modesta, correspondendo a 25% da produção devido a polinização; e três culturas (feijão, mamão e tangerina) têm dependência pequena, cerca de 5% da produção é devida a polinização animal. Considerando-se a produção anual de cada cultura listada pelo IBGE, foi possível calcular o valor do serviço de polinização para o ano de 2021. Esse valor corresponde a cerca de 23,8 milhões de reais nesses municípios do entorno de Carajás, mostrando a importância dos polinizadores para a agricultura e para a economia local.

Figura 1. Um cacho de pupunhas, frutos de uma importante palmeira da região amazônica.

Polinizadores agrícolas identificados

Entre as 122 espécies (37 gêneros) de abelhas identificadas, provenientes das 14 áreas de amostragem do projeto Capital Natural, 28 espécies (23%) e 24 gêneros (65%) são citados como polinizadores de culturas agrícolas em estudos prévios no Brasil (Giannini et al. 2020). A maioria das espécies de polinizadores agrícolas identificadas pertence à tribo Meliponini (16 espécies), como é o caso das abelhas do gênero *Melipona* Illiger, 1806. Estas são espécies que podem ser manejadas para prover serviços de polinização em culturas agrícolas. Dez das 28 espécies de polinizadores identificados pertencem a tribo Euglossini. Apesar dos Euglossini serem mais conhecidos principalmente como polinizadores das orquídeas, apenas os machos visitam as flores das orquídeas em busca de recursos sexuais (essências aromáticas), enquanto as fêmeas visitam flores em busca de recursos alimentares. Foi identificada também uma espécie de abelha polinizadora com hábito noturno (*Megalopta amoena* Spinola, 1853). As fêmeas dessa espécie são noturnas, sendo guiadas por atrativos químicos até as flores. Um exemplo de cultura agrícola visitada por essa abelha é o guaraná.

As abelhas mamangavas (por exemplo, as espécies *Xylocopa frontalis* Olivier, 1789 e *Eulaema bombiformis* Packard, 1869) também foram identificadas em Carajás. Essas abelhas são grandes, solitárias, possuem um longo raio de voo e são os principais polinizadores de plantas como o maracujá e a castanheira. Outra importante espécie de abelha coletada em Carajás é *Apis mellífera* Linaeus, 1758. Essa é uma abelha invasora no Brasil, porém é uma espécie extremamente generalista (estando hoje distribuída em todo o país), sendo capaz de se alimentar de uma grande quantidade de espécies vegetais, além de ser um excelente polinizador de culturas agrícolas. Tanto as abelhas da tribo Meliponini, quanto as abelhas da espécie *Apis mellifera* possuem comportamento social, ou seja, mais de uma geração (mãe, filha, neta) estão presentes em um mesmo ninho. Os ninhos dessas espécies podem ser bastante populosos, desde centenas até milhares de indivíduos por ninho. Os ninhos são perenes, necessitando de alimento durante todo o ano, o que faz com que essas abelhas estejam sempre voando em busca de recursos.

Raio de voo e capacidade de dispersão

O raio de voo das abelhas está diretamente relacionado ao seu tamanho corpóreo, uma vez que, para voar mais longe, as abelhas necessitam de uma maior musculatura alar. Cada voo de forrageamento (coleta de recursos) de uma abelha precisa considerar a distância de ida e volta, pois os recursos precisam ser trazidos de volta a um ponto fixo: o ninho. Assim, abelhas muito pequenas (cerca de 1 mm de distância intertegular, que corresponde a largura da área onde está localizada a musculatura alar) tenderão a forragear em áreas de cerca de 100 a 200 m de diâmetro, enquanto abelhas maiores (distância intertegular > 7,5 mm) são capazes de voar por áreas com cerca de 40 km de diâmetro. Assim, culturas de maracujá e árvores

Figura 2. Babaçu sendo comercializado em mercado municipal. As flores do babaçu dependem de polinizadores para que haja produção de frutos.

Município	Culturas polinizadas	Serviço de polinização (R$)
Água azul do Norte		2.7 milhões
Canaã dos Carajás		1.8 milhões
Curionópolis		725 mil
Marabá		2.6 milhões
Parauapebas		16 milhões
Total		23.8 milhões

Figura 3. Localização da Floresta Nacional (Flona) de Carajás, os municípios do entorno, as culturas agrícolas que necessitam de polinizadores para sua produção em cada município e o valor estimado do serviço de polinização.

de castanheira na área de entorno, por exemplo, podem se beneficiar das abelhas da Flona de Carajás. O tamanho corpóreo é um limitante direto para a capacidade de voo diária das abelhas na coleta de recursos. Porém, essas abelhas possuem também movimentos de dispersão, quando irão ocupar novos ambientes. Ninhos de abelhas sociais, quando atingem seu tamanho máximo, podem se dividir (enxamear), causando um evento de dispersão que não estará limitado a capacidade de voo da espécie, uma vez que não há necessidade de retorno ao ninho. A capacidade de dispersão pode beneficiar culturas agrícolas cujas flores são muito pequenas, como é o caso da flor do açaí (*Euterpe oleracea* Mart.). O açaí é uma planta monoica (produz flores masculinas e femininas separadas), sua flor possui um tamanho diminuto e necessita de espécies de abelhas de tamanho correspondente que visitem flores de ambos os sexos para que haja polinização (Campbell et al. 2018). O estoque de espécies de polinizadores da Flona de Carajás pode então dar suporte a manutenção dos polinizadores em áreas de culturas agrícolas nas áreas de entorno no longo prazo, tendo em vista a capacidade das espécies de abelhas de se distribuírem no espaço (seja por capacidade de voo, seja por dispersão) e a estabilidade do estoque de polinizadores na Flona, uma vez que esta é uma área protegida.

Manejo de polinizadores

Outra atividade importante para a manutenção do serviço de polinização é o manejo de polinizadores para as áreas agrícolas (Lundin et al. 2021). Ele pode ser feito utilizando tanto espécies sociais quanto espécies solitárias de abelhas, dependendo da cultura agrícola. Considerando o alto estoque de espécies polinizadoras

Figura 4. Interior de uma caixa racional de abelha sem ferrão.

agrícolas encontrado na Flona de Carajás (28 espécies), essa área protegida tem um alto potencial para fornecer matrizes de ninhos de abelhas para áreas agrícolas que venham a apresentar déficit de polinização (que é a queda na produtividade devido à falta de polinizadores). As espécies de abelhas sem ferrão aparecem como as principais candidatas para o manejo, pois são espécies sociais, que vivem principalmente em cavidades preexistentes e podem ser mimetizadas para garantir o sucesso da criação racional (Figura 4). Essas abelhas também produzem produtos apícolas, como mel, pólen, cera e própolis, podendo fornecer assim mais uma opção de geração de renda aos agricultores. Porém, algumas culturas agrícolas necessitam de espécies solitárias para garantir sua polinização, como o maracujá e a castanheira. Nesses casos, é possível fornecer locais de nidificação para atrair fêmeas que venham nidificar próximo à área de produção, ou mesmo transportar ninhos da floresta para áreas de cultivo, se existir uma alta demanda.

O manejo de abelhas mostra mais um potencial uso para o grande estoque de polinizadores encontrados na floresta.

Referências

Borges, R.C., Brito, R.M., Imperatriz-Fonseca, V.L., Giannini, T.C., 2020. The value of crop production and pollination services in the Eastern Amazon. 49, 545-556. https://doi.org/10.1007/s13744-020-00791-w

Brown, J.H., 2014. Why are there so many species in the tropics? 41, 8-22. https://doi.org/10.1111/jbi.12228

Campbell, A.J., Carvalheiro, L.G., Maués, M.M., Jaffé, R., Giannini, T.C., Freitas, M.A.B., Coelho, B.W.T., Menezes, C., 2018. Anthropogenic disturbance of tropical forests threatens pollination services to açaí palm in the Amazon river delta. 55, 1725-1736. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13086

Giannini, T.C., Cordeiro, G.D., Freitas, B.M., Saraiva, A.M., Imperatriz-Fonseca, V.L., 2015. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. 108, 849-857. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tov093

Giannini, T.C., Alves, D.A., Alves, R., Cordeiro, G.D., Campbell, A.J., Awade, M., Bento, J.M.S., Saraiva, A.M., Imperatriz-Fonseca, V.L., 2020. Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management. 51, 406-421. https://link.springer.com/article/10.1007/s13592-019-00727-3

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2023. PAM: Produção Agrícola Municipal [WWW Document]. URL https://sidraibgegovbr/pesquisa/pam/tabelas (accessed 3.23.2023).

Lundin, O., Rundlöf, M., Jonsson, M., Bommarco, R., Williams, N.M., 2021. Integrated pest and pollinator management – expanding the concept. 19, 283-291. https://doi.org/10.1002/fee.2325

Paz, F.S., Pinto, C.E., Brito, R.M., Imperatriz-Fonseca, V.L., Giannini, T.C., 2021. Edible fruit plant species in the Amazon forest rely mostly on bees and beetles as pollinators. 114, 710-722. https://doi.org/10.1093/jee/toaa284

Sabino, W., Costa, L., Andrade, T., Teixeira, J., Araújo, G., Acosta, A.l., Carvalheiro, L., Giannini, T.C., 2022. Status and trends of pollination services in Amazon agroforestry systems. 335, 108012. https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108012

14

Visitação do BioParque em Carajás: as árvores das trilhas

Rafael Gomes Barbosa-Silva, Caroline Oliveira Andrino, Felipe Martello, Cesar de Sá Carvalho Neto, Nikolas Jorge Carneiro, Ronnie Alves, Lourival Tyski, Tereza Cristina Giannini

O BioParque Vale Amazônia, criado em 1985, está situado na cidade de Parauapebas, Pará, na rodovia Raymundo Mascarenhas, s/n, km 26, no Núcleo Urbano de Carajás, e conta com uma área de 30 hectares de floresta nativa. O local é um espaço de visitação, pesquisa e projetos ambientais, onde o visitante tem a oportunidade de vivenciar uma experiência única de imersão na biodiversidade da floresta amazônica, além de conservar espécies da fauna e flora amazônicas. A procura de maneiras de comunicar ao público a riqueza e diversidade deste bioma é um desafio, especialmente num contexto no qual a utilização sustentável dos recursos naturais ganha relevância e urgência. Na região de Parauapebas, o crescimento populacional e o uso de recursos naturais finitos sugerem uma urgência de otimizar processos que divulguem e aproximem o ser humano da natureza. Dentro desse contexto, o conhecimento do público sobre a Floresta Amazônica muitas vezes é sub-representado, implicando indiretamente na perda de uma grande fonte de recursos abióticos e bióticos que, sem a devida atenção e proteção, irão se esgotar sem que tomemos conhecimento da sua vastidão.

Assim como os animais do BioParque Vale Amazônia tem destaque na procura dos visitantes, é importante despertar interesse pelo conhecimento das plantas. Há muitos estudos que mostram que a maioria das pessoas não presta atenção às plantas em sua vida cotidiana (Parsley, 2020), e que a atenção delas é capturada com mais força e por mais tempo na observação de animais (Balas & Monsen, 2014). Além disso, os nomes de animais são mais lembrados do que de plantas (Schussler & Olzak, 2008) e há até mesmo evidências de que estudantes não percebem plantas como seres vivos (Yorek et al., 2009). Portanto, é evidente a necessidade de melhorar a percepção do público sobre as árvores, mudar seu conhecimento sobre esses seres tão importantes para o ecossistema onde vivemos, e mostrar os numerosos serviços ambientais que as árvores oferecem. Sendo assim, com o intuito de integrar informação e propiciar uma contribuição social

Instituto Tecnológico Vale
VALE
ITV24368

mais efetiva, surgiu a ideia de elaborar atividades autoeducativas, acessíveis aos moradores de Parauapebas, funcionários da Vale e colaboradores e público interessado em geral, dentro do âmbito da Flona de Carajás, abrindo novas perspectivas de lazer e educação para a população local no BioParque. Dentro do Projeto Capital Natural, foi prevista a possibilidade de fazer uma ligação entre o estudo científico de parcelas da flora e marcação de árvores com placas contendo códigos QR. Além disso, a fim de acessar o DNA das plantas presentes, sua diversidade genética e posterior disponibilização desses dados, efetuou-se a coleta da casca interna de cada indivíduo.

Nas trilhas do BioParque Vale Amazônia, foram marcadas 100 árvores com placas de inox contendo um código QR (Figura 1), e foram coletados dados biológicos

Figura 1. Exemplo de árvore contendo placa com código QR.

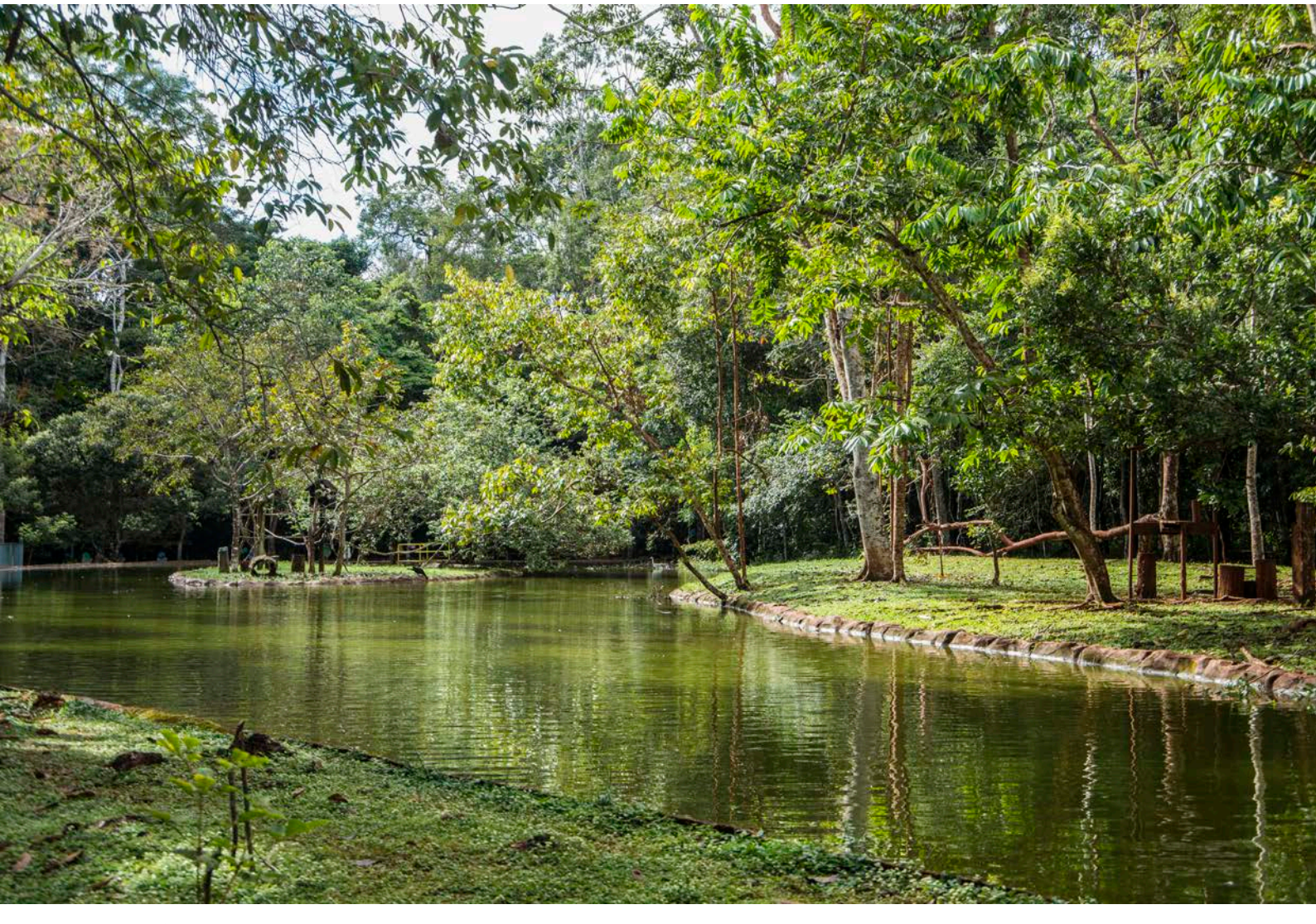


Figura 2. Lago dentro do BioParque.

de cada indivíduo marcado, como altura, circunferência da árvore, identificação da espécie, fotografias, bem como amostras de DNA e o georreferenciamento de cada uma na trilha (Figura 2), com o objetivo de subsidiar pesquisas no local e disponibilizar os dados para o público visitante. A associação entre o nome da espécie e demais informações com os indivíduos selecionados será feita por meio da leitura do código QR pelo leitor de câmera de celular (Figura 3). Para isso, um aplicativo próprio para uso público irá auxiliar no acesso dessas informações. O aplicativo não precisa de acesso à internet, o que facilita o uso em diversos locais do BioParque. O sistema pretende informar o público leigo em geral, mas também atenderá cientistas e técnicos ambientais que visitam o local.

Figura 3. Visitante no parque acessando dados da placa com código QR.

Foram mapeados e marcados, ao longo da trilha do BioParque, 100 indivíduos, representando 85 espécies, das quais os visitantes poderão conhecer desde dados de biologia, parentesco com outras plantas, usos, curiosidades, se está ameaçada ou não e qual sua categoria de ameaça. Entre as árvores marcadas, há tanto espécies típicas da Floresta Amazônica e Floresta de Carajás quanto espécies raras, que os visitantes terão a oportunidade única de conhecer. Espécies como *Dipteryx odorata* (Aubl.) Forsyth f. (Cumarú), chamada popularmente de baunilha da Amazonia e conhecida pelas suas sementes muito perfumadas e seu uso na alimentação, além de ser madeira com importância comercial; *Bertholletia excelsa* Bonpl. (castanheira do Pará, castanha da Amazônia), espécie que, além da conhecida importância na alimentação e na cultura amazônica, foi plantada no BioParque em 1991 pelo rei do Reino Unido Charles III e sua então esposa, Lady Diana Spencer; *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose (Ipê-amarelo), da família Bignoniaceae e que possui grande interesse ornamental*; Bellucia grossularioides* (L.) Triana (araçá-de-anta, goiaba-de-anta), espécie que possui flores muito vistosas e um fruto muito procurado pela fauna nativa; *Matisia ochrocalyx* K.Schum. que é da família Malvaceae, com diversas espécies que possuem importância econômica, como cacau, cupuaçu, algodão e o quiabo. Ao longo da trilha do BioParque também encontramos plantas raras como *Christiana mennegae* (Jans.-Jaq. & Westra) Kubitzki (Figura 4), que até recentemente não era conhecida. É uma espécie dioica, ou seja, alguns indivíduos só produzem flores masculinas e outros só flores femininas.

A Floresta Nacional (Flona) de Carajás possui diversas trilhas utilizadas pelos visitantes e turistas, e esperamos que a iniciativa no BioParque seja aplicada a outras trilhas na Flona, consolidando-se uma grande ferramenta de educação ambiental e de aproximação da população local à natureza e à floresta que habitam.

Tabela 1. Indivíduos selecionados na trilha do BioParque marcadas com QRCode e que terão informações disponíveis disponibilizadas aos visitantes por meio do aplicativo.

Família	Espécie	Nome popular
Anacardiaceae	*Anacardium giganteum* W.Hancock ex Engl.	cajuaçu, caju-açu, caju-da-mata, cajuí
	Astronium lecointei Ducke	arueira, muiracatiara
	Spondias mombin L.	cajá, cajazeira
Annonaceae	*Annona mucosa* Jacq.	graviola-brava, fruta-de-condessa, fruta-de-conde, fructa-da-komdessa, condessa, biribá e araticum
	Duguetia flagellaris Huber	pina'y, caniceiro-preto, ameju-preto
Araliaceae	*Didymopanax morototoni* (Aubl.) Decne. & Planch.	mandioqueira, morototó, mucututu, matataúba, para-pará, marupá-uba-falso ou sambacuim
Arecaceae	*Astrocaryum aculeatum* G.Mey.	tucumã
	Euterpe oleracea Mart.	açaí
	Oenocarpus distichus Mart.	bacaba
Bignoniaceae	*Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.Grose	ipê-amarelo, pau-d'arco-amarelo
	Jacaranda copaia (Aubl.) D.Don	parápara
Boraginaceae	*Cordia bicolor* A.DC.	chapéu-de-sol, freijó, freijó-branco, pau-de-jangada
Burseraceae	*Protium decandrum* (Aubl.) Marchand	breu-branco
	Protium paniculatum Engl.	breu-branco
	Trattinnickia burserifolia Mart.	amesclao
	Trattinnickia rhoifolia Willd.	almécega, almecegueira, amesclão, sucurubeira, amescla-aroeira, breu e breu-sucuruba
Caryocaraceae	*Caryocar villosum* (Aubl.) Pers.	pequiá, piquiá
Chrysobalanaceae	*Licania* Aubl.	–
	Moquilea tomentosa Benth.	oiti, oiti-da-praia
Combretaceae	*Terminalia argentea* Mart. & Zucc.	pau-garrote, pau-de-bicho, mirindiba, capitão-do-cerrado, capitão-do-campo, capitão, miringiba, tanimbuca-amarela, garote, canudeiro
	Terminalia argentea Mart. & Zucc.	pau-garrote, pau-de-bicho, mirindiba, capitão-do-cerrado, capitão-do-campo, capitão, miringiba, tanimbuca-amarela, garote, canudeiro
	Terminalia corrugata (Ducke) Gere & Boatwr.	cambuy, pau-pilão, mirindiba, mijol, cuiarana, tarumarana, merindiba, piá-banheira, pebanheira, biriba, miringiba, imbuzeiro
	Terminalia grandis (Ducke) Gere & Boatwr.	cuia-rana
	Terminalia parvifolia (Ducke) Gere & Boatwr.	tanimbuca
Elaeocarpaceae	*Sloanea parviflora* Planch. ex Benth	pateiro (genero Sloanea spp)
Euphorbiaceae	*Sapium glandulosum* (L.) Morong	burra-leiteira, janaguba, seringarana, leiteiro

Tabela 1. Indivíduos selecionados na trilha do BioParque marcadas com QRCode e que terão informações disponíveis disponibilizadas aos visitantes por meio do aplicativo.

Família	Espécie	Nome popular
Fabaceae	*Abarema jupunba* (Willd.) Britton & Killip	saboeiro
	Amphiodon effusus Huber	gema-de-ovo, cumaru-de-rato
	Anadenanthera colubrina (Vell.) Brenan	angico-branco (*Anadenanthera colubrina* var. *colubrina*), Angico-Vermelho (*Anadenanthera colubrina* var. *cebil*)
	Apuleia leiocarpa (Vogel) J.F.Macbr.	amarelo, amarelão, mitaroá, muiratauá, muirajuba, cumaru-ferro, cumaru-cetim, mulateira, garapeira, garapa, garapa-branca, grapiapunha, grapiá
	Chamaecrista bahiae (H.S.Irwin) H.S.Irwin & Barneby	sucupira-preta, coração-de-negro
	Copaifera duckei Dwyer	podói, copaíba
	Copaifera martii Hayne	copaíba
	Dialium guianense (Aubl.) Sandwith	jataipeva, beiju-de-coco, tamarina, pau-ferro, roxinho, jataipeba, jitai-preto, jitai-amarelo, pororoca, tamarindo, huitillo, cacho, granadillo, tamarindo-de-montaña, comenegro, paleta, tamarino prieto, guapigue, ironwood, durinho, quebra-machado, sucupembinha, cururu, parajuba, jutaicica, jutaí, jutaí-pororoca
	Diplotropis purpurea (Rich.) Amshoff	sucupira-preta
	Dipteryx odorata (Aubl.) Forsyth f.	cumaru, cumaru-ferro, cumbaru, cumburu, paru, cumaru-verdadeiro, cumaru-amarelo, cumaru-do-amazonas
	Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth.	tamboril, orelha-de-negro
	Hymenaea courbaril L.	jatobá, jari, farinheira
	Hymenaea intermedia Ducke	jatobá-curuba
	Hymenaea parvifolia Huber	jutaí
	Inga alba (Sw.) Willd.	ingá-vermelho
	Marlimorimia psilostachya (DC.) L.P. Queiroz & Marc.F. Simon	timborana
	Myrocarpus frondosus Allemão	cabriúva, bálsamo, pau-bálsamo, sapuvão
	Ormosia paraensis Ducke	tenteiro, tento
	Parkia gigantocarpa Ducke	visqueiro, faveira-atanan, fava-barriguda
	Samanea tubulosa (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	bordão-de-velho
	Samanea tubulosa (Benth.) Barneby & J.W.Grimes	bordão-de-velho
	Stryphnodendron pulcherrimum (Willd.) Hochr.	caubi, cobi, tamanqueira, tambaipé, taimbapé, tamba-em-pé, barbatimão, juerana-branca, juerana, munzê, muanza, paricá, favinha, paricá, baginha-de-são-joão, baguinha, baginha, camuzé, paricarana, timborana, timbó-da-mata, timbaúba, fava
	Tachigali glauca Tul.	tachi-de-formiga
Humiriaceae	*Endopleura uchi* (Huber) Cuatrec.	uxi, uxi-amarelo
Lamiaceae	*Vitex triflora* Vahl	tarumã

Tabela 1. Indivíduos selecionados na trilha do BioParque marcadas com QRCode e que terão informações disponíveis disponibilizadas aos visitantes por meio do aplicativo.

Família	Espécie	Nome popular
Lauraceae	*Aniba ferrea* Kubitzki	louro-ferro
	Ocotea cernua (Nees) Mez	louro-canelinha
	Rhodostemonodaphne grandis (Mez) Rohwer	_
Lecythidaceae	*Bertholletia excelsa* Bonpl.	castanheira, castanha-do-brasil, castanha-do-pará
	Eschweilera obversa (O.Berg) Miers	matamatá
	Lecythis pisonis Cambess.	sapucaia
	Lecythis serrata S.A.Mori	matamatá-branco
Malvaceae	*Christiana mennegae* (Jans.-Jaq. & Westra) Kubitzki	_
	Guazuma ulmifolia Lam.	araticum-bravo, cabeça-de-negro, mutamba
	Matisia ochrocalyx K.Schum.	inajarana
	Sterculia apeibophylla Ducke	xixá-da-casca-grossa
	Sterculia apetala (Jacq.) H.Karst.	xixá (gênero *Sterculia*)
Melastomataceae	*Bellucia grossularioides* (L.) Triana	araçá-de-anta, goiaba-de-anta
	Miconia manauara R.Goldenb., Caddah & Michelang.	tinteiro
	Mouriri cearensis Huber	manipuça
Meliaceae	*Carapa guianensis* Aubl.	andiroba
	Swietenia macrophylla King	mogno
Moraceae	*Brosimum acutifolium* Huber	mururé, caucho, muiratinga
	Brosimum alicastrum Sw.	manité, guaimaro, ramon
	Perebea mollis (Poepp. & Endl.) Huber	cauchorana
Myristicaceae	*Virola michelii* Heckel	casca-de-vidro, ucuuba-preta
Myrtaceae	*Eugenia* L.	(gênero *Eugenia*) cagaita-vermelha, maria-preta
Opiliaceae	*Agonandra brasiliensis* Miers ex Benth. & Hook.f.	marfim-de-espinho, pau-marfim-do-campo, cerveja-de-pobre, pau-marfim-da-mata, cervejinha
Rubiaceae	*Chimarrhis turbinata* DC.	pau-de-remo, paraka'y
	Genipa americana L.	cabaçu, janapabeiro, janipaba, janipapeiro, janipapo, jenipá, jenipapo-bravo e jenipapo-do-mato, jenipaba, jenipaca, jenipapinho, jenipapo, jenipapo-da-américa, jenipapo-branco, jenipapo-comum, jenipapo-manso, jenipapo-de-cavalo, jenipava
	Genipa americana L.	cabaçu, janapabeiro, janipaba, janipapeiro, janipapo, jenipá, jenipapo-bravo e jenipapo-do-mato, jenipaba, jenipaca, jenipapinho, jenipapo, jenipapo-da-américa, jenipapo-branco, jenipapo-comum, jenipapo-manso, jenipapo-de-cavalo, jenipava
Rutaceae	*Zanthoxylum apiculatum* (Sandwith) P.G.Waterman	tamanqueira
Salicaceae	*Casearia pitumba* Sleumer	cabelo-de-cotia
	Laetia procera (Poepp.) Eichler	apijó, jacaré, paparaúba-da-serra, pau-jacaré, taxauá

Tabela 1. Indivíduos selecionados na trilha do BioParque marcadas com QRCode e que terão informações disponíveis disponibilizadas aos visitantes por meio do aplicativo.

Família	Espécie	Nome popular
Sapindaceae	*Matayba arborescens* (Aubl.) Radlk.	espeturana-liso
	Talisia subalbens (Mart.) Radlk.	cancudo, cascudo, cascudinho
Sapotaceae	*Micropholis guyanensis* (A.DC.) Pierre	abiurana-balatarana, abiurana-branca, abiurana-mangabarana, abiurana-rosada, balata-brava, balata-rosada, balata-rosadinha, mangabarana, pau-doce, rosada-brava, rosadinha, rosadinha-brava
	Pouteria anomala (Pires) T.D.Penn.	abiu-rosadinha
	Pouteria manaosensis (Aubrév. & Pellegr.) T.D.Penn.	cucutiribá-folha-peluda
Simaroubaceae	*Simarouba amara* Aubl.	amarelinho, marupá, marupá-preto
Vochysiaceae	*Erisma uncinatum* Warm.	bruto, cedrinho, quarubarana
	Vochysia maxima Ducke	cedro-rana, quaruba

Figura 4. *Christiana mennegae* no BioParque.

Referências

Balas, B., Monsen, J.L., 2014. Attention "blinks" differently for plants and animals. 13, 437-443. https://doi.org/10.1187/cbe.14-05-0080.

Parsley, K.M., 2020. Plant awareness disparity: A case for renaming plant blindness. 2, 598-601. https://doi.org/10.1002/ppp3.10153

Schussler, E.E., Olzak, L.A. 2008. It's not easy being green: student recall of plant and animal images. 42, 112-119. https://doi.org/10.1080/00219266.2008.9656123

Yorek, N., Şahin, M., Aydın, H., 2009. are animals "more alive" than plants? Animistic-anthropocentric construction of life concept. 5, 371-380. https://doi.org/10.12973/ejmste/75287

15

Árvores com potencial para urbanização das cidades da região de Carajás, Pará, Brasil

Daniela C. Zappi, Juliana Lovo, Caroline O. Andrino, Rafael G. Barbosa-Silva, Felipe Martello

Arborização urbana no Brasil

As cidades da região Norte do Brasil estão crescendo muito rapidamente, alterando o microclima local e prestando pouca atenção para a biodiversidade da região, com arborização urbana feita quase somente com espécies de plantas exóticas. Os benefícios da arborização urbana não estão apenas diretamente ligados ao bem-estar dos moradores locais (Munduruku et al., 2019), mas também à biodiversidade, ao clima e às funções ecológicas que, ao mesmo tempo, impactam de modo indireto nas cidades e para além delas. Objetivos internacionais, como as metas de biodiversidade de Aichi (CBD, 2013, meta 14 e 15), têm como objetivo assegurar que o reverdescimento urbano, incluindo o plantio de árvores, seja legalmente protegido pelos países signatários desse tipo de convenção.

No presente estudo, nossa intenção foi utilizar uma lista florística das florestas da área de Carajás como uma fonte robusta de informação, realizando, a partir dela, um ranqueamento das espécies mais adequadas para a urbanização das cidades da região da bacia do rio Itacaiúnas (Parauapebas, Canaã dos Carajás, Marabá, Ourilândia do Norte e Tucumã) (Figura 1). Diferentes características das espécies, como tamanho, valor ornamental, papel ecológico, resiliência e métodos de propagação minimamente conhecidos, foram utilizadas para esse ranqueamento.

Escolha de espécies

Para selecionar as espécies a serem analisadas, foi utilizada uma lista de espécies com ocorrência na Floresta Nacional (Flona) de Carajás e no Parque Nacional dos Campos Ferruginosos (PNCF) preparada pelo Instituto Tecnológico Vale entre

Figura 1. Vista da cidade de Parauapebas, próxima da Floresta Nacional de Carajás e do Rio Parauapebas.

2016 e 2019. Foram analisadas 375 espécies. As espécies registradas na lista possuem material-testemunho depositado nos herbários do Museu Paraense Emílio Goeldi (MG) e/ou do Herbário de Carajás (HCJS). Usando informação de repositórios virtuais (speciesLink, 2022, REFLORA, 2022), espécies que possuem hábito variado foram excluídas, bem como aquelas com sapopembas muito grandes, troncos espinhosos, tóxicas ou com potencial invasor, que poderiam tornar-se problemáticas num ambiente urbano. O ranqueamento das espécies restantes foi baseado no tamanho das árvores, no valor ornamental, no impacto ecológico, na distribuição maiormente amazônica, nos métodos de propagação conhecidos e na resistência à luz solar (Zappi et al. 2022). Essas variáveis tiveram o mesmo peso durante esta fase de seleção. Apresentamos o resultado do ranqueamento usando o software InteractiVenn (Heberle et al., 2015), que ajuda na visualização de atributos diferentes e na seleção de espécies mais adequadas para urbanização (Figura 2). Para as espécies que preencheram cinco ou seis critérios estabelecidos, foram pesquisadas a síndrome de polinização (conjunto de atributos da planta que indicam o polinizador potencial preferencial) (Faegri & Pijl, 2013) e a época de floração, usando os mesmos repositórios mencionados acima, nossa experiência no campo e na bibliografia especializada. Foi também investigada a complementaridade entre as 49 espécies selecionadas, para orientar a arborização usando a maior biodiversidade possível de maneira sustentável. As três variáveis seguintes foram analisadas i) síndrome de polinização, ii) beleza e iii) época da floração. As semelhanças e diferenças entre as espécies foram medidas usando um teste estatístico adequado (Distância Generalizada de

Gower; Pavoine et al., 2009). Outro teste foi aplicado para auxiliar as pessoas a identificarem um grupo de espécies o mais complementar possível (Análise de Coordenadas Principais, PCoA) (Figura 3). Espécies com frutos comestíveis foram também consideradas com o intuito de dar suporte para uma maior diversidade animal, representando-as de forma gráfica na PCoA. As análises foram realizadas na plataforma R (R Core Team, 2021), utilizando os pacotes "ade4" (Thioulouse et al., 2018) e "vegan" (Oksanen et al., 2010).

Árvores selecionadas para arborizar

Uma vez realizada a seleção, apenas sete espécies atingiram os seis critérios definidos como desejáveis (Figura 4), enquanto um grupo de 42 espécies atingiu cinco dos seis critérios (Tabela 1).

Tabela 1. Quarenta e nove espécies arbóreas que atingem seis (*) ou cinco critérios, com informação sobre polinização e fenologia (fl=flor, fr=fruto; I-janeiro, II-fevereiro, III-março, IV-abril, V-maio, VI-junho, VII-julho, VIII-agosto, IX-setembro, X-outubro, XI-novembro, XII-dezembro, AT-durante todo o ano). Critérios analisados A. Altura apropriada; B. Floração vistosa; C. Frutos atrativos para a fauna e humanos; D. Distribuição amazônica; E. Propagação conhecida; F. Resistência à luz solar/calor.

	Família	Espécie	Critérios	Polinizador	Fenologia
1	Annonaceae	*Annona exsucca* DC.	A,C-F	Besouro	Fl XI–V, Fr III–VI
2	Annonaceae	*Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.	A-C,E,F	Besouro	Fl VIII–V, Fr III–VIII
3	Apocynaceae	*Tabernaemontana flavicans* Willd. ex Roem. & Schult.	A-C,E,F	Abelha	Fl VIII–X, Fr IX–VII
4	Bixaceae	*Cochlospermum orinocense* (Kunth) Steud.	A-C,E,F	Abelha	Fl IV–X, Fr VI–IV
5	Boraginaceae	*Cordia goeldiana* Huber	A,B,D-F	Abelha, mosca	Fl VI–X, Fr IX–XII
6	Burseraceae	*Protium sagotianum* Marchand	A,C-F	Abelha	Fl VIII–I, Fr XI–VI
7	Chrysobalanaceae	*Hirtella racemosa* Lam.	A,B,D-F	Borboleta	Fl II–VII, Fr VIII–X
8	Clusiaceae	*Clusia panapanari* (Aubl.) Choisy	A-C,E,F	Abelha	Fl II–XI, Fr IX–I
9	Clusiaceae	*Symphonia globulifera* L.f.	A-C,E,F	Ave	Fl VII–II, VI–V, Fr VIII–II
10	Ebenaceae	*Diospyros vestita* Benoist	A,C-F	Inseto	Fl VII–II, Fr VI–VII
11	Fabaceae	*Abarema cochleata* (Willd.) Barneby & J.W.Grimes	A,B,D-F	Morcego, mariposa	Fl VIII–I, Fr AT
12	Fabaceae	*Bauhinia acreana* Harms	A,B,D-F	Morcego	Fl X–V, Fr XI–VI
13	Fabaceae	*Bowdichia nitida* Spruce ex Benth.	A,B,D-F	Abelha	Fl IV–VII, Fr VI–IX
14	Fabaceae	*Campsiandra laurifolia* Benth.	A,B,D-F	Morcego	Fl V–I, Fr VI–IV
15	Fabaceae	*Cassia fastuosa* Willd. ex Benth.	A,B,D-F	Abelha	Fl VII–XI, Fr XI–VIII
16	Fabaceae	*Cenostigma tocantinum* Ducke	A,B,D-F	Abelha	Fl IV–II, Fr V–XII
17	Fabaceae	*Hymenaea parvifolia* Huber	B-F	Morcego	Fl XI–III, Fr AT
18	Fabaceae	*Inga disticha* Benth.	A-C,E,F	Abelha, borboleta	Fl VI–IX, Fr XI–VII
19	Fabaceae	*Inga heterophylla* Willd.	A-C,E,F	Abelha	Fl XII–VI, IX, Fr V–XI, I

Tabela 1. Quarenta e nove espécies arbóreas que atingem seis (*) ou cinco critérios, com informação sobre polinização e fenologia (fl=flor, fr=fruto; I-janeiro, II-fevereiro, III-março, IV-abril, V-maio, VI-junho, VII-julho, VIII-agosto, IX-setembro, X-outubro, XI-novembro, XII-dezembro, AT-durante todo o ano). Critérios analisados A. Altura apropriada; B. Floração vistosa; C. Frutos atrativos para a fauna e humanos; D. Distribuição amazônica; E. Propagação conhecida; F. Resistência à luz solar/calor.

	Família	Espécie	Critérios	Polinizador	Fenologia
20	Fabaceae	*Inga marginata* Willd.	A-C,E,F	Abelha	Fl VII–XII, Fr IX–IV
21	Fabaceae	*Inga nobilis* Willd.*	A-F	Morcego	Fl X–V, Fr II–VI
22	Fabaceae	*Inga stipularis* DC.	A-E	Mariposa, morcego	Fl II–VI, XI, Fr I–VII
23	Fabaceae	*Inga umbellifera* (Vahl) DC.*	A-F	Mariposa	Fl V–IX, Fr VI–X
24	Fabaceae	*Platymiscium filipes* Benth.	A,B,D-F	Abelha	Fl III–XI, Fr VII–III
25	Fabaceae	*Senna multijuga* (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	A,B,D-F	Abelha	Fl IV–XII, Fr VII–XII
26	Fabaceae	*Swartzia arumateuana* (R. S. Cowan) Torke & Mansano*	A-F	Abelha	Fl II–V, Fr IV–XII
27	Fabaceae	*Swartzia brachyrachis* Harms*	A-F	Abelha	Fl III–VI, Fr VI–II
28	Fabaceae	*Tachigali paniculata* Aubl.	A,B,D-F	Abelha	Fr VI–XI, Fr VIII–II
29	Fabaceae	*Zollernia paraensis* Huber	A-C,E,F	Abelha	Fl VIII–X, Fr XI–XII
30	Lecythidaceae	*Eschweilera obversa* (O.Berg) Miers	B-F	Abelha	Fl V–VI, XI–I, Fr V–VI, XII
31	Malpighiaceae	*Byrsonima spicata* (Cav.) DC.	A-C,E,F	Abelha	Fl VII–IV, Fr X–V, VII
32	Malpighiaceae	*Byrsonima stipulacea* A.Juss.	A-C,E,F	Abelha	Fl X–I, Fr V–VII
33	Malpighiaceae	*Lophanthera lactescens* Ducke	A,B,D-F	Abelha	Fl V, X, Fr V
34	Malvaceae	*Matisia ochrocalyx* K.Schum.	A,B,D-F	Morcego	Fl I–VIII, Fr VIII–X, III
35	Malvaceae	*Theobroma speciosum* Willd. ex Spreng.*	A-F	Mosca	Fl VIII–XI, Fr X–II
36	Melastomataceae	*Bellucia grossularioides* (L.) Triana*	A-F	Abelha	Fl V–II, Fr VIII–IV
37	Melastomataceae	*Bellucia mespiloides* (Miq.) Macbr.	B-F	Abelha	Fl IX–II, VII, Fr X–II
38	Melastomataceae	*Miconia ampla* Triana	A,C-F	Abelha	Fl I–IV, Fr III–VII
39	Melastomataceae	*Miconia egensis* Cogn.	A,C-F	Abelha	Fl III, IX–XI, Fr III, X–XI
40	Melastomataceae	*Mouriri acutiflora* Naudin*	A-F	Abelha	Fl VIII–XII, Fr X–II
41	Melastomataceae	*Mouriri brachyanthera* Ducke	A,C-F	Abelha	Fl I, IV–V, XII, Fr I, V–VII
42	Melastomataceae	*Mouriri cearensis* Huber	A-C,E,F	Abelha	Fl X–XII, Fr IV–V, X, XII
43	Melastomataceae	*Mouriri vernicosa* Naudin	A-E	Abelha	Fl V–VIII, X–XII, Fr VII–XI
44	Myrtaceae	*Eugenia anastomosans* DC.	A,C-F	Abelha, mosca	Fl X–XII, Fr VII
45	Myrtaceae	*Eugenia ramiflora* Desv. ex Ham.	A,C-F	Abelha	Fl. X–XII, Fr I
46	Myrtaceae	*Myrcia pyrifolia* (Desv. ex Ham.) Nied.	A,C-F	Abelha, mosca	Fl X–I, Fr. III–VI, VIII, XII
47	Myrtaceae	*Psidium acutangulum* DC.	A,C-F	Abelha	Fl VI–X, Fr. IV–VI, IX
48	Verbenaceae	*Citharexylum macrochlamys* Pittier	A,C-F	Mariposa	Fl I–IV, VIII, Fr I–IV, VIII
49	Vochysiaceae	*Erisma uncinatum* Warm.	B-F	Abelha	Fl VIII–XI, Fr VII–I

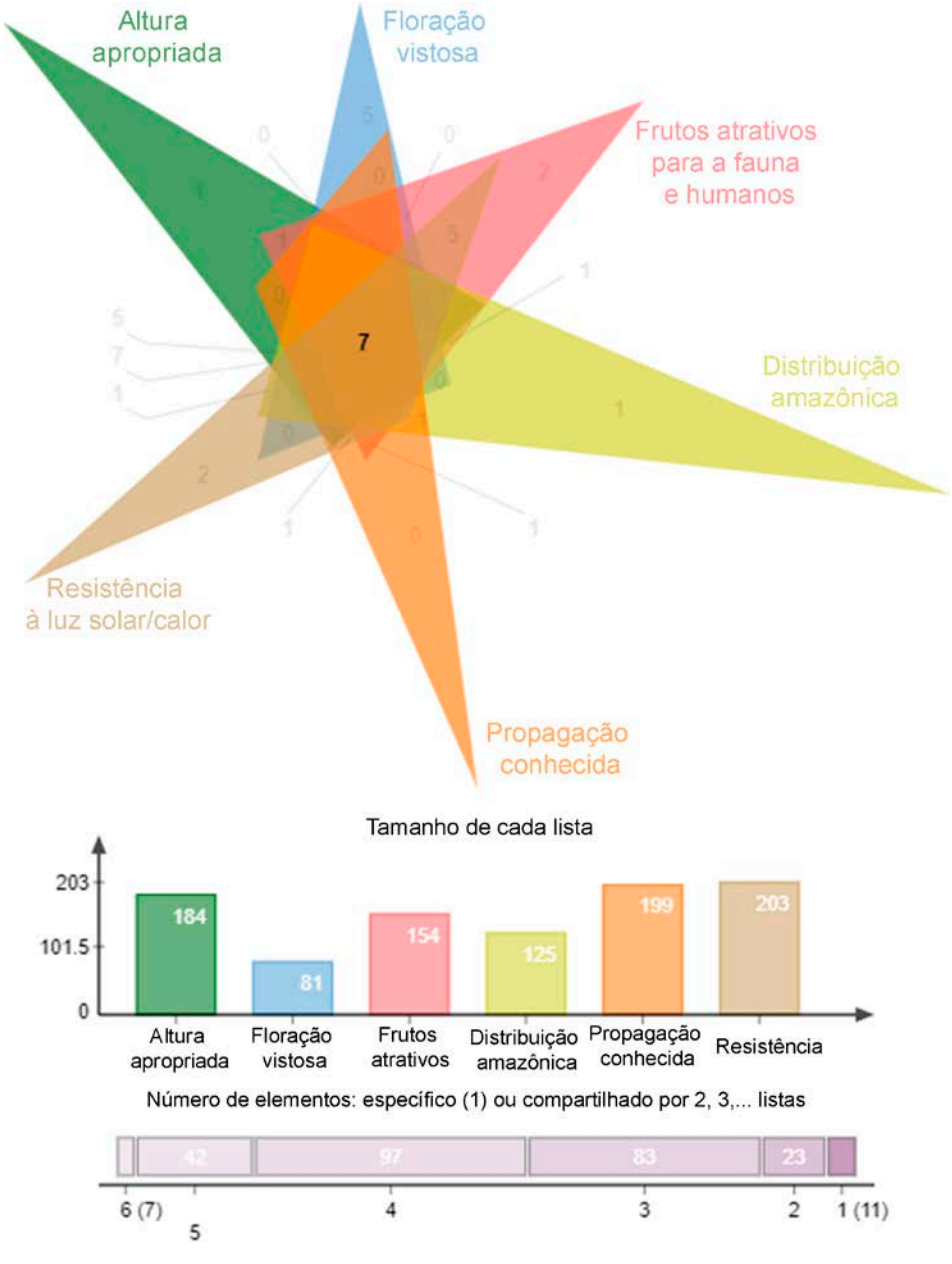


Figura 2. A. Diagrama de Venn mostrando as espécies selecionadas de acordo com as seis características desejáveis. B. Gráfico mostrando o número de espécies arbóreas agrupadas por critério (A. Altura apropriada, B. Floração vistosa, C. Frutos atrativos para a fauna e humanos, D. Distribuição amazônica, E. Propagação conhecida, F. Resistência à luz solar/calor).

Em termos de exclusão das espécies da lista, os critérios determinantes foram o valor ornamental (69,2%) e a distribuição geográfica (52,5%), seguidos daquelas com frutos não comestíveis (41,4%), altura excessiva (30%), ausência de conhecimentos sobre propagação (24,3%) e pouca resistência à luz solar (22,8%). Se parques e áreas abertas forem consideradas para arborização, é possível fazer uma lista que não possua uma limitação de altura, em que constem espécies como *Hymenaea*

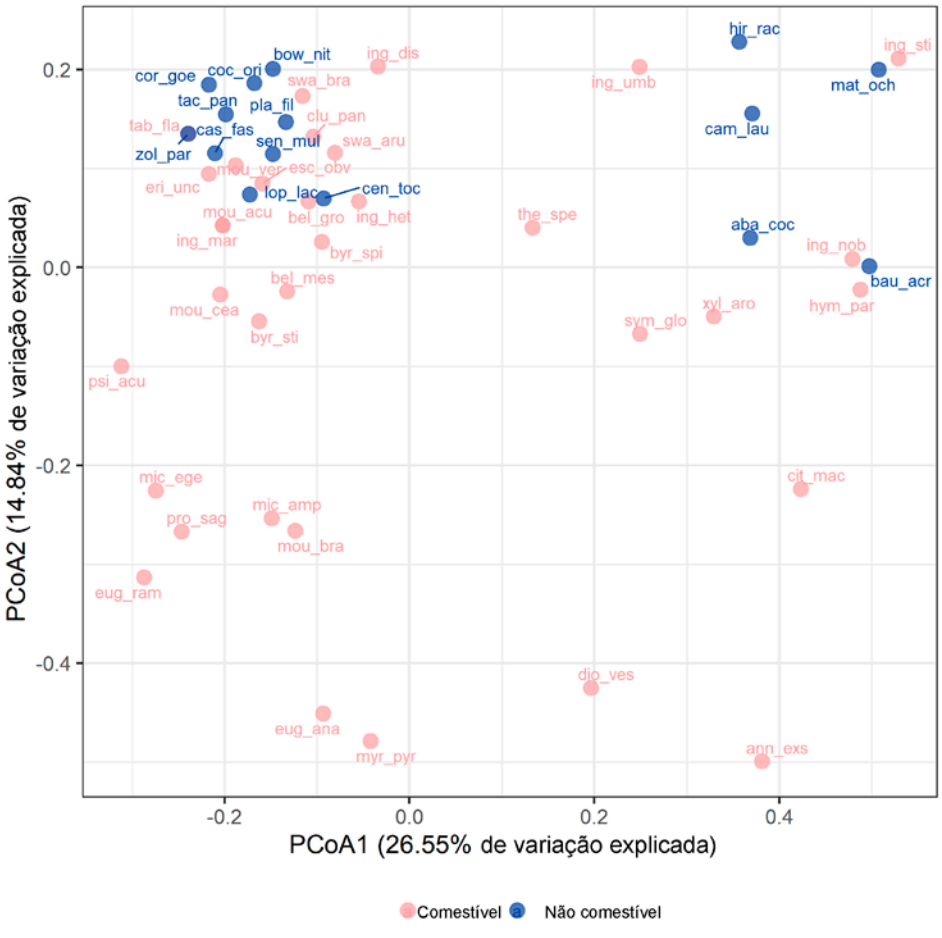


Figura 3. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) baseada na dissimilaridade das árvores calculada utilizando a Distância Generalizada de Gower. Espécies são indicadas por um código com 6-letras (separadas por travessão "_"), sendo as três primeiras letras do gênero e as últimas três, as primeiras do nome da espécie, considerando frutos comestíveis e não comestíveis para a fauna.

parvifolia (Fabaceae), *Eschweilera obversa* (Lecythidaceae) e *Ersima uncinatum* (Vochysiaceae). Na análise PCoA, as espécies representadas perto uma da outra são mais parecidas do que as situadas distantes uma da outra (Figura 3).

A seleção de plantas com valor ornamental é justificada (Figura 4), pois trata-se de um dos desejos mais frequentemente manifestados pela população local e que também faz mais sentido para a conexão das pessoas com a natureza, seguindo as metas 1 e 2 de Aichi (CBD, 2013). A escolha de árvores com frutos comestíveis tem como objetivo encorajar a vida silvestre (aves, mamíferos) no reverdecimento das cidades. Apontamos também que a falta de conhecimento sobre propagação e cultivo de diversas espécies é um assunto de interesse para profissionais de conservação e horticultura e, sendo assim, nosso trabalho também lista quais são esses gêneros que precisam de mais pesquisas relativas à germinação de sementes (ver Zappi et al., 2022). Graças ao critério de resistência, tentamos evitar indicação de

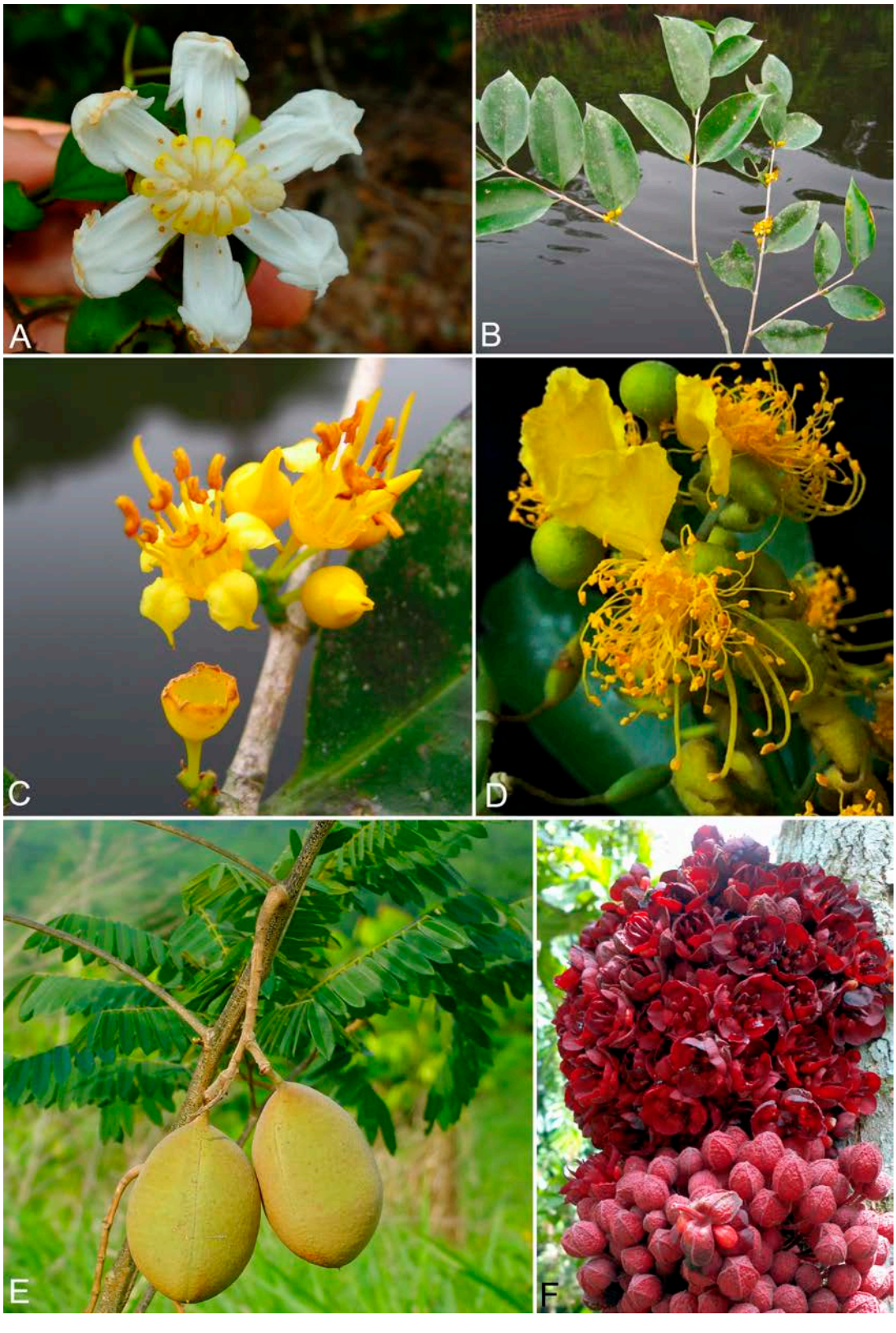


Figura 4. Imagens das espécies arbóreas selecionadas por meio do sistema de ranqueamento e que atingem todos os seis critérios (A. Flor de *Bellucia grossularioides*, B-C. *Mouriri acutiflora*, hábito e flor, D. Flores de *Swartzia brachyrhachis*, E. Fruto de *Swartzia arumateuana*, F. Caulifloria em *Theobroma speciosum* (D, F cortesia de L.O.A. Teixeira).

árvores de ecossistemas alagados (várzeas, igapó, sub-bosque de floresta de terra firme), pois estas talvez não consigam sobreviver sob as condições de exposição típicas de um ambiente urbano.

A falta de conhecimento sobre como obter e cultivar mudas de árvores nativas afeta o planejamento dos governos locais, mas pode representar uma oportunidade para produtores rurais coletarem sementes para plantar mudas destinadas às áreas urbanas (Ronquim et al., 2020). Porém, tal ocupação vai ao encontro dos argumentos sobre o valor da floresta em pé, potencialmente gerando empregos.

Referências

CBD, 2013. Aichi Biodiversity Targets [WWW Document]. URL https://www.cbd.int/sp/targets/ (accessed 11.26.21).

Faegri, K., Pijl, L.V.D., 2013. Principles of pollination ecology. Elsevier.

Heberle, H., Meirelles, G.V., da Silva, F.R., Telles, G.P., Minghim, R., 2015. InteractiVenn: a web-based tool for the analysis of sets through Venn diagrams. 16, 169. https://doi.org/10.1186/s12859-015-0611-3

Munduruku, D.K., Mesquita, N. dos S., Guedes, T.M., Munduruku, I.B.K., Maestri, M.P., Sousa, S.F. de, 2019. Percepção ambiental e arborização urbana na praça do pescador e do parque da cidade, localizadas em Santarém, PA. 9, 1-9. https://doi.org/10.6008/CBPC2237-9290.2019.003.0001

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, H., 2010. vegan: Community Ecology Package.

Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.-B., Gachet, S., Daniel, H., 2009. On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. 118, 391-402. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16668.x

R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. vs. 4.0.1. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria.

REFLORA, 2020, 2021, 2022. Reflora – Virtual Herbarium. http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ (accessed 11.1.22).

Ronquim, C.C., Alvarez, I.A., Cipriani, H.N., Simonetti, J.C., 2020. Avaliação dos viveiros produtores de mudas florestais nativas de Rondônia. EMBRAPA Territorial, Campinas.

speciesLink, 2022. https://specieslink.net/ (accessed 11.1.22)

Thioulouse, J., Dray, S., Dufour, A.-B., Siberchicot, A., Jombart, T., Pavoine, S., 2018. Multivariate Analysis of Ecological Data with ade4. Springer New York, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-8850-1

Zappi, D.C., Lovo, J., Hiura, A., Andrino, C.O., Barbosa-Silva, R.G., Martello, F., Gadelha-Silva, L., Viana, P.L., Giannini, T.C., 2022. Telling the wood from the trees: ranking a tree species list to aid urban afforestation in the Amazon. 14, 1321. https://doi.org/10.3390/su14031321

Contribuições para conservação e mitigação das mudanças globais

16

Recursos genéticos e conservação da biodiversidade

Michele Molina, Alexandre Aleixo, Guilherme Oliveira, Santelmo Vasconcelos

Recursos genéticos na conservação

A região da Floresta Nacional (Flona) de Carajás é reconhecida como área de elevada biodiversidade, evidenciando a importância estratégica da região para a conservação de espécies do bioma amazônico. Uma ampla caracterização da biodiversidade se faz necessária e urgente para o entendimento desse ecossistema. Contudo, o levantamento de espécies envolve a difícil tarefa de identificação e descrição taxonômica, que depende de uma minuciosa análise morfológica de taxonomistas especialistas, e tais profissionais muitas vezes são escassos e não estão uniformemente distribuídos para toda a diversidade biológica.

Nesse contexto, ferramentas de biologia molecular vêm sendo empregadas com sucesso para acessar de forma ágil e robusta a composição da diversidade das populações naturais e caracterizar geneticamente espécies críticas para a manutenção dos serviços ecossistêmicos. Além disso, a utilização de informações genéticas supera alguns problemas impostos pela identificação morfológica tradicional, como a ocorrência de convergência adaptativa, que pode resultar na interpretação errônea de homoplasias (Hebert & Barrett, 2005), além da plasticidade fenotípica de caracteres usados para identificação de espécies (Kress & Erickson, 2007).

DNA *barcodes* e a caracterização da biodiversidade

Apesar de haver uma grande variedade de componentes do material genético que são utilizados para determinar a identidade das espécies eucarióticas, os pequenos genomas acessórios presentes nas mitocôndrias (mitogenomas), e nos cloroplastos (plastomas) para as plantas, têm sido amplamente empregados para a caracterização genética. Os mitogenomas podem variar bastante em tamanho e conteúdo gênico entre os diferentes grupos biológicos, apresentando padrões mais

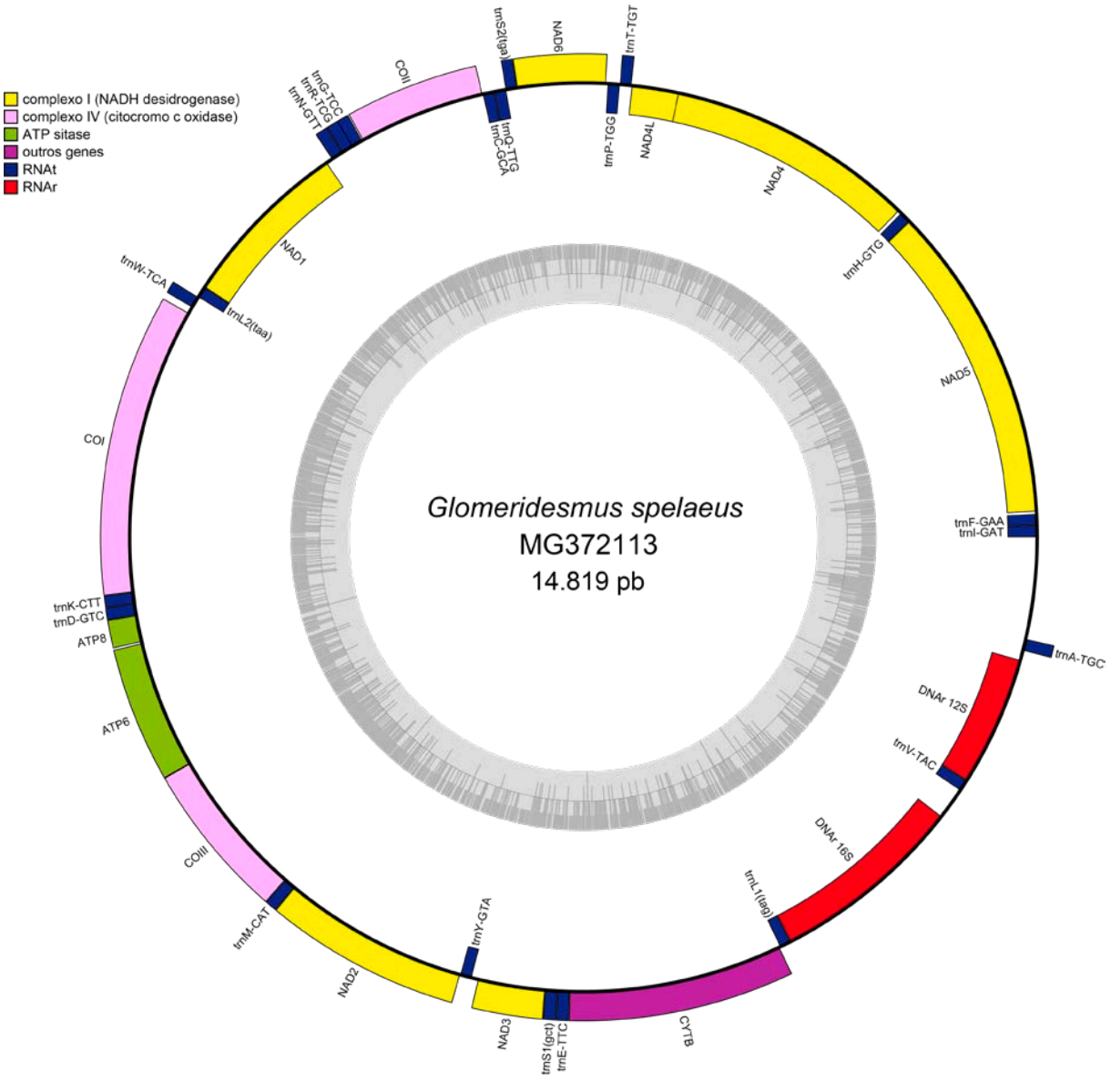


Figura 1. Mapa do genoma mitocondrial de *Glomeridesmus spelaeus* (Diplopoda, Glomeridesmida, Glomeridesmidae), um milípede cavernícola endêmico da região da Serra dos Carajás, adaptado de Nunes et al. (2020).

conservados nas espécies animais, os quais variam de 13 a 20 mil pares de bases (pb) (Figura 1) em média. Já os genomas mitocondriais de fungos e plantas podem facilmente chegar a mais de 10-20 vezes esse tamanho (Bock & Knoop, 2012). Por outro lado, as taxas mutacionais apresentadas pelo DNA mitocondrial animal são aproximadamente 100 vezes mais altas, podendo, assim, ser amplamente utilizadas na delimitação de espécies e mesmo em estudos populacionais (Hebert et al., 2003; Bock & Knoop, 2012). De fato, apenas uma porção do gene mitocondrial da subunidade 1 da enzima citocromo c oxidase (COI), com cerca de 700 pb, tem sido mais frequentemente utilizada como códigos de barra de DNA (do inglês DNA *barcodes*) para os táxons animais.

No entanto, os mitogenomas não são informativos para a identificação de fungos e plantas, levando em consideração as taxas mutacionais reduzidas em ambos os grupos. Dessa forma, outras porções do DNA têm sido testadas e validadas como *barcodes* para estes grupos de organismos. No caso dos fungos, a região espaçadora interna transcrita (ITS, do inglês *Internal Transcribed Spacer*) do DNAr 45S do genoma nuclear apresenta níveis satisfatórios de variação entre espécies, sendo universalmente empregada para a caracterização taxonômica (Schoch et al., 2012). Já para as plantas, o processo de escolha, validação e aplicação ampla de *barcodes* universais foi amplamente dificultado pela ausência de um padrão geral de diversificação nucleotídica em porções genômicas equivalentes entre espécies, ou mesmo em níveis taxonômicos superiores. De fato, os plastomas (Figura 2) apresentam taxas mutacionais mais elevadas que os mitogenomas vegetais, com diversos genes e regiões não codificantes dos genomas plastidiais sendo empregadas em análises de relações evolutivas entre táxons de plantas. Os genes da subunidade grande da enzima ribulose-1,5-bisfosfato carboxilase oxigenasse (rbcL) e da maturase K (matK) são utilizados com maior frequência, com o ITS nuclear tendo um papel importante como *barcode* vegetal complementar. Ainda assim, vale salientar que a aceitação ampla dos *barcodes* "oficiais" tem sido mais difícil entre botânicos, justamente pela dificuldade de padronização de marcadores genéticos e protocolos analíticos (Hollingsworth et al., 2011, Vasconcelos et al., 2021).

No ano de 2011, o consórcio International Barcode of Life (https://www.ibol.org) implementou uma ampla base de dados genéticos da diversidade de espécies de eucariotos de todo o planeta, o Barcode of Life Data (BOLD) Systems (https://www.boldsystems.org), buscando um amplo alcance das informações e a padronização de procedimentos para a obtenção de dados de alta qualidade. Diversas instituições nacionais e internacionais têm contribuído fortemente com a produção de DNA *barcodes* desde a implementação do BOLD Systems, com a base de dados contando atualmente com mais de 13 milhões de espécimes de aproximadamente 350 mil espécies com sequências depositadas e validadas. No entanto, a proporção de cobertura taxonômica dos dados disponíveis é amplamente desigual, principalmente quando considerados os táxons mais diversificados e de ocorrência em regiões tropicais (Tabela 1). Entre os grupos animais, os Chordata apresentam a maior proporção de cobertura, com 36,24% das 122.224 espécies com dados genéticos

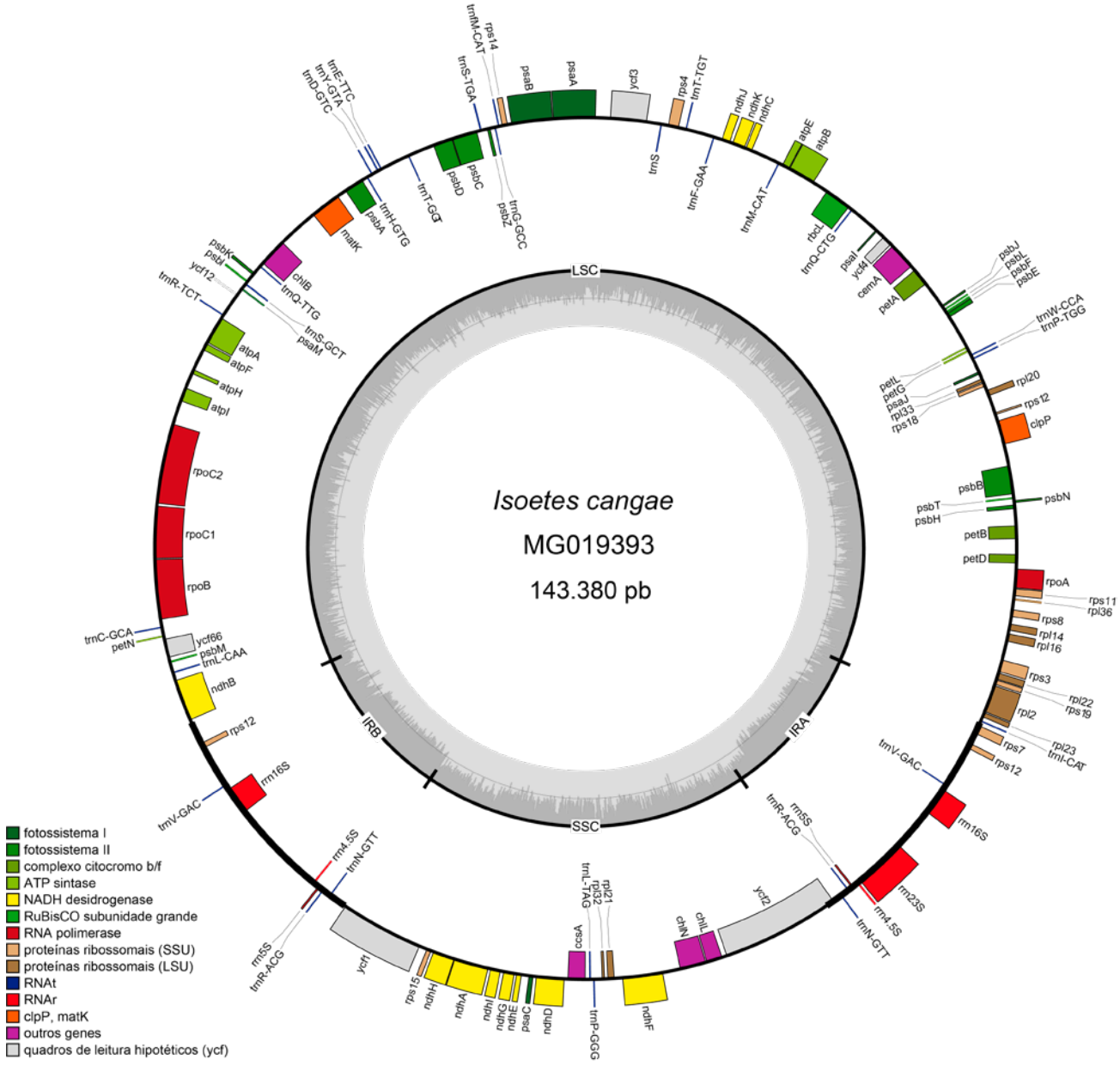


Figura 2. Mapa do genoma plastidial de *Isoetes cangae* (Lycopodiopsida, Isoetales, Isoetaceae), uma licófita aquática microendêmica da região da Serra dos Carajás, adaptado de Nunes et al. (2017).

disponíveis, enquanto os Brachiopoda têm a pior representatividade, com apenas 0,30% de espécies com *barcodes*. No caso de Arthropoda, o filo mais diversificado dentre os eucariotos, há sequências de referência disponíveis para 283.540 das 1.343.184 espécies descritas (21,11%). O cenário não é diferente para os grupos de fungos e plantas, com os grupos de maior diversidade de espécies figurando entre os piores em termos de representatividade na base de *barcodes* (Tabela 1).

Tabela 1. Grupos de eucariotos com DNA *barcodes* depositados na base de dados BOLD Systems (https://www.boldsystems.org). Apenas os filos de animais, fungos e plantas com pelo menos mil espécies válidas descritas foram listados, considerando os dados disponíveis no GBIF (https://www.gbif.org).

Grupo	N. espécies	Espécies com barcodes	% de espécies com barcodes	Espécimes com barcodes
Animalia				
Acanthocephala	1.498	108	7,21%	1.903
Annelida	25.003	6.908	27,63%	90.821
Arthropoda	1.343.184	283.540	21,11%	11.296.372
Brachiopoda	13.559	40	0,30%	241
Bryozoa	23.606	524	2,22%	3.126
Chordata	122.224	44.299	36,24%	744.370
Cnidaria	23.989	3.527	14,70%	23.146
Echinodermata	16.206	2.827	17,44%	43.487
Mollusca	174.204	20.426	11,73%	224.081
Nematoda	21.130	1.760	8,33%	17.772
Nemertea	1.535	559	36,42%	5.849
Platyhelminthes	26.942	1.110	4,12%	11.542
Porifera	12.623	1.680	13,31%	6.364
Rotifera	2.282	612	26,82%	10.698
Tardigrada	1.425	375	26,32%	2.375
Fungi				
Ascomycota	109.860	17.536	15,96%	84.978
Basidiomycota	55.508	13.619	24,54%	62.147
Chytridiomycota	1.123	76	6,77%	231
Myxomycota	1.184	158	13,34%	223
Zygomycota	1.192	521	43,71%	3.173
Plantae				
Bryophyta *s.l.**	38.678	1.866	4,82%	7.194
Charophyta + Chlorophyta	5.792	1.847	31,89%	5.891
Rhodophyta	4.184	3.384	80,88%	28.229
Tracheophyta	489.843	74.317	15,17%	268.324

*Bryophyta *s.l.* é um grupo não monofilético abrangendo três filos de plantas terrestres avasculares, sendo Anthocerophyta (antóceros), Bryophyta (musgos) e Marchantiophyta (hepáticas).

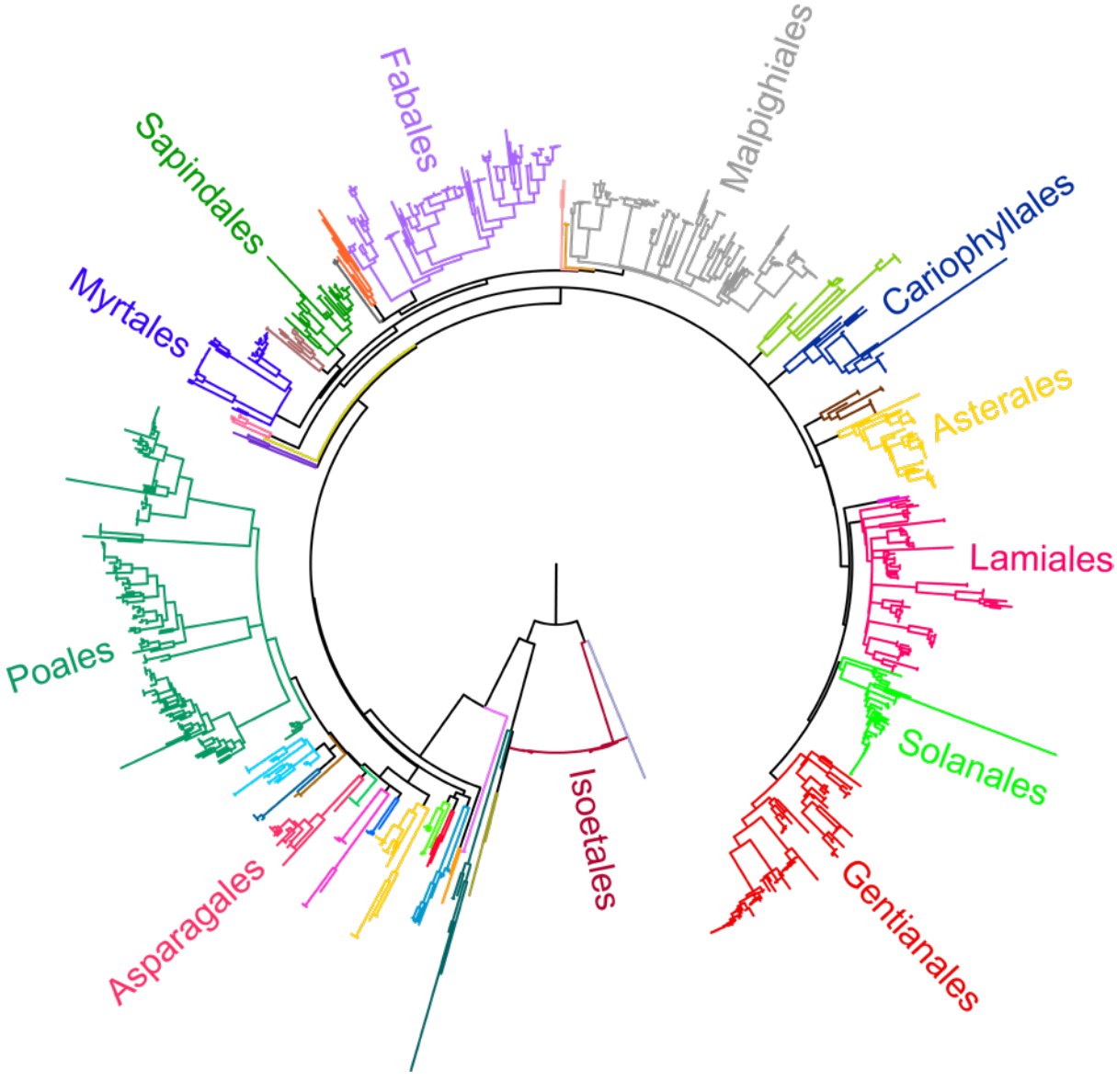


Figura 3. Reconstrução filogenética com base em dados de DNA *barcodes* da flora das cangas da Serra dos Carajás, evidenciando os principais grupos de plantas vasculares observados na região, adaptado de Vasconcelos et al. (2021).

As plantas vasculares (Tracheophyta) apresentam uma imensa diversidade ecológica, sendo componentes majoritários em termos de biomassa dos ecossistemas das florestas tropicais. No entanto, uma fração muito pequena dessa diversidade florística foi propriamente estudada e catalogada, especialmente em biomas de distribuição geográfica mais ampla, como no caso da bacia amazônica. Como mencionado anteriormente, a diversidade genética desses ambientes é ainda menos conhecida, acompanhando a baixíssima disponibilidade de tratamentos taxonômicos mais abrangentes de floras locais.

Diversidade da Floresta Nacional de Carajás

Na Amazônia, a região das cangas da Floresta Nacional de Carajás é a única com um levantamento florístico completo disponível, contando com tratamentos taxonômicos direcionados a todas as famílias de plantas vasculares descritas (Mota et al., 2018; Salino et al., 2018). Conta também com a descrição e implementação de uma biblioteca abrangente de referências genéticas baseadas em DNA *barcodes* para a flora (Figura 3), com uma cobertura de quase 80% das espécies endêmicas da flora vascular com informações genéticas geradas e depositadas em bases de dados públicas (Vasconcelos et al., 2021). Assim, a disponibilização dessa ampla gama de informações levantadas sobre a flora da região tem se mostrado essencial para o direcionamento de medidas de conservação de espécies e manutenção dos serviços ecossistêmicos, principalmente considerando os altos índices de endemismo descritos para a Serra dos Carajás (Giulietti et al., 2019). Adicionalmente, com a validação da aplicação de DNA *metabarcoding* para levantamento da diversidade de plantas por meio de amostragem composta (Vasconcelos et al., 2021) ou indireta com DNA ambiental (Martins et al., 2021), o acesso à composição vegetal de áreas de monitoramento na Serra dos Carajás pôde ser obtido com maior agilidade e eficiência, utilizando abordagens de sequenciamento massivo de DNA e análises direcionadas viabilizadas pela disponibilidade de uma biblioteca de referências genéticas para a região. Finalmente, no contexto do projeto Capital Natural, coletamos amostras das cascas de 2 mil espécimes de árvores da floresta (350 espécies – ver Capítulo 2 sobre a flora) que serão analisadas utilizando-se DNA *barcode* para aumentar a cobertura do conhecimento sobre a flora da floresta de Carajás.

Neste âmbito, além da consolidação do amplo banco de referências genéticas da flora da Floresta Nacional de Carajás, há também um esforço crescente na construção de uma biblioteca semelhante para os artrópodes da região, tendo em vista a vasta importância deste grupo animal para serviços ecossistêmicos fundamentais como polinização, dispersão e decomposição (ver Capítulo 3). O empenho vem sendo realizado inicialmente para espécies de abelhas e borboletas da Flona de Carajás, também visando ampliar o conhecimento relacionado às espécies de invertebrados polinizadores da região, assim como viabilizar posteriormente estudos de interação entre espécies, além da aplicação de DNA *metabarcoding* para monitoramento da diversidade de invertebrados. Ao todo, 90 espécies de insetos (54 de

abelhas e 36 de borboletas) já foram referenciadas geneticamente com o propósito de ampliar não apenas a lista de espécies dessas ordens inclusas na biblioteca de *barcodes*, mas também contemplar outras ordens de invertebrados, por exemplo, Araneae, Coleoptera e Diptera, nos próximos anos.

Referências

Bock, R., Knoop, V., 2012. Genomics of chloroplasts and mitochondria. Springer, Dordrecht. 475 p.

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., 2019. Edaphic endemism in the Amazon: vascular plants of the canga of Carajás, Brazil. 85, 357-383. https://doi.org/10.1007/s12229-019-09214-x

Hebert, P.D.N., Ratnasinghan, S., deWaard, J. R., 2003. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. 270, S96-S99. https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0025

Hebert, P.D.N., Barrett, R.D.H., 2005. Reply to the comment by L. Prendini on Identifying spiders through DNA barcodes. 83, 505-506. https://doi.org/10.1139/z05-02

Hollingsworth, P.M., Graham, S.W., Little, D.P., 2011. Choosing and using a plant DNA barcode. 6, e19254. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0019254

Kress, W. J., Erickson, D. L., 2007. A two-locus global DNA barcode for land plants: The coding rbcL gene complements the non-coding trnH-psbA spacer region. 2, e508. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0000508

Martins, V.C.C., Nunes, G. L., Oliveira, R.R.M., Silva, R.L.S., Alves, R., Vasconcelos, S., Oliveira, G., 2021. Monitoramento da biodiversidade da flora de canga, Serra dos Carajás, Pará, através de DNA *metabarcoding*. Relatório Técnico ITV DS, N003/2021. https://doi.org/10.29223/PROD.TEC.ITV.DS.2021.03.Martins

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., 2018. Amazon canga: the unique vegetation of Carajás revealed by the list of seed plants. 69, 1435-1488. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869336

Nunes, G. L., Oliveira, R.R.M., Guimarães, J.T.F., Giulietti, A.M., Caldeira, C., Vasconcelos, S., Pires, E., Dias, M., Watanabe, M., Pereira, J., Jaffé, R., Bandeira, C.H.M.M., Carvalho-Filho, N., Silva, E.F., Rodrigues, T.M., Santos, F.M.G., Fernandes, T., Castilho, A., Souza-Filho, P.W.M., Imperatriz-Fonseca, V., Siqueira, J.O., Alves, R., Oliveira, G., 2018. Quillworts from the Amazon: A multidisciplinary populational study on *Isoetes serracarajensis* and *Isoetes cangae*. 13, e0201417. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0201417

Nunes, G.L., Oliveira, R.R.M., Pires, E.S., Pietrobon, T., Prous, X., Oliveira, G., Vasconcelos, S., 2020. Complete mitochondrial genome of *Glomeridesmus spelaeus* (Diplopoda, Glomeridesmida), a troglobitic species from iron-ore

caves in Eastern Amazon. 5, 3290-3291. https://doi.org/10.1080/23802359.2020.1812450

Salino, A., Arruda, A.J., Almeida, T.E., 2018. Ferns and lycophytes from Serra dos Carajás, an Eastern Amazonian mountain range. 69, 1417-1434. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869335

Schoch, C.L., Seifert, K.A., Huhndorf, S., Robert, V., Spouge, J.L., Levesque, C.A., Chen, W., 2012. Nuclear ribosomal internal transcribed spacer (ITS) region as a universal DNA barcode marker for Fungi. 109, 6241-6246. https://doi.org/10.1073/pnas.1117018109

Trajano, E., 2010. Políticas de conservação e critérios ambientais: princípios, conceitos e protocolos. Estudos Avançados, 24, 135-146.

Vasconcelos, S., Nunes, G.L., Dias, M.C., Lorena, J., Oliveira, R.R.M., Lima, T.G.L., Pires, E.S., Valadares, R.B.S., Alves, R., Watanabe, M.T.C., Zappi, D.C., Hiura, A.L., Pastore, M., Vasconcelos, L.V., Mota, N.F.O., Viana, P.L., Gil, A.S.B., Simões, A.O., Imperatriz-Fonseca, V.L., Harley, R.M., Giulietti, A.M., Oliveira, G., 2021. Unraveling the plant diversity of the Amazonian canga through DNA barcoding. 11, 13348-13362. https://doi.org/10.1002/ece3.8057

17

A hierarquia de mitigação como princípio para o uso sustentável da floresta e seus recursos naturais

Priscila Sanjuan, Taise Pinheiro, Markus Gastauer

Contextualização

Questões que envolvem a sustentabilidade ambiental têm sido uma preocupação recorrente ao longo da história da humanidade, estando presente em diversas culturas e tradições. Embora a filosofia do equilíbrio entre homem e natureza já tenha sido amplamente discutida na Grécia Antiga, o termo "sustentabilidade" tornou-se popular apenas em 1987, com a publicação do relatório *Nosso futuro comum*, produzido pelo Comitê de Meio Ambiente das Nações Unidas. Nesse documento, o conceito de desenvolvimento sustentável foi definido como "o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender às suas próprias necessidades".

A sustentabilidade abrange questões econômicas, sociais e ambientais, tendo sido incorporada em políticas públicas, práticas empresariais e decisões individuais ao redor do mundo. A popularização do conceito também faz aumentar a percepção da sociedade em relação à necessidade da conciliação do desenvolvimento socioeconômico com a proteção do capital natural no planejamento de um futuro mais sustentável. Hoje, o combate à fome, à pobreza, à desigualdade, às mudanças climáticas, à escassez de recursos naturais e à perda de biodiversidade exige não só soluções rápidas e eficazes, mas também uma gestão adequada do capital natural, a fim de garantir a sua preservação e a utilização dos recursos de forma equilibrada e justa.

O princípio da hierarquia da mitigação de impactos

Embora o uso de energias renováveis, a redução de desperdício, a reciclagem e os investimentos em tecnologias mais limpas e eficientes sejam ferramentas

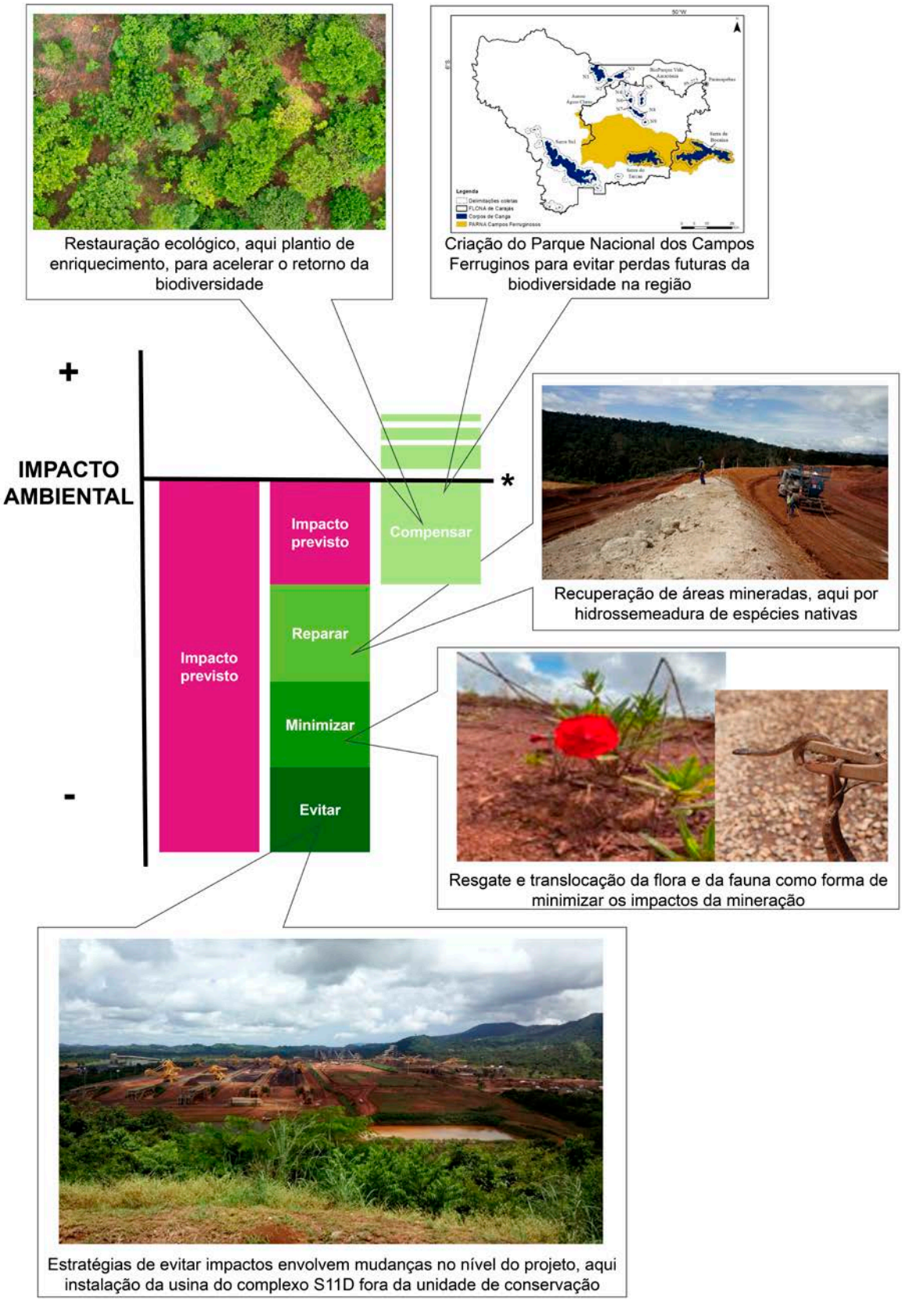


Figura 1. Princípio da hierarquia de mitigação de impactos com alguns exemplos para nortear o uso sustentável do capital natural. (Fotos: André Luiz de Rezende Cardoso, Markus Gastauer).

imprescindíveis para tornar o nosso futuro cada vez mais sustentável, a exploração mineral ainda precisa avançar sobre ecossistemas naturais para disponibilizar as matérias-primas necessárias para a descarbonização da indústria (Sonter et al. 2020). Para que isso aconteça de forma organizada, o Conselho Internacional de Mineração e Metais (ICMM, do inglês International Council on Mining and Metals) publicou recomendações para a mitigação dos impactos sobre a biodiversidade e o capital natural. Esse ordenamento, denominado Hierarquia de Mitigação de Impactos (HMI), estabelece uma sequência lógica de ações para mitigar impactos ambientais negativos, apoiado nos seguintes pilares (Figura 1):

1. Evitar impactos ambientais, buscando alternativas que causem o menor impacto ambiental possível;
2. Minimizar os impactos ambientais durante a execução do projeto por meio de períodos de repouso para populações na caça ou na pesca, resgate de fauna e flora durante a supressão, programas de controle de poeira e sedimentos para proteger recursos hídricos, entre outros;
3. Reparar danos causados aos ecossistemas graças à recuperação de áreas degradadas; e
4. Compensar os impactos residuais quando a redução não for possível; ações compensatórias podem envolver a restauração ecológica ou a criação de programas de conservação.

Dessa forma, a rigorosa aplicação da HMI garante a redução dos impactos ambientais negativos em todas as fases de diferentes atividades econômicas, assegurando a continuidade dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela natureza.

Compensação de impacto residual

O impacto residual de projetos necessita ser compensado quando não é possível evitar, mitigar e recuperar danos ambientais. A compensação é um mecanismo que busca equilibrar as perdas ambientais causadas por uma atividade econômica e pode ser realizada graças à proteção ou restauração de áreas naturais, à criação de programas de conservação de espécies ou à implementação de medidas para reduzir os impactos de outras atividades similares. Como resultado, a compensação cria ganhos diretos para a biodiversidade (restauração) ou previne a degradação futura de habitats por meio de sua proteção. A ideia é que, ao prevenir a degradação ambiental futura, sejam preservadas as funções e os serviços ecossistêmicos.

Para que a compensação seja efetiva, é importante atender três princípios básicos (Damiens et al., 2021). Primeiro, a *Equivalência*, que é a garantia que a compensação é proporcional aos impactos gerados pelo empreendimento ou atividade. Ou seja, a compensação ambiental deve ser capaz de restaurar ou preservar os recursos naturais afetados de forma semelhante ou equivalente aos danos causados,

considerando espécies, habitats e proximidade espacial. Segundo as ações de compensação devem ser planejadas de forma a garantir a sua *Permanência* no longo prazo. É importante que as áreas destinadas à compensação ambiental sejam protegidas e mantidas adequadamente, para que os benefícios gerados sejam duradouros. Finalmente, a compensação ambiental deve ser *Adicional* aos esforços de conservação e proteção já existentes, de forma que as medidas de compensação vão além das obrigações legais existentes.

Para garantir que esses princípios sejam atendidos, é fundamental que a compensação ambiental seja planejada de forma criteriosa e acompanhada por profissionais especializados na recuperação e conservação do meio ambiente. Além disso, é importante que a sociedade esteja envolvida no processo de definição das medidas de compensação e na avaliação dos resultados alcançados.

Quantificar ganhos e perdas para a biodiversidade

Metodologias que quantificam o impacto ambiental devem fornecer informações sobre a magnitude e a gravidade dos impactos gerados por uma atividade sobre o meio ambiente, usando os indicadores ambientais apropriados. A análise de mudança de uso e cobertura do solo, por exemplo, é uma importante ferramenta utilizada como indicador ambiental, pois permite avaliar as alterações que ocorrem na superfície terrestre. Por meio dessa análise, é possível detectar as áreas onde houve perda de vegetação nativa e aumento da fragmentação florestal, e identificar onde atividades de conservação e de restauração geram benefícios e ganhos para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Muitas vezes, os envolvidos trabalham com cenários contrafactuais para capturar o desmatamento ou degradação evitada, buscando identificar qual seria a situação na paisagem sem implementação do projeto específico.

Há consenso que o valor de uma área para a biodiversidade é dado por seu tamanho, a importância que os habitats nele possuem e suas condições ecológicas como riqueza, diversidade, presença de espécies raras ou ameaçadas ou performance de serviços ecossistêmicos (Gastauer et al. 2013). Dessa forma, podemos definir como impacto ambiental de um projeto: o produto de (i) Área, (ii) *Importância* e (iii) *Condições*, somados sobre todos os habitats envolvidos, e comparar a soma antes, durante e após encerramento do projeto. Caso essa soma, denominada valor biótico, seja negativa, o projeto causaria perdas para a biodiversidade e o capital natural, e valores positivos indicariam ganhos.

Pesquisadores do Instituto Tecnológico Vale (ITV) desenvolveram uma metodologia para determinar a importância e as condições para um determinado habitat (Gastauer et al. no prelo). A importância é medida por meio de quatro critérios: (i) naturalidade, (ii) raridade, (iii) substitutabilidade e (iv) importância para estrutura ecossistêmica (Tabela 1). Cada critério é avaliado independentemente com escores variando de zero (valor mínimo) a cinco (valor máximo) para cada habitat. A importância é a soma dos escores dividida por 20, variando de zero a um.

Para avaliar as condições de um habitat, são utilizados indicadores relacionados à estrutura da vegetação e diversidade das comunidades (vegetação e fauna), além de processos ecológicos (Gastauer et al. 2021). Uma análise multivariada de coordenadas principais é usada para integrar todos os indicadores levantados em campo em uma única medida de qualidade ambiental; após a ordenação, a qualidade ambiental de um determinado habitat corresponde a trajetória já caminhada do estado mais degradado que existe ou existia dentro do projeto até os ecossistemas naturais de referência (Figura 2).

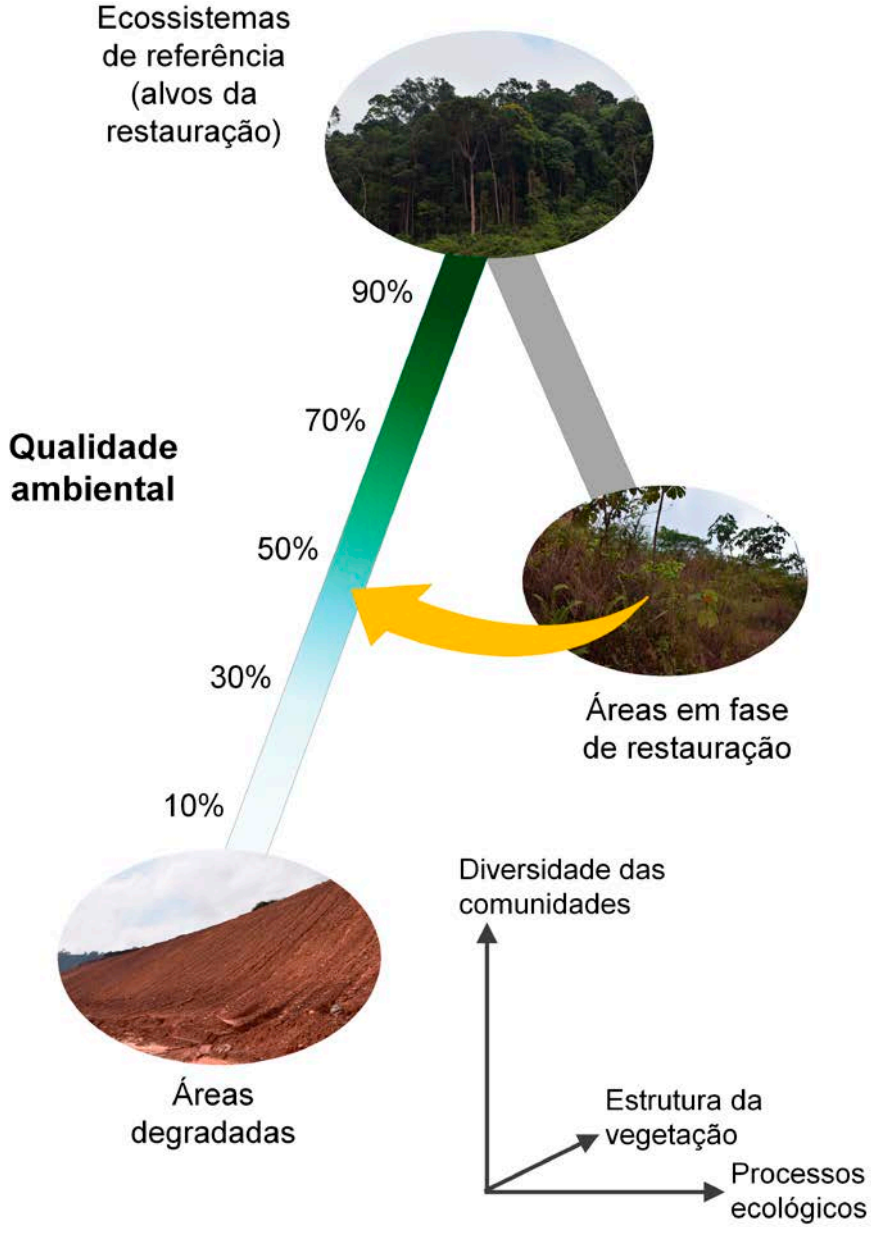


Figura 2. Detecção da qualidade ambiental integrando diferentes indicadores ambientais por meio de análise multivariada de coordenadas principais.

Tabela 1. Definição dos critérios utilizados, acompanhados por alguns exemplos para detectar a importância de habitats.

Definição	Escores	Canga	Floresta primária	Floresta secundária	Agropecuária	Área minerada
Naturalidade – grau de intervenções humanas no local, ou seja, entradas e extrações de energia e matéria, ou seus resíduos, no local	0: Áreas destruídas livres de vegetação; 1: Áreas plantadas sem vegetação nativa; 2: Áreas seminaturais como sistemas agroflorestais ou agricultura de corte e queima; 3: Áreas quase naturais com comunidades alteradas; 4: Ecossistemas naturais na sua composição representativa	4	4	3	1	0
Substitutabilidade – dimensão espacial e temporal para substituir tipos de habitats semelhantes na região	Habitats comuns na vizinhança: 0: Biocenose substituível dentro de 1 a 3 anos; 1: 3-30 anos; 2: 30-150 anos; 3: 150-300 anos; 4: >300 anos Habitas incomuns ou raros na vizinhança: 1: 1-3 anos; 2: 3-30 anos; 3: 30-150 anos; 4: >150 anos	4	4	1	0	0
Raridade/perigo – disponibilidade espacial de habitats semelhantes e sua adequação para espécies e populações raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção	0: habitats e espécies amplamente distribuídas; 1: Formações de vegetação e espécies comuns; 2: Formações de vegetação ou espécies em declínio; 3: Habitats e espécies ameaçadas; 4: Grandes remanescentes de vegetação natural e suas comunidades raras no contexto regional	4	3	3	0	0
Importância para a estrutura do ecossistema – (a) importância para espécies migratórias e fluxo gênico entre populações separadas, (b) funções tampão, por exemplo, para unidades de conservação, e (c) importância para animais com grandes territórios ou que usam diferentes habitats ou ecossistemas para esconderijo, reprodução, alimentação ou hibernação	0: A área não satisfaz nenhum dos três subcritérios; 1: A área satisfaz um dos três subcritérios; 2: A área satisfaz dois dos três subcritérios; 3: A área satisfaz todos os três subcritérios; 4: A área atende a todos os subcritérios de maneira acima da média	4	4	3	1	0

Mineração na Flona de Carajás: o papel da restauração florestal na HMI

Com a metodologia apresentada na seção anterior, os pesquisadores do ITV analisaram, em escala de paisagem, o impacto da instalação do Complexo Mineral Eliezer Batista S11D – Canaã dos Carajás sobre a biodiversidade na região. A área de estudo foi determinada a partir de um raio de 11 km em volta da mina e da usina (extensões no ano de 2021), e abrange parte da Floresta Nacional de Carajás. Entre o início dos estudos ambientais, para se obter a licença de instalação e operação, no ano de 2008, e o ano de 2021, os pesquisadores detectaram mudanças significativas no uso e cobertura do solo (Figura 3). Cerca de 700 hectares de cangas foram suprimidos para a extração do minério de ferro. Por outro lado, com a instalação da usina fora dos limites da unidade de conservação, evitou-se o impacto sobre os recursos naturais. Adicionalmente, extensas áreas (cerca de 3.500 hectares) de pastagens foram transformadas em florestas secundárias com projetos de restauração. Como resultado, houve ganhos para a biodiversidade que ultrapassaram as perdas devido a atividade de mineração (Figura 3).

Embora planos de manejo eficazes para características biológicas específicas sejam fundamentais para garantir "nenhuma perda líquida" (NNL do inglês *no net loss*), os nossos resultados mostram que as atividades de restauração florestal são capazes de compensar os impactos sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos promovidos pela mineração (Figura 4). Considerando outras estratégias de compensação, bem como a recuperação de minas previstas pela hierarquia de mitigação, é possível que a implementação responsável do complexo de mineração S11D seja capaz de gerar ganhos líquidos de biodiversidade na megadiversa Amazônia em médio e longo prazo.

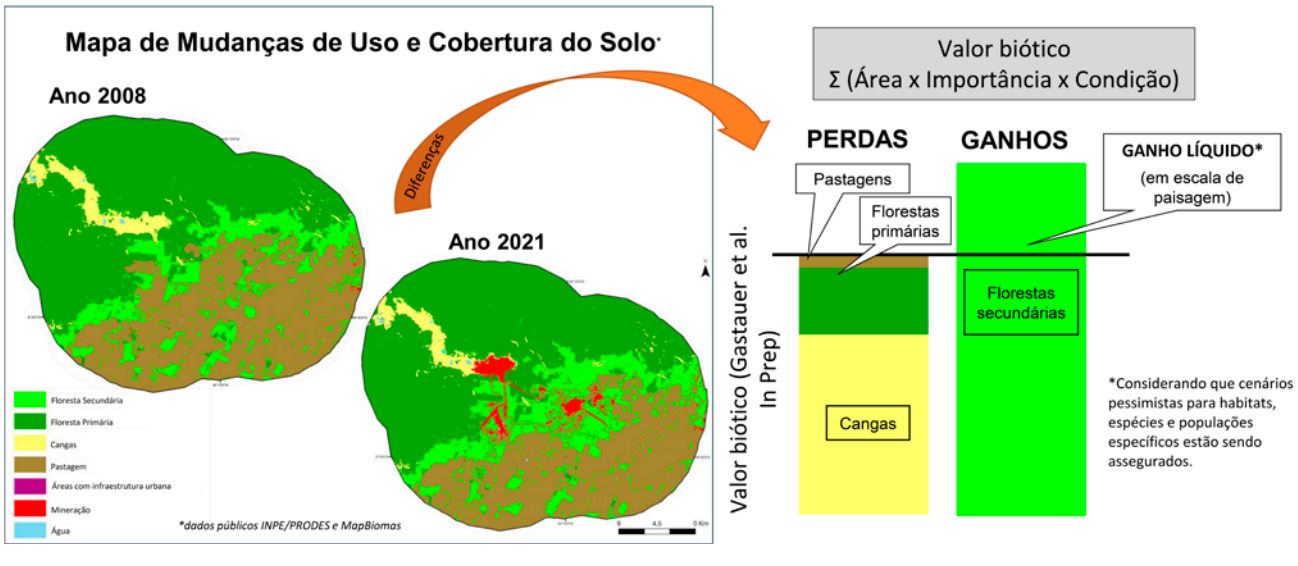


Figura 3. Metodologia desenvolvida por pesquisadores do ITV a partir de análise de mudanças de uso e cobertura do solo e quantificação de perdas e ganhos para a biodiversidade.

Figura 4. Foto aérea de uma área restaurada (acima, esquerda) com idade de aproximadamente 7 anos.

Referências

Damiens, F.L.P., Backstrom, A., Gordon, A., 2021. Governing for "no net loss" of biodiversity over the long term: challenges and pathways forward. 4, 60-74. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.012

Gastauer, M., Sarmento, P.S.M, Caldeira, C.F., Castro, A.F., Ramos, S.J, Trevelin, L.C, Jaffé, R. et al., 2021. Shannon tree diversity is a surrogate for mineland rehabilitation status. 130, 108100. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108100

Gastauer, M., Trein, L., Meira-Neto, J.A.A., Schumacher, W., 2013. Evaluation of biotope's importance for biotic resource protection by the Bonner approach. http://paperpile.com/b/Kx9epi/Jtq0 24, 193-200. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.014

Sonter, L.J., Dade, M.C., Watson, J.E.M., Valenta, R.K., 2020. Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. Nature Communications, 11, 4174. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17928-5

18

Contribuições para conservação e mitigação das mudanças globais

Sâmia Nunes, Markus Gastauer

Contexto

A conservação de ecossistemas é recomendada como a primeira estratégia de manutenção da biodiversidade e do capital natural, mas somente a Amazônia já perdeu 12% (44 milhões de hectares) de sua vegetação nativa nos últimos 37 anos, principalmente pela agropecuária (MapBiomas, 2022). A restauração, ou seja, o processo de restituir a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, ajuda a manter as formações vegetais dos diferentes biomas e, assim, gera benefícios para o meio ambiente e o desenvolvimento humano, além de ajudar a mitigar as mudanças climáticas (Nunes et al., 2020a). Hoje, estamos na Década da Restauração de Ecossistemas (2021 – 2030) (UNEP, 2021) da Organização das Nações Unidas (ONU), em um movimento global para ampliar a escala da restauração. Esse movimento está alinhado com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (OSD), também da ONU, para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima (ONU, 2023). O Brasil é signatário do Acordo de Paris (UNFCCC, 2018), um tratado internacional adotado em 2015 para medidas de redução de emissão de dióxido de carbono a partir de 2020. Durante a 26ª Conferência das Partes (COP 26) em 2021, o país se comprometeu em restaurar e reflorestar 18 milhões de hectares de florestas até 2030 e zerar o desmatamento ilegal até 2028. Porém, a restauração em larga escala é complexa, com vários desafios de implementação, técnicos, políticos, econômicos e sociais (Nunes et al., 2020a).

Historicamente, após o desmatamento (remoção completa da cobertura florestal), três principais caminhos são encontrados: (i) continuação do uso da terra em estado desmatado; (ii) abandono da área, com formação de vegetação secundária; (iii) restauração intencional da vegetação. Na Amazônia, as principais estratégias de restauração aplicadas são a condução da regeneração natural (CRN) (restauração passiva), plantio total de sementes e mudas (restauração ativa) ou uma combinação dos dois métodos (ex.: adensamento ou enriquecimento)

Figura 1. Viveiro de mudas em Carajás.

(Figura 1). A decisão sobre o melhor método depende do tempo de uso da terra, da intensidade da degradação, do potencial para regeneração natural (RN) do local (presença de banco de sementes e fragmentos florestais na vizinhança) e do objetivo da restauração (ex.: conservação ou produção para fins econômicos) (Brancalion et al., 2015). Simplificadamente, a CRN é indicada para áreas com baixa intensidade de degradação, com algum nível de banco de sementes e remanescentes florestais ao redor. Por outro lado, áreas compactadas pela alta intensidade de uso da terra e sem expressão de RN necessitam de estratégias ativas de restauração.

Adequação ambiental de propriedades rurais privadas e a Lei de Proteção da Vegetação Nativa

A maior parte da vegetação nativa no Brasil encontra-se em áreas privadas ou em áreas públicas sem destinação (Soares-Filho, 2013). Dessa forma, as estratégias de

Figura 2. Propriedade rural com vários usos da terra e ao fundo a Flona de Carajás preservada.

conservação e restauração precisam contemplar tanto as áreas públicas quanto privadas para assegurar a manutenção dos serviços ecossistêmicos da floresta. A adequação ambiental visa resolver irregularidades ambientais em propriedades rurais privadas (Figura 2). No Brasil, a conservação da vegetação nativa em áreas privadas – regulamentada pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN – Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012) – divide-se em duas principais categorias: (i) áreas de reserva legal (RL), criadas para promover o uso sustentável dos recursos naturais e a conservação da biodiversidade; e (ii) áreas de preservação permanente (APP), criadas para proteger áreas particularmente sensíveis como vegetação ripária, nascentes de rios, áreas declivosas (> 45º) e manguezais.

Após 10 anos de sua última revisão, o Brasil ainda não conseguiu avançar na implementação desta lei em duas frentes principais: frear o desmatamento e promover a recomposição da vegetação nativa em larga escala. Estudos no Brasil têm demonstrado que a proteção de APP e RL não está sendo eficiente, e o passivo florestal dessas áreas não está sendo recuperado ao longo do tempo (Nunes et al., 2016, 2019a). Localizada ao sudeste do Pará, no arco do desmatamento, a Bacia

Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI) possui uma área de aproximadamente 41.300 km² – equivalente ao tamanho da Suíça – e já perdeu 50% de suas florestas. Um estudo do Instituto Técnico Vale (ITV) apontou um passivo total (APP+RL) de 5.700 km², sendo que 58% disso deve ser recuperado e 42% poderia ser compensado via "aluguel" de floresta em outra propriedade do mesmo bioma (é o mecanismo de compensação de RL) (Nunes et al., 2019b). Esses números demonstram que a implementação da LPVN no Brasil é uma grande oportunidade para alavancar a escala da restauração no país e atender os comprometimentos nacionais em relação à restauração. Mas somente a obrigação legal não é suficiente para estimular os proprietários. São necessários medidas e incentivos adicionais como os mecanismos de pagamento por serviços ambientais (PSA), redução de taxas de juros, maiores facilidades para obtenção de crédito e suporte técnico.

Vegetação secundária

O modelo econômico de uso da terra praticado na Amazônia é muito dinâmico, com vários ciclos de corte-regeneração-corte, o que permite o crescimento de vegetação secundária (VS) (Figura 3) – que cresce na área abandonada após o desmatamento – em vários estágios de desenvolvimento (Nelson et al., 2000; Vieira et al., 2014). Em 2014, quase um quarto (22%) do total de área desmatada na Amazônia estava sob alguma forma de regeneração (TerraClass, 2014), e quase metade da VS mapeada em 2017 na Amazônia (> 5 Mha) possuía até cinco anos – devido à prática de pousio, em que o solo é deixado sem uso para restaurar parte dos nutrientes –, enquanto apenas 13% possuíam idade acima de 20 anos (1.5 Mha) (Nunes et al.,

Figura 3. Vegetação secundária em uma propriedade rural privada.

2020b). Esse mesmo estudo reafirmou a natureza efêmera da VS na Amazônia, com 72% do desmatamento em VS com até cinco anos de idade e menos de 10% do desmatamento em VS entre 11 e 32 anos, durante todo o período de análise. Ainda assim, a VS se mostrou um sumidouro de carbono na Amazônia, com um acúmulo de 8,9 Tg C por ano, em média.

A grande área de VS, seguida de altas taxas de desmatamento nos primeiros anos, enfraquece seu uso como alternativa para combater as mudanças do clima. Há implicações importantes para a baixa cobertura de VS mais madura na Amazônia, como impactos negativos na provisão de serviços ecossistêmicos e retorno da biodiversidade. Além disso, a VS é importante no contexto da implementação da legislação ambiental para reduzir as áreas de passivo e a pressão por desmatamento em floresta primária. Além disso, o monitoramento da idade, do ganho e da perda dessas áreas ajuda cientistas e tomadores de decisão a medir o balanço líquido de carbono e seus impactos nas mudanças do clima. Os estudos mostram que a área desmatada atual é o suficiente para produção de alimentos, sem precisar avançar sobre novas áreas de floresta (Griscom et al., 2017).

Dessa forma, acreditamos que a VS possui alto potencial de sequestro de carbono, recomposição da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos, desde que: (i) parte dela seja protegida do desmatamento, principalmente pelos estados (o estado do Pará é o único que possui lei específica que protege VS fora de APP e RL); (ii) a fiscalização/monitoramento seja mais eficiente, incorporando a dinâmica da VS nos sistemas anuais e de alertas oficiais e não oficiais; (iii) sejam ampliados e regulamentados programas de PSA como incentivo à manutenção dessas áreas em larga escala; (iv) os proprietários apliquem tecnologia nas áreas de agropecuária para aumentar sua eficiência, reduzindo a pressão por novos desmatamentos, e priorizem áreas de baixa aptidão agrícola para recomposição.

Desafios técnicos para a restauração em larga escala

Várias instituições têm discutido oportunidades, desafios (Aliança pela Restauração na Amazônia, 2020; Nunes et al., 2020a) e barreiras (Gastauer et al., 2020) para promover a restauração florestal em larga escala no país, como:

- Estimular arranjos produtivos com retorno econômico e conectar a demanda e a oferta para estabelecimento da cadeia de valor e escoamento de produção. Açaí, cacau e cupuaçu são exemplos para uma nova bioeconomia na Amazônia, mas outras espécies possuem potencial comercial, seja para PSA, mercados emergentes de carbono, indústria farmacêutica e cosmética ou fonte de fibra e celulose.
- Promover a CRN quando possível para reduzir os custos de implementação da restauração e aumentar os retornos líquidos.

Figura 4. Sistemas agroflorestais em meio a uma vegetação secundária.

Figura 5. Arranjo produtivo em meio a uma área desmatada.

- Desenvolver comunidades locais e viveiros para aumentar disponibilidade de sementes e mudas e de mão de obra para atender a demanda de restauração em larga escala.
- Investir em pesquisa e desenvolvimento de espécies nativas para maior eficiência (e.g. nutrição de plantas, manejo de solos, melhoramento genético) e aumentar os retornos dos plantios.
- Seleção adequada de espécies com adaptações específicas para os locais dos plantios, visando reduzir insucessos durante a implementação.
- Reduzir a competição com a agricultura, selecionando áreas de baixa aptidão agrícola para adequação ambiental.
- Implementar sistemas, preferencialmente remotos, de monitoramento eficaz para verificar, com baixo custo, a manutenção da VS, especialmente em casos que envolvem PSA ou carbono sequestrado.

Recomendações para políticas públicas

Para viabilizar a restauração florestal em larga escala, políticas públicas precisam ser criadas e intensificadas para estimular o uso econômico sustentável das

florestas nativas e restauradas, fomentando a cadeia produtiva, a bioeconomia e investindo em arranjos produtivos como os sistemas agroflorestais. Incentivos efetivos como PSA, regulamentação do mercado de carbono e acesso a crédito são necessários, bem como a proteção da VS para estimular a restauração em propriedades privadas, reduzir o passivo ambiental e aumentar o sequestro de carbono (Figuras 4-5). É preciso combinar esses incentivos com ações que fortalecem o comando e controle e com a implementação de leis, políticas e compromissos que já existem (ex.: cadastro ambiental rural, programa de regularização ambiental, compromissos brasileiros nas COPs, Política Nacional para Recuperação da Vegetação Nativa), além de se incluir o setor privado nas parcerias com governos, comunidade e instituições de ensino e pesquisa. A restauração florestal em larga escala pode beneficiar e contribuir para a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos, para a mitigação das mudanças climáticas e para o desenvolvimento sustentável.

Referências

Aliança pela Restauração na Amazônia, 2020. Panorama e caminhos para a restauração de paisagens florestais na Amazônia. Position paper, 16.

Brancalion, P.H.S., Gandolfi, S., Rodrigues, R.R., 2015. Restauração florestal, 1st ed. Oficina de Textos, São Paulo, SP.

Gastauer, M., Cavalcante, R.B.L., Caldeira, C.F., Nunes, S. de S., 2020. Structural hurdles to large-scale forest restoration in the Brazilian Amazon. Frontiers in Ecology and Evolution, 8.

Griscom, B.W., Adams, J., Ellis, P.W., Houghton, R.A., Lomax, G., Miteva, D.A., Schlesinger, W.H., Shoch, D., Siikamäki, J.V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R.T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M.R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S.M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F.E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E., Fargione, J., 2017. Natural climate solutions. 114, 11645-11650. https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114

MapBiomas, 2022. Relatório anual do desmatamento no Brasil. São Paulo, SP.

Nelson, R.F., Kimes, D.S., Salas, W.A., Routhier, M., 2000. Secondary forest age and tropical forest biomass estimation using thematic mapper imagerysingle-year tropical forest age classes, a surrogate for standing biomass, cannot be reliably identified using single-date tm imagery. 50, 419-431. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0419:SFAATF]2.0.CO;2

Nunes, S., Barlow, J., Gardner, T., Sales, M., Monteiro, D., Souza, C., 2019a. Uncertainties in assessing the extent and legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. 82, 37-47. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.051

Nunes, S., Cavalcante, R.B.L., Nascimento, W.R., Souza-Filho, P.W.M., Santos, D., 2019b. Potential for Forest restoration and deficit compensation in

Itacaiúnas watershed, southeastern Brazilian Amazon. 10, 439. https://doi.org/10.3390/f10050439

Nunes, S., Gardner, T., Barlow, J., Martins, H., Salomão, R., Monteiro, D., Souza, C., 2016. Compensating for past deforestation: Assessing the legal forest surplus and deficit of the state of Pará, eastern Amazonia. 57, 749-758. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.04.022

Nunes, S., Gastauer, M., Cavalcante, R.B.L., Ramos, S.J., Caldeira, C.F., Silva, D., Rodrigues, R.R., Salomão, R., Oliveira, M., Souza-Filho, P.W.M., Siqueira, J.O., 2020a. Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. 466, 118120. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118120

Nunes, S., Oliveira, L., Siqueira, J., Morton, D.C., Souza, C.M., 2020b. Unmasking secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon. 15, 034057. https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab76db

ONU, 2023. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. As Nações Unidas no Brasil [WWW Document]. URL https://brasil.un.org/pt-br/sdgs (accessed 2.16.23).

Soares-Filho, B.S., 2013. Impacto da revisão do Código Florestal: como viabilizar o grande desafio adiante? 28.

TerraClass, 2014. Projeto TerraClass 2014 [WWW Document]. URL http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2014.php (accessed 1.23.19).

UNEP, 2021. Década da Restauração de Ecossistemas [WWW Document]. UNEP – UN Environment Programme. URL http://www.unep.org/pt-br/explore-topics/ecosystems-and-biodiversity/o-que-fazemos/decada-da-restauracao-de-ecossistemas (accessed 2.16.23).

UNFCCC, 2018. The Paris Agreement | UNFCCC [WWW Document]. URL https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement/the-paris-agreement (accessed 6.8.18).

Vieira, I.C.G., Gardner, T., Ferreira, J., Lees, A.C., Barlow, J., 2014. Challenges of governing second-growth forests: A case study from the Brazilian Amazonian State of Pará. Forests 5, 1737-1752.

19

Espécies arbóreas para restauração, considerando-se redes de interação planta-abelha

Luiza de Araújo Romeiro, Rafael Cabral Borges, Edilson Freitas da Silva, José Tasso Felix Guimarães, Tereza Cristina Giannini

Introdução

As interações entre as espécies atuam como a força motriz por trás da dinâmica ecológica dentro das comunidades (Berlow et al., 2009). Especialmente nas regiões tropicais, a dependência das plantas por polinizadores é alta (Ollerton et al., 2011). A interação entre plantas e seus polinizadores gera benefícios para ambos, e é chamada de mutualismo. Esse tipo de interação é particularmente importante para programas de conservação e restauração, pois ameaças que afetam as espécies interagentes podem potencialmente colocar em risco a reprodução e evolução das plantas, bem como a manutenção no longo prazo da biodiversidade de polinizadores (Mendes, 2018). No entanto, os dados de interação ainda são escassos (Hortal et al., 2015), especialmente em florestas tropicais de alto dossel, pois as plantas produzem suas flores aproximadamente 30 metros acima do solo (Ferreira et al., 2020).

As abelhas são o principal grupo de polinizadores das plantas com flores, e conhecer as interações abelha-planta permite compreender seus hábitos de coleta de recursos alimentares. Essa informação é essencial para o planejamento de estratégias de manejo sustentável, restauração e conservação de espécies em áreas degradadas. Além disso, a partir das interações podemos compreender a dependência de plantas nativas e cultivadas pelos serviços de polinização (Bommarco et al., 2010).

A Floresta Nacional de Carajás faz parte de um conjunto isolado de áreas protegidas na Amazônia oriental. A região que circunda esse conjunto de áreas é altamente impactada por atividades antrópicas e poderia se beneficiar de projetos de restauração. No entanto, uma das etapas mais desafiadoras no processo de restauração é a seleção de espécies vegetais nativas que contribuam para o aumento da resiliência do ecossistema (Hallett et al., 2013). Espécies vegetais que oferecem recursos florais às abelhas podem ser priorizadas para apoiar a restauração de redes de interação (Campbell et al., 2019). Além disso, a polinização aumenta as chances de reprodução das espécies vegetais, dando suporte ao sucesso das estratégias de restauração.

Portanto, a identificação e priorização de espécies de plantas que participam das interações abelha-planta podem trazer benefícios importantes para as comunidades restauradas (Aguiar et al., 2013).

Interações abelha-planta em Carajás

Neste capítulo, utiliza-se a análise polínica para descrever as interações entre abelhas e plantas da Floresta Nacional de Carajás e arredores. Visando preencher a lacuna de conhecimento existente sobre interações abelha-planta no dossel das árvores, coletou-se o pólen aderido às estruturas corporais específicas para seu transporte em abelhas provenientes da região de Carajás que estão depositadas em museus (Figura 1). O pólen foi analisado com o uso de microscópio e, por apresentarem características únicas para cada espécie de planta, foi possível a identificação das espécies coletadas. Neste estudo, foram utilizadas amostras de pólen de abelhas depositadas no Museu Paraense Emilio Goeldi (MPEG, Belém, Pará) e a na Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG, Belo Horizonte, Minas Gerais).

Para expor a estrutura dos grãos de pólen, as cargas polínicas foram submetidas ao processo de acetólise (Erdtman, 1960). Para cada amostra, foram montadas três lâminas de pólen para que pudessem ser contabilizados aproximadamente 500 grãos de pólen por amostra, e estabelecidas as porcentagens de ocorrência (Sniderman et al., 2018). Os grãos de pólen foram identificados quanto ao tipo polínico de acordo com sua morfologia e comparados com grãos de pólen de referência para a identificação das espécies depositadas na Palinoteca do Instituto Tecnológico Vale (PalilTV).

Figura 1. Esquerda: foto da abelha *Paratrigona* sp, com destaque para as cargas polínicas nas pernas traseiras (em amarelo escuro) (Foto: Fototeca Cristiano Menezes, FCM). Direita: fotos de grãos de pólen ao microscópio ótico de duas espécies de plantas citadas: a, b) *Myrcia splendens* (Sw.) DC e c, d): *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima (Fotos: Luiza Romeiro) Escala: 10 µm.

Figura 2. Flor de *Callisthene microphylla* Warn.

A partir da identificação dos grãos de pólen, foi construída a rede de interação abelha-planta (Dormann, 2008). Para determinar o potencial uso em estratégias de restauração, as espécies vegetais identificadas foram comparadas com dados da literatura para o Brasil (Campbell et al., 2019).

No geral, dos 252 espécimes amostrados, foram encontradas 72 cargas de pólen pertencentes a 51 espécies de abelhas (Figura 2). As cargas de pólen foram provenientes de abelhas pertencentes a duas famílias (Apidae e Megachilidae) e 16 gêneros. Os gêneros com maior número de espécies foram *Centris* Fabricius, 1804 (11 espécies), *Trigona* Jurine, 1807 (10) e *Melipona Illiger, 1806*, *Epicharis* Klug, 1807 e *Megachile* Latreille, 1802 (4 espécies cada). O material polínico identificado consistiu de 82 tipos polínicos distribuídos em 28 famílias de plantas, 54 gêneros, 43 espécies e três tipos indeterminados (tipos 1, 2 e 3). As famílias mais representativas, ou seja, com maior número de espécies ou *taxa*, foram Fabaceae (18), Malpighiaceae (9) e Solanaceae (7). No total, foram obtidas 158 interações entre plantas e abelhas (Figura 3).

Espécies vegetais de destaque

Das espécies identificadas, 18 (43%) são árvores, 14 (33%) são arbustos e as demais são plantas herbáceas e lianas (5 espécies cada; 12%). A maioria (74%) ocorre em florestas, 21% ocorrem em áreas abertas (cangas), e para 5% não há informações de habitat.

Os dados de interação aqui obtidos podem auxiliar na seleção de espécies para a restauração de áreas degradadas, o que é importante, considerando a localização de Carajás e seu entorno dentro do arco do desmatamento na Amazônia. A análise de múltiplas redes abelha-planta no Brasil mostrou que as famílias Solanaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Melastomataceae, Asteraceae e Malpighiaceae podem ser selecionadas como prioritárias para programas de restauração visando dar suporte a manutenção das abelhas, uma vez que espécies dessas famílias fornecem recursos para diversas espécies de abelhas (Campbell et al., 2019). As famílias Malpighiaceae e Solanaceae também tiveram grande destaque nas análises de redes de interação no presente estudo em Carajás.

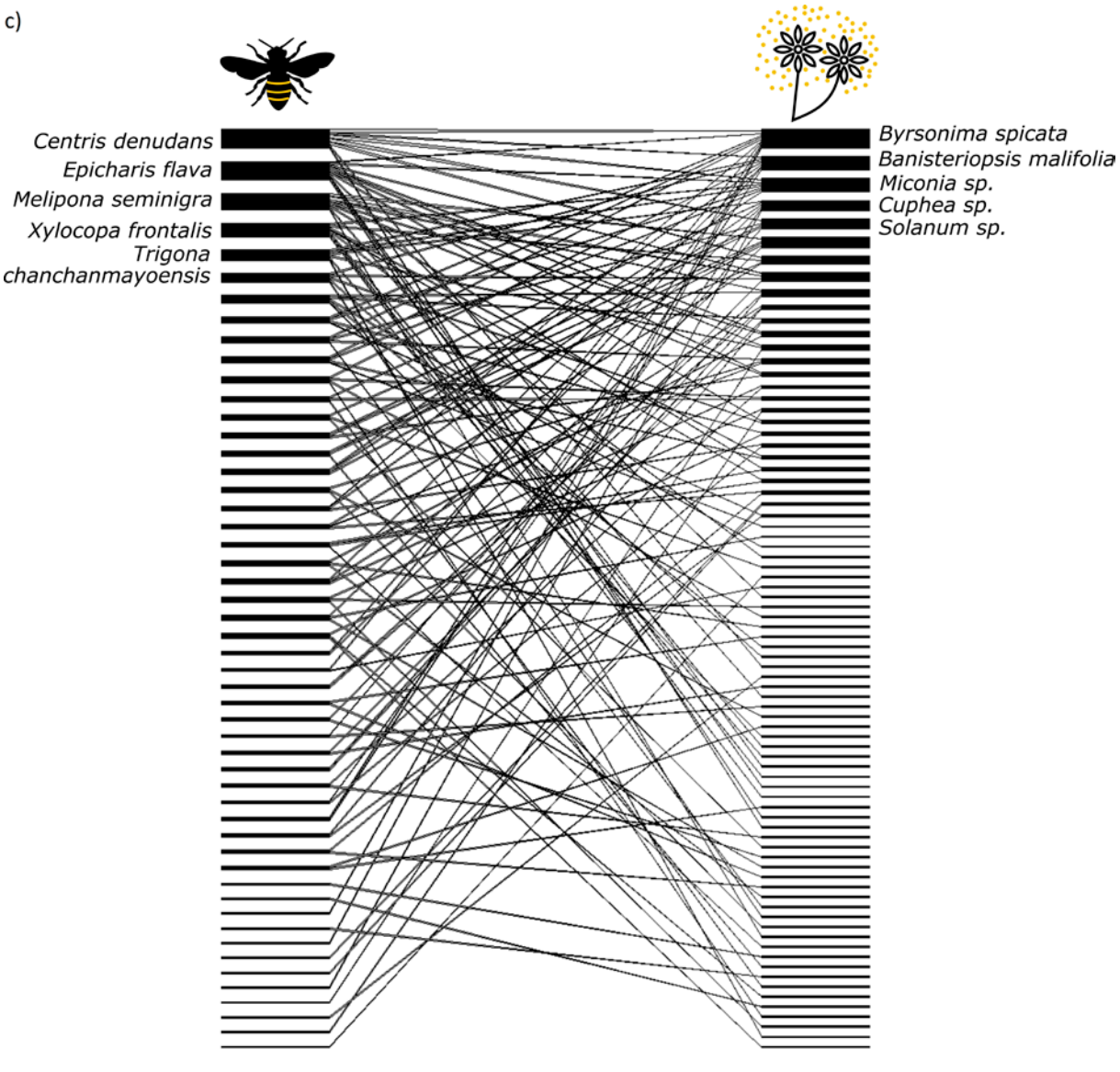


Figura 3. Rede de interação abelha-planta construída a partir da análise de grãos de pólen aderidos a espécimes de abelhas amostrados na Floresta Nacional de Carajás e depositados em coleções biológicas. As cinco espécies de abelhas e plantas mais generalistas (com maior número de espécies) são indicadas.

Os gêneros com maior número de espécies foram *Solanum* (8), *Banisteriopsis* (5) e *Borreria* (4). Os grãos de pólen com maior frequência nas cargas polínicas pertenciam ao gênero *Solanum*, presente em amostras de 14 espécies de abelhas. Entre os tipos polínicos identificados, *Byrsonima spicata* (Cav.) Rich. ex Kunth e *Banisteriopsis malifolia* (Nees & Mart.) foram as espécies vegetais com maior número de interações com as abelhas, sendo que a primeira apresenta hábito arbóreo. Além destas, outras espécies arbóreas se destacaram pelo número de interações encontradas, por exemplo: *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr., *Byrsonima crassifolia* (Cav.) Rich. ex Kunth, *Callisthene microphylla* Warn., *Mimosa acutistipula* var. *ferrea* Barneby, *Myrcia splendens* (Sw.) DC., *Roupala montana* Aubl., *Sacoglottis mattogrossensis* Malme, *Solanum crinitum* Lam., *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima. Essas são espécies importantes para áreas de recuperação, principalmente quando se trata de recuperar interações ecológicas no longo prazo, uma vez que espécies arbóreas se mantêm por longos períodos no ambiente.

Análises de carga polínica aumentaram significativamente a quantidade de dados disponíveis quando comparadas apenas às observações de campo; portanto, é necessário destacar a importância de incluir esse tipo de análise no estudo das interações planta-abelha (Fisogni et al., 2017). Uma das principais causas do declínio mundial das abelhas é a perda de recursos florais. A perda da diversidade de abelhas, por sua vez, pode interferir na distribuição e fluxo genético das plantas (Maia-Silva et al., 2014). Esses fatores precisam ser considerados se quisermos produzir um planejamento de conservação e restauração amigável aos polinizadores.

Este estudo permitiu ampliar o conhecimento sobre as interações entre abelhas e plantas e as preferências florais das espécies de abelhas que ocorrem dentro e ao redor da Floresta Nacional de Carajás, incluindo interação com plantas arbóreas. Esta é a primeira pesquisa a investigar a rede de interações entre abelhas e plantas na Amazônia com uso da análise polínica. Esse dado é de suma importância para orientar projetos de restauração, especialmente no sudeste do bioma, altamente impactado por atividades antrópicas. Esse dado é fundamental também para orientar processos de tomada de decisão envolvendo conservação de espécies de abelhas, importantes polinizadores da flora local. Essa investigação ofereceu também um avanço significativo no conhecimento dos visitantes de espécies vegetais arbóreas, uma vez que as coletas por métodos tradicionais são inviáveis devido à altura do dossel. Portanto, sugere-se aqui que essa abordagem seja mais explorada para identificar interações.

Referências

Aguiar, C.M.L., Santos, G.M.M, Martins, C.F., Presley S. J., 2013. Trophic niche breadth and niche overlap in a guild of flower-visiting bees in a Brazilian dry forest. 44, 153-162. https://doi.org/10.1007/s13592-012-0167-4

Berlow, E.L, Dunne, J.A., Martinez, N.D, Stark, P.B., Williams, R.J., Brose, U, 2009. Simple prediction of interaction strengths in complex food webs. 106, 187-191. https://doi.org/10.1073/pnas.080682310

Bommarco, R., Biesmeijer J.C., Meyer B., Potts S.G., Pöyry J., Roberts S.P.M., Öckinger, I.S., 2010. Dispersal capacity and diet breadth modify the response of wild bees to habitat loss. 277, 2075-2082. https://doi.org/10.1098/rspb.2009.2221

Campbell, A.J., Carvalheiro, L.G., Gastauer, M., Almeida-Neto, M., Giannini, T.C., 2019. Pollinator restoration in Brazilian ecosystems relies on a small but phylogenetically-diverse set of plant families. 9, 17383. https://doi.org/10.1038/s41598-019-53829-4

Dormann, C.F., 2008. The Bipartite Package Version, 0.73. R Project for Statistical Computing, Leipzig, 146.

Erdtman, G. 1960. The acetolysis method. A revised description. Svensk Botanisk Tidskrift 54, 561-564.

Ferreira, P.A., Ferreira, P.A., Boscolo, D., Lopes L.E., Carvalheiro L.G., Biesmeijer, J.C., Rocha, P.L.B., Viana, B.F., 2020. Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. 192, 577-590. https://doi.org/10.1007/s00442-019-04579-7

Fisogni A., Quaranta, M., Grillenzoni, F.V., Corvucci, F., Manincor, N., Bogo, G., Bortolotti, L., Galloni, M., 2017. Pollen load diversity and foraging niche overlap in a pollinator community of the rare *Dictamnus albus* L. 12, 191-200. https://doi.org/10.1007/s11829-017-9581-x

Hallett, L.M., Mergulhadora, S., Eitzel, M.V., Olson, J.J., Ramagem, B.S., Sardinas, H., Statman-Weil, Z., Suding, K.N., 2013. Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration. 21, 312-319. https://doi.org/10.1111/rec.12007

Hortal, J., Bello, F., Diniz-Filho, J.A.F., Lewinsohn, T.M., Lobo, J.M., Ladle, R.J., 2015. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. 46, 523-549. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054400

Maia-Silva, C., Imperatriz-Fonseca, V.I., Silva, C.I., Hrncir, M., 2014. Environmental windows for foraging activity in stingless bees, Melipona subnitida Ducke and Melipona quadrifasciata Lepeletier (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). 61, 378-385. https://doi.org/10.13102/sociobiology.v61i4.378-385

Mendes, S.B.M., 2018. Impact of habitat disturbance in pollination services of Jasione maritima var. sabularia (Cout.) Sales & Hedge (Doctoral dissertation, Universidade de Coimbra).

Ollerton, J., Winfree, R., Tarrant, S., 2011. How many Flowering plants are pollinated by animals. 120, 321-326. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

Scheper, J., Reemer, M., Kats, R., Ozinga, W.A., van der Linden, G.T.J., Schaminée, J.H.J., Siepel, H., Kleijn, D., 2014. Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in The Netherlands. 111, 17552-17557. https://doi.org/10.1073/pnas.1412973111

Sniderman, J.M.K., Matley, K.A., Haberle, S.G., Cantrill, D.J., 2018. Pollen analysis of Australian honey. 13, e0197545. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197545

20

Mudanças climáticas: a base meteorológica e cenários para Carajás

Renata Gonçalves Tedeschi, Claudia Wanzeler da Costa, Antônio Vasconcelos Nogueira Neto

A base meteorológica

O tema mais discutido na atualidade, principalmente tratando-se de meteorologia (Figura 1), são as mudanças climáticas. Elas são muito citadas quando ocorrem desastres naturais relacionados aos extremos climáticos, como o deslizamento de terra em São Sebastião em fevereiro de 2023, inundações em Petrópolis em fevereiro de 2022 e no sul da Bahia em dezembro de 2021. Também há notícias sobre os próprios extremos climáticos, como a neve em Curitiba em 2013 ou no Texas em 2021, as ondas de calor na Europa em 2019 ou o recorde de temperatura no círculo ártico em 2020.

Há evidências de que as mudanças climáticas sempre ocorreram no planeta Terra, tanto em forma de aquecimento global como em eras do gelo. Marcott et al. (2013) mostram, por meio de uma reconstrução da temperatura global, como isso aconteceu nos últimos 11.300 anos. Porém, o atual ciclo de aquecimento tem uma componente muito importante, a forte tendência de aquecimento em poucos anos. Os dados paleoclimáticos indicam que, para atingir-se um aumento de 5°C na temperatura média global levou-se cerca de 5.000 anos, enquanto os atuais modelos climáticos indicam que essa variação pode ocorrer dentro de apenas um século, ou seja, 100 anos.

Em 2021, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, em sua sigla em inglês) liberou seu sexto relatório (IPCC, 2021), no qual fez algumas declarações enfáticas. Os cientistas que compilaram o relatório mostram que a atual mudança do clima ocorre em todo globo e é intensificada a cada ano. Além disso, pela primeira vez desde a criação do IPCC na década de 1990, os cientistas afirmam que as atividades humanas têm um importante papel nessas mudanças. Por fim, se não houver reduções das emissões (imediatas, rápidas e em grande escala) dos gases de efeito estufa, será impossível limitar o aquecimento médio global a 1,5°C como sugerido no Acordo de Paris, realizado em 2015 ("The Paris Agreement | UNFCCC" s.d.).

Figura 1. Chuva sobre o rio.

O efeito estufa e a vida

O efeito estufa é um processo físico sem o qual não haveria vida na Terra. Sem ele, a temperatura média global seria de -18°C ao invés dos 15°C, ou seja, esse fenômeno aumenta a temperatura média global em 33°C.

Esse efeito ocorre da seguinte forma: a radiação solar chega até a atmosfera terrestre, sendo parte refletida de volta ao espaço e parte absorvida pela Terra. Posteriormente, a Terra emite essa energia pela radiação infravermelha. A energia nesse comprimento de onda é absorvida por algumas moléculas químicas (dióxido de carbono, metano, vapor d'água, entre outros). Após absorver essa energia, ela pode ser emitida para o espaço ou reemitida para a superfície terrestre; a parte reemitida aquece a atmosfera e a superfície, sendo, portanto, responsável pela manutenção da vida terrestre. O problema acontece quando a concentração desses gases (conhecidos como gases de efeito estufa – GEE) aumenta, pois quanto maior a quantidade deles na atmosfera, mais energia é reemitida à superfície, o que causa um maior aquecimento global.

Cenários para Carajás

Padrões climáticos na Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas

A Floresta Nacional de Carajás está dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI) (Figura 1 Capítulo 10). Os padrões médios das principais variáveis atmosféricas

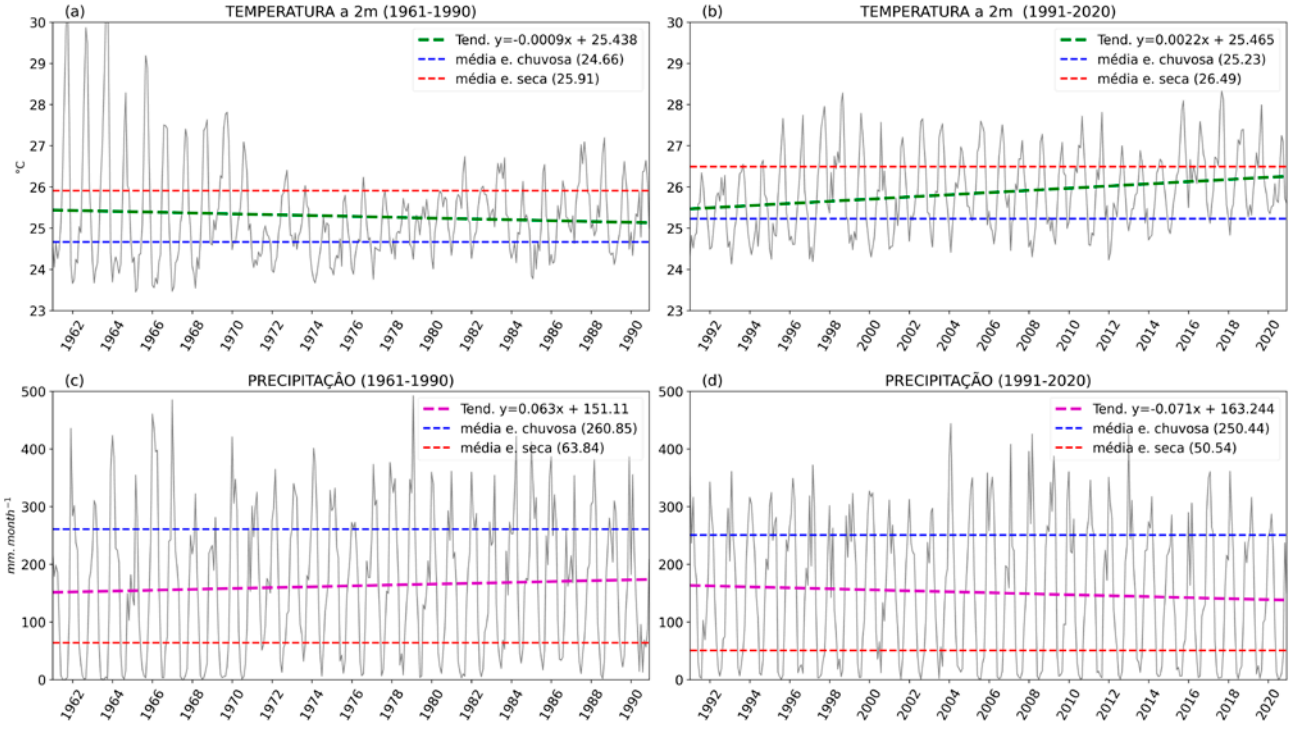


Figura 2. Série temporal das médias de temperatura do ar a dois metros (a e b) e de precipitação (c e d) na BHRI em dois períodos distintos: 1961-1990 (a e c) e 1991-2020 (b e d).

(precipitação e temperatura) para essa bacia entre 1961 a 1990 e 1991 a 2020 serão mostrados aqui, assim como a tendência desses períodos.

Como a densidade das estações meteorológicas (dados observados) na BHRI é baixa, optou-se por usar dados de reanálise (Hersbach et al. 2020) para gerar os padrões de variáveis atmosféricas (precipitação e temperatura a dois metros da superfície) para essa região.

A análise da temperatura (Figura 2, primeira linha) mostra uma tendência de decrescimento dessa variável ao longo do período de 1961 a 1990, principalmente, devido às fortes temperaturas observadas na década de 1960. No entanto, o período mais atual (1991 a 2020) mostrou um acréscimo acentuado da temperatura média da bacia. Outra informação importante é o aumento da temperatura média no período mais recente em comparação com o período de 1961 a 1990, tanto na estação chuvosa (linha azul) quanto na seca (linha vermelha). As séries temporais da precipitação média na BHRI (Figura 3, segunda linha) não têm uma tendência tão acentuada quanto as séries de temperatura média do ar. Ainda assim, ao comparar as duas linhas de tendência é possível perceber que houve uma tendência de aumento no período de 1961 a 1990, enquanto, no período atual, a tendência é de diminuição da precipitação na bacia.

As figuras 3 e 4 mostram os padrões espaciais e as diferenças entre os dois períodos em relação à média anual das mesmas variáveis, além dos padrões para as

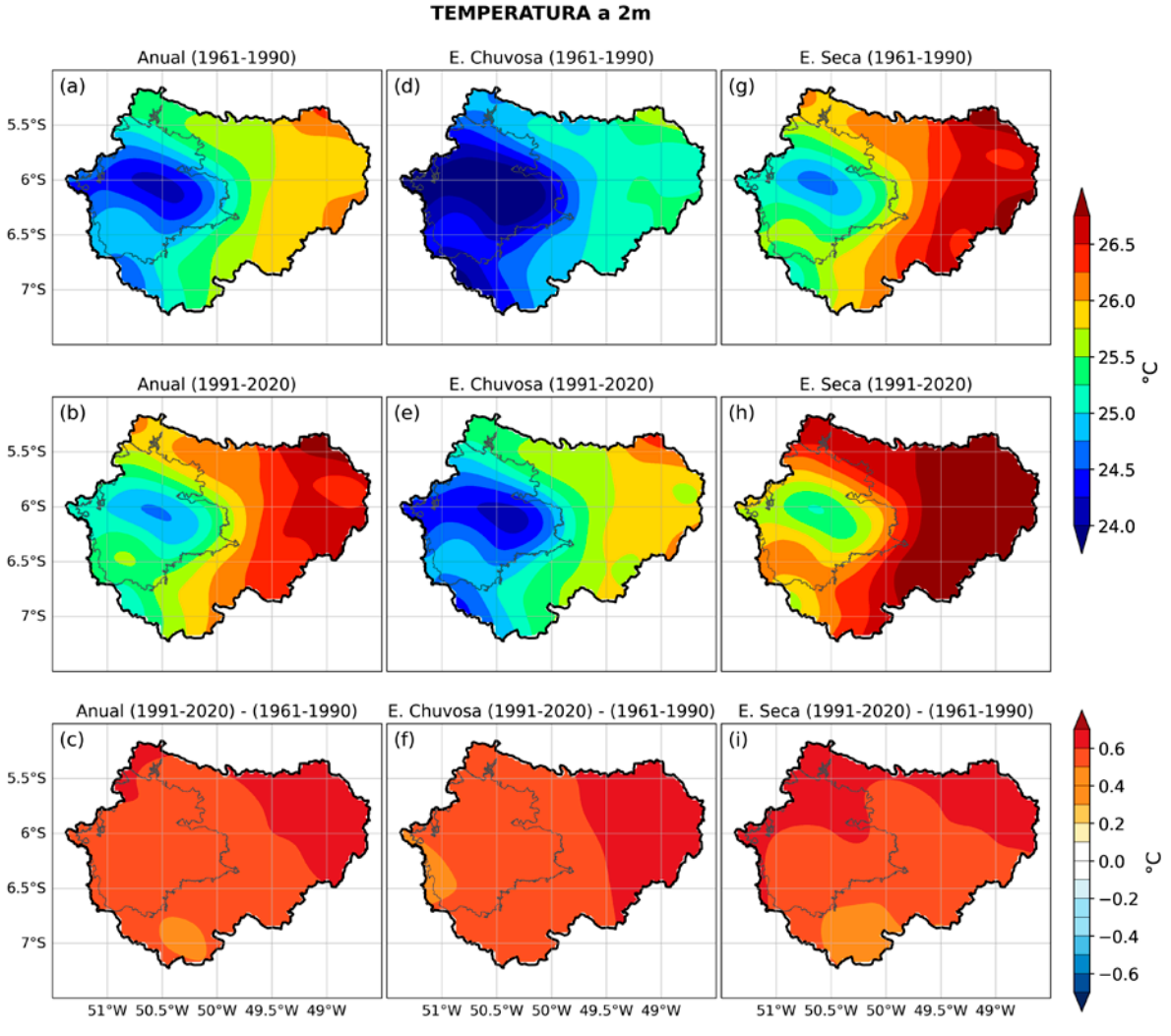


Figura 3. Padrões espaciais de temperatura média do ar na BHRI em diferentes períodos: 1961-1990 (primeira linha), 1991-2020 (segunda linha) e a diferença dos dois períodos (terceira linha), em diferentes períodos do ano: anual, estação chuvosa (novembro a abril) e estação seca (maio a outubro). Linha cinza identifica as áreas protegidas de floresta.

estações chuvosa e seca. A partir da Figura 3, constata-se que menores temperaturas ocorrem na região da Floresta Nacional de Carajás e maiores temperaturas a oeste da BHRI, em todos os períodos e estações analisados. A diferença entre os períodos mostra aumento da temperatura em toda a bacia, como indicado na série temporal, com aumento acima de 0,6°C principalmente no leste da BHRI e em algumas áreas a oeste quando considera-se a média anual e a estação seca.

De maneira inversa, os padrões de precipitação (Figura 4) mostram que as maiores taxas ocorrem sobre a área protegida de floresta e que a BHRI sofreu com uma diminuição da precipitação entre os dois períodos, sendo a área da Floresta Nacional de Carajás a mais afetada. Além disso, os resultados indicam que, no período atual (1991-2020), a estação chuvosa tornou-se menos chuvosa e a estação seca ainda mais seca.

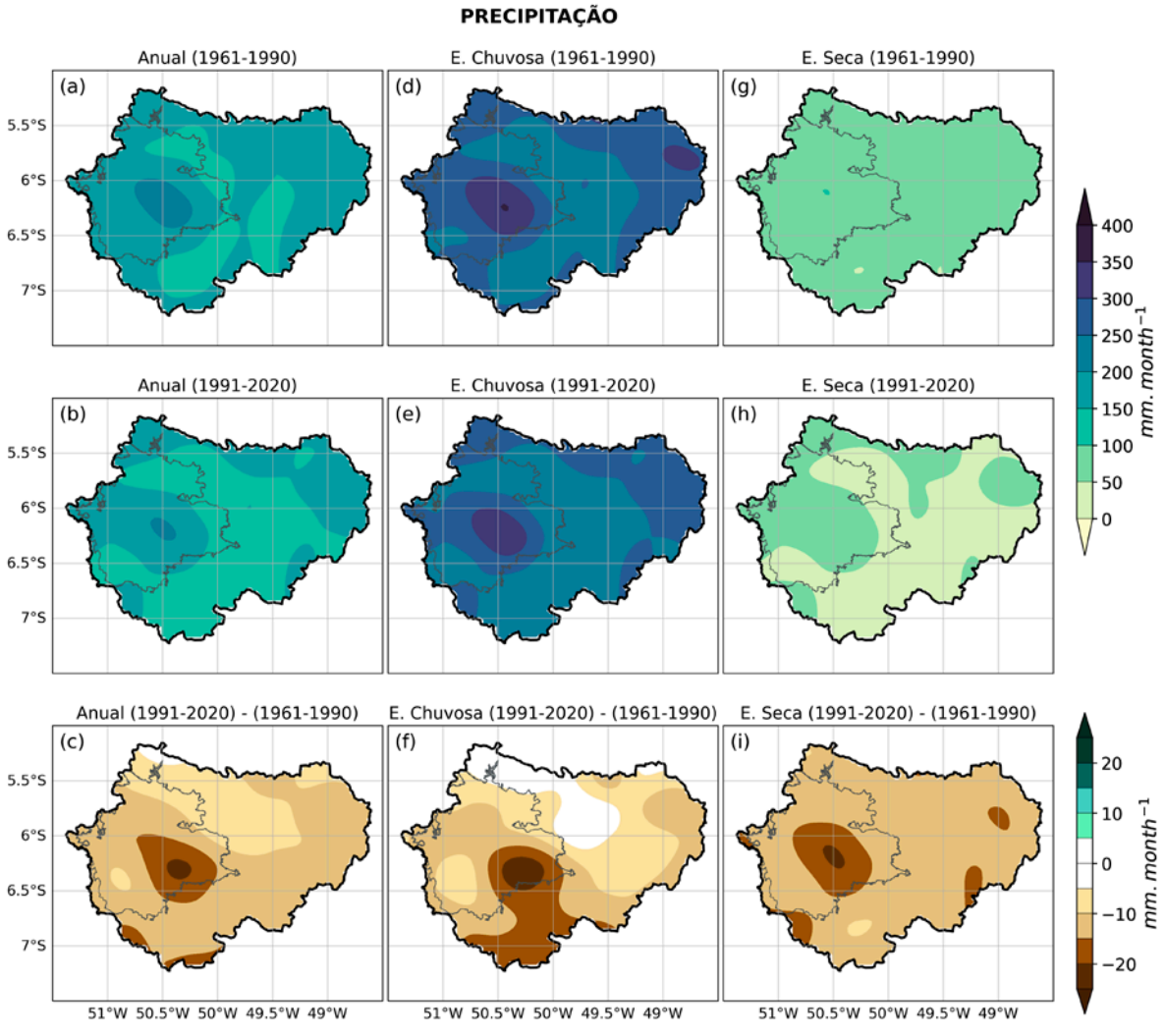


Figura 4. Padrões espaciais de precipitação na BHRI em diferentes períodos: 1961-1990 (primeira linha), 1991-2020 (segunda linha) e a diferença dos dois períodos (terceira linha), em diferentes períodos do ano: anual, estação chuvosa (novembro a abril) e estação seca (maio a outubro). Linha cinza identifica as áreas protegidas de floresta.

Os resultados apresentados dão indícios do cenário geral que pode vir a ocorrer se o aquecimento global, devido ao aumento das emissões de GEE e mudanças do uso do solo, continuar com as taxas atuais.

Projeções climáticas na Bacia Hidrológica do Rio Itacaiúnas

Junto ao seu sexto relatório (IPCC, 2021) o IPCC disponibilizou um site (https://interactive-atlas.ipcc.ch/regional-information) em que é possível verificar as mudanças de diversas variáveis, em algumas regiões predefinidas, nos diferentes cenários de aquecimento global, e também baixar os dados globais em uma grade de 1° de latitude por 1° de longitude. Atualmente, as avaliações são feitas por níveis de aquecimento (1,5°C, 2,0°C, 3,0°C e 4,0°C) e cenários específicos que consideram forçantes radiativas e cenários socioeconômicos (conhecidos pelas siglas

SSP – Riahi et al. 2017), e não mais pelos cenários de forçantes radioativas conhecidos pela sigla RCPs. No quinto relatório do IPCC (2014), a avaliação também é realizada por períodos do ano.

A Tabela 1 disponibiliza qual deve ser a variação da temperatura e de precipitação, segundo diferentes cenários do IPCC, durante todo ano, na estação chuvosa (novembro a abril) e na estação seca (maio a outubro), com relação ao período de 1961 a 1990, na BHRI. O IPCC conta com cinco cenários diferentes e os níveis de aumento de temperatura de 1,5°C, 2,0°C, 3,0°C e 4,0°C. Os cenários escolhidos para exemplificar as mudanças nessa bacia foram do aquecimento médio global de 1,5°C no cenário SSP1-2.6 (cenário otimista, nomeado desenvolvimento sustentável), o mesmo aquecimento no cenário SSP5-8.5 (cenário pessimista, nomeado de desenvolvimento baseado em combustível fóssil) e do aquecimento de 4,0°C no cenário SSP5-8.5. Lembrando que no caso do cenário pessimista o aquecimento de 1,5°C seria atingido antes do que no cenário de desenvolvimento sustentável.

Figura 5. Neblina sobre a floresta.

As variações de temperatura na região de interesse indicam acréscimos de 1,5°C (cenário otimista) a 5,1°C na média anual. Mas ao avaliar as estações seca e chuvosa separadamente, nota-se que o aumento de temperatura pode chegar a 5,5°C na região de interesse. Isso significa que a temperatura média anual dessa região será de 30,5°C, contra os atuais 25,7°C.

Tabela 1. Variações de temperatura e precipitação média na região de monção da América do Sul em diferentes cenários de aquecimento do CMIP6, em comparação à temperatura média no período 1961 a 1990.

Cenário	Grau de aquecimento	Temperatura (°C)			Precipitação (mm/mês)		
		Anual	E. chuvosa	E. seca	Anual	E. chuvosa	E. seca
SSP1-2.6	1,5°C	+1,5	+1,3	+1,7	-6,8	-7,8	-6,3
SSP5-8.5	1,5°C	+2,0	+1,8	+2,3	-9,7	-9,5	-9,8
	4,0°C	+5,1	+4,7	+5,5	-21,2	-29,9	-13,9

Fonte: https://interactive-atlas.ipcc.ch/regional-information

Quando se verificam os valores da mudança da precipitação total nas projeções futuras, o resultado é dado em porcentagem; logo fez-se necessário fazer o cálculo da variação. Os valores da climatologia (1961 a 1990) para a BHRI são: 154,3 mm/mês na média anual, 256,7 mm/mês na estação chuvosa (novembro a abril) e 50,0 mm/mês na estação seca (maio a outubro). A Tabela 1 mostra a variação da precipitação, em mm/mês, nos diferentes cenários já mencionados.

O cenário mais otimista mostra que pode haver um decréscimo de 6,8 mm/mês na precipitação média nessa região, enquanto para o pessimista essa variação é de 21,2 mm/mês a menos do que no período de 1961 a 1990. Isso significa 254,4 mm/ano a menos no acumulado de chuva anual. Ao separar o ano em estações chuvosa e seca, nota-se que, para o cenário SSP1-2.6 (com um aquecimento de 1,5°C) e para o SSP5-8.5 (com aquecimento de 4,0°C), a maior redução de precipitação ocorre na estação chuvosa (Figuras 5 e 6).

Conclusões

Os padrões de precipitação e temperatura mostrados neste capítulo, tanto para o presente (1991-2020) quanto no futuro (cenários de aquecimento de 1,5°C e 4,0°C), estão de acordo com o mostrado no sexto relatório do IPCC: se não houver reduções das emissões (imediatas, rápidas e em grande escala) dos gases de efeito estufa, será impossível limitar o aquecimento a 1,5°C (coerente com o cenário SSP1-2.6) como sugerido no Acordo de Paris. Para a região de interesse, esse aquecimento pode chegar a 5,1°C na média anual (cenário de aquecimento de 4,0°C e SSP5-8.5). Além disso, também haverá uma diminuição no acumulado de precipitação.

Figura 6. Chuva sobre a floresta de Carajás.

Referências

Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Hirahara, S., Horányi, A., Muñoz-Sabater, J., Nicolas, J. et al., 2020. The ERA5 Global Reanalysis. 146, 1999-2049. https://doi.org/10.1002/qj.3803 .

IPCC, 2014. Climate Change 2013: The physical science basis: working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324

IPCC, 2021. Climate Change 2021: the physical science basis. contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental

panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, New York, USA. https://doi.org/10.1017/9781009157896.

Marcott, S.A., Shakun, J.D., Clark, P.U., Mix, A.C., 2013. A reconstruction of regional and global temperature for the past 11.300 years. 339, 1198-1201. https://doi.org/10.1126/science.1228026.

Riahi, K, van Vuuren, D.P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B.C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J.C., KC, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., Ebi, K., Tavoni, M., 2017. The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. 42, 153-68. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009.

The Paris Agreement | UNFCCC [WWW Document], 2015/2016. URL https://unfccc.int/process-and-meetings/the-paris-agreement (accessed 3.3.2023)

21

Seleção de espécies vegetais para restauração baseada em cenários de mudança climática

Victoria Teresawa, Vitor Gomes, Markus Gastauer

Restauração em um contexto de mudanças climáticas

A restauração ecológica é o processo de assistência à recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (Gann et al., 2019). Para tal, diferentes estratégias são praticadas: enquanto a regeneração natural ou a regeneração natural assistida aproveitam da chegada espontânea de sementes, a restauração ativa introduz sementes ou mudas para acelerar o retorno das funções ecossistêmicas (ver também Capítulo 18). Nesse caso, a seleção de espécies adequadas é fator chave para o retorno das condições saudáveis e o sucesso da restauração de ambientes florestais (Elliott et al., 2003), que basicamente depende do conjunto de espécies nativas disponíveis e suas características, bem como de seu potencial de manejo (Brancalion & Holl, 2020). A prática da restauração florestal tem buscado priorizar a seleção de espécies com utilidades para o manejo de populações locais, contribuindo para o engajamento desses atores no sucesso do processo (Meli et al., 2014). Para obter sucesso, a seleção de espécies deve também enfocar aquelas que terão maiores chances de adaptação a fatores ambientais bióticos e abióticos presentes na área do plantio, sobretudo aqueles que possam limitar o processo de colonização do habitat (Bochet & García-Fayos, 2015).

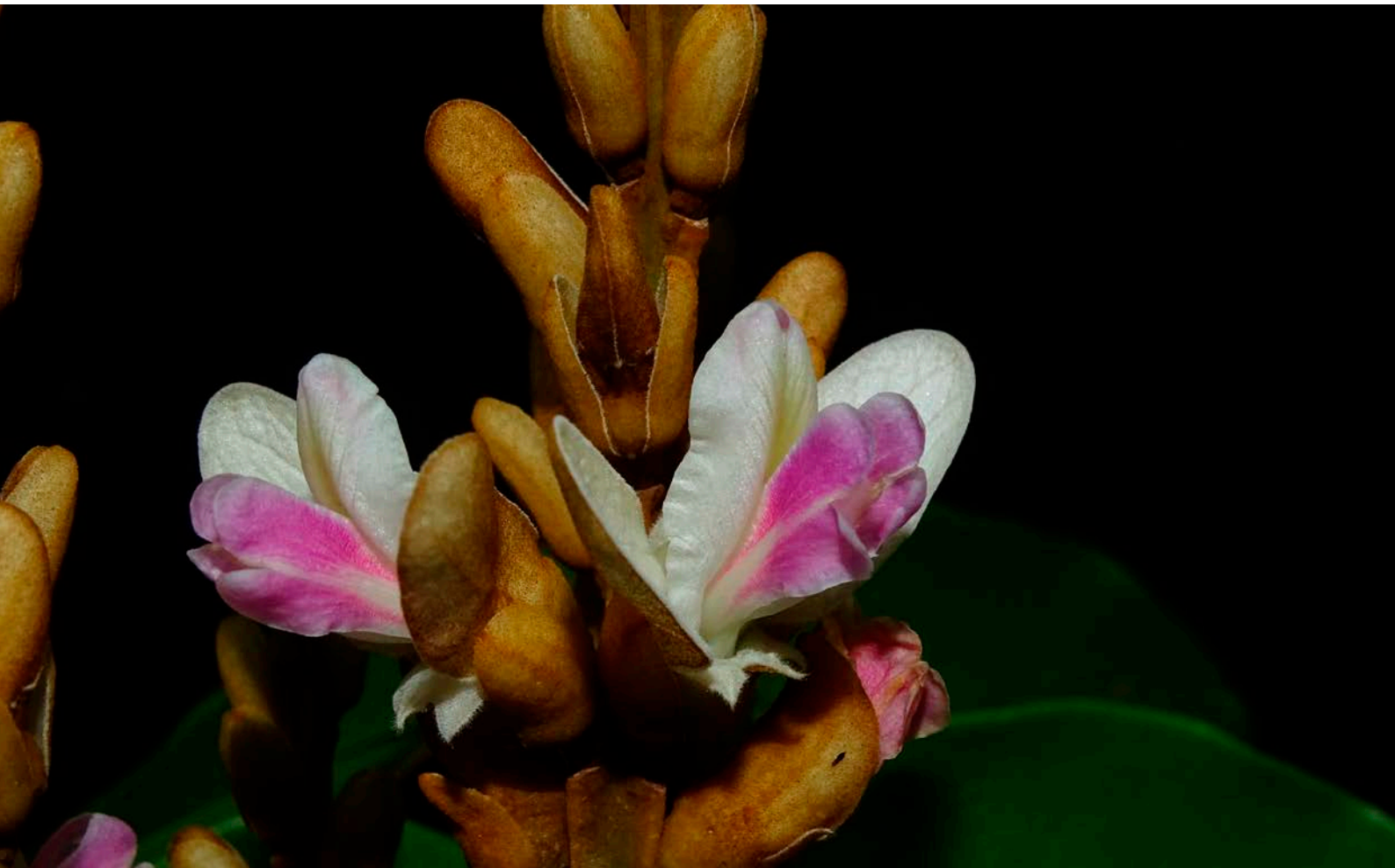
Nas últimas décadas, as mudanças climáticas induzidas pela humanidade têm afetado habitats florestais (Feeley & Rehm, 2012), impactando todos os ecossistemas. A falta de adaptação das espécies ao clima futuro pode levá-las a sérias ameaças de extinção, pois a velocidade com que as mudanças climáticas têm se reproduzido na atualidade são muito maiores do que a capacidade das espécies em se adaptarem às novas condições (Gomes et al., 2019). As mudanças podem impactar a restauração florestal, e o principal fator de impacto se dá pela possível falta de adaptação das espécies selecionadas às condições climáticas futuras (MacKenzie & Mahony, 2021). Consequentemente, a seleção de espécies com maior resiliência às

mudanças climáticas pode contribuir para o sucesso da restauração florestal em cenários de mudanças climáticas futuras (Thomas et al., 2017).

Estimativas apontam que metade da Amazônia pode ser impactada até o ano de 2050 face às mudanças climáticas e ao desmatamento, com uma perda de até 65% de habitat adequado para espécies arbóreas, sendo que 53% de todas as espécies conhecidas podem estar ameaçadas de extinção (Gomes et al., 2019). Atualmente, estima-se que o desmatamento seja a principal fonte de impacto à floresta amazônica, mas as mudanças climáticas futuras podem ultrapassar os impactos promovidos pelo desmatamento, pois elas continuarão atuando sobre toda a região, enquanto o desmatamento avançará gradualmente, dependendo, principalmente, da abertura de estradas. Giannini et al. (2021) investigaram os impactos das mudanças climáticas sobre a vegetação da Floresta Nacional de Carajás, analisando 608 espécies. Aproximadamente metade das espécies analisadas ocorre em áreas abertas de canga, e metade ocorre em floresta ou capões florestais. Foi observado que 42% das espécies de plantas estudadas, potencialmente, poderão não encontrar habitat adequado no futuro devido às mudanças climáticas, e que esse efeito afetará igualmente as espécies desses dois tipos de habitat.

No presente trabalho, o objetivo foi utilizar a técnica de modelagem de distribuição de espécies, uma ferramenta computacional de ampla aplicação, para avaliar a distribuição de espécies arbóreas utilizadas no processo de restauração florestal em cenários de mudanças climáticas, considerando-se a Bacia Hidrográfica do Rio Itacaiúnas (BHRI). Essa ferramenta permite estimar áreas onde as espécies têm

Figura 1. *Dipterix odorata* na floresta de Carajás.



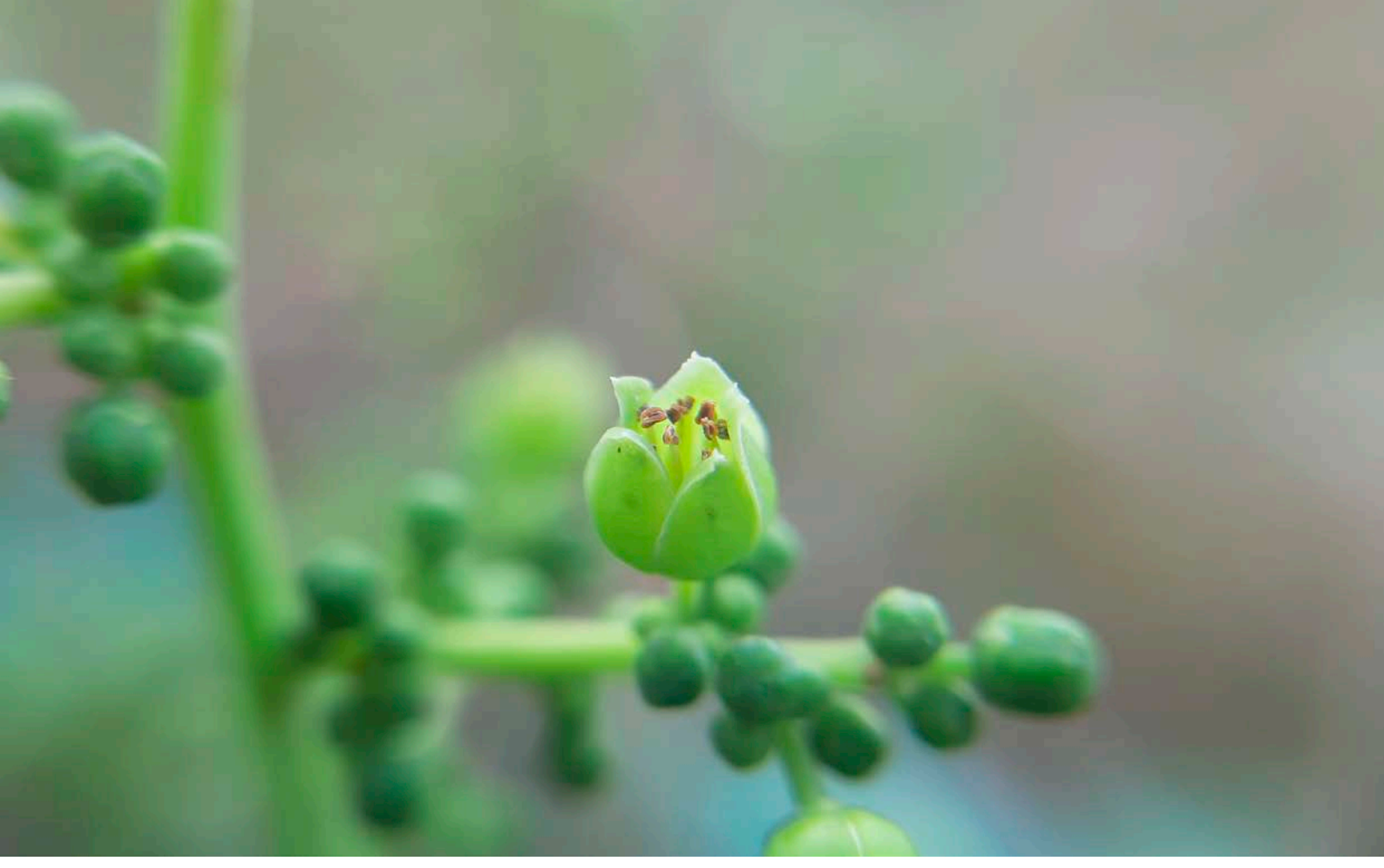


Figura 2. *Simarouba amara* na Flona de Carajás.

maior probabilidade de encontrar habitats adequados sob diferentes cenários climáticos. A hipótese do trabalho é que, entre as espécies comumente selecionadas para a restauração florestal da BHRI, existem aquelas que podem ser afetadas fortemente pelas mudanças climáticas em cenários futuros. Esta avaliação pode contribuir para a construção de uma lista de espécies indicadas para a restauração florestal, com opções que tenham maior potencial de adaptação aos cenários futuros de mudanças climáticas.

Selecionando espécies para restauração

Foi estimada a distribuição potencial das espécies para um cenário climático original (período entre 1970-2000), apresentando áreas onde as espécies comumente se distribuem antes das pressões das mudanças climáticas modernas promovidas pelas atividades humanas; e para dois cenários futuros para o ano de 2050 (pessimista e otimista), apresentando áreas onde as espécies podem se distribuir no futuro em cenários de mudanças climáticas.

As espécies modeladas foram definidas com base na mais recente lista de espécies arbóreas para a Amazônia (ter Steege et al., 2019), e em uma lista com as espécies utilizadas em projetos de restauração florestal da região, como os apresentados pelos trabalhos de Gastauer et al. (2020) e Rodrigues et al. (2019). A partir

Figura 3. *Parkia multijuga* na Flona de Carajás.

dos modelos gerados para as espécies arbóreas conhecidas e do cruzamento com aquelas utilizadas em projetos de restauração, buscou-se definir quais têm maior potencial de contribuição para a restauração florestal da região em condições de mudanças climáticas futuras. A partir dos modelos de distribuição também foi estimada a riqueza de espécies e as variações de composição, que podem contribuir para a avaliação de estratégias para a restauração da BHRI.

Com base na lista de espécies amazônicas e nos registros de ocorrência disponíveis na base do Global Biodiversity Information Facility (GBIF; www.gbif.orf), foram encontradas 464 espécies arbóreas com pelo menos um registro de ocorrência na BHRI. Destas, 457 apresentaram número suficiente de registros de ocorrência requeridos para o processo de modelagem, o que resultou em modelos de distribuição estatisticamente válidos. Entre as espécies com modelos válidos, 214 têm sido

Figura 4. Não considerar as adaptações locais às condições atuais e futuras das espécies usadas para a restauração florestal pode ser um dos fatores por trás da elevada mortalidade nos plantios.

utilizadas em projetos de restauração florestal. As citadas mais frequentemente foram *Hymenaea courbaril* L. (Fabaceae), *Dipteryx odorata* Forsyth f. (Fabaceae) (Figura 1), *Eschweilera coriacea* S.A. Mori (Lecythidaceae), *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O. Grose (Bignoniaceae), *Simarouba amara* Aubl. (Simaroubaceae) (Figura 2), *Trema micrantha* (L.) Blume (Cannabaceae), *Cecropia palmata* Willd. (Urticaceae), *Cenostigma tocantinum* Ducke (Fabaceae), *Euterpe oleracea* Mart. (Arecaceae), *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don (Bignoniaceae), *Parkia multijuga* Benth. (Fabaceae) (Figura 3), *Parkia platycephala* Benth. (Fabaceae) e *Tapirira guianensis* Aubl (Anacardiaceae). Destas, 196 (91%) são utilizadas pelas populações locais, fator de relevância para o sucesso da restauração por meio do engajamento desses atores no processo. Apesar disso, apenas 162 espécies apresentaram potencial para uso em projetos de restauração face a suas capacidades de resiliência aos cenários climáticos futuros avaliados.

Entre as espécies mais frequentemente citadas, *Eschweilera coriacea* S.A. Mori, *Trema micranta* (L.) Blume, *Euterpe oleracea* Mart., *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don e *Parkia multijuga* Benth não encontrarão habitat adequado no futuro. *Eschweilera coriacea* S.A. Mori é uma das espécies hiperdominantes mais abundantes na Amazônia (ter Steege et al., 2013), utilizada com grande frequência em projetos de restauração. No entanto, ela encontrará poucos habitats adequados nas condições climáticas futuras projetadas para a região. A lista com as 162 espécies, com potencial resiliência às mudanças climáticas, representa 35% daquelas que apresentam habitat adequado na BHRI e pode contribuir para a seleção de espécies para restauração na região, considerando os efeitos de mudanças climáticas.

A perda média de habitat adequado das 162 espécies foi de apenas 4% para ambos os cenários de mudanças climáticas futuras, destacando a grande resiliência dessas espécies. Metade delas não apresentou quaisquer perdas de habitat, e 92% apresentam algum tipo de uso potencial pelas comunidades locais. Um total de 33% das espécies da lista apresentou habitat adequado ao longo de toda a bacia, inclusive nos cenários futuros (aproximadamente 41 mil Km^2). Essas espécies demonstraram extrema resiliência aos cenários de mudanças futuras.

Esforços de seleção de espécies, por exemplo, os de Salomão et al. (2012), Giannini et al. (2017), Gastauer et al. (2020) e Rodrigues et al. (2019), investigaram a contribuição de fatores como valores de biomassa, valor comercial da madeira, quantidade de produtos florestais, abundância, frequência de distribuição, colonização e características funcionais, a fim de determinar o potencial de contribuição das espécies selecionadas para o processo de restauração florestal. Todavia, essas metodologias não contam com análises que possam predizer o potencial de impactos das mudanças climáticas sobre as espécies selecionadas. A avaliação dos efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição potencial das espécies pode contribuir ainda mais para o refinamento do processo de seleção de espécies, evitando que as selecionadas tenham baixa resiliência aos efeitos do clima no futuro (Figura 4).

Referências

Bochet, E., García-Fayos, P., 2015. Identifying plant traits: A key aspect for species selection in restoration of eroded roadsides in semiarid environments. Ecol. Eng., 83, 444-451.

Brancalion, P.H.S., Holl, K.D., 2020. Guidance for successful tree planting initiatives. J. Appl. Ecol., 57, 2349-2361.

Elliott, S., Navakitbumrung, P., Kuarak, C., Zangkum, S., Anusarnsunthorn, V., Blakesley, D., 2003. Selecting framework tree species for restoring seasonally dry tropical forests in northern Thailand based on field performance. For. Ecol. Manage., 184, 177-191.

Feeley, K.J., Rehm, E.M., 2012. Amazon's vulnerability to climate change heightened by deforestation and man-made dispersal barriers. 18, 3606-3614. https://doi.org/10.1111/gcb.12012

Gann, G.D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C.R. et al. 2019. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. 27, 51-54. https://doi.org/10.1111/rec.13035

Gastauer, M., de Medeiros Sarmento, P.S., Santos, V.C.A., Caldeira, C.F., Ramos, S.J., Teodoro, G.S., Siqueira, J.O., 2020. Vegetative functional traits guide plant species selection for initial mineland rehabilitation. Ecol. Eng., 148, 105763.

Giannini, T.C., Giulietti, A.M., Harley, R.M., Viana, P.L., Jaffe, R., Alves, R., Pinto, C.E., Mota, N.F.O., Caldeira Jr, C.F., Imperatriz-Fonseca, V.L., 2017. Selecting plant species for practical restoration of degraded lands using a multiple-trait approach. Austral Ecol., 42, 510-521.

Giannini, T.C., Acosta, A.L., Costa, W.F., Miranda, L., Pinto, C.E., Watanabe, M.T.C., Zappi, D.C., Giulietti, A.M., Imperatriz-Fonseca, V.L. 2021. Flora of Ferruginous Outcrops Under Climate Change: A Study in the Cangas of Carajás (Eastern Amazon). 12, 699034. https://doi.org/10.3389/fpls.2021.699034

Gomes, V.H.F., Vieira, I.C.G., Salomão, R.P., ter Steege, H., 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. Nat. Clim. Chang., 9, 547.

Isaacs, R., Tuell, J., Fiedler, A., Gardiner, M., Landis, D., 2009. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: the role of native plants. Front. Ecol. Environ., 7, 196-203.

MacKenzie, W.H., Mahony, C.R., 2021. An ecological approach to climate change-informed tree species selection for reforestation. For. Ecol. Manage., 481, 118705.

Meli, P., Martínez-Ramos, M., Rey-Benayas, J.M., Carabias, J., 2014. Combining ecological, social and technical criteria to select species for forest restoration. 17, 744-753. https://doi.org/10.1111/avsc.12096

Rodrigues, S.B., Freitas, M.G., Campos-Filho, E.M., do Carmo, G.H.P., da Veiga, J.M., Junqueira, R.G.P., Vieira, D.L.M., 2019. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. For. Ecol. Manage., 451, 117559.

Salomão, R. de P., Brienza Júnior, S., Santana, A.C., 2012. Análise da florística e estrutura de floresta primária visando a seleção de espécies-chave, através de análise multivariada, para a restauração de áreas mineradas em unidades de conservação. 36, 989-1007. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000600001

ter Steege, H., Mota de Oliveira, S., Sabatier, D., Antonelli, A., Pitman, N., Guevara, J.E., Salomão, R.P., 2019. Towards a dynamic list of Amazonian tree species. Sci. Rep., 9, 3501.

ter Steege, H., *et al*. 2013. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. 342, 1243092. https://doi.org/10.1126/science.1243092

Thomas, E., Alcazar, C., Moscoso Higuita, L.G., Osorio, L.F., Salgado Negret, B., Gonzalez, M., Parra, M., Bozzano, M., Loo, J., Jalonen, R., 2017. The importance of species selection and seed sourcing in forest restoration for enhancing adaptive potential to climate change: Colombian tropical dry forest as a model. CBD Tech. Ser.

22

Impactos das mudanças climáticas sobre os benefícios gerados pela floresta

Vitor Gomes, Tereza Cristina Giannini

A conservação das florestas tropicais tem sido um desafio diante das mudanças globais induzidas pela humanidade, afetando a vida na Terra em diversos aspectos, sendo que o desmatamento e as mudanças climáticas têm tido maior protagonismo (Feeley & Silman, 2016, ter Steege et al., 2015). Estimativas mostram que a Amazônia tem sido impactada por estas mudanças e pode ser ainda mais até a metade do século (Gomes et al., 2019). Mesmo pequenas perdas de biodiversidade podem reduzir a capacidade dos ecossistemas de se ajustarem às mudanças globais (Kremen, 2005). Como resultado, a diversidade e a distribuição de espécies podem ser severamente reduzidas, ameaçando-as de extinção. Portanto, a diversidade tem sido considerada um componente essencial da resistência e resiliência do ecossistema às mudanças ambientais (Walker et al., 1999), já que, sob um determinado impacto, espera-se que, em áreas nativas biodiversas, as espécies remanescentes possam compensar os serviços das espécies perdidas (Díaz et al., 2005). Costanza et al. (2014) estimaram o valor monetário total dos serviços ecossistêmicos globais em US$ 125 trilhões/ano até 2011. Em estudos de valoração, os componentes dos serviços frequentemente apresentam valores mais altos do que os produtos florestais ligados à biodiversidade (Costanza et al., 1997). Apesar dos impactos das mudanças globais terem sido debatidos, estimativas ainda são escassas (Binder et al., 2017; Foley et al., 2007).

A biodiversidade das florestas tropicais se expressa na riqueza e composição de espécies em suas diferentes áreas (Brown, 2014). Tal riqueza corresponde ao número total de espécies em uma determinada região e pode ser estimada por diversos métodos de coleta de dados. É possível também comparar a composição dessas espécies presentes em diferentes áreas com a utilização de índices de similaridade (Steinitz et al., 2005), uma análise particularmente útil quando se quer comparar mudanças nas espécies devidas a impactos de mudanças globais, como a proposta no presente estudo. A análise desses dois aspectos (riqueza e similaridade de composição de espécies) têm grande relevância para o

provimento e a manutenção das funções e serviços ecossistêmicos (Mace et al., 2012). Uma vez que as florestas tropicais são megadiversas, a conservação desses espaços e seus diferentes subconjuntos de espécies são atividades essenciais para garantir a prestação de serviços ecossistêmicos em toda a sua complexidade e diversidade (Brockerhoff et al., 2017). O uso sustentável dos recursos naturais pode promover benefícios econômicos e ambientais, reduzindo a pressão sobre as áreas naturais e garantindo a sobrevivência de espécies ameaçadas (Gavin et al., 2018; Kremen & Merenlender, 2018).

Neste estudo, foram avaliados os efeitos das mudanças climáticas e do desmatamento sobre a riqueza e a similaridade da composição de espécies, calculando-se, ainda, a mudança de valor monetário de nove serviços ecossistêmicos fornecidos por árvores. O método utilizado foi a modelagem de distribuição de espécies, visando avaliar a extensão dos efeitos das mudanças globais sobre os serviços ecossistêmicos na Amazônia. Tomou-se como base uma lista com mais de 10 mil espécies descritas para a Amazônia (ter Steege et al., 2019).

Avaliação da riqueza de espécies vegetais sob cenários de mudança climática

Foram utilizados quatro diferentes cenários para avaliação dos efeitos das mudanças globais: (1) histórico (período entre 1970-2000); (2) moderno (ano de 2018); e (3

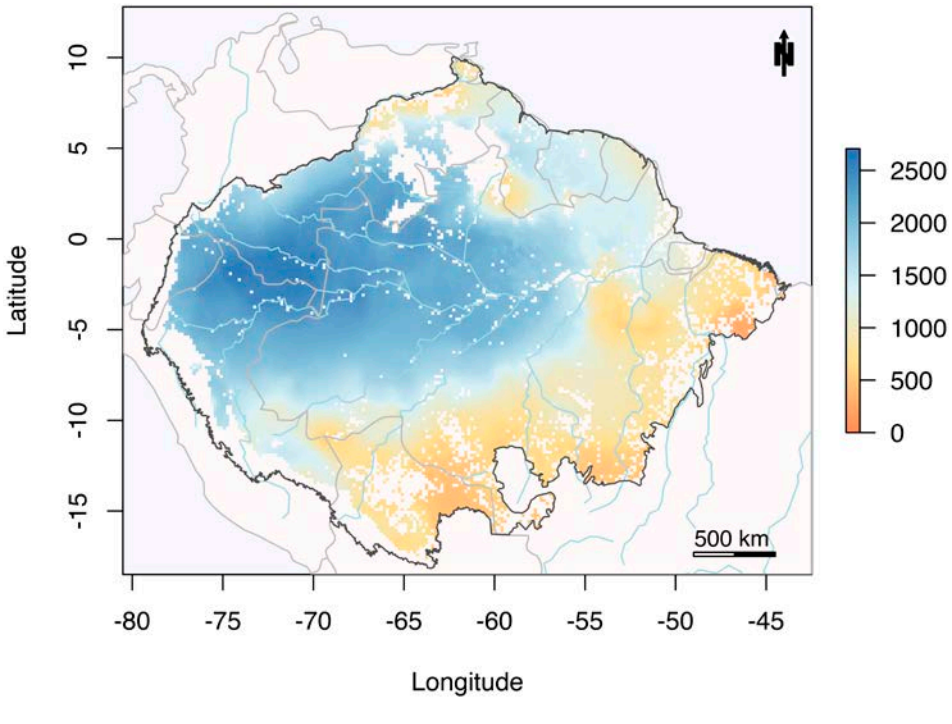


Figura 1. Riqueza estimada de espécies vegetais na Amazônia (valores na escala correspondem a número de espécies).

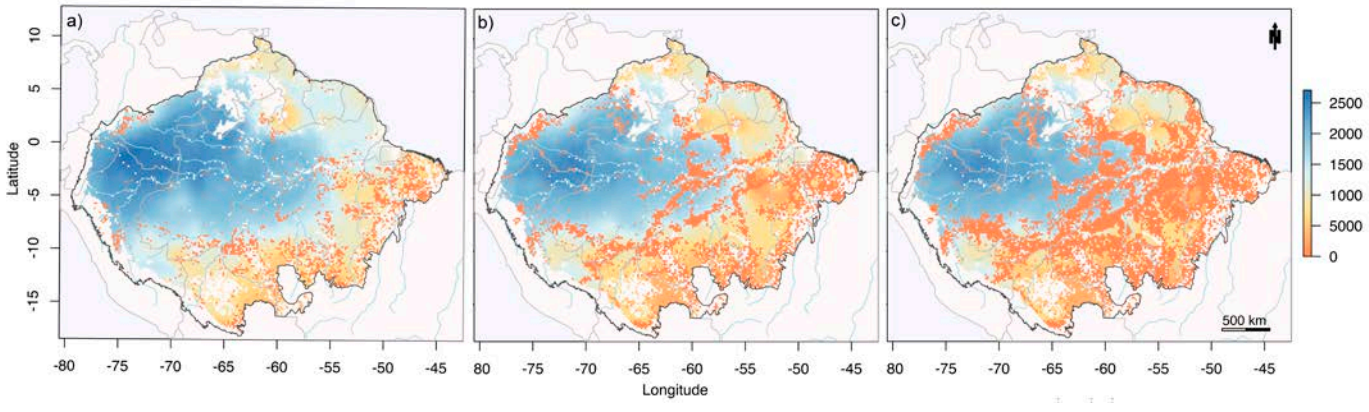


Figura 2. Estimativa de riqueza de espécies, considerando a) ano de 2018, e projeções futuras para o ano de 2050, considerando-se cenário b) otimista e c) pessimista.

e 4) cenários futuros (ano de 2050; otimista com governança e pessimista sem governança). Das quase 10 mil espécies reportadas, foi possível produzir modelos de distribuição para 5.104 com registros de ocorrências suficientes e resultados estatisticamente válidos, representando um total de 125 famílias e 828 gêneros.

A riqueza média de espécie foi 1.540 espécies por célula de mapa em uma resolução espacial de 0,16 arco de grau (aproximadamente 18 x 18 km) (Figura 1). A riqueza variou entre 251 e 2.640 espécies ao longo das células do mapa. As porções oeste e central da Amazônica apresentaram os maiores valores de riqueza de espécies, enquanto as porções leste e sul apresentaram os menores valores.

Entre os anos de 2001 e 2018, o desmatamento aumentou em uma área correspondente a 485.805 km², aproximadamente 9% da área total da Amazônia (Figura 2). O desmatamento projetado para o cenário otimista de 2050 dobrou a quantidade total de perda florestal, atingindo 1.253.261 km² (22%); o cenário pessimista quase quadruplicou o desmatamento, atingindo 2.195.443 km² (39%) (Figura 2). Em 2018, a riqueza média de espécies caiu para 1.453 (aproximadamente 5%).

A riqueza de espécies estimada para as projeções futuras para o ano 2050 mostrou o limite superior da riqueza de espécies variando entre 2.519 (cenário otimista) e 2.462 (cenário pessimista). Os valores médios para a riqueza estimada de espécies diminuíram abruptamente com base nas mudanças projetadas para 2050, variando entre 1.097 (cenário otimista) e 896 espécies vegetais (cenário pessimista). Os efeitos do desmatamento impactaram severamente o leste e o sul da floresta. O cenário pessimista apresentou uma alta queda na estimativa de riqueza na porção central da floresta por causa do desmatamento.

Estudos anteriores já demonstraram que os efeitos das mudanças globais podem impactar amplamente a Floresta Amazônica, contribuindo para uma diminuição severa na diversidade e na distribuição de espécies (Bellard et al., 2012; ter Steege et al., 2015), sendo que sua combinação pode reduzir pela metade a floresta tropical em meados do século (Gomes et al., 2019).

Avaliação da similaridade da composição de espécies vegetais sob cenários de mudança climática

A composição de espécies foi representada pelo índice de similaridade de Jaccard (onde, o representa total dissimilaridade e 1 total similaridade), considerando as espécies compartilhadas em cada quadrícula analisada do mapa. Cada cenário climático (presente e futuro) foi considerado uma comunidade diferente, onde a diversidade beta entre as áreas foi avaliada, dividindo o número de espécies compartilhadas entre os dois cenários (por exemplo, histórico e 2018) pelo número total de espécies somando ambos os cenários. A similaridade entre os cenários histórico e moderno variou em uma queda média de 20% (Figura 3). Para os cenários de projeção futura, a variação de queda foi ainda maior, atingindo 35% (otimista) e 50% (pessimista), respectivamente (Figura 3). A composição de espécies mostrou maiores valores de similaridade para as partes oeste e central da Amazônia em todos os cenários avaliados. Nos cenários otimista e pessimista para 2050, a composição de espécies mostrou uma maior variação de queda na porção leste da Amazônia.

A composição de espécies é reconhecida como uma métrica de grande importância, uma vez que está associada aos serviços ecossistêmicos e à identidade das espécies (Díaz et al., 2006). Os resultados da análise deste estudo demonstram que ela também pode ser mais sensível aos efeitos das mudanças climáticas, apresentando maiores perdas do que a riqueza de espécies.

Variação no valor dos serviços ecossistêmicos providos pelas espécies vegetais

Uma redução acentuada foi observada no valor monetário dos serviços ecossistêmicos, considerando-se os resultados obtidos a partir da modelagem dos cenários de impacto citados acima (Tabela 1). Entre os cenários histórico e moderno, a

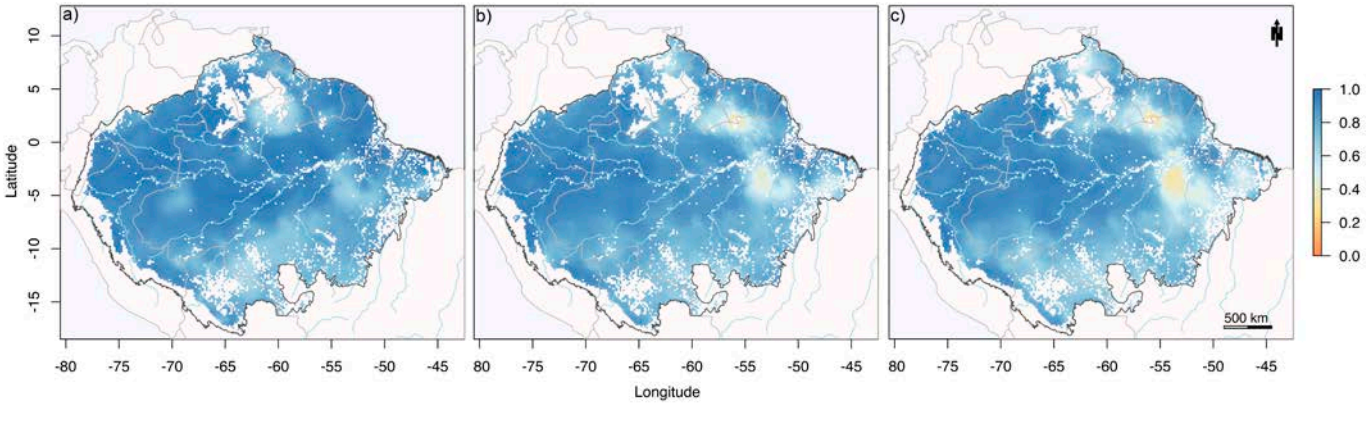


Figura 3. Mudança de composição de espécies com base no índice de similaridade de Jaccard, considerando a) ano de 2018, e projeções futuras para o ano de 2050, considerando-se cenário b) otimista e c) pessimista.

redução foi de 8,7%, variando entre 22,4% e 40% quando se consideram os cenários de projeções futuras otimista e pessimista, respectivamente. Ao usar a riqueza de espécies e a redução da composição como multiplicador, e ao medir o efeito nos serviços ecossistêmicos, a redução no valor dos serviços ecossistêmicos é ainda maior do que considerando apenas a perda de distribuição potencial (áreas em km²) estimada pelos modelos.

Tabela 1. Estimativa dos valores dos serviços ecossistêmicos relacionados às árvores com base em Costanza et al. (2014) e de acordo com quatro cenários de mudanças globais (valores apresentados em bilhões de dólares), considerando-se a redução de área potencial devida às mudanças globais

Serviço ecossistêmico (em bilhões de dólares)	Histórico 1970-2000	2018 moderno	2050 otimista	2050 pessimista
Área florestada	$3.017,66	$2.754,88	$2.341,33	$1.809,93
Regulação climática	$1.146,06	$1.046,26	$889,20	$687,38
Regulação de distúrbios*	$37,01	$33,78	$28,71	$22,20
Ciclagem de nutrientes	$1,12	$1,02	$0,87	$0,67
Polinização	$22,43	$20,47	$17,40	$13,45
Habitat/refúgio	$347,07	$316,85	$269,28	$208,17
Produção de alimentos	$151,39	$138,20	$117,46	$90,80
Matéria-prima	$85,23	$77,80	$66,12	$51,12
Recursos genéticos	$251,19	$229,32	$194,89	$150,66
Total	$5.059,14	$4.618,60	$3.925,28	$3.034,38

* Proteção contra tempestades, controle de enchentes, recuperação de secas e outros aspectos da resposta do habitat à variabilidade ambiental controlada principalmente pela estrutura da vegetação.

Em 2018, a redução chega a 30,7%, e, em 2050, os valores podem variar entre 64,2% e 82,5%. Mudanças apenas na composição contribuíram mais do que as mudanças na riqueza de espécies para a redução do valor dos serviços ecossistêmicos, considerando uma avaliação. A redução total chegou a 27,3% até 2018 (contra 13% considerando apenas a redução da riqueza de espécies) e variou entre 49,7% e 69,9% até 2050 (contra 44,7% e 65,1% considerando apenas a redução da riqueza de espécies).

A conexão entre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos tem sido investigada (Balvanera et al., 2014; Costanza et al., 2007). Apesar dos esforços empreendidos no aprofundamento do conhecimento sobre a vinculação entre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, é difícil definir uma relação direta ou a proporção na qual os diferentes aspectos da biodiversidade podem impactar os serviços ecossistêmicos (Figura 4). Ao se utilizar uma razão direta entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos, obtém-se uma redução bastante acentuada nos valores destes serviços, com implicações sobre o bem-estar humano que precisam ser urgentemente avaliados.

Referências

Balvanera, P., Siddique, I., Dee, L., Paquette, A., Isbell, F., Gonzalez, A., Byrnes, J., O'Connor, M.I., Hungate, B.A., Griffin, J.N., 2014. Linking biodiversity and ecosystem services: Current uncertainties and the necessary next steps. 64, 49-57. https://doi.org/10.1093/biosci/bit003

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., Courchamp, F., 2012. Impacts of climate change on the future of biodiversity. 15, 365-377. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x

Binder, S., Haight, R.G., Polasky, S., Warziniack, T., Mockrin, M.H., Deal, R.L., Arthaud, G., 2017. Assessment and valuation of forest ecosystem services: state of the science review. Gen. Tech. Rep. NRS-170. Newt. Square, PA US Dep. Agric. For. Serv. North. Res. Station. 47 p. 170, 1-47.

Brockerhoff, E.G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D.I., Gardiner, B., González-Olabarria, J.R., Lyver, P.O., Meurisse, N., Oxbrough, A., Taki, H., 2017. Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. 26, 3005-3035. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2

Brown, J.H., 2014. Why are there so many species in the tropics? 41, 8-22. https://doi.org/10.1111/jbi.12228

Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'neill, R. V, Paruelo, J., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. 387, 253-260. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00020-2

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K., 2014. Changes in the global value of ecosystem services. 26, 152-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002

Costanza, R., Fisher, B., Mulder, K., Liu, S., Christopher, T., 2007. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production. 61, 478-491. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.021

Díaz, S., Fargione, J., Chapin III, F.S., Tilman, D., 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. 4, e277. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040277

Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin III, F.S., Dirzo, R., Ktzberber, T., 2005. Biodiversity regulation of ecosystem services. In: Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. Island, pp. 279-329.

Feeley, K.J., Silman, M.R., 2016. Disappearing climates will limit the efficacy of Amazonian protected areas. 22, 1081-1084. https://doi.org/10.1111/ddi.12475

Foley, J.A., Asner, G.P., Costa, M.H., Coe, M.T., DeFries, R., Gibbs, H.K., Howard, E.A., Olson, S., Patz, J., Ramankutty, N., 2007. Amazonia revealed: forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. 5, 25-32. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[25:ARFDAL]2.0.CO;2

Gavin, M.C., McCarter, J., Berkes, F., Mead, A.T.P., Sterling, E.J., Tang, R., Turner, N.J., 2018. Effective biodiversity conservation requires dynamic, pluralistic, partnership-based approaches. 10, 1846. https://doi.org/10.3390/su10061846

Figura 4. Um dos fatores por trás da mortalidade de árvores pode ser a mudança climática em curso.

Gomes, V.H.F., Vieira, I.C.G., Salomão, R.P., ter Steege, H., 2019. Amazonian tree species threatened by deforestation and climate change. 9, 547. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0500-2

Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? 8, 468-479. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x

Kremen, C., Merenlender, A.M., 2018. Landscapes that work for biodiversity and people. 362, eaau6020. https://doi.org/10.1126/science.aau6020

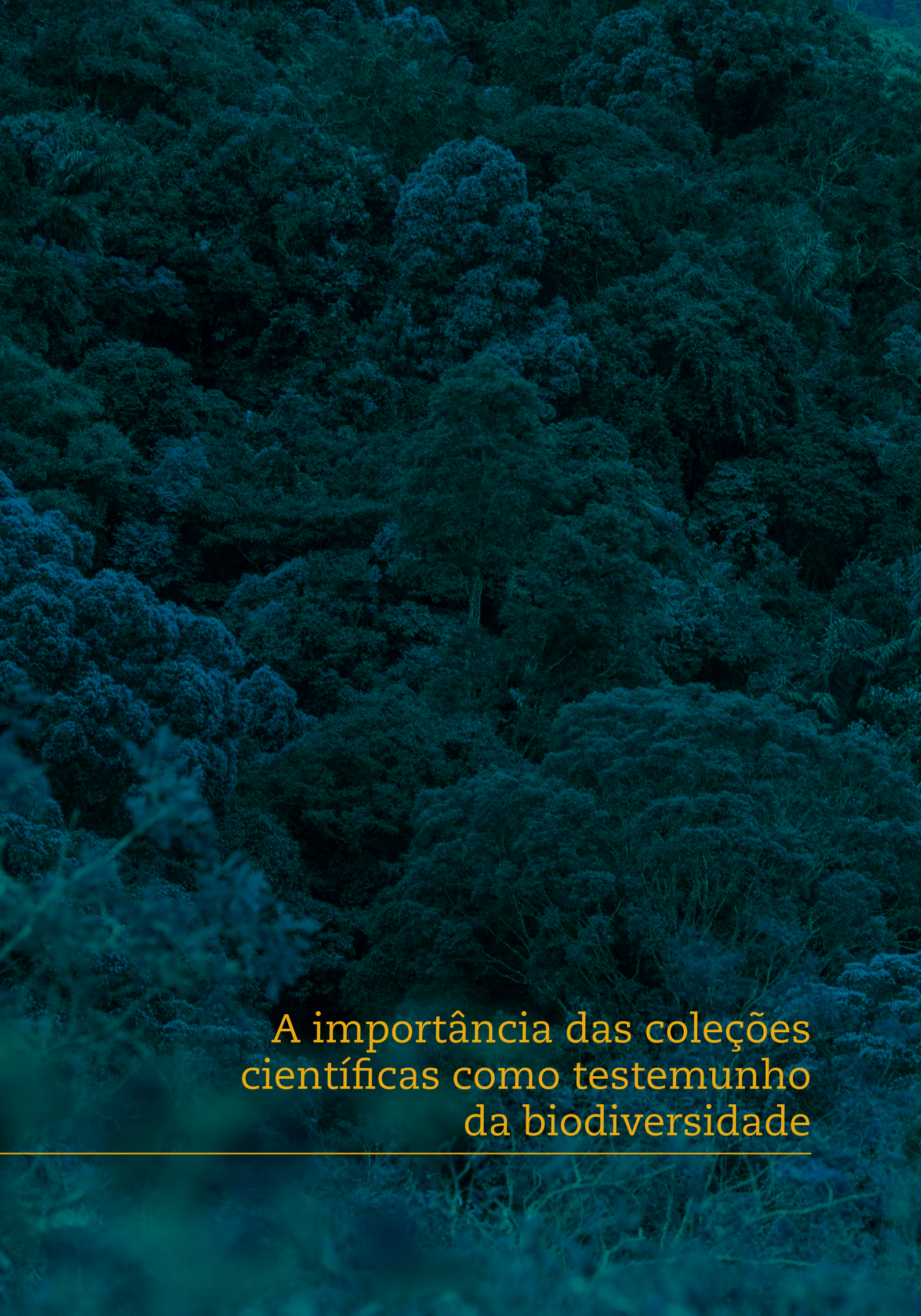
Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H., 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. 27, 19-26. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.006

Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D., Kadmon, R., 2005. Predicting regional patterns of similarity in species composition for conservation planning. 19, 1978-1988. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00237.x

ter Steege, H., Mota de Oliveira, S., Sabatier, D., Antonelli, A., Pitman, N., Guevara, J.E., Salomão, R.P., 2019. Towards a dynamic list of Amazonian tree species. 9, 3501. https://doi.org/10.1038/s41598-019-40101-y

ter Steege, H., Pitman, N.C.A., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Peres, C.A., Guevara, J.E., Salomão, R.P., Castilho, C. V, Amaral, I.L., de Almeida Matos, F.D., 2015. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. 1, e1500936. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500936

Walker, B., Kinzig, A., Langridge, J., 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. 2, 95–113. https://doi.org/10.1007/s100219900062



A importância das coleções científicas como testemunho da biodiversidade

23

Ações para proteção e conservação da biodiversidade e o Bioparque Vale Amazônia

Cesar de Sá Carvalho Neto, Lourival Tyski, Paulo Rogério Oliveira, André L.R. Cardoso, Nereston Camargo

Ações de proteção ambiental são ferramentas importantes para conservação do capital natural da Flona de Carajás e, nesse contexto, são destacadas as ações de conservação do Plano de Gestão de Biodiversidade de Carajás (PGBIO) (Figura 1), do Bioparque Vale Amazônia (BVA) e do Herbário de Carajás (HCJS).

O PGBIO tem desenvolvido ações para adicionar sustentabilidade nas operações de extração de minério de ferro no mosaico da Unidade de Conservação de Carajás e entorno. Uma delas visa fomentar a geração de conhecimento para a conservação da biodiversidade e do capital natural, fornecendo as diretrizes necessárias para a adoção de práticas responsáveis na gestão da biodiversidade ao longo do ciclo de vida dos empreendimentos, conciliando as necessidades de conservação com as prioridades de desenvolvimento. Tem foco na identificação e gestão dos riscos das atividades da empresa em relação à diversidade biológica, além de sustentar resultados que refletem menor risco para o planejamento, implantação e operação de projetos, agregando confiabilidade e competitividade no mercado (Vale, 2021). O desenvolvimento e implantação do PGBio possibilitou identificar riscos relacionados à biodiversidade e propor medidas para solucioná-los por meio do mapeamento e apoio à pesquisa aplicada a soluções sustentáveis de biodiversidade para a mineração. Isso tem fomentado a conservação aliada à produção sustentável, reduzindo ao máximo os impactos, ou mesmo almejando impactos positivos através de decisões com base em ciência para os projetos realizarem a evitação, minimização, recuperação e restauração da natureza em áreas mineradas.

Bioparque Vale Amazônia (BVA)

O Bioparque Vale Amazônia (BVA) possui 37 anos. Ele ocupa uma área de 30ha completamente imerso no ambiente natural e é um dos únicos no país a dispor

Figura 1. Integrantes do PGBIO. Da esquerda para direita: André L. R. Cardoso, Lourival Tyski e Cesar de Sá Carvalho Neto.

dessa possibilidade de integração com a floresta (Figura 2). São aproximadamente 360 animais que fazem parte do plantel, distribuídos em 70 espécies, todas do bioma amazônico (Figura 3). O Bioparque é membro da Associação de Zoológicos e Aquários do Brasil (AZAB) e consequentemente faz parte do Acordo de Cooperação Técnica, assinado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade (ICMBio) e Ministério do Meio Ambiente (MMA), para o manejo *ex situ* de 25 espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção. Dentre estas espécies, o Bioparque declarou a responsabilidade e compromisso institucional de estabelecimento e manejo *ex situ* de populações de segurança, das espécies *Amazona farinosa* (papagaio-moleiro); *Ateles marginatus* (coatá-da-testa-branca); *Guaruba guarouba* (ararajuba); *Harpia harpyja* (gavião-real); *Panthera onca* (onça-pintada); *Saguinus bicolor* (saium-de-coleira); *Speothos venaticus*

Figura 2. Visitantes observando a natureza no BioParque.

(cachorro-do-mato-vinagre) e *Pteronura brasiliensis* (ariranha), com viabilidade genética e demográfica, a longo prazo, para fins de conservação. Também com objetivo principal de conservação em conformidade ao acordo assinado, o Bioparque atende aquilo que é indicado como melhor destinação do animal, considerando-se as recomendações prioritárias de manejo realizadas pelos *Studbook Keepers*, e a capacidade das diferentes instituições para recebimento, manutenção e aplicação destas recomendações. Os *studbook keepers* (traduzidos como 'guardiões do livro genealógico') são os responsáveis em assegurar as populações e indivíduos em cativeiro (Pelletier et al. 2009) (Figura 4).

Com este propósito, hoje, o Bioparque conta no seu plantel com 18 indivíduos adultos de *Guaruba guarouba* (ararajuba) e através do pareamento de casais e manejo de reprodução, já nasceram três filhotes que em 2019 foram encaminhados

Figura 3. Acima, macacos barrigudos e guará. Abaixo, harpia e onça parda.

para o Parque Estadual do Utinga em Belém/PA (programa de reintrodução na natureza). Existem mais três filhotes também nascidos no Bioparque aguardando recomendações dos especialistas do *studbook keepers*. O Bioparque conta também com oito indivíduos adultos de *Panthera onca* (onça-pintada) e uma jovem, nascida no Bioparque, sendo cinco fêmeas, três machos e a fêmea jovem. O sucesso reprodutivo das onças-pintadas no Bioparque, evidencia a importante função da instituição no manejo reprodutivo de espécies ameaçadas. Nos últimos 10 anos foram mais de seis nascimentos de onça no Bioparque, com destaque para os mais recentes que foram destinados atendendo recomendações do *studbook keepers:* uma onça melânica fêmea destinada para o Zoo de Americana/SP em julho de 2021; uma outra onça melânica fêmea destinada para Zoo de Gramado/RS em agosto de 2021; e uma onça macho nascido no BioParque para Animalia Park em São Paulo em janeiro de 2023 (Figura 5).

O Bioparque também conta em seu plantel com dois machos de *Speothos venaticus* (cachorro-do-mato-vinagre), quatros indivíduos adultos de *Amazona farinosa* (papagaio-moleiro) no setor de reprodução, um casal de *Saguinus bicolor* (saium-de-coleira) em exposição, um casal de *Harpia harpyja* (gavião-real) em exposição e uma fêmea no setor extra e além de quatro indivíduos adultos de *Ateles marginatus* (coatá-da-testa-branca), sendo três fêmeas e um macho.

Figura 4. O murucututu (*Pulsatrix perspicillata*), espécie vulnerável.

Figura 5. Onça parda ou puma (*Puma concolor*) no BioPaque.

O Bioparque também é reconhecido na região da Amazônia devido a qualidade dos seus recintos e dos seus funcionários, além de estar inserido no meio da floresta (ver também o Capítulo 14). Com este reconhecimento, o parque se tornou uma das principais instituições na Amazônia para receber e acolher animais apreendidos, resultado do combate ao tráfico de animais e maus tratos. Ressaltando a importância para os programas de conservação e manejo *ex situ*, em 2019, o Bioparque recebeu da Naturatins (órgão ambiental do estado do Tocantis) um filhote de *Pteronura brasiliensis* (ariranha), com aproximadamente 3 semanas de

Figura 6. Analisando um exemplar da flora no Herbário de Carajás.

vida, que ficou sob cuidados parentais da equipe do Bioparque. Por recomendações do *studbook keeper*, em outubro de 2022 o animal foi destinado ao Aquário de São Paulo para parear com uma fêmea.

Herbário de Carajás (HCJS)

O Bioparque abriga ainda o Herbário de Carajás, implantado em 1987 (Figura 5). O Herbário é uma coleção indexada pelo *The New York Botanical Garden* (Jardim Botânico de Nova York), integrando rota internacional de pesquisa sobre a flora. Ele faz parte da Rede Brasileira de Herbários com a sigla HCJS é também a sede do Plano de Gestão da Biodiversidade de Carajás. Atualmente, o acervo é composto por mais de 14.000 exsicatas distribuídas em 180 famílias botânicas, predominantemente angiospermas, com 151 famílias; pteridófitas, com 28 e gimnospermas, representada na região unicamente pelo gênero *Gnetum*, da família Gnetaceae. Entre as angiospermas, dez famílias representam 50% do acervo: Leguminosae 12%, Poaceae 8%, Cyperaceae 7%, Rubiaceae 7%, Melastomataceae 4%, Asteraceae 3%, Convolvulaceae 3%, Myrtaceae 2%, Eriocaulaceae 2%, Euphorbiaceae 2%. Ele é atualmente considerado o maior acervo da diversidade florística da região sudeste

Macaco barrigudo
Lagothrix lagotricha
Ordem: Primates
Família: Atelidae
Alimentação:
Distribuição geográfica:

do Pará, principalmente para as espécies dos campos rupestres ferruginosos, consolidando o conhecimento sobre a ocorrência presente e/ou passada de diversas espécies e seus dados de distribuição.

A parceria público-privado para o desenvolvimento de ações proteção da FLONA de Carajás, trabalhos de pesquisa para gerar conhecimento para a conservação e ações de manejo *ex situ* com o intuito de garantir populações de segurança são ferramentas importantes para a manutenção do capital natural deste território e para deixar um legado para gerações futuras (Figura 7).

Figura 7. O legado da natureza, presente no BioParque, para as gerações futuras.

Referências

Pelletier, F., Réale, D., Watters, J., Boakes, E.H., Garant, D. 2009. Value of captive populations for quantitative genetics research. Trends in Ecology & Evolution 24, 263-270. https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.013

Vale S.A. 2021. Plano de Gestão da Biodiversidade de Carajás. Vale, 48p.

24

O papel das coleções botânicas na descoberta da flora de Carajás

Pedro Lage Viana, Eline Tainá Garcia, Tirza Teixeira Brito, Caroline Oliveira Andrino, Rafael Gomes Barbosa-Silva

Histórico das coletas da flora em Carajás

As coleções biológicas são fontes primárias de informações sobre a biodiversidade. Os estudos pioneiros sobre a flora na região de Carajás se deram muito antes da criação da Floresta Nacional (Flona) de Carajás, que aconteceu em 1998. O botânico Paulo Cavalcante, então pesquisador do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), realizou a primeira expedição para coleta de espécimes botânicos na região em maio de 1969 (Viana et al. 2016), trazendo para o acervo do Herbário do Museu Goeldi (MG) pouco mais que 100 amostras de diversos grupos botânicos, todas elas coletadas nas cangas (vegetação em topo de morro com solo ferruginoso) da região. Grande parte dessas coletas eram diferentes de qualquer outra já existente neste herbário. Então, para conseguir identificações taxonômicas, duplicatas dessas amostras foram enviadas como doação para herbários de várias partes do mundo, para que botânicos especialistas em grupos específicos de plantas pudessem estudá-las minuciosamente.

Como resultado do estudo dessas amostras coletadas na região, várias espécies de plantas, até então desconhecidas pela ciência, foram descobertas e batizadas com um novo nome científico, como a icônica flor-de-Carajás (*Ipomoea cavalcantei* D.Austin), descrita pelo botânico estadunidense Daniel Austin em homenagem ao coletor Paulo Cavalcante (Austin, 1981). A flora da região de Carajás, então, começou a ser conhecida não só regionalmente, mas por toda a comunidade botânica internacional (Figura 1 e 2).

O interesse dos cientistas em conhecer e desvendar a diversidade tão peculiar das plantas de Carajás levou à realização de mais expedições para o estudo dessa flora. O Museu Goeldi continuou suas pesquisas botânicas na região, realizando na década 1980 várias expedições de coleta que incrementaram o acervo botânico em herbários, especialmente no herbário MG. Algumas dessas expedições contaram com a participação de botânicos estrangeiros, como Calvin R. Sperling, responsável por um

Figura 1. Registro de uma expedição científica pioneira à Serra Sul, no início da década de 1970, realizada pela equipe do Museu Goeldi.

importante conjunto de coletas de Carajás, hoje espalhado em diversos herbários. Assim, a coleção do herbário MG subsidiou a publicação da primeira listagem de espécies de plantas ocorrentes em áreas de canga na Serra Norte (Secco & Mesquita, 1983).

Os estudos sobre a diversidade de plantas na região continuaram na década de 1990 sob a coordenação da Dra. Manuela Silva, também do MPEG. A pesquisadora continuou realizando coletas botânicas, principalmente nas áreas de canga, e, com isso, mais um expressivo número de amostras foi incorporado ao acervo do Herbário MG.

Nos anos 2000, intensificaram-se estudos na região de Carajás relacionados a processos de licenciamento ambiental, que exigiam que coletas botânicas fossem depositadas em herbários. Nessa época, botânicos contratados por empresas de consultoria contribuíram bastante com o conhecimento da flora da região, enriquecendo acervos de herbários com mais espécimes da região, incluindo o herbário MG, a principal coleção de referência sobre a flora de Carajás.

Todo esse volume de espécimes provindos de Carajás e distribuídos em vários herbários, mas principalmente no Museu Goeldi, foi o ponto de partida para a idealização de um grande projeto com objetivo de sistematizar o conhecimento sobre a flora que ocorre nas cangas da região de Carajás. Então, o Museu Goeldi e o Instituto Tecnológico Vale celebraram uma parceria para realização do audacioso projeto Flora das Cangas da Serra dos Carajás, com o envolvimento de mais de 400 taxonomistas do Brasil e do exterior (Mota et al., 2018).

No contexto do projeto, foram realizadas várias expedições de coletas botânicas, que, juntamente com os registros históricos disponíveis em vários herbários, formaram uma excelente e representativa coleção de referência para os estudos pretendidos. Com base nesse acervo, foram elaboradas e publicadas monografias taxonômicas para todas as famílias botânicas ocorrentes nas áreas de canga de Carajás, além de uma compilação atualizada das espécies que ocorrem na região. Essas monografias taxonômicas incluem descrição morfológica das espécies, chaves para auxiliar a identificação botânica, ilustrações e relação de exsicatas correspondentes a cada espécie disponível em herbários. Alcançar esse importante patamar no conhecimento sobre a flora das cangas de Carajás só foi possível devido às inúmeras exsicatas depositadas e protegidas em herbários, guardando o conhecimento sobre o importante e ameaçado habitat das cangas.

Afinal, o que é exatamente uma exsicata? Uma exsicata é uma amostra de uma planta coletada em campo, que é prensada, desidratada, catalogada e conservada em herbário. Cada exsicata possui uma etiqueta que contém informações sobre a taxonomia da espécie, que é a sua identificação botânica, a data e o local da coleta (país, estado, município, coordenadas geográficas), o nome do coletor responsável, descrição sobre o ambiente onde a planta foi coletada e outras informações relevantes (Bridson & Forman, 2013).

Uma exsicata depositada e tombada em um herbário é o único documento, amplamente aceito pelos cientistas, que atesta a ocorrência de uma determinada espécie em um determinado local. Ainda, para cada espécie de planta conhecida no mundo, há pelo menos uma exsicata depositada em algum herbário, que é a

Figura 2. Uma exsicata da primeira coleta da espécie *Centrosema carajasense* (Leguminosae), depositada no herbário do Museu Goeldi e descrita para a região de Carajás.

referência principal sobre a sua identidade. Esse material é denominado "tipo" nomenclatural. Podemos, assim, dizer que as exsicatas distribuídas nos herbários ao redor no mundo são a base documental de todo o conhecimento científico sobre a riqueza e distribuição da flora no mundo.

Esses espécimes não são estudados apenas por botânicos taxonomistas – aqueles que identificam e classificam as plantas. As exsicatas são verdadeiras fontes de conhecimento sobre a biodiversidade, peças fundamentais em estudos diversos em biologia vegetal e áreas correlatas, como evolução, ecologia, anatomia, conservação, genética, biogeografia, fitoquímica.

São também importantes documentos históricos, que retratam no tempo a ocorrência de espécies em uma determinada área, as características do ambiente e também a história de esforços e trajetória exploratória dos pesquisadores em seus trabalhos de campo. Em tempos de crescentes taxas de desmatamento e alteração da paisagem por atividades antrópicas, o conjunto de exsicatas depositadas em herbários fornece informações preciosas para subsidiar estratégias de reflorestamento e recuperação de áreas, com uso de espécies que originalmente ocorriam nas áreas degradadas.

Atualmente, o Herbário do Museu Paraense Emílio Goeldi compreende o maior acervo botânico proveniente da região de Carajás (Figura 3). Nele, atualmente, há registro de 9.594 exsicatas coletadas na região. Desse total, a grande maioria das amostras (pelo menos 6.500) são provenientes de áreas de campos rupestres ferruginosos, conhecidos como canga, que ocupam apenas uma pequena parcela da área total da Flona de Carajás. Pouco mais de 3 mil espécimes desse conjunto foram coletados em outros tipos de ambientes da região, principalmente formações florestais. Todo esse acervo foi minuciosamente estudado nos últimos quatro anos e está em processo de digitalização (Figura 4), com fins de obter uma precisa sistematização do conhecimento sobre a flora na região.

Essa qualificação do acervo inclui um exame detalhado da morfologia do espécime para conferência ou atualização da sua identidade taxonômica (atribuição do nome científico correto), com base em consulta à literatura especializada, bem como atualização e conferência das informações do banco de dados do herbário.

A tarefa de digitalização consiste na obtenção de imagem em alta resolução da exsicata, associação dessa imagem ao seu registro no banco de dados do acervo e, posteriormente, a disponibilização das informações em bases de dados on-line para amplo acesso pela comunidade científica. Da totalidade de espécimes oriundos da Flona de Carajás no acervo do herbário MG, 4.921 espécimes foram fotografados e incluídos no repositório institucional de bancos de dados biológicos. Ao fim desse processo, essas informações serão disponibilizadas nas bases de dados do Sistema de Informação sobre a Diversidade Brasileira – SIBBr (https://www.sibbr.gov.br/), Global Biodiversity Information Facility – GIBIF (https://www.gbif.org/) e Reflora (https://reflora.jbrj.gov.br/), conforme política e programação de atividades da curadoria do Herbário MG.

Os herbários HCJS (BioParque Vale Amazônia), com aproximadamente 7 mil espécimes coletados na região, BHCB (Universidade Federal de Minas Gerais), com

LM
L

mais de 4.700 exsicatas de Carajás, e NY (Jardim Botânico de Nova York) também abrigam uma grande parcela do acervo de exsicatas já coletado na região de Carajás.

Figura 3. Exsicatas armazenadas e organizadas em armários no Herbário do Museu Goeldi.

Flora da floresta

Os esforços históricos de coletas botânicas na região de Carajás são concentrados nas formações de canga. Por isso, hoje, a flora das cangas da região de Carajás é muito bem-conhecida. Por outro lado, as riquíssimas florestas que circundam as formações de canga e representam a maior parte da área da Floresta Nacional de Carajás não foram alvo dessas pesquisas recentes na área, e, por isso, havia pouco conhecimento botânico sistematizado sobre as áreas de floresta até o início do projeto Capital Natural, em 2019, que também conta com a colaboração do Museu Paraense Emílio Goeldi (ver Capítulo 2).

Trabalhos de campo em ambientes florestais podem, muitas vezes, ser bastante desafiadores. Além das dificuldades de locomoção para acesso a diferentes áreas dentro da floresta, a obtenção de uma amostra botânica de uma árvore de grande

Figura 4. Pedro Lage Viana no Herbário do Museu Goeldi.

porte pode ser um enorme desafio. Muitas vezes, o auxílio de escaladores profissionais é indispensável para acessar as partes da planta necessárias para compor uma exsicata. Ainda, as ferramentas especializadas usualmente utilizadas para coletas de árvores, como podões telescópicos e baladeiras, são de difícil manuseio e extremamente limitadas para coletas de árvores muito altas, tão comuns na Floresta Amazônica. O investimento na criação de novas tecnologias para auxiliar coletas de árvores poderia ser um importante aliado no conhecimento das florestas da região e também de toda a Amazônia.

Nesse aspecto, avanços no conhecimento das espécies das florestas de Carajás têm sido realizados nos últimos anos, com a realização de expedições de campo focadas nessas áreas florestais entre 2019 e 2023. Além disso, parcelas permanentes para monitoramento da floresta foram instaladas, e materiais coletados depositados no Herbário MG, com duplicatas enviadas a vários herbários do Brasil. Essas coletas, bem como todas aquelas já realizadas em área de floresta da região de Carajás, estão sendo compiladas, catalogadas e analisadas com o objetivo de gerar conhecimento sobre as espécies que estão presentes na floresta de Carajás. Esse tipo de listagem é raro na Amazônia em geral, grande parte devido aos enormes desafios que representa. Portanto, dificilmente será possível ter um conhecimento exaustivo sobre a flora de uma região como a floresta de Carajás. Embora o conhecimento sobre a biodiversidade da região de Carajás tenha sido impulsionado nas últimas décadas, ainda há lacunas, especialmente nos habitats florestais, que justificam uma maior concentração de esforços de investigação. Esse conhecimento se torna ainda mais urgente diante das mudanças globais no clima e da aceleração da conversão de florestas em diferentes usos da terra.

Referências

Austin, D.F., 1981. Novidades nas Convolvulaceae da flora amazônica. 11, 292. https://doi.org/10.1590/1809-43921981112291

Bridson, D., Forman, L., 2013. The Herbarium Handbook. 3rd. ed. Royal Botanical Gardens, Kew.

Mota, N.F.O., Watanabe, M.T.C., Zappi, D.C., Hiura, A.L., Pallos, J., Viveiros, R., Giulietti, A.M., Viana, P.L., 2018. Cangas da Amazônia: a vegetação única de Carajás evidenciada pela lista de fanerógamas. 69, 1435-1487. https://doi.org/10.1590/2175-7860201869336

Secco, R.S., Mesquita, A. L., 1983. Notas sobre a vegetação de canga da Serra Norte – I. 59, 1-13. http://dx.doi.org/10.46357/bcnaturaisnsbotanica.n59p1.13.1983

Viana, P.L., Mota, N.F.O., Gil, A.S.B., Salino, A., Zappi, D.C., Harley, R.M. Ilkiu-Borges, A.L., Secco, R.S., Almeida, T.E., Watanabe, M.T.C., Santos, J.U.M., Trovo, M., Maurity, C., Giulietti, A.M., 2016. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. 67, 1107-1124. https://doi.org/10.1590/2175-7860201667501

25

Coleções entomológicas de Carajás no Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e considerações sobre a fauna

Orlando Tobias Silveira

Coleções biológicas são pilares de disciplinas como sistemática e biogeografia e suporte importante para ecologia e biologia da conservação. São repositórios sistematizados de espécimes e informações, incluindo identidade taxonômica e lugares e ambientes de coleta (Bradley et al., 2014). Guardam espécimes-tipo que embasam a correta aplicação dos nomes científicos das espécies. O desenvolvimento da digitalização de dados e imagens de espécimes e seu armazenamento em bancos computadorizados multiplicaram o potencial de uso dos acervos. Projetos de ecologia e conservação podem acessar com rapidez bancos de dados de coleções em busca de padrões espaciais (e temporais) de ocorrências de espécies e características. São, por isso, fundamentais em estudos de modelagem de distribuições de espécies e indispensáveis na avaliação dos impactos de mudanças regionais e globais (Meineke et al., 2018).

O Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) é pioneiro em coleções na Amazônia brasileira, tendo iniciado essa atividade na passagem entre os séculos XIX e XX. Adolfo Ducke foi um dos fundadores da coleção entomológica, tendo descrito grande número de gêneros e espécies de abelhas e vespas. Poucos museus brasileiros têm coleções tão antigas e diversificadas de insetos amazônicos, somando perto de 1 milhão de espécimes, incluindo tipos primários e secundários de pouco mais de 490 espécies. A procedência da maior parte do material é amazônica, especialmente da porção oriental e ao longo do Rio Amazonas.

Os insetos de Carajás como representados na coleção do MPEG

Das faunas regionais representadas no MPEG, a de Serra dos Carajás (ou mais especificamente a Serra Norte), no Pará, tem o maior e mais diversificado acervo. O inventário feito pelo museu entre 1983 e 1986 adotou métodos tradicionais de levantamento faunístico para obter coleções da maioria dos grandes táxons de insetos.

Embora o MPEG seja provavelmente detentor das maiores coleções de insetos de Carajás (Figura 1), outras instituições também mantêm acervos importantes. Informações do relatório *Diagnóstico do estado da arte do conhecimento da fauna de Serra de Carajás* (MPEG, 2005) são aqui sumarizadas e atualizadas com informações das bases de dados da coleção. Diferenças quantitativas em respeito àquele trabalho devem-se a déficits de informatização, empréstimos e questões metodológicas (contamos aqui apenas espécies identificadas).

A Tabela 1 apresenta números de espécimes já informatizados de Carajás depositados no MPEG e informações sobre identificação. Não há coleções de hexápodes entognados (Collembola, Protura e Diplura), embora tenham sido tratados por M.L. J. Macambira (in MPEG, 2005) em estudo sobre a mesofauna de solo de Carajás. Tampouco há coleções de "tisanuros" (Archaeognatha e Zygentoma), com exceção de um espécime recente da ordem Zygentoma. Dos insetos alados, a maioria das ordens tem exemplares na coleção. Daquelas com articulação alar primitiva e imaturos aquáticos (paleópteros), apenas Odonata tem um acervo maior de Carajás. Os "neópteros" (capazes de dobrar as asas longitudinalmente sobre o corpo) abrangem a maioria dos insetos, havendo no Brasil 23 ordens (Rafael et al., 2012). Quinze ordens estão representadas nas coleções de Carajás e ausências das oito restantes não indicam necessariamente raridade, mas a não utilização de técnicas adequadas de coleta e preparação (Tabela 1).

Dos insetos com tipo corpóreo semelhante aos "gafanhotos e baratas" (Polyneoptera), as maiores coleções de Carajás são de baratas, mas o acervo de gafanhotos e grilos (Orthoptera) é mais diversificado e mais bem trabalhado taxonomicamente.

Os Hemiptera (percevejos e cigarras) têm acervo bastante diversificado, com destaque para espécimes de táxons aquáticos e semiaquáticos, que correspondem a 30% do total.

Do grande grupo dos Holometabola, há coleções de Carajás das quatro ordens "megadiversas" (Hymenoptera, Coleoptera, Diptera e Lepidoptera), e pequenas coleções de Neuroptera, Megaloptera e Trichoptera. Em Hymenoptera, as formigas, abelhas e vespas têm as maiores coleções, somando mais de 20 mil exemplares de 30 famílias. Houve adição recente significativa de himenópteros, coletados por equipes do Instituto Tecnológico Vale (ITV) e por empresas de consultoria com atuação na Floresta Nacional (Flona) de Carajás e no entorno (Figura 2).

A coleção já informatizada de Coleoptera de Carajás abrange 4.309 espécimes de 20 famílias (Tabela 1). Entretanto, os totais de besouros são maiores, tal como já apresentados por Valente (in MPEG, 2005), que mencionou 10.325 espécimes de 58 famílias. Dos dípteros de Carajás estão informatizados 7.409 espécimes de 23 famílias, com predomínio da família Tabanidae. A coleção informatizada de Lepidoptera de Carajás conta com 2.444 espécimes, de 17 famílias. Exemplares de borboletas Nymphalidae representam 30% do material.

Tabela 1. Números de espécimes de insetos de Carajás no MPEG, por ordens (e algumas famílias de Hymenoptera), de acervos já informatizados e por números de famílias, gêneros e espécies identificados (não contadas morfoespécies).

TÁXON	N. espécimes	N. famílias	N. gêneros	N. espécies
ZYGENTOMA	1	–	–	–
ARCHAEOGNATHA	–	–	–	–
ODONATA	484	11	21	5
EPHEMEROPTERA	30	4	–	–
ZORAPTERA	–	–	–	–
EMBIOPTERA	7	1	–	–
PLECOPTERA	28	1	1	3
ORTHOPTERA	456	15	60	44
DERMAPTERA	131	3	3	3
PHASMATODEA	12	3	5	3
MANTODEA	89	3	5	7
BLATTARIA	665	3	21	19
ISOPTERA	609	2	32	53
HEMIPTERA	4.863	47	214	162
THYSANOPTERA	–	–	–	–
PHTHIRAPTERA	–	–	–	–
PSOCOPTERA	31	3	–	–
HYMENOPTERA	20.336	30	177	377
Formicidae	11.674	–	60	94
Apidae	5.417	–	33	122*
Megachilidae	114	–	2	1
Halictidae	117	–	6	5
Andrenidae	11	–	1	2
Vespidae	2.450	–	22	106
NEUROPTERA	218	7	9	8
MEGALOPTERA	4	1	1	0
COLEOPTERA	4.309	20	221	248
STREPSIPTERA	–	–	–	–
DIPTERA	7.409	23	63	118
MECOPTERA	–	–	–	–
SIPHONAPTERA	–	–	–	–
TRICHOPTERA	147	5	3	–
LEPIDOPTERA	2.444	17	182	279
Totais	62.056	199	1.142	1.537

* o número de espécies de abelhas de Carajás incluindo morfoespécies e consideradas outras coleções brasileiras é atualmente de 222 (dados do ITV).

Desenvolvimento taxonômico do acervo

A Figura 2 mostra proporções de espécimes de Carajás identificados nos níveis de gênero e espécie. Na maioria dos táxons, 50% ou mais estão identificados pelo menos no nível de gênero. As porcentagens de identificados em espécie são mais baixas, como esperado, mas próximas de 50% na maioria dos acervos com mais de 500 exemplares. Índices mais altos de identificação no extremo direito da Figura 1 devem-se aos pequenos acervos, com menos de 150 espécimes.

Algumas dezenas de espécies já foram descritas com base em material-tipo de Carajás, havendo na coleção do MPEG 13 holótipos (e 46 parátipos) de besouros, especialmente de Cerambycidae, Curculionidae, Elateridae, Histeridae, Passalidae e Scarabaeidae; 12 holótipos (e 22 parátipos) de himenópteros, de sete espécies de Bethylidae, cinco espécies de Vespidae e uma espécie de Meliponini (parátipo de *Lestrimelitta ciliata*); seis holótipos (e 236 parátipos) de dípteros das família Tabanidae, Ctenostylidae e Sarcophagidae; dois holótipos (e três parátipos) de cinco espécies de percevejos e cinco parátipos de uma espécie de cigarrinha; um holótipo (e um parátipo) de uma espécie de louva-a-deus; e um parátipo de uma espécie de cupim.

Distribuição do esforço por ambientes e coletas recentes

Na Figura 3, mostrando sítios de coleta de insetos nas Flonas Carajás e Tapirapé-Aquiri, círculos brancos indicam locais aproximados dos pontos de coleta de insetos nas expedições dos anos 1980, todos eles na Serra Norte e, em grande maioria, associados às estradas, e em áreas de floresta. Entretanto, esforço considerável de coleta foi dedicado as áreas de canga, especialmente do antigo núcleo N1. Sobre ambientes aquáticos, esforço considerável foi empregado na coleta de hemípteros, besouros, tricópteros, libélulas e outros grupos que têm associação com corpos d'água em alguma fase do desenvolvimento.

Quanto as explorações de novas áreas, deve-se destacar coletas recentes por equipes do ITV nas proximidades da Serra Sul, contemplando principalmente borboletas e abelhas, mas também vespas (Figura 3, círculos amarelos e losangos pretos). Depósitos recentes de abelhas e formigas de áreas na Flona Carajás (projeto Granito-Arenito) e no entorno, como na Serra Leste (círculos azuis), foram feitos por empresas de consultoria ambiental.

Destaques sobre os acervos

Figura 1. Orlando Tobias Silveira na coleção entomológica do Museu Goeldi.

Números gerais da coleção informatizada de Carajás no MPEG (Tabela 1) sugerem haver potencial de estudos e descobertas. Limitações maiores sobre a parte mais antiga desses dados decorrem da não utilização à época de desenho definido de amostragem que permitisse caracterização precisa do esforço de coleta. Maioria

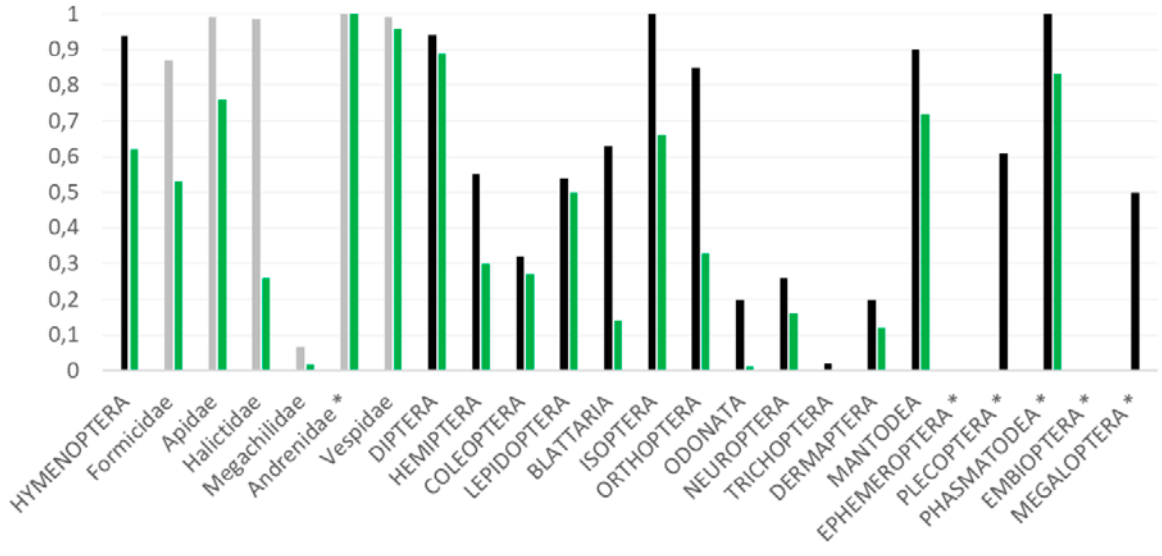


Figura 2. Gráfico de barras com proporções de espécimes identificados no nível de gênero (em preto, ou cinza para famílias de Hymenoptera) e espécie (em verde), para ordens de insetos de Carajás representadas na coleção do MPEG (ordenadas da esquerda para a direita segundo número de espécimes; * indica menos de 50).

dos autores em MPEG (2005) se ressentiu da falta de métodos que teriam permitido melhor amostragem de táxons insuficientemente representados nas coleções (Figuras 4 e 5). Apesar disso, por meio de aproximações das localizações dos pontos de coleta dos primeiros inventários, e com o estudo taxonômico mais intensivo de alguns grupos, é possível fazer generalizações razoavelmente acuradas sobre algumas dessas faunas (ver Silveira, in MPEG, 2005).

Na família Vespidae, por exemplo, as quase 120 espécies e morfoespécies de espécies sociais (Polistinae) só encontram similar em poucas áreas do Neotrópico que passaram por amostragem mais intensiva e sistemática (Caxianã, PA), ou então levantamento de longo prazo (Belém, PA). Baseado na frequência das espécies nos pontos de coleta, o quadro das espécies mais comuns (dos gêneros *Agelaia* e *Angiopolybia*) é muito similar aos achados em inventários recentes com métodos mais sistematizados (Silveira et al., 2012). Além da riqueza (e das espécies novas), essa fauna tem elementos não encontrados nas terras baixas amazônicas, como *Polybia ruficeps*, *Mischocyttarus omicron* e três espécies deste gênero descritas por Borges e Silveira (2019). Ainda em Vespidae, Silveira (2015) descreveu de Carajás a espécie solitária *Paramasaris fernandae*, um registro único em florestas amazônicas de vespas da subfamília Masarinae, cujas espécies alimentam as larvas com pólen, hábito singular num grupo em que todo o restante é de predadores. Das abelhas coletadas nos anos 1980, há predomínio de Meliponini (abelhas sem ferrão), com pouco mais de 60 espécies, de 17 gêneros. A maioria das espécies pertence aos gêneros *Trigona*, *Melipona* e *Partamona*. Dezessete espécies mais comuns ocorreram em mais que 30% dos pontos de coleta (53% de *Trigona*). Além dos três gêneros acima, *Ptilotrigona* e *Tetragona* também tiveram representantes entre espécies mais comuns.

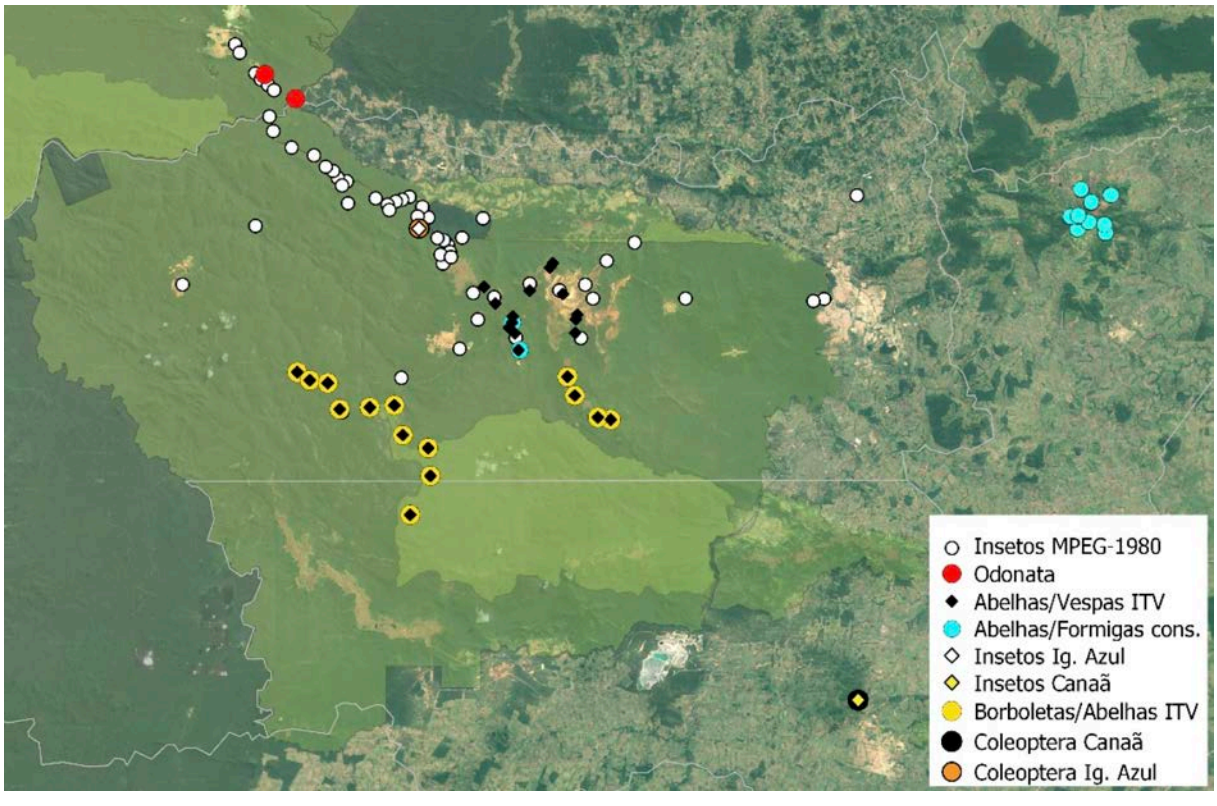


Figura 3. Distribuição de coletas de insetos nas Flonas Carajás e Tapirapé-Aquiri (parte) e no entorno, segundo material no MPEG. Círculos brancos indicam pontos aproximados de coletas do MPEG nos anos 1980; para demais sítios, ver a legenda.

Das borboletas, ainda não há nenhuma lista publicada de espécies para a Floresta Nacional de Carajás, mas estudos recentes para o projeto Capital Natural durante os anos de 2019 e 2022 resultaram no reconhecimento de 182 espécies. Todas as seis famílias de borboletas estão representadas (Hesperiidae, Lycaenidae, Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae e Riodinidae), com marcado predomínio de Nymphalidae, que reúne 129 espécies ou 71% da fauna amostrada (80% dos indivíduos coletados). Essa grande proporção de Nymphalidae é devida à maior facilidade de amostragem por meio de armadilhas Van Someren-Rydon com iscas de fruta fermentada. Borboletas das outras famílias têm sido capturadas somente com rede entomológica.

Recomendações

Apesar da considerável quantidade de material entomológico de Carajás já depositado em coleções, a inquestionável riqueza natural da região obriga reconhecer a necessidade de esforço maior para se ter um registro satisfatório da biodiversidade. Por vários motivos, inclusive logísticos, a Flona Carajás representa oportunidade singular para conhecimento mais detalhado da fauna em áreas amazônicas. Além disso, a grande importância dos insetos, sob diversas perspectivas, científicas e

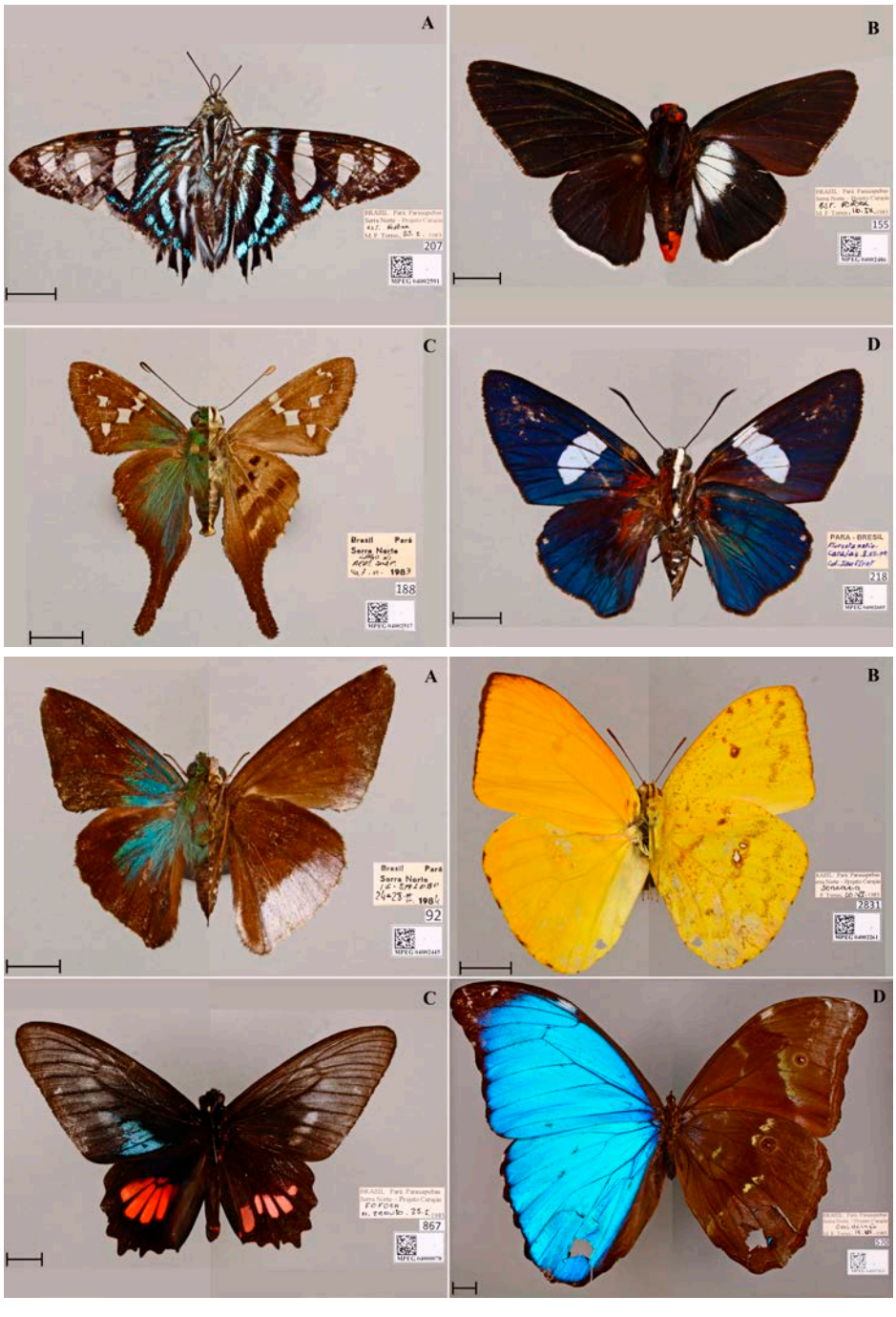


Figura 4. Espécies de borboleta coletadas em Carajás e depositadas no Museu Goeldi.
Acima:
A- *Phocides thermus*;
B- *Pyrrhopygopsis socrates*;
C- *Urbanus esmeraldus*;
D- *Yanguna cometes*.
Abaixo:
A- *Astraptes alardus*;
B- *Phoebis argante*;
C- *Parides eurimedes*;
D- *Morpho menelaus*.

Figura 5. Armário do acervo da coleção entomológica do Museu Goeldi. Nas gavetas podemos ver borboletas azuis (*Morpho* sp. Fabricius, 1807).

práticas, aliada a publicações recentes sobre declínio de suas populações (Wagner et al., 2021), só aumenta a urgência por mais estudos. A tendência recente tem sido de favorecer alguns táxons indicadores, normalmente coletados por armadilhas. Pelo menos para áreas especiais, seria importante aumentar a abrangência taxonômica desses inventários. A Tabela 1 mostra que ainda é considerável o número de ordens de insetos que são subrepresentadas nas coleções de Carajás. Mesmo em Hymenoptera, ordem com o maior acervo, a vasta maioria dos espécimes é de relativamente poucos táxons que contêm espécies sociais (formigas, vespas e abelhas). É possível diversificar os táxons inventariados sem abdicar de desenhos amostrais que permitam estudos comparativos de diversidade.

Em Carajás, será importante também expandir a área amostrada. Vê-se, na Figura 3, que a maioria das coletas de insetos ocorreu na região norte da Carajás, e que só recentemente estão avançando os estudos na Serra Sul. Finalmente, será importante incentivar o estudo do material entomológico já depositado, especialmente de grupos hiperdiversificados e que têm déficit maior de identificação nas coleções, como besouros e mariposas, entre outros.

Referências

Borges, R.C., Silveira, O.T., 2019. Revision of the species-group of *Mischocyttarus (Omega) filiformis* (de Saussure 1854), with description of three new species (Hymenoptera, Vespidae). 4657, 545-564. https://doi.org/10.11646/zootaxa.4657.3.7

Bradley, R.D., Bradley, L.C., Garner, H.J., Baker, R.J., 2014. Assessing the value of natural history collections and addressing issues regarding long-term growth and care. 64, 1150-1158. https://doi.org/10.1093/biosci/biu166

Meineke, E.K., Davies, T.J., Daru, B.H, Davis, C.C., 2018. Biological collections for understanding biodiversity in the Anthropocene. B 374, 20170386. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2017.0386

MPEG, 2005. Diagnóstico do "estado da arte" do conhecimento sobre a fauna da região da Serra de Carajás. Relatório à Companhia Vale do Rio Doce – CVRD, 353 p.

Rafael, J.A., Melo, G.A.R., Carvalho C.J.B. de, Constantino, R., 2012. Insetos do Brasil, diversidade e taxonomia. Holos Editora, Ribeirão Preto. 810 p.

Silveira, O.T., 2015. New species of pollen wasps *Paramasaris fernandae* sp. nov. (Hymenoptera, Vespidae, Masarinae) from a rain forest locality in Brazilian Amazonia. 3919, 396-400. https://doi.org/10.11646/zootaxa.3919.2.10

Silveira, O.T., Silva, S.S.S., Pereira, J.L.G., Tavares, I.S., 2012. Local-scale spatial variation in diversity of social wasps in an Amazonian rain forest in Caxiuanã, Pará, Brazil (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae). 56, 329-346. https://doi.org/10.1590/S0085-56262012005000053.

Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L., Berenbaum, M.R., Stopak, D., 2021. Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. 118, 1-10. https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118

26

Abelhas de Carajás depositadas na Universidade Federal de Minas Gerais – as contribuições do professor Fernando Amaral da Silveira

José Eustáquio dos Santos Júnior, Roderic Breno Martines, Roselaini Mendes do Carmo da Silveira

A importância das abelhas

As abelhas, pertencentes à ordem Hymenoptera, possuem aproximadamente 20 mil espécies no mundo (Michener, 2007; Alexander et al., 2023). No Brasil, foram catalogadas 1.965 espécies de abelhas (Moure et al. 2022), mas a estimativa é de aproximadamente 3 mil espécies (Silveira et al., 2002). As espécies brasileiras são pertencentes a cinco das sete famílias existentes, Andrenidae, Apidae, Coletidae, Halictidae e Megachilidae (Michener, 2007).

Abelhas nativas, assim como outros polinizadores, são de grande interesse para a pesquisa científica e para a economia (Kearns et al. 1998). Nas últimas décadas, a importância desses insetos, considerados mantenedores da biodiversidade graças aos serviços prestados via polinização, vem sendo mensurada em bilhões de dólares anuais. No Brasil, esse valor está na casa de 12 bilhões de dólares por ano para a agricultura (Wolowski et al., 2019). A importância das abelhas vai além da polinização, pois algumas espécies podem ser usadas como bioindicadoras da qualidade ambiental (Ruiz et al., 2013, Gonçalves & Faria, 2021), e/ou até mesmo na recuperação de áreas degradadas (Williams, 2011). Além dos benefícios como insetos polinizadores e bioindicadores, as abelhas são fonte de produtos com valor econômico agregado, tais como mel, pólen, cera e própolis (*e.g.* meliponíneos e *Apis mellifera* – Michener, 2007); e como fonte de microrganismos com potencial econômico (e.g. leveduras para produção de produtos à base de fermentação – Rosa et al., 2003; Teixeira et al., 2003).

Embora as abelhas estejam entre os grupos de insetos mais estudados no mundo, há uma carência de trabalhos de ecologia, sistemática e taxonomia (Silveira et al., 2002; Michener, 2007). A carência desses estudos pode ser identificada nas listas de espécies de trabalhos científicos (*e.g* Maia et al., 2020), os quais possuem

exemplares morfoespeciados (não identificados até o menor nível taxonômico de especificidade). Alguns gêneros possuem apenas táxons morfoespeciados por não possuírem chaves disponíveis para identificação ou pela falta de material identificado disponível para a comparação em coleções taxonômicas. Apenas com o aumento de trabalhos de revisão taxonômica será possível vincular os nomes disponíveis na literatura a táxons atualmente não identificáveis, conferir as sinonímias e, quando necessário, descrever possíveis espécies novas.

Entre os organismos utilizados historicamente para monitorar a Floresta Nacional de Carajás estão as abelhas. O uso das abelhas como organismos bioindicadores teve como incentivador e proponente o professor Fernando Amaral da Silveira, um pesquisador que viveu para o desenvolvimento do conhecimento sobre as abelhas brasileiras. Muitas das coletas de abelhas, desde a década de 1980, foram protagonizadas por esse pesquisador. Os espécimes coletados estão depositados no Centro de Coleções Taxonômicas da Universidade Federal de Minas Gerais (CCT-UFMG), constituindo um importante acervo sobre a diversidade de abelhas da região.

O presente capítulo tem o objetivo de fazer um tributo ao professor Fernando, recentemente falecido, relatando sua história acadêmica e profissional, com suas importantes contribuições para o desenvolvimento da melitologia no Brasil (*i.e.* estudo das abelhas em todos os seus aspectos biológicos e sistemáticos) e para o conhecimento da apifauna de Carajás.

Um sumário sobre a trajetória acadêmica de Fernando Amaral da Silveira

O entusiasmo e a dedicação do professor Fernando com os estudos sobre abelhas podem ser vistos desde sua formação acadêmica. Ele formou-se engenheiro agrônomo pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) em 1985 quando iniciou os seus primeiros trabalhos com as abelhas. Em 1988, tornou-se mestre em Entomologia pela UFV, onde estudou as abelhas e suas fontes de alimento na Estação Florestal de Experimentação de Paraopeba, Minas Gerais. Em 1995, tornou se doutor em Entomologia pela Universidade de Kansas, onde desenvolveu a pesquisa sobre as relações filogenéticas e a classificação de Exomalopsini (Insecta: Apidae). Após a defesa de sua tese, tornou-se professor da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), onde lecionou disciplinas na área de sistemática e zoologia de invertebrados. A ênfase dos seus projetos de pesquisa era em sistemática e conservação de abelhas, atuando principalmente nos seguintes temas: abelhas, fauna, sistemática, conservação e biodiversidade.

Ao ingressar como membro do corpo de docentes da UFMG, Fernando fundou o Laboratório de Sistemática e Ecologia de Abelhas – LSEA, hoje o Laboratório de Sistemática de Insetos do Departamento de Zoologia da UFMG, onde ajudou a criar o Programa Pós-Graduação em Zoologia (PgZoo-UFMG). Com o surgimento do LSEA, nasceu a coleção de abelhas da UFMG, que viria a se tornar a CCT-UFMG.

O início da coleção comportou os espécimes coletados em dois projetos iniciados ainda em 1995, ambos com conexão com as áreas da Zona Metalúrgica e/ou os campos de altitude do leste do Brasil (V&M Florestal Ltda e CNPq).

Ao longo da sua vida acadêmica, Fernando escreveu diversos artigos (e.g. Silveira & Cure, 1993, Santos Júnior et al., 2015, Freitas et al. 2019) e um livro (Silveira et al., 2002) sobre sistemática e biogeografia de abelhas. Também foi de grande importância na formação de muitos profissionais, tendo orientado alunos de graduação (Ciências Biológicas), mestrado e doutorado, os últimos nos Programas de Pós-Graduação em Zoologia e em Ecologia e Manejo da Vida Silvestre, ambos da UFMG. Fernando sempre chamava a atenção para a enorme diversidade das abelhas, considerando seus modos de vida, os serviços ecológicos que elas prestam e as ameaças que impingimos à sua sobrevivência. O projeto iniciado em 2002, com a publicação de *Abelhas brasileiras — sistemática e identificação* (Silveira et al. 2002), era apenas a primeira parte de um livro maior, que abordava todos os aspectos da biologia das abelhas brasileiras. Contudo, a incipiência do estado da arte até a data daquela publicação e as atividades em outros projetos fizeram com que os autores deixassem de lado o projeto do "grande livro", o qual foi retomado pelo professor Fernando, de forma intensa, nos seus últimos anos de vida. A obra teve grande importância na evolução do conhecimento sobre as abelhas do Brasil nas últimas duas décadas, facilitando a identificação das espécies brasileiras e possibilitando, assim, os demais estudos que seriam compilados no seu segundo livro.

Ao longo da sua trajetória, o professor Fernando orientou diretamente 46 alunos (*i.g.* iniciação científica, trabalho de conclusão de curso, mestrado, doutorado e supervisão pós-doutoral), entre eles estão professores, técnicos e analistas ambientais que hoje continuam passando os ensinamentos sobre a *importância* (*i.e.* serviços ecossistêmicos – polinização), a *diversidade* (e.g. taxonomia, sistemática, inventário e monitoramento), a *conservação* (*e.g.* auxílio aos órgãos ambientais na composição das listas de espécies ameaçadas de extinção, membros dos planos de ação nacionais – PAN para conservação das espécies e educação ambiental) e *mitigação de impactos ambientais* sobre as populações de abelhas.

Inventários em Carajás e a coleção da UFMG

No início de 2008, Fernando começou a participar de inventários de abelhas com ocorrência conhecida na Flona de Carajás (Figuras 1 e 2), entre eles estão o *Estudo de similaridade das paisagens de savana metalófila da região de Carajás, PA* e o *Levantamento da biodiversidade e status de conservação da Serra da Bocaina, PA*. Esses estudos adicionaram mais conhecimento sobre as abelhas da Serra dos Carajás e aumentaram o acervo de abelhas da coleção de insetos do CCT-UFMG. As chaves de identificação disponibilizadas pelo professor Fernando e o acervo de espécimes, iniciados por ele, que veio a se transformar na coleção de insetos do CCT-UFMG, possibilitaram a confecção de outros trabalhos. Por exemplo,

Borges e colaboradores (2020) catalogaram 222 espécies de abelhas nos municípios onde a Flona de Carajás está localizada, tendo realizado a compilação dos dados disponíveis em coleções taxonômicas e a identificação dos espécimes depositados por um especialista.

A coleção iniciada pelo professor Fenando, atualmente, possui aproximadamente 200 mil exemplares de insetos depositados, sendo que desses, aproximadamente, 20 mil, distribuídos em centenas de espécies, foram amostrados na Floresta Nacional de Carajás. O número preciso de espécimes e espécies de abelhas da Serra de Carajás depositados na coleção de insetos do CCT-UFMG é difícil de ser estimado, pois muitos exemplares aguardam pelo processo de tombamento, digitalização das identificações no banco de dados e conferência das identificações. Além disso, algumas espécies aguardam para serem descritas

Figura 1. Fernando Amaral da Silveira (em primeiro plano) em uma visita ao BioParque Vale Amazônia (Flona de Carajás, no Pará) em 2008.

Figura 2. Membros da equipe do projeto *Levantamento da biodiversidade e status de conservação da Serra da Bocaina, PA* durante uma visita a Pedra da Harpia (Flona de Carajás), com detalhe para a presença do professor Fernando Amaral da Silveira (em segundo lugar, da direita para a esquerda).

(novas espécies), como foram os casos das espécies *Scaura amazonica* Nogueira, Oliveira & Oliveira, 2019 (cinco parátipos de Canaã dos Carajás depositados no CCT-UFMG) e *Neocorynura rubicunda* Gonçalves, 2019 (holótipo de Canaã dos Carajás depositado no CCT-UFMG).

Referências

Alexander, S., Hodson, A., Mitchell, D., Nicolson, D., Orrell, T., Perez-Gelabert, D., 2023. Catalogue of Life [WWW Document]. URL https://www.catalogueoflife.org/?taxonKey=625GP (accessed 5.2.2023).

Borges, R.C., Padovani, K., Imperatriz-Fonseca, V.L., Giannini T.C., 2020. A dataset of multi-functional ecological traits of Brazilian bees. 7, 120. https://doi.org/10.1038/s41597-020-0461-3

Freitas, F.V., Santos Júnior, J.E.D., Santos, F.R., Silveira, F.A., 2019. A phylogenetic study of the Thygater-Trichocerapis group and new scopes for the subgenera

of Thygater Holmberg, (Hymenoptera, Apidae). 44, 728-744. https://doi.org/10.1111/syen.12351

Gonçalves, R.B., Faria, L.R.R., 2021. In euglossine we trust as ecological indicators: a reply to Añino et al. (2019). 68, 4610. https://doi.org/10.13102/sociobiology.v68i1.4610

Kearns, C.A., Inouye, D.W., Waser, N.M., 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. 29, 83-112. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.83

Maia, U.M., Pinto, C.E., Miranda, L.S., Coelho, B.W.T., Santos Junior, J.E., Raiol, R.L., Imperatriz-Fonseca, V.L., Giannini, T.C., 2020. Forest matrix fosters high similarity in bee composition occurring on isolated outcrops within Amazon biome. 49, 1374-1382. https://doi.org/10.1093/ee/nvaa115

Michener, C.D., 2007. The bees of the world. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Moure, J.S., Urban, D., Melo, G.A.R., 2022. Catálogo de abelhas Moure [WWW Document]. URL http://moure.cria.org.br/catalogue (accessed 5.2.2023).

Rosa, C., Lachance, M., Silva, J., Teixeira, A., Marini, M., Antonini, Y., Martins, R., 2003., Yeast communities associated with stingless bees. 4, 271-275. https://doi.org/10.1016/S1567-1356(03)00173-9

Ruiz, J.A., Gutiérrez, M., Porrini, C. 2013. Biomonitoring of bees as bioindicators. 90, 61-63. https://doi.org/10.1080/0005772X.2013.11417545

Santos Júnior, J.E., Santos, F.R., Silveira, F.A., 2015. Hitting an unintended target: phylogeography of Bombus brasiliensis Lepeletier, 1836 and the first new brazilian bumblebee species in a century (Hymenoptera: Apidae). 10, e0125847. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125847

Silveira, F.A., Cure, J.R., 1993. High-altitude bee fauna of southeastern Brazil: implications for biogeographic patterns (Hymenoptera: Apoidea). 28, 47-55. https://doi.org/10.1080/01650529309360887

Silveira, F.A., Melo, G.A.R., Almeida, E.A.B., 2002. Abelhas brasileiras: sistemática e identificação. Belo Horizonte.

Teixeira, A.C.P., Marini, M.M., Nicoli, J.R., Antonini, Y., Martins, R.P., Lachance, M.-A., Rosa, C.A., 2003. Starmerella meliponinorum sp. nov., a novel ascomycetous yeast species associated with stingless bees. 53, 339-343. https://doi.org/10.1099/ijs.0.02262-0

Williams, N.M., 2011. Restoration of nontarget species: bee communities and pollination function in riparian forests. 19, 450-459. https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00707.x

Wolowski, M., Agostini, K., Rech, A.R., Varassin, I.G., Maués, M., Freitas, L., Carneiro, L.T., Bueno, R.O., Consolaro, H., Carvalheiro, L., Saraiva, A.M., Silva, C.I. 2019. Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil. Cubo, São Carlos.

Lista de autores

Alexandre Aleixo – **Instituto Tecnológico Vale**
Amanda Paracampo – **Instituto Tecnológico Vale**
André Luiz de Rezende Cardoso – **Vale S. A.**
Antônio Vasconcelos Nogueira Neto – **Instituto Tecnológico Vale**
Bruno Garcia Luize – **Universidade Estadual de Campinas**
Caio Yoshiura – **Instituto Tecnológico Vale**
Caroline Oliveira Andrino – **Universidade Nacional de Brasília**
Cesar de Sá Carvalho Neto – **Vale S. A.**
Claudia Wanzeler da Costa – **Instituto Tecnológico Vale**
Daniela C. Zappi – **Universidade Nacional de Brasília**
Edilson Freitas da Silva – **Instituto Tecnológico Vale**
Edivaldo Afonso de Oliveira Serrão – **Instituto Tecnológico Vale**
Eline Tainá Garcia – **Museu Paraense Emílio Goeldi**
Emily Ane Dionizio – **Instituto Tecnológico Vale**
Everaldo Barreiros de Souza – **Universidade Federal do Pará**
Felipe Costa Trindade – **Instituto Tecnológico Vale**
Felipe Martello – **Instituto Tecnológico Vale**
Gabriel Caixeta Martins – **Instituto Tecnológico Vale**
Guilherme Oliveira – **Instituto Tecnológico Vale**
Isa Rebecca Chagas da Costa – **Instituto Tecnológico Vale**
José Augusto Bitencourt – **Instituto Tecnológico Vale**
José Eustáquio dos Santos Júnior – **Universidade Federal de Minas Gerais**
José Tasso Felix Guimarães – **Instituto Tecnológico Vale**
Juliana Lovo – **Universidade Federal da Paraíba**
Leandro Argolo – **Instituto Tecnológico Vale**
Leonardo de Sousa Miranda – **Universidade de Lancaster**
Leonardo Trevelin – **Instituto Tecnológico Vale**
Lourival Tyski – **Vale S.A.**

Luciana Patrícia Silvestre de Souza – **Instituto Tecnológico Vale**
Luiza de Araújo Romeiro – **Universidade Federal do Pará**
Markus Gastauer – **Instituto Tecnológico Vale**
Michele Molina – **Instituto Tecnológico Vale**
Nereston Camargo – **Vale S.A.**
Nikolas Jorge Carneiro – **Instituto Tecnológico Vale**
Orlando Tobias Silveira – **Museu Paraense Emílio Goeldi**
Paula Godinho Ribeiro – **Instituto Tecnológico Vale**
Paulo Rógenes Monteiro Pontes – **Instituto Tecnológico Vale**
Paulo Rogério Oliveira – **Vale S.A.**
Pedro Lage Viana – **Museu Paraense Emílio Goeldi**
Priscila Sanjuan – **Hydro**
Rafael Borges da Silva Valadares – **Instituto Tecnológico Vale**
Rafael Cabral Borges – **Instituto Tecnológico Vale**
Rafael Gomes Barbosa-Silva – **Instituto Tecnológico Vale**
Rafael Melo de Brito – **Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará**
Renata Gonçalves Tedeschi – **Instituto Tecnológico Vale**
Roderic Breno Martines – **Biobrasilis Consultoria Ambiental Ltda**
Ronnie Alves – **Instituto Tecnológico Vale**
Rosane Barbosa Lopes Cavalcante – **Instituto Tecnológico Vale**
Roselaini Mendes do Carmo da Silveira – **Biobrasilis Consultoria Ambiental Ltda**
Sâmia Nunes – **Instituto Tecnológico Vale**
Santelmo Vasconcelos – **Instituto Tecnológico Vale**
Sidnei de Melo Dantas – **Instituto Tecnológico Vale**
Silvio Ramos – **Instituto Tecnológico Vale**
Taise Pinheiro – **Instituto Tecnológico Vale**
Tereza Cristina Giannini – **Instituto Tecnológico Vale**
Tirza Teixeira Brito – **Museu Paraense Emílio Goeldi**
Ulysses Madureira Maia – **Instituto Tecnológico Vale**
Victoria Teresawa – **Universidade Federal Rural da Amazônia**
Vitor Gomes – **Instituto Tecnológico Vale**
Wendel Valter da Silveira Pereira – **Instituto Tecnológico Vale**

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer aos primeiros idealizadores do projeto Capital Natural das Florestas de Carajás no Instituto Tecnológico Vale (ITV), José Oswaldo Siqueira e Vera Lucia Imperatriz-Fonseca, que reconheceram a importância do tema e abriram espaço para a realização da pesquisa. Agradecemos também ao Guilherme Oliveira, atual Gerente de Conhecimento do ITV por todo o suporte e apoio no desenvolvimento das atividades de pesquisa relacionadas ao projeto.

Nosso muito obrigada pelo apoio dos parceiros do Plano de Gestão de Biodiversidade de Carajás (PGBIO) da Vale, em especial, Cesar Neto, Lourival Tyski e André L. R. Cardoso, cujo conhecimento da fauna e flora locais sempre foi fundamental em todas as etapas do processo. Foram fontes de inspiração importantes, e muito contribuíram ao longo de todas as etapas de execução da pesquisa.

Temos também uma profunda gratidão pelos parceiros do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), o fiel depositário das coleções biológicas no estado do Pará, especialmente, Pedro Viana e Orlando Silveira. Agradecemos também os parceiros da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), em especial o saudoso Fernando Silveira, antigo curador da coleção de abelhas dessa instituição, que sempre nos apoiou e acompanhou na grata tarefa de aprofundar o conhecimento sobre as abelhas brasileiras.

Gostaríamos também de agradecer os parceiros que disponibilizaram suas fotos e imagens para ilustrar o livro. Em especial, nosso muito obrigada ao Miguel Aun, cujo olhar trouxe múltiplas perspectivas ao conceito de capital natural através da arte da fotografia, e ao Rosivan Nascimento que nos acompanhou em campo operando um drone para as imagens aéreas, nos auxiliando a dar uma ideia do tamanho da área na qual a floresta se estende.

Finalmente, agradecemos os parceiros do ITV, que abraçaram as atividades do projeto com satisfação e apoiaram cada etapa, compartilhando de forma generosa, seus conhecimentos e especialidades. Muito obrigada por todo entusiasmo

em participar do projeto e pela troca frutífera de ideias, que muito ajudou no desenvolvimento da pesquisa.

O número de autores desse livro e suas diversas formações é uma demonstração clara de uma atividade conjunta de grande valor na busca por aprofundar os conhecimentos sobre a Amazônia de forma multidisciplinar, uma atitude, aliás, crescentemente necessária e urgente sob o presente cenário de rápidas mudanças globais.

Índice remissivo

A

abelhas 17, 24, 25, 35, 36, 37, 39, 41, 42, 68, 69, 139, 140, 142, 144, 145, 146, 173, 174, 195, 196, 197, 198, 199, 247, 248, 249, 250, 252, 256, 257, 258, 259, 260, 262, 265
  sem ferrão 37, 43, 44, 145, 252
abundância 24, 30, 67, 90, 91, 92, 96, 216
Açaí 24, 30, 67, 90, 91, 92, 96, 216
Agricultura 24, 30, 67, 90, 91, 92, 96, 216
ameaça 69, 70, 76, 125, 151
Ameaça 24
animais 24, 35, 36, 39, 42, 43, 44, 57, 61, 63, 81, 89, 124, 139, 140, 147, 169, 171, 182, 230, 234
Apidae 74, 197, 200, 249, 257, 258, 262
Apis mellifera 142, 257
araponga 36, 49
arbóreo 120, 199
Área de Proteção Ambiental 31
áreas degradadas 116, 179, 195, 198, 243, 257
áreas protegidas 23, 33, 60, 76, 102, 103, 104, 110, 111, 112, 113, 116, 195, 204, 205
artrópodes 173
árvores 15, 17, 24, 25, 27, 28, 32, 39, 44, 60, 63, 68, 69, 72, 101, 103, 104, 105, 106, 120, 121, 124, 129, 142, 147, 149, 151, 157, 158, 162, 164, 173, 196, 197, 220, 223, 225, 246
atividade acústica 60, 61
ativos biológicos 68, 69, 70, 71
aves 17, 25, 35, 36, 42, 43, 44, 47, 48, 50, 52, 53, 54, 58, 68, 69, 75, 80, 162

B

bambus 25, 28, 30, 31, 121, 123
bem-estar humano 11, 12, 14, 15, 223
Bertholletia excelsa 27, 28, 79, 125, 127, 129, 151, 154
biodiversidade 11, 14, 15, 23, 41, 57, 58, 60, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 75, 78, 92, 99, 116, 119, 129, 139, 147, 157, 158, 167, 174, 177, 179, 180, 183, 185, 187, 189, 193, 195, 219, 223, 227, 229, 239, 243, 246, 253, 257, 258, 259, 261
biologia molecular 90, 167
Bioma amazônico 12, 23, 167, 230
borboletas 17, 25, 35, 39, 43, 44, 68, 69, 173, 174, 248, 250, 253, 254

C

capital econômico 13, 67
capital humano 13, 14, 67
capital natural 11, 12, 13, 14, 15, 17, 33, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 84, 129, 177, 178, 179, 180, 185, 229, 237, 265
capital natural crítico 14
cargas polínicas 196, 199
cenários 17, 71, 101, 102, 180, 201, 205, 206, 207, 211, 212, 213, 215, 216, 220, 221, 222, 223
ciclagem de nutrientes 35, 44, 89, 92, 96, 133
cipós 25, 27, 31
coleções científicas 227
composição florestal 24
Conservação 17, 28, 31, 48, 75, 125, 229, 230
conservação da biodiversidade 69, 70, 187, 229
Conservação da Natureza 17, 28, 31, 75, 125
cricrió 36

D

desmatamento 47, 50, 101, 102, 116, 119, 124, 180, 185, 187, 188, 189, 193, 198, 212, 219, 220, 221, 243
dispersão 24, 25, 35, 43, 70, 126, 142, 144, 173
dispersão de sementes 24, 25, 35, 43, 126
diversidade 12, 17, 23, 39, 41, 48, 67, 68, 69, 70, 71, 89, 90, 92, 96, 120, 139, 140, 147, 149, 159, 167, 169, 171, 173, 180, 181, 199, 219, 220, 221, 222, 229, 235, 239, 241, 256, 258, 259
diversidade de espécies 48, 139, 169, 171
diversidade funcional 69, 70, 90
diversidade taxonômica 68
DNA 24, 90, 149, 151, 167, 169, 171, 172, 173, 174, 175
dossel 24, 25, 27, 28, 39, 195, 196, 199

E

ecologia 57, 71, 243, 247, 257
ecologia funcional 71
ecossistema 13, 14, 24, 44, 50, 68, 71, 89, 92, 95, 124, 147, 167, 182, 195, 211, 219
endemismo 55, 173
entropia acústica 60, 61
espécies ameaçadas 15, 27, 33, 50, 52, 70, 75, 76, 80, 84, 182, 220, 232, 259

espécies endêmicas 48, 173
espécies raras 24, 84, 151, 180
estoque 11, 12, 13, 14, 15, 119, 120, 121, 123, 124, 126, 129, 135, 137, 139, 144, 146
eucariotos 169, 171
Euglossini 37, 74, 142
extinção 36, 53, 70, 71, 75, 76, 78, 81, 182, 211, 212, 219, 230, 259

F

fauna 35, 41, 75, 81, 133, 147, 151, 159, 161, 162, 179, 181, 230, 247, 248, 252, 253, 256, 258, 262, 265
fertilização do solo 44
filogenética 172
fitofisionomia 27, 90
Flora 23, 24, 33, 75, 77, 123, 217, 241, 245, 246
floração 158
floresta 12, 15, 17, 21, 23, 24, 25, 27, 28, 30, 31, 32, 33, 35, 36, 39, 43, 44, 48, 52, 53, 57, 58, 60, 63, 64, 67, 69, 70, 72, 76, 77, 85, 87, 89, 96, 99, 101, 102, 105, 107, 109, 110, 111, 112, 113, 114, 115, 116, 119, 123, 124, 129, 131, 134, 136, 137, 138, 139, 145, 146, 147, 151, 164, 173, 177, 187, 188, 189, 204, 205, 206, 208, 212, 217, 219, 221, 230, 234, 245, 246, 250, 265
floresta estacional semidecidual 25, 30, 123
Floresta Nacional de Carajás 15, 16, 17, 18, 23, 24, 25, 27, 30, 31, 32, 37, 47, 54, 68, 69, 71, 84, 85, 93, 99, 101, 102, 103, 110, 111, 123, 136, 158, 173, 183, 195, 196, 198, 199, 202, 204, 212, 245, 253, 258, 260
floresta ombrófila 25, 27, 28, 31, 123, 124, 136
floresta ombrófila aberta 25, 27, 28, 31, 123, 124
Floresta ombrófila aberta com bambus 28
floresta tropical 12, 131, 221
florística 23, 157, 173, 217, 235
fluxo de bens e serviços 13
fragmentos 48, 60, 68, 186
funções ecossistêmicas 13, 15, 35, 41, 69, 70, 71, 211
fungos 39, 90, 91, 96, 169, 171

G

gavião 36, 230, 232
genética 42, 67, 149, 167, 173, 231, 243
genoma 168, 169, 170
genomas mitocondriais 169
grãos de pólen 196, 197, 198, 199
gravadores 17, 36, 57, 58, 61, 64
guaraná 142

H

habitats 43, 47, 57, 61, 64, 124, 179, 180, 182, 211, 213, 216, 246
Herbário 75, 78, 158, 229, 235, 239, 241, 243, 245, 246, 271
herbivoria 43

I

impactos ambientais 70, 72, 136, 179, 259
incidência luminosa 25
índices acústicos 58, 60, 61, 64
insubstitutabilidade 15, 67, 68
integridade 13, 50, 68, 69, 70, 71
interações 17, 24, 41, 67, 70, 195, 196, 197, 199
interconexões 13
inventários 47, 53, 76, 77, 120, 252, 256, 259
invertebrados 39, 43, 57, 69, 173, 174, 258

L

limites críticos 14

M

mamangavas 39, 142
manejo 11, 101, 131, 144, 145, 146, 183, 192, 195, 211, 230, 231, 232, 234, 237
marcadores genéticos 169
Megachilidae 197, 249, 257
Meliponini 37, 142, 200, 250, 252
mitigação de impactos 15, 177, 178, 259
mitogenomas 167, 169
modelos de distribuição 214, 221
monitoramento 47, 53, 58, 64, 99, 173, 189, 192, 246, 259
mosaico 48, 53, 76, 77, 78, 99, 106, 110, 111, 113, 116, 229
mutualismo 195

N

natureza 11, 12, 13, 14, 15, 17, 35, 65, 76, 119, 147, 151, 162, 177, 179, 189, 229, 231, 232, 237
Nymphalidae 39, 45, 72, 248, 253

O

ocorrência 47, 52, 76, 77, 126, 157, 167, 169, 196, 214, 237, 241, 243, 259

P

paisagem 48, 57, 58, 60, 61, 63, 64, 69, 110, 131, 180, 183, 243
paisagem sonora 57, 58, 61
Parcelas 104
Plantas 23
plantas vasculares 68, 69, 172, 173
polinização 15, 17, 24, 25, 35, 42, 139, 140, 142, 144, 145, 158, 159, 173, 195, 257, 259, 262
polinização animal 42, 140
polinizadores 17, 24, 42, 139, 140, 142, 144, 145, 146, 173, 195, 199, 257, 262
precipitação 60, 64, 101, 103, 104, 106, 109, 112, 113, 114, 115, 203, 204, 205, 206, 207
Predação 43
preservação 11, 53, 54, 177, 187
produção agrícola 137, 139, 140
propagação 57, 60, 63, 157, 158, 161, 162

R

raio de voo 140, 142
raridade 24, 180, 248
recursos florais 195, 199
recursos naturais 12, 14, 68, 147, 177, 179, 183, 187, 220
rede de interações 199
redundância 17, 68, 69, 70, 71, 72
Regulação do clima 17, 109
resiliência 15, 67, 68, 69, 70, 157, 195, 211, 215, 216, 219
restauração 11, 179, 180, 183, 185, 186, 187, 188, 189, 192, 193, 195, 197, 198, 199, 211, 212, 213, 214, 215, 216, 217, 229
riqueza 14, 15, 24, 48, 67, 68, 120, 147, 180, 214, 219, 220, 221, 222, 223, 243, 252, 253
ruído de fundo 60, 61

S

samambaias 75
sequenciamento 90, 173
seres humanos 35
serviço de polinização 17, 139, 140, 144
serviços 11, 13, 14, 15, 17, 23, 24, 35, 67, 68, 70, 71, 72, 96, 99, 119, 142, 147, 167, 173, 179, 180, 183, 185, 187, 188, 189, 193, 195, 219, 220, 222, 223, 257, 259
serviços ecossistêmicos 13, 14, 15, 23, 35, 67, 68, 71, 72, 96, 99, 119, 167, 173, 179, 180, 183, 185, 187, 189, 193, 219, 220, 222, 223, 259
similaridade 63, 219, 220, 222, 259

singularidade 17, 68, 70, 71, 72
sociedade 14, 109, 177, 180
solo 15, 17, 23, 44, 89, 90, 91, 92, 93, 95, 96, 99, 101, 102, 103, 104, 105, 106, 107, 109, 111, 120, 121, 123, 124, 129, 131, 132, 133, 134, 135, 136, 137, 138, 180, 183, 188, 195, 205, 239, 248
som 57, 58, 60, 61, 63
suporte 14, 15, 72, 124, 139, 144, 159, 188, 195, 198, 247, 265
sustentabilidade 11, 14, 15, 177, 229

T

taxonomia 241, 256, 257, 259
táxons 76, 77, 78, 80, 84, 169, 247, 248, 250, 252, 256, 258
temperatura 39, 60, 63, 107, 109, 111, 112, 113, 131, 134, 201, 202, 203, 204, 206, 207
tomada de decisão 13, 15, 65, 199

U

umidade 60, 63, 112, 114, 115, 131
uniformidade acústica 60, 61
uso sustentável 68, 177, 178, 187, 220

V

valor 12, 14, 48, 52, 60, 67, 68, 70, 71, 106, 120, 123, 124, 139, 140, 144, 157, 158, 161, 162, 164, 180, 189, 216, 219, 220, 222, 223, 257, 266
valorização 17, 54
variação 63, 90, 107, 129, 169, 201, 206, 207, 222
vegetação 15, 17, 23, 24, 25, 28, 31, 37, 39, 48, 57, 60, 64, 85, 104, 106, 113, 120, 121, 123, 124, 129, 180, 181, 182, 185, 186, 187, 188, 190, 212, 223, 239, 246
vespas 35, 36, 37, 43, 44, 247, 248, 250, 252, 256
visitantes florais 17, 36, 37

Créditos de imagens

p. 4-6 Miguel Aun
p. 18 Rosivan Nascimento
p. 21 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 22 e capa Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 25 Rosivan Nascimento
p. 26 Miguel Aun
p. 27 Lourival Tyski
p. 28-29 Miguel Aun
p. 30 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 31 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 32 Miguel Aun
p. 36 Pablo Cerqueira
p. 37 Miguel Aun
p. 38 Miguel Aun
p. 40 Miguel Aun
p. 41 Miguel Aun
p. 42 Ulysses Madureira Maia
p. 43 Alistair John Campbell
p. 44 Miguel Aun
p. 49 (em cima) Sidnei de Melo Dantas
p. 49 (embaixo) Sidnei de Melo Dantas
p. 50 Sidnei de Melo Dantas
p. 51 (em cima) Sidnei de Melo Dantas
p. 51 (embaixo) Miguel Aun
p. 52 Sidnei de Melo Dantas
p. 53 Sidnei de Melo Dantas
p. 59 Leonardo de Souza Miranda
p. 62 Miguel Aun
p. 63 Miguel Aun
p. 64 Lourival Tyski
p. 69 Miguel Aun
p. 70 (esquerda) Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 70 (direita) Leonardo de Souza Miranda
p. 71 Miguel Aun
p. 73 Miguel Aun
p. 81 Miguel Aun
p. 83 Miguel Aun
p. 84 Miguel Aun
p. 87-88 Miguel Aun
p. 93 Miguel Aun
p. 94 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 95 Lourival Tyski
p. 100 Miguel Aun
p. 105 Miguel Aun
p. 107 Rosivan Nascimento
p. 114 Miguel Aun
p. 115 Miguel Aun
p. 121 Miguel Aun
p. 122 Miguel Aun
p. 125 Lourival Tyski
p. 126 Lourival Tyski
p. 127 Lourival Tyski
p. 128 Miguel Aun
p. 134 Miguel Aun
p. 135 Miguel Aun
p. 136 Tereza Cristina Giannini
p. 141 Miguel Aun
p. 143 Miguel Aun
p. 145 Miguel Aun
p. 148 Miguel Aun
p. 149 Miguel Aun
p. 150 Miguel Aun
p. 155 Lourival Tyski
p. 158 Rosivan Nascimento
p. 163 Luiz Otávio Adão Teixeira
p. 165-166 e capa Rosivan Nascimento
p. 184 Rosivan Nascimento
p. 186 Miguel Aun
p.187 Kadosh Comunicação
p. 188 Kadosh Comunicação
p. 190-191 Kadosh Comunicação
p. 192 Kadosh Comunicação
p. 196 (esquerda) Fototeca Cristiano Menezes (FCM)
p. 196 (a, b, c, d) Luiza Araújo Romeiro
p. 197 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 202 Miguel Aun
p. 206 Miguel Aun
p. 208 Miguel Aun
p. 212 Lourival Tyski
p. 213 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 214 Rafael Gomes Barbosa-Silva
p. 215 Markus Gastauer
p. 224 Miguel Aun
p. 227-228 Miguel Aun
p. 230 Lourival Tyski
p. 231 Miguel Aun
p. 232 Miguel Aun
p. 233 Miguel Aun
p. 234 Lourival Tyski
p. 235 Miguel Aun
p. 236 Miguel Aun
p. 240 Arquivo Guilherme de la Penha do Museu Paraense Emílio Goeldi
p. 242 Herbário MG
p. 244 Pedro Lage Viana
p. 245 Miguel Aun
p. 251 Miguel Aun
p. 254 Amanda Paracampo e Rayane Sales Gomes
p. 255 Miguel Aun
p. 260 Roselaini Mendes do Carmo da Silveira
p. 261 Roderic Breno Martines

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C244 O capital natural das florestas de Carajás. / Organização: Tereza Cristina Giannini. Belém: ITV, 2023.
272 p. : il. color., 21 x 30 cm.

ISBN (impresso) 978-85-94365-09-5
ISBN (eletrônico) 978-85-94365-10-1
DOI 10.29223/BOOK.ITV.DS.2023.02.Giannini

1. Floresta Nacional de Carajás – Brasil. 2. Ecologia. 3. Bioma – Amazônia. 4. Capital natural – Pará. I. Giannini, Tereza Cristina. org. II. Instituto Tecnológico Vale – Belém, Pará. III. Título.

CDD 23. ed. 577

Bibliotecário responsável: Eddie Saraiva / CRB 2 – 058P

INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE

VALE

MUSEU GOELDI

ISBN 978-85-94365-09-5

INSTITUTO TECNOLÓGICO VALE

VALE

MUSEU GOELDI