

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

MARINA PIRES DUARTE

Estoques de carbono e nitrogênio e atributos edáficos em cronosequência
agrícola – florestas secundárias no Pará

Piracicaba

2023

MARINA PIRES DUARTE

Estoques de carbono e nitrogênio e atributos edáficos em cronosequência
agricultura – florestas secundárias no Pará

Dissertação apresentada ao Centro de Energia
Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo
para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Biologia na Agricultura e no
Ambiente

Orientadora: Profa. Dra. Tsai Siu Mui

Piracicaba

2023

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Duarte, Marina Pires

Estoques de carbono e nitrogênio e atributos edáficos em cronossequência agricultura – florestas secundárias no Pará / Marina Pires Duarte; Tsai Siu Mui. - - Piracicaba, 2023. 106 p.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Biologia na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, 2023.

1. Análise do solo 2. Desmatamento 3. Dossel (Botânica) 4. Ecossistemas florestais 5. Efeito estufa 6. Qualidade do solo 7. Sequestro de carbono I. Título.

CDU 630*114 + 630*231

Elaborada por:

Marilia Ribeiro Garcia Henyei

CRB-8/3631

Resolução CFB Nº 184 de 29 de setembro de 2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas oportunidades.

À minha mãe, Maria do Rosário de Fatima Pires, por me ensinar a ter força e pelo apoio incondicional em todas as decisões que tomei até aqui.

Aos professores que fizeram parte dessa jornada e ajudaram na orientação, escrita, execução do trabalho e conselhos: minha orientadora Profa. Dra. Tsai Siu Mui, Prof. Dr. Norberto Cornejo Noronha, Prof. Dr Luiz Antônio Martinelli e Profa. Dra. Sônia Maria De Stefano Piedade

Ao Dr. Wanderlei Bieluczyk pela contribuição na elaboração da escrita da dissertação e por todos os feedbacks construtivos.

À Dona Neta e sua família do Assentamento “Abril Vermelho” em Santa Bárbara do Pará, por permitirem a realização da coleta de dados em sua propriedade e por sempre nos receberem com carinho.

Aos amigos de graduação que foram essenciais em coletas de campo, análises ou oferecendo incentivo durante o mestrado: Bruno Fernandes Veras, Victória Cristina Oliveira de Souza e Lucas Lázaro Cirineu Santos.

Às amigas da “Casa Hong Kong” pelas conversas, almoços e passeios, e por serem minha família em Piracicaba durante esse período: Leticia Delarizza Silvestre, Gleice Rafaela Renunza Pires, Lorena Leal Pires e Michella Tang.

À médica Barbara Melina Rodrigues Machado, pelos conselhos e incentivos.

Aos Laboratórios de Ciclagem de Nutrientes – Prof. Marisa (CENA/USP) e de Gênese e Mineralogia do Solo – Prof. Dr. Norberto Cornejo Noronha e estagiários (UFRA), pelo suporte nas análises necessárias para a realização deste trabalho.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica (CENA/USP) por tornarem a fase final mais leve e divertida: Ana Claudia Gama Batista, Carolina Ferraz dos Santos, Isabela Maria Souza Silva, Luiza Pecci Canisares e Maria Gabriella da Silva Araújo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências (Energia Nuclear na Agricultura) do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo pela oportunidade de realização do curso de mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) pela concessão de bolsa de mestrado Código de Financiamento 001.

À Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz (FEALQ) pela concessão de auxílio pós-graduação durante a finalização do mestrado.

Gostaria também de expressar minha sincera gratidão a todos aqueles que, mesmo que não tenham sido mencionados, foram importantes em minha jornada acadêmica. Seu apoio e encorajamento foram fundamentais para minha pesquisa e para o sucesso desta dissertação.

"Na natureza, nada é perfeito e tudo é perfeito. As árvores podem ser tortas, os rios podem ser sinuosos e as pedras ásperas, mas todos eles são exatamente como deveriam ser."

Wayne Dyer

RESUMO

DUARTE, M. P. **Estoques de carbono e nitrogênio e atributos edáficos em cronosequência agricultura-florestas secundárias no Pará**. 2023. 106 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2023.

A regeneração natural de florestas pode ajudar a restaurar a biodiversidade e a saúde do solo na Amazônia, além de mitigar as emissões de gases de efeito estufa aumentando teores de matéria orgânica no solo. Sabe-se que diversas áreas amazônicas previamente desmatadas e degradadas pela agricultura tem gradualmente regenerado florestas secundárias e recuperado diversos processos ecológicos. Entretanto, escassos são os estudos que investigam essa dinâmica em solos extremamente arenosos, que naturalmente são menos férteis e têm menor capacidade de retenção de água. Além disso, nestes solos os nutrientes são rapidamente e severamente exauridos sob efeitos da agricultura degenerativa. Nestas condições edáficas, é fundamental avaliar quantitativamente se a regeneração natural de florestas secundárias restaura as propriedades químicas, físicas e biológicas, e o quanto está recupera a multifuncionalidade do solo e do ecossistema. Um benefício que vale destaque, é de que a regeneração de florestas captura o CO₂ da atmosfera e o armazena em seu ecossistema acima e abaixo do solo, algo estratégico para mitigar as emissões de gases de efeito estufa, e, portanto, combater as mudanças climáticas. Esta dissertação buscou avaliar os efeitos da regeneração de florestas secundárias com idade de dois, cinco, dez e vinte anos nos estoques de carbono acima e abaixo da superfície do solo e na saúde deste solo arenoso previamente degradado na Amazônia. Adicionalmente, os impactos da queima da floresta mais velha, de vinte anos, também foram estudados. O *primeiro capítulo* se concentrou em quantificar o potencial de acumulação de carbono em multicamadas, incluindo a biomassa vegetal, a serrapilheira e o solo. Os resultados mostraram uma tendência linear de acúmulo de carbono no tempo da serrapilheira e da biomassa das árvores, mas não significativamente para o solo. Ao longo do tempo, a floresta secundária adquiriu maior riqueza e diversidade de espécies, o que refletiu em uma melhor qualidade da serrapilheira. A queima da floresta de vinte anos promoveu danos nos estoques de carbono impactando o ecossistema de tal forma que voltou a ser pior do que o patamar da regeneração com dois anos de idade. No *segundo capítulo*, foram quantificadas diversas propriedades químicas, físicas e biológicas indicadoras de funções no solo. Posteriormente estes indicadores foram integrados para avaliar como a regeneração florestal e a queima da vegetação secundária modificaram a multifuncionalidade e a saúde do solo. O estudo mostrou que o tempo de crescimento da floresta secundária incrementou os índices da maioria das funções no ambiente edáfico, portanto melhorando a multifuncionalidade e a saúde do solo. A regeneração florestal aumentou a capacidade de armazenamento de nutrientes e carbono e também a atividade biológica. A queima da vegetação aumentou o pH e a disponibilidade de nutrientes na camada superficial (*i.e.*, 0-10 cm). Porém é conhecido que nos solos arenosos estes nutrientes (*e.g.*, Ca, Mg e K) são rapidamente perdidos por lixiviação quando estes são expostos para atividades agrícolas insustentáveis.

Palavras-chave: Funções do solo. Restauração de ecossistemas. Queima de florestas. Sequestro de carbono.

ABSTRACT

DUARTE, M. P. **Carbon and nitrogen stocks and edaphic attributes in a chronosequence agriculture-secondary forests in Para.** 2023. 106 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2023.

Natural forest regeneration can help restore biodiversity and soil health in the Amazon, as well as mitigate greenhouse gas emissions by increasing organic matter content in the soil. It is known that various previously deforested and degraded areas in the Amazon have gradually regenerated into secondary forests and recovered various ecological processes. However, studies investigating this dynamic in extremely sandy soils, which are naturally less fertile and have lower water retention capacity, are scarce. In addition, in these soils, nutrients are rapidly and severely depleted under the effects of degenerative agriculture. In these edaphic conditions, it is essential to quantitatively evaluate whether the natural regeneration of secondary forests restores the chemical, physical, and biological properties and how much it recovers the multifunctionality of the soil and ecosystem. An important benefit is that forest regeneration captures CO₂ from the atmosphere and stores it in the ecosystem above and below ground, which is strategic for mitigating greenhouse gas emissions and combating climate change. This dissertation aimed to evaluate the effects of natural regeneration of secondary forests aged two, five, ten, and twenty years on carbon stocks above and below the soil surface and on the health of this previously degraded sandy soil in the Amazon. Additionally, the impacts of burning the older twenty-year-old forest were also studied. The *first chapter* focused on quantifying the potential for carbon accumulation in multilayers, including plant biomass, litter, and soil. The results showed a linear trend in carbon accumulation over time for litter and tree biomass, but not significantly for the soil. Over time, the secondary forest acquired greater species richness and diversity, which was reflected in better litter quality. The burning of the twenty-year-old forest caused damage to carbon stocks, impacting the ecosystem in such a way that it returned to a worse state than the two-year-old regeneration. In the *second chapter*, several chemical, physical, and biological properties indicative of soil functions were quantified. These indicators were then integrated to evaluate how forest regeneration and burning of secondary vegetation modified soil multifunctionality and health. The study showed that the growth time of the secondary forest increased the indices of most functions in the soil environment, thus improving soil multifunctionality and health. Forest regeneration increased nutrient and carbon storage capacity and biological activity. Burning of the vegetation increased pH and nutrient availability in the surface layer (*i.e.*, 0-10 cm). However, it is known that in sandy soils, these nutrients (*e.g.*, Ca, Mg, and K) are rapidly lost through leaching when exposed to unsustainable agricultural activities.

Keywords: Functions of soil. Ecosystem restoration. Forest burning. Carbon sequestration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo no município de Santa Barbara do Pará (PA)	27
Figura 2 – Histórico de uso do solo das áreas em estudo.....	28
Figura 3 – Áreas de regeneração natural de floresta amazônica após abandono com idade de dois anos (A), cinco anos (B), dez anos (C) e vinte anos (D) e uma área de agricultura (E) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos avaliadas	28
Figura 4 – Subdivisão da parcela para coleta de informações sobre o estrato das áreas em estudo	29
Figura 5 – Número de indivíduos por hectare em cada estrato em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20).....	33
Figura 6 – Teores de hemicelulose, celulose e lignina (A), relação lignina/nitrogênio (B), hemicelulose/lignocelulose (C), e lignina/celulose (D) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos.....	39
Figura 7 – Estoques de carbono dos reservatórios acima e abaixo da superfície do solo (A) e sua distribuição relativa nos diferentes reservatórios (B), além das taxas de acúmulo de carbono devido à cronossequência de regeneração nas árvores (C), na serrapilheira (D), no solo (E) e no total (D) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos.....	43
Figura 8 – Mapa de localização da área de estudo no município de Santa Barbara do Pará (PA)	63
Figura 9 – Histórico de uso do solo das áreas em estudo.....	64
Figura 10 – Áreas de regeneração natural de floresta amazônica após abandono com idade de dois anos (A), cinco anos (B), dez anos (C) e vinte anos (D) e uma área de agricultura (E) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos avaliadas	64
Figura 11 – Características visuais dos agregados que indicam sua formação biogênica: (A) formato arredondado e cor mais escura que o restante do solo; (B) relacionados a atividade da macrofauna do solo; (C) associados à raízes.....	68
Figura 12 – Densidade do solo (A), diâmetro médio ponderado (B) e diâmetro médio geométrico (C) do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos.....	74
Figura 13 – Distribuição dos indivíduos da macrofauna do solo na camada 0-40 cm de acordo com seus grupos funcionais em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos	79

- Figura 14 – Porcentagem de massa de solo contida em agregados biogênicos (A) e seus teores de carbono (B) e nitrogênio (C) na camada 0-10 cm em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos 80
- Figura 15 – Análise de componentes principais de indicadores de saúde do solo nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-40 cm (B) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos 81
- Figura 16 – Correlação de Spearman entre os atributos indicadores de saúde do solo áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos 84
- Figura 17 – Índices de performance funcional do solo nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-40 cm (B) áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos 86

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características da composição vegetal do estrato superior ($DAP \geq 5$ cm) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20).....	34
Tabela 2 – Índices ecológicos dos indivíduos arbóreos do estrato superior ($DAP \geq 5$ cm) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20).....	35
Tabela 3 – Massa seca, teores de carbono e nitrogênio, relação C:N, $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ da serapilheira em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos	36
Tabela 4 – Teores de carbono e nitrogênio, relação C:N, $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ do solo em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos	40
Tabela 5 – Modelo* do quadro de indicadores de saúde do solo para desenvolver índices para múltiplas funções do solo	70
Tabela 6 – Propriedades químicas do solo em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos	73
Tabela 7 – Teores de carbono (C) e nitrogênio (N) e relação C:N do solo áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos	76
Tabela 8 – Índices ecológicos da macrofauna do solo nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 0-40 cm áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos	78

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	17
REFERÊNCIAS.....	18
2. O EFEITO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL NO CARBONO E NITROGÊNIO ACIMA E ABAIXO DA SUPERFÍCIE DO SOLO.....	22
Resumo	22
Abstract	23
2.1. Introdução	24
2.2. Material e Métodos.....	27
2.2.1. Local de estudo e delineamento experimental	27
2.2.2. Estoques de carbono nos diferentes compartimentos.....	29
2.2.2.1. Vegetação.....	29
2.2.2.2. Serapilheira	30
2.2.2.3. Solo.....	31
2.2.3. Análise dos dados.....	32
2.3. Resultados e Discussão	32
2.3.1. Dossel de plantas.....	32
2.3.2. Serapilheira	35
2.3.3. Solo.....	39
2.4. Conclusão.....	44
Referências	45
3. A REGENERAÇÃO NATURAL DAS FLORESTAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL MELHORA A SAÚDE DO SOLO?.....	58
Resumo	58
Abstract	59
3.1. Introdução	60
3.2. Materiais e Métodos	63
3.2.1. Local de estudo e delineamento experimental	63
3.2.2. Coleta e preparo das amostras de solo.....	65
3.2.3. Análises do solo	65
3.2.3.1. Propriedades químicas	65
3.2.3.2. Propriedades físicas	66
<i>Granulometria</i>	<i>66</i>
<i>Densidade.....</i>	<i>66</i>
3.2.3.3. Propriedades biológicas	67
<i>Teores e estoques de carbono.....</i>	<i>67</i>
<i>Macrofauna de invertebrados do solo</i>	<i>67</i>
<i>Agregação biogênica</i>	<i>68</i>
3.3. Resultados e Discussão	70
3.3.1. Propriedades químicas do solo.....	70
3.3.2. Propriedades físicas do solo.....	73
3.3.3. Propriedades biológicas do solo.....	74

<i>Teores de carbono e nitrogênio</i>	74
<i>Macrofauna</i>	76
<i>Gênese dos agregados</i>	79
3.3.4. Saúde do solo	81
3.4. Conclusão	86
Referências	87
4. CONCLUSÃO GERAL	99
MATERIAL SUPLEMENTAR	100

1. INTRODUÇÃO GERAL

O desmatamento e posterior uso da terra para agricultura na Amazônia tem resultado em consequências danosas ao meio ambiente (CRAVO *et al.*, 2008; SCHMITZ, 2007; VALENTE; DE OLIVEIRA; VIEIRA, 2017) principalmente devido à queima da floresta nativa para fins agrícolas (REGO; KATO, 2017; VIANA; STEWARD; RICHERS, 2016). O Pará é um dos estados onde a fronteira agrícola mais avança, e as taxas de desmatamento têm sido recordes nos últimos anos (MAPBIOMAS, 2022). Santa Barbara do Pará é um município que teve grande contribuição em áreas desmatadas a partir dos anos 1960 para produção e extração de dendê para a indústria alimentícia (VILHENA, 2018). Atualmente, a maioria das terras do município são utilizadas como lavouras (3.068 ha), sendo as culturas mais utilizadas na produção agrícola o arroz, mandioca e milho e na permanente o açaí e o dendê (IBGE, 2023).

Uma parte significativa dos produtores rurais de Santa Bárbara do Pará alternam o uso da área entre períodos de cultivo e de regeneração de florestas, usando a área para agricultura sem a reposição de nutrientes e a abandonando depois de um tempo quando as produtividades forem ínfimas. Nestes locais as florestas secundárias se regeneram até uma certa idade (*e.g.*, 20 anos) e depois muitas delas são queimadas novamente para um novo ciclo de agricultura (CORDEIRO; ARBAGE; SCHWARTZ, 2017; RANGEL-VASCONCELOS *et al.*, 2016; REGO; KATO, 2017). O corte e queima é uma prática tradicional utilizada por produtores por muitas gerações, por ser de fácil realização e baixo custo, além de contribuir para melhora imediata na fertilidade de camadas superficiais do solo (BÉLIVEAU *et al.*, 2015; FEARNSSIDE, 1985; GLASER, 2007; MELO *et al.*, 2017; MENDONÇA-SANTOS *et al.*, 2006; ROUSSEAU *et al.*, 2022). A longo prazo, essa atividade prejuízos sérios ao meio ambiente, pois causa degradação da saúde do solo. Tais solos exauridos de nutrientes, compactados, pobres biologicamente e improdutivos conduzem os agricultores a abandonar as áreas, pois não mais os servem para atividade extrativista e degenerativa (MT.PLEASANT, 2015). Essa dinâmica favorece a abertura de novas áreas, preferencialmente as sob vegetação nativa onde o solo é mais fértil e saudável, retroalimentando o avanço da fronteira agrícola.

As áreas previamente agrícolas improdutivas e degradadas dão espaço à possibilidade de florestas secundárias se regenerarem, pois felizmente ainda há bancos de sementes de árvores nativas no solo (WALENTOWSKI *et al.*, 2018). Outras vezes essas áreas são próximas a fragmentos florestais nativos, e por meio de dispersores (*e.g.*, pássaros) ocorre a semeadura de espécies nativas de árvores nas áreas abandonadas (DANIEL TANG; YAP, 2020). É fundamental que tais áreas sejam estudadas pois, além de subsidiar a compreensão do avanço

dos estágios sucessionais da vegetação secundária, tais “novas florestas” podem trazer benefícios cruciais em época de emergência climática, como restaurar quantidades substanciais de estoques de carbono no ecossistema. Outro serviço ecossistêmico fundamental é a recoberta desses solos previamente degradados e expostos pela agricultura, o que com o tempo pode recuperar o funcionamento edáfico, restaurando propriedades químicas, físicas e biológicas e, portanto, regenerando gradativamente a saúde do solo (FLORES *et al.*, 2020).

Portanto o estudo desenvolvido nesta dissertação visou identificar as possíveis melhorias nas propriedades do solo e quantificar o sequestro de carbono com o avanço do estágio sucessional da vegetação secundária, a partir de uma área degradada pela atividade agrícola. Para isso, foi conduzida uma amostragem à campo de florestas contíguas em processo de regeneração natural com dois, cinco, dez e vinte anos de idade, além de quantificar o impacto da queimada da floresta mais velha de vinte anos.

A **hipótese geral** do estudo foi: A regeneração natural de florestas em solos arenosos e degradados na Amazônia pode ajudar a restaurar a biodiversidade e a saúde do solo, bem como acumular carbono em estoques acima e abaixo do solo, que ajudam a mitigar as emissões de gases de efeito estufa.

O **objetivo geral** da pesquisa foi: Avaliar os efeitos da regeneração natural de floresta secundária com idades de dois, cinco, dez e vinte anos e em local recentemente degradado pela derrubada e queimada da vegetação, sobre o estoque de carbono acima e abaixo da superfície do solo, bem como à saúde desse solo na região amazônica.

Os **objetivos específicos** desta dissertação foram: (1) Quantificar o armazenamento de carbono acima e abaixo do solo em florestas secundárias de diferentes idades e em uma floresta de vinte anos que foi queimada para implementação da agricultura; (2) Investigar a qualidade da matéria orgânica, a estrutura da cobertura vegetal e a origem do carbono e do nitrogênio na matéria orgânica e no solo; (3) Avaliar o impacto da queima da floresta de vinte anos nas perdas de carbono e na composição isotópica; (4) Determinar as respostas dos indicadores de saúde do solo à regeneração natural da floresta e à queima; (5) Incentivar investigações adicionais sobre a dinâmica da regeneração da floresta após o abandono de pastagens degradadas na Amazônia.

REFERÊNCIAS

BÉLIVEAU, A.; DAVIDSON, R.; LUCOTTE, M.; DO CANTO LOPES, L. O.; PAQUET, S.; VASSEUR, C. Early effects of slash-and-burn cultivation on soil physicochemical properties of small-scale farms in the Tapajós region, Brazilian Amazon. **Journal of Agricultural Science**, v. 153, n. 2, p. 205–221, 2015. DOI:10.1017/S0021859613000968.

CORDEIRO, I. M. C. C.; ARBAGE, M. J. C.; SCHWARTZ, G. Nordeste do Pará: configuração atual e aspectos identitários. In: CORDEIRO, I. M. C. C.; RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; SCHWARTZ, G.; OLIVEIRA, DE A. F. **Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias**. Belém: EDUFRA, 2017. p. 323p.

CRAVO, M. da S.; GALVÃO, E. U. P.; SMYTH, T. J.; SOUZA, B. D. L. de. Sistema Bragantino: Alternativa inovadora para produção de alimentos em áreas degradadas na Amazônia. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 4, n. 7, p. 221–239, 2008.

DANIEL TANG, K. H.; YAP, P.-S. A Systematic Review of Slash-and-Burn Agriculture as an Obstacle to Future-Proofing Climate Change. In: 4th International Conference on Climate Change, 2020, Kuala Lumpur. [...]. Kuala Lumpur: The International Institute of Knowledge Management, 2020. p. 01–19.

FEARNSIDE, P. M. Agriculture in Amazonia. In: **Key Environments: Amazonia**. Oxford: Pergamon Press, 1985. p. 393–418.

FLORES, B. M.; STAAL, A.; JAKOVAC, C. C.; HIROTA, M.; HOLMGREN, M.; OLIVEIRA, R. S. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. **Plant and Soil**, v. 450, n. 1–2, p. 11–25, 8 maio 2020. DOI:10.1007/s11104-019-04097-8.

GLASER, B. Prehistorically modified soils of central Amazonia: A model for sustainable agriculture in the twenty-first century. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 187–196, 28 fev. 2007. DOI:10.1098/rstb.2006.1978.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**: Santa Bárbara do Pará. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/santa-barbara-do-para/panorama>>. Acesso em: 19 mar. 2023

MAPBIOMAS. **Destaques do mapeamento anual das áreas urbanizadas no Brasil entre 1985 a 2021**. Disponível em: <<https://observatorioflorestal.org.br/wp-content/uploads/2022/08/Destaques-Colecao-7-MapBiomias-PRESS-RELEASE.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2022.

MELO, V. F.; ORRUTÉA, A. G.; MOTTA, A. C. V.; TESTONI, S. A. Land Use and Changes in Soil Morphology and Physical-Chemical Properties in Southern Amazon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, 2017. DOI:10.1590/18069657rbcS20170034.

MENDONÇA-SANTOS, M. L.; DOS SANTOS, H. G.; COELHO, M. R.; BERNARDI, A. C. C.; MACHADO, P. L. O. A.; MANZATTO, C. V.; FIDALGO, E. C. C. Soil and land use in the Brazilian Amazon. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. **Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems**. p. 13–42.

MT.PLEASANT, J. A New Paradigm for Pre-Columbian Agriculture in North America. **Early American Studies**, v. 13, n. 2, p. 374–412, 19 mar. 2015.

RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; KATO, O. R.; VASCONCELOS, S. S.; OLIVEIRA, F. de A. Acúmulo de biomassa e nutrientes de duas leguminosas arbóreas introduzidas em sistema de pousio na Amazônia. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 3, p. 735–746, 2016. DOI:10.5902/1980509824197.

REGO, A. K. C.; KATO, O. R. Agricultura de corte e queima e alternativas agroecológicas na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 20, n. 3, p. 203–224, 15 maio 2017. DOI:10.5801/NCN.V20I3.3482.

ROUSSEAU, G.; BURGOS-GUERRERO, J.; HERNÁNDEZ-GARCÍA, L.; GÓMEZ-CARDOZO, E.; TRIANA, S.; MEDINA, J.; DA SILVA, K.; CELENTANO, D. Potential of slash-and-mulch system with legumes to conserve soil attributes and macrofauna diversity in Eastern Amazon. **Pedobiologia**, v. 95, p. 150840, dez. 2022. DOI:10.1016/j.pedobi.2022.150840.

SCHMITZ, H. A transição da agricultura itinerante na Amazônia para novos sistemas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 1, p. 46–49, 2007.

VALENTE, A. S. O.; DE OLIVEIRA, E. C. P.; VIEIRA, T. A. Práticas agroecológicas em sistemas de uso da terra em uma comunidade rural na Amazônia Oriental, Brasil. **Revista Espacios**, v. 38, n. 22, p. 10–19, 2017.

VIANA, F. M. de F.; STEWARD, A. M.; RICHERS, B. T. T. Cultivo itinerante na Amazônia central: manejo tradicional e transformações da paisagem. **Novos Cadernos NAEA**, v. 19, n. 1, p. 93–122, 23 jun. 2016. DOI:10.5801/NCN.V19I1.1816.

VILHENA, L. F. N. **Reforma agrária popular e agroecológica do MST: experiências de assentados do PA Abril Vermelho, Santa Barbara-PA**. 2018. Dissertação (Mestrado em Agriculturas familiares e desenvolvimento sustentável) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2018.

WALENTOWSKI, H.; HEINRICH, S.; HOHNWALD, S.; WIEGAND, A.; HEINEN, H.; THREN, M.; GAMARRA TORRES, O.; SABOGAL, A.; ZERBE, S. Vegetation Succession on Degraded Sites in the Pomacochas Basin (Amazonas, N Peru)—Ecological Options for Forest Restoration. **Sustainability**, v. 10, n. 3, p. 609, 27 fev. 2018. DOI:10.3390/su10030609.

2. O EFEITO DA REGENERAÇÃO NATURAL DE FLORESTAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL NO CARBONO E NITROGÊNIO ACIMA E ABAIXO DA SUPERFÍCIE DO SOLO

Resumo

O desmatamento na Amazônia aumentou nos últimos cinco anos, prejudicando a biodiversidade e emitindo gases de efeito estufa. A agricultura subsequente não tem repostado os nutrientes, causando degradação e abandono das terras, especialmente quando os solos são arenosos. A regeneração natural de florestas nestas áreas pode reestabelecer funções ecossistêmicas fundamentais, como o sequestro de carbono (C), mas essa capacidade ainda é pouco estudada, principalmente em avaliações que integrem os estoques acima e abaixo da superfície do solo. Este estudo utilizou uma abordagem integrada de estocagem de C acima da superfície do solo (na biomassa de plantas e serrapilheira) e no solo (nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm) com para quantificar o potencial de florestas secundárias acumularem C em multicamadas. Para isso, foram realizadas amostragens em uma cronossequência de florestas contíguas de dois, cinco, dez e vinte anos de regeneração natural, além de quantificar o impacto da queimada da floresta mais velha de vinte anos para implementar agricultura. Para além dos estoques, também foram investigados: (i) a qualidade da serrapilheira por meio dos seus teores de lignina, celulose e hemicelulose; (ii) a estrutura do dossel vegetal através de índices de riqueza, diversidade e equabilidade; e (iii) a origem do C e N na serrapilheira e no solo, por meio do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. O solo avaliado foi distrófico, com grau avançado de intemperização e com textura extremamente arenosa (*i.e.*, areia > 85% em todo o perfil). Os resultados da cronossequência de florestas secundárias mostraram uma tendência linear de acúmulo de C no tempo da serrapilheira e da biomassa das árvores de 0,24 e 2,97 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, mas não significativamente para o solo. A queima da floresta de 20 anos causou uma perda instantânea de 67,6 Mg C ha⁻¹ para a atmosfera. Ao longo do tempo, a floresta secundária adquiriu maior riqueza e diversidade de espécies, o que refletiu em uma melhor qualidade da serrapilheira, aumentando o teor de nitrogênio e balanceando melhor os seus compostos (*i.e.*, lignina, celulose e hemicelulose). A queima da floresta causou perdas substanciais de C e um enriquecimento de 1,0 ‰ no $\delta^{13}\text{C}$ pela volatilização preferencial do ¹²C em relação ao ¹³C. A faixa de variação do $\delta^{13}\text{C}$ na serrapilheira e no solo, entre -27,1 e -31,4‰, comprovou que nas áreas estudadas não foram cultivadas pastagens de plantas C4. Em conclusão, o estudo demonstrou que a regeneração natural de florestas em solos extremamente arenosos e abandonados após atividades agrícolas exploratórias na Amazônia promove acúmulos de 3,39 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, mas com respostas significativas apenas acima da superfície do solo. Isso ocorre devido ao crescimento e reestruturação do dossel vegetal, que, ao aumentar o diâmetro, riqueza e diversidade, aumenta a biomassa das árvores e da serrapilheira. Instigamos os cientistas a investigarem se a dinâmica da regeneração florestal é semelhante após o abandono de pastagens degradadas, que também são abundantes na Amazônia.

Palavras-chave: restauração do ecossistema, queimada da floresta, sequestro de carbono, serrapilheira, $\delta^{13}\text{C}$

Abstract

Deforestation in the Amazon has increased in the last five years, harming biodiversity and emitting greenhouse gases. Subsequent agriculture has not replenished nutrients, causing degradation and abandonment of lands, especially when the soils are sandy. Natural forest regeneration in these areas can restore fundamental ecosystem functions, such as carbon (C) sequestration, but this capacity is still poorly studied, especially in assessments that integrate above and below-ground soil stocks. This study used an integrated approach of C storage above-ground (in plant biomass and litter) and in the soil (in 0-10, 10-20, and 20-40 cm layers) to quantify the potential for multi-layered secondary forests to accumulate C. Sampling was conducted in a chronosequence of contiguous forests of two, five, ten, and twenty years of natural regeneration, as well as quantifying the impact of burning the older twenty-year-old forest for agriculture implementation. In addition to the stocks, the following were also investigated: (i) the litter quality through its lignin, cellulose and hemicellulose contents; (ii) the structure of the vegetation canopy using richness, diversity and evenness indices; (iii) and the origin of C and N in litter and soil through $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. The evaluated soil was dystrophic, with advanced weathering degree and extremely sandy texture (*i.e.*, sand > 85% throughout the profile). The results of the secondary forest chronosequence showed a linear trend of C accumulation over time of 0.24 and 2.97 Mg ha⁻¹ year⁻¹ in litter and tree biomass, respectively, but not significantly for the soil. Burning the 20-year-old forest caused an instant loss of 67.6 Mg C ha⁻¹ to the atmosphere. Over time, the secondary forest acquired greater species richness and diversity, which reflected in better litter quality, increasing nitrogen content and better balancing its compounds (*i.e.*, lignin, cellulose, and hemicellulose). Burning the forest caused substantial C losses and a 1.0 ‰ enrichment in $\delta^{13}\text{C}$ due to preferential volatilization of ¹²C over ¹³C. The $\delta^{13}\text{C}$ range variation in litter and soil, between -27.1 and -31.4 ‰, confirmed that C4 plant pastures were not cultivated in the studied areas. In conclusion, the study demonstrated that natural forest regeneration in extremely sandy and abandoned soils after exploratory agricultural activities in the Amazon promotes accumulations of 3.39 Mg C ha⁻¹ year⁻¹, but with significant responses only above the soil surface. This is due to the growth and restructuring of the canopy, which, by increasing diameter, richness, and diversity, increases tree and litter biomass. We encourage scientists to investigate whether the dynamics of forest regeneration are similar after the abandonment of degraded pastures, which are also abundant in the Amazon.

Keywords: Ecosystem restoration, Forest burning, Carbon sequestration, Litter, $\delta^{13}\text{C}$

2.1. Introdução

As florestas em sucessão nos trópicos devem ser consideradas como parte das florestas do futuro, com relevante importância frente ao processo de perdas históricas da vegetação primária. Portanto, tais florestas devem desempenhar um papel de extrema relevância na conservação dos ecossistemas (MAESTRI; AQUINO; CARNEIRO, 2019). Neste cenário, os diversos usos do solo na região amazônica têm gerado modificações substanciais na paisagem. A pecuária, agricultura e mineração são os exemplos mais significativos de atividades que são responsáveis pela mudança das paisagens naturais (FEARNSIDE, 2017; LAURANCE *et al.*, 2018; TERBORGH; PERES, 2017). Parte dessas áreas são abandonadas com o tempo, principalmente devido ao esgotamento dos nutrientes disponíveis, dando lugar a formação de florestas secundárias após tais atividades exploratórias (BROWN; LUGO, 1990). Estas novas formações florestais podem ser fundamentais para a recuperação de solos que passaram por atividades de degradação (CHAZDON, 2003; CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; CRK *et al.*, 2009).

A conversão de floresta em outros usos causa distúrbios intensivos no bioma Amazônia (CHAZDON, 2012) que levam à perda da capacidade produtiva em poucos anos e ao abandono dessas áreas, resultando na busca por novos locais para exploração (LUIZÃO *et al.*, 2004). Neste processo, o primeiro impacto é devido à queima da floresta na conversão do uso da terra que tem sido o principal emissor de gases de efeito estufa (GEE) no Brasil e principalmente na região amazônica (SEEG, 2021). Portanto, a conversão de florestas em agroecossistemas causa perdas de carbono (C) das árvores, serrapilheira e solo, reduzindo drasticamente os reservatórios de C tanto acima como abaixo da superfície do solo, transferindo-os para a atmosfera na forma de GEE (CERRI *et al.*, 2017; FREITAS *et al.*, 2016). Não bastasse os danos imediatos após a queimada da floresta, a forma de agricultura dessas áreas convertidas na Amazônia tem sido insustentável por não haver reposição dos nutrientes extraídos pela atividade, por revolver o solo o expondo às intempéries, ou mesmo pela superlotação de animais nas pastagens (CASTRO *et al.*, 2008; MELO *et al.*, 2017a). Tais irresponsabilidades tem resultado em adicionais emissões de GEE em longo prazo e também a degradação das propriedades químicas, físicas, e biológicas dos solos, os transformando em um ambiente improdutivo, o que conduz os agricultores ao abandono das áreas (FEARNSIDE, 2019; SCHWARTZ e LOPES, 2017).

As áreas improdutivas abandonadas na Amazônia têm dado espaço ao surgimento de florestas secundárias, naturalmente regeneradas, as quais possuem grande importância para o

ecossistema em que estão inseridas (BONGERS *et al.*, 2015). As florestas secundárias podem ser eficientes em melhorar a estrutura do solo, restaurar processos de ciclagem de nutrientes, sequestrar carbono, controlar a erosão, dentre outros benefícios ambientais e sociais (RANGEL-VASCONCELOS *et al.*, 2016). Além desses aspectos, em escala de paisagem, essas áreas formam pontos de biodiversidade, que permitem a continuação de diversos processos, como a polinização e o controle biológico de pragas em meio a extensas áreas agrícolas (VIEIRA; GARDNER, 2012).

A vegetação da floresta secundária é responsável por ofertar matéria orgânica para o solo, reestabelecendo a camada de serapilheira, ausente em prévios sistemas agrícolas degradados (DA SILVA, *et al.*, 2018a; ZHAO *et al.*, 2015). A serapilheira é um componente ecossistêmico da floresta composto por folhas, galhos, flores, frutos, sementes e miscelânea, responsável por importantes processos nos solos nutricionalmente pobres e arenosos da Amazônia, como a proteção do solo, a ciclagem de nutrientes e a retenção de umidade (DA SILVA *et al.*, 2018a; FREIRE *et al.*, 2020). Martins *et al.* (2018) sugeriram que a serapilheira é um excelente indicador para monitorar a restauração de áreas degradadas, pois ela é a interface entre o dossel vegetal e o solo, refletindo a situação bioquímica dos ecossistemas em desenvolvimento. Avaliar a quantidade e qualidade de serrapilheira acumulada em florestas secundárias é fundamental para entender em que estágio se encontra a restauração do funcionamento da floresta, além de quantificar como o ciclo do C está sendo recuperado no ecossistema em direção à dinâmica das florestas primárias (DA SILVA *et al.*, 2018b).

Os estudos da literatura sobre florestas secundárias da Amazônia normalmente quantificaram os estoques de C e nitrogênio (N) separadamente no dossel das árvores (*e.g.*, BERENGUER *et al.*, 2018; NELSON *et al.*, 1999) ou no solo (*e.g.*, BARROS; FEARNSTIDE, 2016; DAMIAN *et al.*, 2021; DURIGAN *et al.*, 2017). Entretanto, a recuperação da floresta deve ser compreendida sob análise multidimensional (POORTER *et al.*, 2021a), e, portanto, os estoques de C e N deveriam ser analisados de forma integrada em camadas acima e abaixo da superfície do solo, como por exemplo realizado por Zanini *et al.* (2021) em áreas sob restauração ecológica no bioma Mata Atlântica. Neste contexto, entender como a estrutura e diversidade do dossel florestal, bem como a quantidade e qualidade da serrapilheira, estão associados ao armazenamento de C pode ser primordial para futuramente direcionar ações antrópicas para acelerar a restauração de ecossistemas florestais amazônicos. A qualidade da serrapilheira determina qual será o tempo necessário para sua decomposição, e junto a quantidade produzida delimitam o quanto de material orgânico é acumulado sobre a superfície do solo ou é incorporado ao mesmo pela atividade biológica (GIWETA, 2020). Por sua vez, a

diversidade e a composição do dossel florestal delimitam a produção e acúmulo de serrapilheira sobre solo, bem como a adição de C e N ao solo via raízes (LIU *et al.*, 2021).

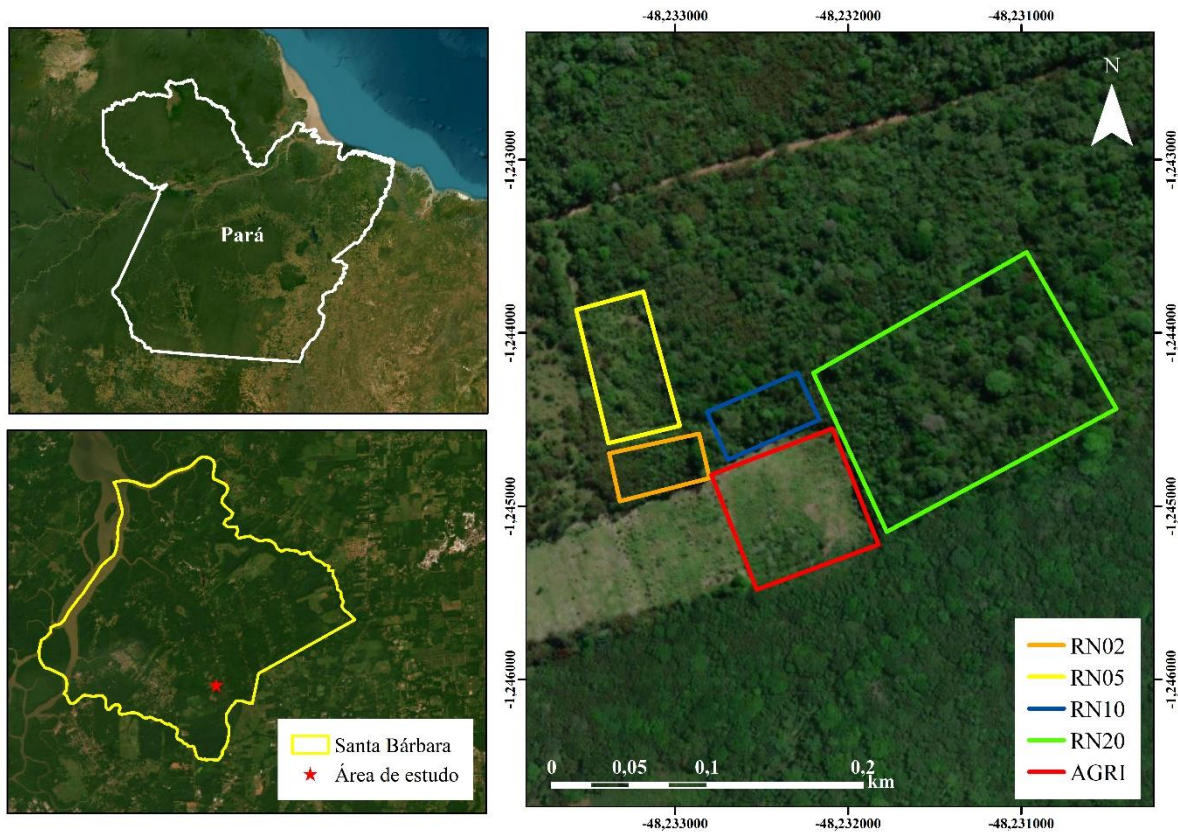
Diante do exposto, este capítulo utilizou uma abordagem integrativa da estocagem de C acima da superfície do solo (dossel de árvores e serrapilheira) e no solo (camadas de 0-10, 10-20 e 20-30cm) com o objetivo de quantificar o potencial de florestas secundárias estocarem C em multicamadas e, portanto, recuperarem o seu funcionamento ecológico ao longo do tempo. Para isso, foi conduzida uma amostragem à campo de florestas contíguas em processo de regeneração natural com dois, cinco, dez e vinte anos de idade, além de quantificar o impacto da queimada da floresta mais velha de vinte anos. Para além dos estoques, a qualidade da serrapilheira foi avaliada por meio dos seus teores de lignina, celulose e hemicelulose. A reestruturação do dossel florestal foi estudada por meio de índices de riqueza, abundância, diversidade e equabilidade. E a origem do C estudada por meio do $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. As perguntas científicas foram: (i) As florestas secundárias pós abandono de áreas agrícolas aumentam os estoques de C nas árvores, na serrapilheira e no solo com avanço de sua idade? (ii) A qualidade da serrapilheira e a estrutura do dossel vegetal são modificadas com o tempo da restauração florestal entre dois e vinte anos? (iii) É sabido que a queima da área de vinte anos promove danos aos ciclos do C e do N, porém promove o retorno a qual patamar comparado as demais áreas florestais mais jovens avaliadas?

2.2. Material e Métodos

2.2.1. Local de estudo e delineamento experimental

A área de estudo está localizada no “Assentamento Abril Vermelho” (1° 14’ 44.36” S e 48° 14’ 6.77” O), no município de Santa Bárbara do Pará, na Mesorregião Metropolitana de Belém no estado do Pará (Figura 1). O clima da região é classificado segundo Köppen-Geiger como Af, com temperatura média anual de 26°C, precipitação entre 2.200 e 3.000 mm (ALVARES *et al.*, 2013). A vegetação original era representada predominantemente por floresta ombrófila densa aluvial e floresta ombrófila densa das terras baixas. O solo da propriedade é classificado como Latossolo Amarelo Distrófico (POLIDORO *et al.*, 2021) e o relevo é plano, fazendo parte do planalto rebaixado da Amazônia (SANTOS; JARDIM, 2006).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo no município de Santa Barbara do Pará (PA)



Fonte: Imagens obtidas do Google Earth em 04/03/2023 da data de julho de 2021. Elaborado pela Autora.

A propriedade fazia parte de um monocultivo de dendê que foi descontinuado e atualmente pertence a uma família de pequenos agricultores que realizam o plantio de mandioca para a venda. As áreas avaliadas formam uma cronossequência (Figura 2) que apresenta a

mesma classe de solo, compreendendo: três áreas de regeneração natural com diferentes idades a partir do abandono após o esgotamento do solo pelo plantio de mandioca (RN02, RN05, RN10), uma área de floresta secundária formada por regeneração natural após a final do monocultivo de dendê (RN20) e uma área de 20 anos de regeneração que havia passado pelo processo de corte e queima da vegetação para a implantação de mandioca (AGRI) (Figura 3).

Figura 2 – Histórico de uso do solo das áreas em estudo

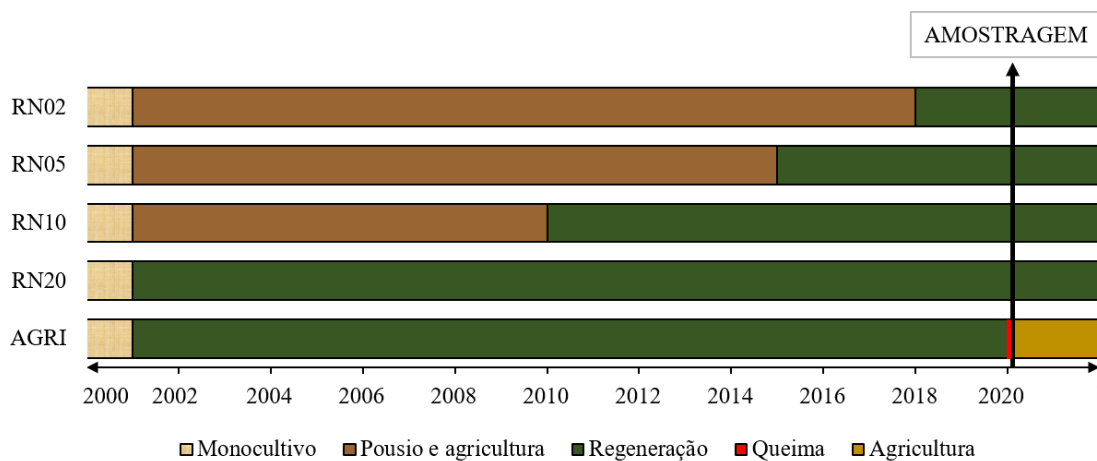
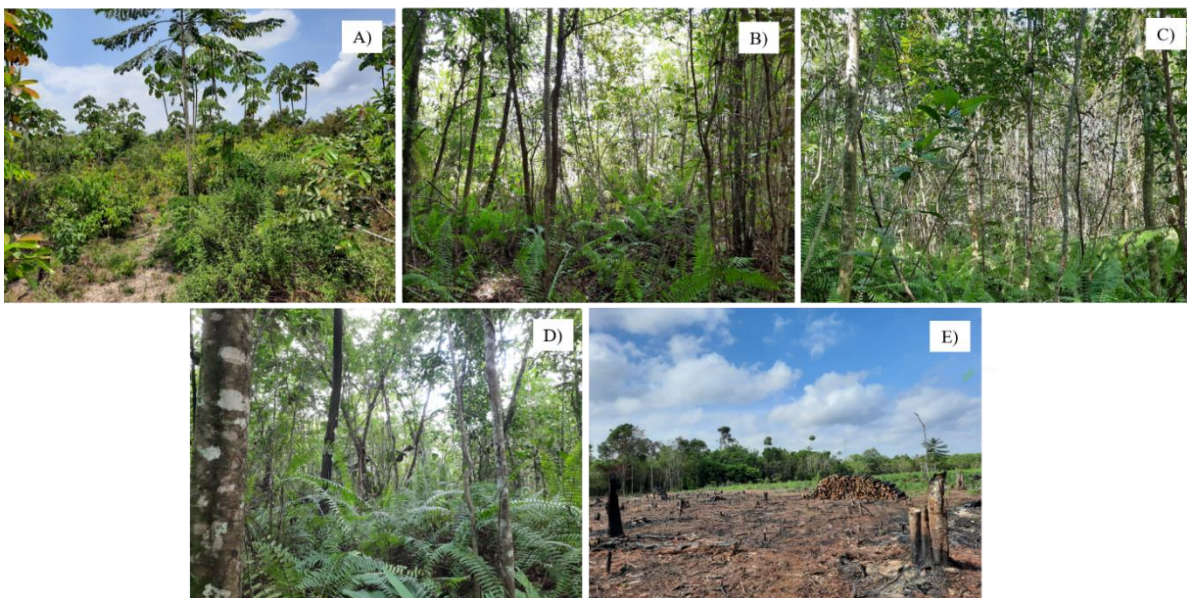


Figura 3 – Áreas de regeneração natural de floresta amazônica após abandono com idade de dois anos (A), cinco anos (B), dez anos (C) e vinte anos (D) e uma área de agricultura (E) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos avaliadas



Fonte: Autora.

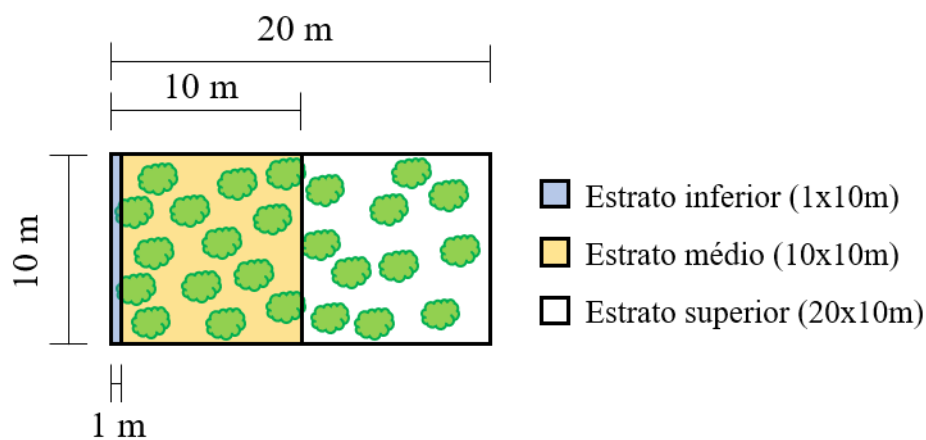
Em cada uma das áreas foram instaladas 5 parcelas de 10 x 20 m (n=5) conforme apresentado na Figura 1, onde foram realizados o inventário da vegetação e a coleta de amostras de serapilheira.

2.2.2. Estoques de carbono nos diferentes compartimentos

2.2.2.1. Vegetação

A amostragem da vegetação nas áreas de regeneração natural foi realizada subdividindo-se a parcela principal (10 x 20 m) em subparcelas, de acordo com o estrato vegetal. Os indivíduos das parcelas foram classificados em três estratos: superior (altura $\geq 1,30$ m; circunferência ≥ 5 cm), médio (altura $< 1,30$ m; $1 \text{ cm} \leq$ circunferência < 5 cm) e inferior (altura $< 1,30$ m; circunferência < 1 cm). Os indivíduos do estrato superior foram inventariados ao longo de toda a parcela (10x20m); os indivíduos do estrato médio na subparcela 10x10m; e os indivíduos do estrato inferior foram inventariados em uma subparcela de 1x10m (Figura 4).

Figura 4 – Subdivisão da parcela para coleta de informações sobre o estrato das áreas em estudo



Todas as árvores vivas que possuíam ao menos um fuste que se caracterizava como estrato superior, tinham todos os fustes medidos, sendo incluídos posteriormente em cálculos alométricos da biomassa vegetal. Quanto à identificação botânica, foi realizada apenas nos indivíduos do estrato superior, pois apresentaram características morfológicas mais confiáveis, havendo acurácia na identificação. A identificação em campo foi realizada com auxílio de um identificador botânico para o registro dos nomes comuns, assim como também foi coletado material reprodutivo e/ou vegetativo para a produção de exsiccatas. Todas as exsiccatas foram comparadas com material botânico disponível em literaturas especializadas para identificação a nível de espécie. Posteriormente os indivíduos tiveram sua nomenclatura atualizada de acordo

com a plataforma online de Lista de Espécies da Flora do Brasil (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>), que utiliza a APGIII (sistema de taxonomia vegetal para classificação filogenética de plantas com flor).

A biomassa das árvores foi estimada utilizando-se a equação alométrica desenvolvida por Brown (1997) para florestas tropicais com clima equatorial:

$$Y = \exp \{-2,134 + 2,530 * \ln(D)\}$$

Onde: Y = biomassa por árvore (kg), D = diâmetro a altura do peito (cm).

A estimativa de estoque de C foi feita a partir de Brown e Lugo (1992), onde 1 Mg de biomassa = 0,5 Mg de C:

$$\text{Estoque C} = \text{biomassa} * 0,5$$

Para a caracterização da estrutura horizontal da vegetação, foram estimados os valores de abundância de todos os estratos. Além disso, dos indivíduos do estrato superior, foram obtidos a classificação em classes de diâmetro; os valores de riqueza de espécies e número de famílias; os índices de diversidade de Shannon (SHANNON, 1948) e Pielou (PIELOU, 1975).

2.2.2.2. Serapilheira

As amostras de serapilheira foram coletadas no final do período menos chuvoso (outubro/2020) com o auxílio de molduras de 25 cm x 25 cm, que foram colocadas na superfície do solo em pontos próximos a coleta de solo; em cada parcela estudada, foram realizadas coletas em sete pontos. Na área onde ocorreu a queima (AGRI) as cinzas foram coletadas e consideradas no “pool” serrapilheira. As amostras de serrapilheira foram armazenadas em sacos de papel identificados e transportadas para o Laboratório de Solos da Universidade Federal Rural da Amazônia (Belém-Pará). Posteriormente, o material foi seco em estufa a 60 °C (72 horas) para a obtenção da massa seca. As sete amostras de material vegetal por parcela foram homogeneizadas formando uma amostra composta por parcela ($n=5$) e trituradas em moinho de planta, para a retirada de uma alíquota para as determinações dos teores de carbono e nitrogênio e qualidade da serapilheira.

As concentrações de C e N totais foram quantificadas com o auxílio de um analisador elementar LECO (TruSpec CHNS Micro) por combustão a seco, no Laboratório de ciclagem

de nutrientes do CENA-USP Piracicaba (SP). As determinações das variações isotópicas ^{13}C e ^{15}N foram realizadas por espectrometria de massa (Thermo Scientific / Delta Plus) no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, adotando o padrão interno vegetal (C = 43,8%, N = 0,88%). Os resultados dos isótopos estáveis foram expressados como $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ (‰), utilizando padrões internacionais (Vienna PeeDee Belemnite – V-PDB para C [NBS19 e NBS22], como referência para os valores de ^{13}C , e composição do ar atmosférico para o N_2 [IAEA-N1 e IAEA-N2], como referência para o $\delta^{15}\text{N}$). Os valores de delta foram baseados em padrões (FARQUHAR; O'LEARY; BERRY, 1982) e calculados utilizando a seguinte equação: $\delta X = [(Ramostra/Rpadr\tilde{a}o) - 1]$ multiplicado por 1000, onde X se refere ao ^{13}C ou ^{15}N e Ramostra e Rpadr\tilde{a}o são as razões de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ou $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ das amostras e padrões, respectivamente. Adicionalmente, a qualidade da serrapilheira foi avaliada quanto aos teores de hemicelulose, celulose e lignina segundo método proposto por Goering e Van Soest (1970) no Laboratório de Ciências Animais do CENA-USP Piracicaba (SP).

2.2.2.3. Solo

O solo foi amostrado nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Foram obtidas uma amostra de cada camada por parcela (n=5) para cobrir a variação espacial de cada sistema avaliado. As amostras foram coletadas com o auxílio de um trado holandês em três pontos por parcela, que posteriormente foram homogeneizadas para formar uma amostra composta. Após a coleta, estas foram transportadas para o Laboratório de Gênese e Morfologia do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia (Belém, Pará), onde foram destorroadas, secas ao ar e peneiradas a 2 mm, obtendo-se assim a terra fina seca ao ar (TFSA).

Para a determinação dos teores de C e N, foi retirada uma alíquota da TFSA para ser moída e peneirada em malha de 60 mesh. As concentrações de C e N totais foram quantificadas com o auxílio de um analisador elementar LECO (TruSpec CHNS Micro) por combustão a seco, no Laboratório de ciclagem de nutrientes do CENA-USP Piracicaba (SP). As determinações das variações isotópicas ^{13}C e ^{15}N foram realizadas por espectrometria de massa (Thermo Scientific / Delta Plus) no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP, utilizando o padrão interno de solo do laboratório de Ecologia Isotópica (C = 1,63 %, N = 0,15%). Os procedimentos de cálculo da abundância dos isótopos estáveis de C e N foram os mesmos dos utilizados nas análises da serrapilheira (item 2.2.2.2 acima descrito). O estoque de carbono do solo foi calculado utilizando os teores de C, a densidade e a espessura da camada amostrada do solo (BERNOUX et al., 1998):

$$E = \frac{\rho * h * (C)}{10}$$

Onde: E = estoque de carbono ou nitrogênio total do solo (Mg ha^{-1}); ρ = densidade do solo (g cm^{-3}); h = espessura da camada amostrada (cm); C = teor de carbono total do solo (g kg^{-1}).

2.2.3. Análise dos dados

Os dados foram analisados utilizando o software RStudio 2022.07.2 + 576, no qual foram submetidos ao teste Shapiro-Wilk de normalidade dos dados e ao teste de homogeneidade dos resíduos de Bartlett. Quando necessário, os dados foram normalizados utilizando a transformação de Box-Cox (BOX; COX, 1964). Com as pressuposições para a ANOVA atendidas, as médias foram comparadas entre si a 5% de significância e realizado o teste de Tukey ($p < 0,05$).

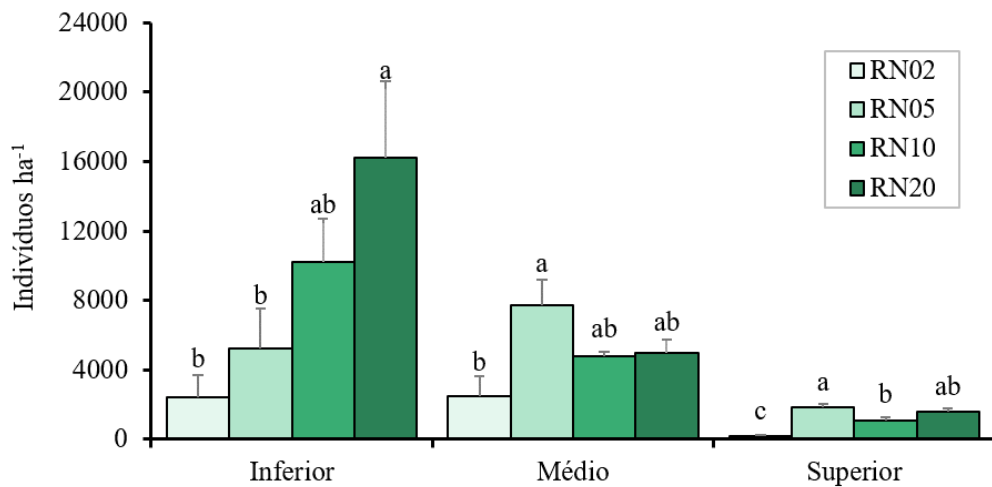
As taxas médias anuais de acumulação de C no solo, na serrapilheira, nas árvores e no total ao longo da cronossequência de regeneração natural foram estimadas por meio da correlação linear entre dois e vinte anos de idade da floresta. Como foram obtidos quatro resultados espaçados no tempo de regeneração (dois, cinco, dez e vinte anos) foi possível traçar uma regressão linear, analisando a sua significância do teste t ($p < 0,05$), e assim determinar as taxas de acúmulo do C nas diversas camadas acima e abaixo da superfície do solo

2.3. Resultados e Discussão

2.3.1. Dossel de plantas

A Figura 5 apresenta a distribuição de indivíduos por hectare em áreas de regeneração ecológica de diversas idades para distintos estratos florestais. No estrato inferior e médio ocorreu um aumento na densidade de indivíduos (árvores ha^{-1}) à medida que a idade de regeneração aumentou, com exceção da área de regeneração de 5 anos no estrato médio. Esse resultado também foi observado por Andrade *et al.* (2019) em uma floresta ombrófila densa após um incêndio na Amazônia, em que o número de indivíduos classificados como “recrutadas” que seriam equivalente as aos estratos inferior e médio, aumentou ao longo de 29 anos, e a redução da densidade de indivíduos de todas as classes nas áreas afetadas e não afetadas pelo fogo.

Figura 5 – Número de indivíduos por hectare em cada estrato em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20)



Comparação de médias entre as áreas em cada estrato pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n = 5$.

Na Tabela 1, são apresentadas as informações sobre a densidade de árvores e fustes, diâmetro à altura do peito (DAP) e biomassa aérea nas diferentes áreas de regeneração. No estrato superior, a média de DAP foi menor na área de 2 anos de regeneração, aumentando com o desenvolvimento temporal da floresta e chegando a 9,3 cm na área de 20 anos e o mesmo comportamento pode ser observado nos valores estimados de biomassa aérea que variaram entre $1,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ na regeneração natural de 2 anos à $114,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ na regeneração natural de 20 anos. No estudo existe uma correlação significativa entre essas variáveis ($r = 0,88$). Assim, à medida que as árvores crescem, elas tendem a aumentar em diâmetro e acumular mais biomassa.

A maior quantidade de árvores e fustes por hectare ocorreu na área de regeneração de 5 anos seguida de 20 e 10 anos. Isso sugere que as áreas com mais indivíduos não possuem necessariamente maiores valores de biomassa aérea acumulada, sendo importante destacar que a intensidade e a frequência de perturbações anteriores em cada área podem afetar o desenvolvimento da regeneração natural (CHAZDON, 2016). Os resultados de densidade de indivíduos são consistentes com os verificados por Dalmaso *et al.* (2019) onde o número total de árvores também reduziu conforme as florestas secundárias foram alcançando estágios sucessionais mais tardios. No processo de regeneração natural, inicialmente há a germinação dos bancos de sementes ali presentes, mais rapidamente das espécies florestais pioneiras fotoblásticas que são adaptadas às altas condições de luminosidade (ALMEIDA, 2016). Devido a este fator há um aumento gradual no número de árvores nos primeiros anos, que no caso do estudo foi até cinco anos pós o abandono da área. Em uma dinâmica posterior, à medida que aumentam o número de espécies secundárias e clímax, aumenta também a competição por

recursos como luz, água e nutrientes. Diante destes fatores, a tendência ecológica dentro da floresta foi buscar uma reestruturação na sucessão, onde normalmente parte das espécies pioneiras senescem e a densidade das árvores diminui em sucessões mais tardias (CHAZDON, 2008).

Tabela 1 – Características da composição vegetal do estrato superior (DAP \geq 5 cm) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20)

Área	Árvores	Fustes	DAP	Biomassa
	ha^{-1}	ha^{-1}	cm	$Mg\ ha^{-1}$
RN02	150 \pm 47 ^c	240 \pm 94 ^c	4,2 \pm 0,7 ^c	1,9 \pm 0,6 ^c
RN05	1710 \pm 141 ^a	2520 \pm 78 ^a	6,0 \pm 1,1 ^b	36,3 \pm 4,5 ^{bc}
RN10	1010 \pm 182 ^b	1220 \pm 198 ^b	8,6 \pm 2,5 ^a	63,7 \pm 13,6 ^b
RN20	1480 \pm 259 ^{ab}	1750 \pm 327 ^b	9,3 \pm 2,9 ^a	114,4 \pm 21,2 ^a

Valores médios \pm erro padrão. Comparação de médias entre as áreas pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n = 5$.

Embora a quantidade de árvores e fustes do estrato superior reduziram 14 e 20%, respectivamente, do quinto ao vigésimo ano pós abandono da área, o DAP e a biomassa aumentaram 1,5 e 3 vezes os seus valores. Tais resultados reforçam que o acúmulo de biomassa das árvores em crescimento secundário de floresta foi mais associado ao DAP, e provavelmente à altura das árvores, do que à abundância total de indivíduos.

As árvores encontradas estiveram distribuídas em 13 famílias, sendo Fabaceae, Urticaceae e Hypericaceae, as mais representativas, respectivamente (Tabela Suplementar 5). A família Fabaceae também apresentou alta dominância em outros estudos realizados em diferentes florestas na Amazônia (DE ASSIS *et al.*, 2017; DRAPER *et al.*, 2019; FERREIRA; PRANCE, 1998; TERSTEEGE *et al.*, 2017; WITTMANN *et al.*, 2006), sendo assim uma fonte de propágulo para áreas em regeneração que possuem florestas no entorno. O gênero *Cecropia* sp. apresentou o maior número de indivíduos, seguido das espécies *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy, *Inga alba* (Sw.) Willd. e *Nectandra cuspidata* Nees. Essas espécies também são descritas como comuns em áreas de estágio inicial e intermediário de sucessão por Salomão *et al.* (2012).

Na Tabela 2 estão presentes os índices ecológicos dos indivíduos do estrato superior. Em geral esses índices tendem a aumentar com o avanço da idade da floresta, no entanto, assim como a densidade de indivíduos, eles também podem ser influenciados pela intensidade do distúrbio sofrido pela área. Dentre as áreas avaliadas, regeneração natural de 2 anos possui o menor resultado de riqueza de espécies e diversidade de Shannon, enquanto as demais foram

estatisticamente iguais nesses índices. Devido a idade de regeneração, a área de 2 anos apresenta poucas árvores que alcançaram o diâmetro mínimo avaliado, sendo em sua maioria indivíduos do gênero *Cecropia* que apresentam maturação precoce, crescimento acelerado e altas taxas reprodutivas (MARTÍNEZ-RAMOS *et al.*, 2021). Também é importante relatar a presença de samambaias no sub-bosque da área mais antiga, que podem justificar a diminuição desses índices nessa área, visto que as samambaias formam uma cobertura no solo que afeta a emergência e o estabelecimento de plântulas, modificando a densidade, a composição de espécies e a distribuição espacial delas (BLANCH *et al.*, 2010).

Tabela 2 – Índices ecológicos dos indivíduos arbóreos do estrato superior (DAP \geq 5 cm) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20)

Área	Riqueza	Abundância	Diversidade	Equabilidade
	----- ha ⁻¹ -----			
RN02	2,4±0,3 ^b	153,0±46,4 ^c	0,4±0,1 ^b	0,4±0,1 ^b
RN05	7,4±1,0 ^a	1523,0±98,5 ^a	1,5±0,2 ^a	0,8±0,1 ^a
RN10	7,6±1,3 ^a	853,0±178,0 ^b	1,7±0,2 ^a	0,8±0,0 ^a
RN20	7,4±0,5 ^a	1093,0±178,5 ^{ab}	1,6±0,1 ^a	0,8±0,0 ^a

Valores médios \pm erro padrão. Comparação de médias entre as áreas pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n=5$.

O índice de equabilidade de Pielou também aumentou ao longo da cronossequência, indicando que nas áreas ocorre uma maior uniformidade de distribuição de indivíduos entre as espécies presentes ao longo do tempo. A presença de poucas espécies dominantes nessas áreas, corroboram com resultados encontrados em florestas com diferentes níveis de distúrbio e idades de regeneração na Amazônia por Andrade *et al.* (2015), Brandão *et al.* (2020) e Vinhote *et al.* (2020).

2.3.2. Serapilheira

Na Tabela 3, os resultados de massa seca (Mg ha⁻¹), teores de C e N (g kg⁻¹), relação C:N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da serapilheira são apresentados. Os valores de massa seca da serapilheira variaram entre 4,6 e 15,6 Mg ha⁻¹, sendo possível observar que o aumento da idade da vegetação está relacionado ao aumento da quantidade de massa acumulada. As áreas de 5 e 10 anos não diferiram entre si apresentando 9,9 e 10,4 Mg ha⁻¹ de massa seca de serapilheira, respectivamente, e a área de 20 anos obteve o maior valor para esta variável (15,6 Mg ha⁻¹). As áreas de AGRI e regeneração natural de 2 anos foram iguais estatisticamente, porém possuem características distintas entre si. AGRI não possuía vegetação arbórea e/ou arbustiva, mas ainda

preservava uma quantidade de resíduo vegetal queimado (galhos e folhas), resultante do preparo da área previamente ao plantio da macaxeira e que contribuiu para aumentar o estoque cinzas sobre o solo (considerado como serapilheira). Por outro lado, a RN02 possuía vegetação arbórea com predominância de espécies pioneiras e arbustivas com deposição de serapilheira, havendo ainda ocorrência de muitas clareiras, pois essa área ainda era muito jovem.

Tabela 3 – Massa seca, teores de carbono e nitrogênio, relação C:N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ da serapilheira em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

Área	Massa Seca	Teor C	Teor N	C:N	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
	Mg ha^{-1}	----- g kg^{-1} -----			----- ‰ -----	
RN02	4,6±0,6 ^c	451,6±4,5 ^{ns}	13,4±0,7 ^c	34,1±1,9 ^a	-31,3±0,2 ^b	-0,7±0,4 ^{ns}
RN05	9,9±0,7 ^b	443,3±6,7 ^{ns}	15,5±0,8 ^{bc}	28,8±1,5 ^{ab}	-31,3±0,2 ^b	-1,2±0,2 ^{ns}
RN10	10,4±1,0 ^b	449,5±5,9 ^{ns}	17,2±0,7 ^{ab}	26,3±1,1 ^{bc}	-31,4±0,2 ^b	-1,0±0,2 ^{ns}
RN20	15,6±1,4 ^a	443,1±3,0 ^{ns}	18,9±0,6 ^a	23,5±0,8 ^c	-31,0±0,1 ^b	-0,8±0,1 ^{ns}
AGRI	5,6±0,7 ^c	458,5±3,9 ^{ns}	17,3±0,5 ^{ab}	26,6±0,7 ^{bc}	-30,0±0,2 ^a	-0,3±0,1 ^{ns}

Valores médios ± erro padrão. Comparação de médias entre as áreas pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n=5$; ns = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

De acordo com Powers *et al.* (2017), o acúmulo de serapilheira está diretamente relacionado à sucessão ecológica que ocorre durante a regeneração da vegetação. Rocha *et al.* (2022) e Lohbeck *et al.* (2015) afirmam que o aumento no acúmulo de serapilheira está associado ao aumento da biomassa, pois à medida que a vegetação se desenvolve, mais material vegetal se torna disponível para cair no chão e se decompor, alimentando os processos ecológicos que sustentam a vida na floresta. Além disso, Teixeira *et al.* (2020) e Gavito *et al.* (2021) destacam que o acúmulo de serapilheira está associado à ciclagem de nutrientes no solo, uma vez que quando a serapilheira se decompõe, os nutrientes contidos nela são liberados no solo, tornando-os disponíveis para as plantas e auxiliando na recuperação do solo e da vegetação.

Os teores de C da serapilheira não se diferenciaram estatisticamente e estiveram entre 443,1 e 458,5 g kg^{-1} . Diversamente, os teores de N variaram entre RN20 o maior valor (18,9 g kg^{-1}) e RN02 o menor valor (13,4 g kg^{-1}). Com o aumento da idade de regeneração, a diversidade e a complexidade das comunidades vegetais aumentam. Essa diversidade inclui espécies fixadoras de nitrogênio, como as da família Fabaceae, que são altamente dominantes na região amazônica, conforme mencionado anteriormente. Essas plantas possuem altas taxas de acumulação de nitrogênio em suas folhas, galhos e raízes, e uma grande quantidade desse nitrogênio é liberada na serapilheira ao longo do tempo (XU *et al.*, 2020). Araújo *et al.* (2021)

ao avaliarem três ecossistemas florestais de diferentes idades na Amazônia Oriental, observaram que o aumento da idade também resultou em aumento do teor de N, o mesmo comportamento ocorrido nesse estudo. Em capoeiras de idades entre 6 e 40 anos no município de Capitão Poço/PA, as maiores concentrações de N foi na capoeira de 40 anos (HAYASHI, 2006), demonstrando, novamente, que o aumento da idade da área de regeneração florestal reflete em um aumento da concentração de N na serrapilheira acumulada.

A relação C/N da serrapilheira é um importante indicador de disponibilidade de nutrientes, pois está relacionado com a taxa de decomposição da matéria orgânica e consequentemente com a liberação de nutrientes para as plantas. Dentre as áreas estudadas a área mais antiga apresentou o menor valor dessa relação (C/N = 23,5), portanto, a mineralização da matéria orgânica está em estágio mais avançado em substancial parte do material orgânico acumulado quando comparado à regeneração natural de 2 anos (C/N = 34,1). O estudo realizado por Smith *et al.*, (2015) em uma cronossequencia entre 20 e 90 anos, mostrou que a estrutura e função da comunidade microbiana da liteira mudam significativamente ao longo do tempo, acompanhando as mudanças na vegetação e nas propriedades do solo. Em geral, a atividade microbiana aumentou à medida que a floresta se regenerou, com um aumento na atividade de decomposição e ciclagem de nutrientes.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ que variaram entre -30,0‰ (AGRI) e -31,4‰ (RN10), confirmaram que a serrapilheira de todas as áreas estudadas tiveram origem de espécies que realizam o ciclo C3 (NARDOTO *et al.*, 2022). Tais plantas são em sua maioria lenhosas, que são características da vegetação natural de florestas tropicais (COE; GOMES; CHUENG, 2013; MENDONÇA *et al.*, 2010; VOGEL, 1993). Porém, a área de AGRI aumentou o $\delta^{13}\text{C}$ em 1,0 ‰, efeito causado pela queima recente do material vegetal. Durante a queima, o carbono é liberado na forma de dióxido de carbono (CO_2) para a atmosfera, mudando a proporção dos isótopos, visto que o ^{12}C é mais facilmente volatilizado por ser mais leve, aumentando a concentração relativa de ^{13}C (MARTINELLI *et al.*, 2009).

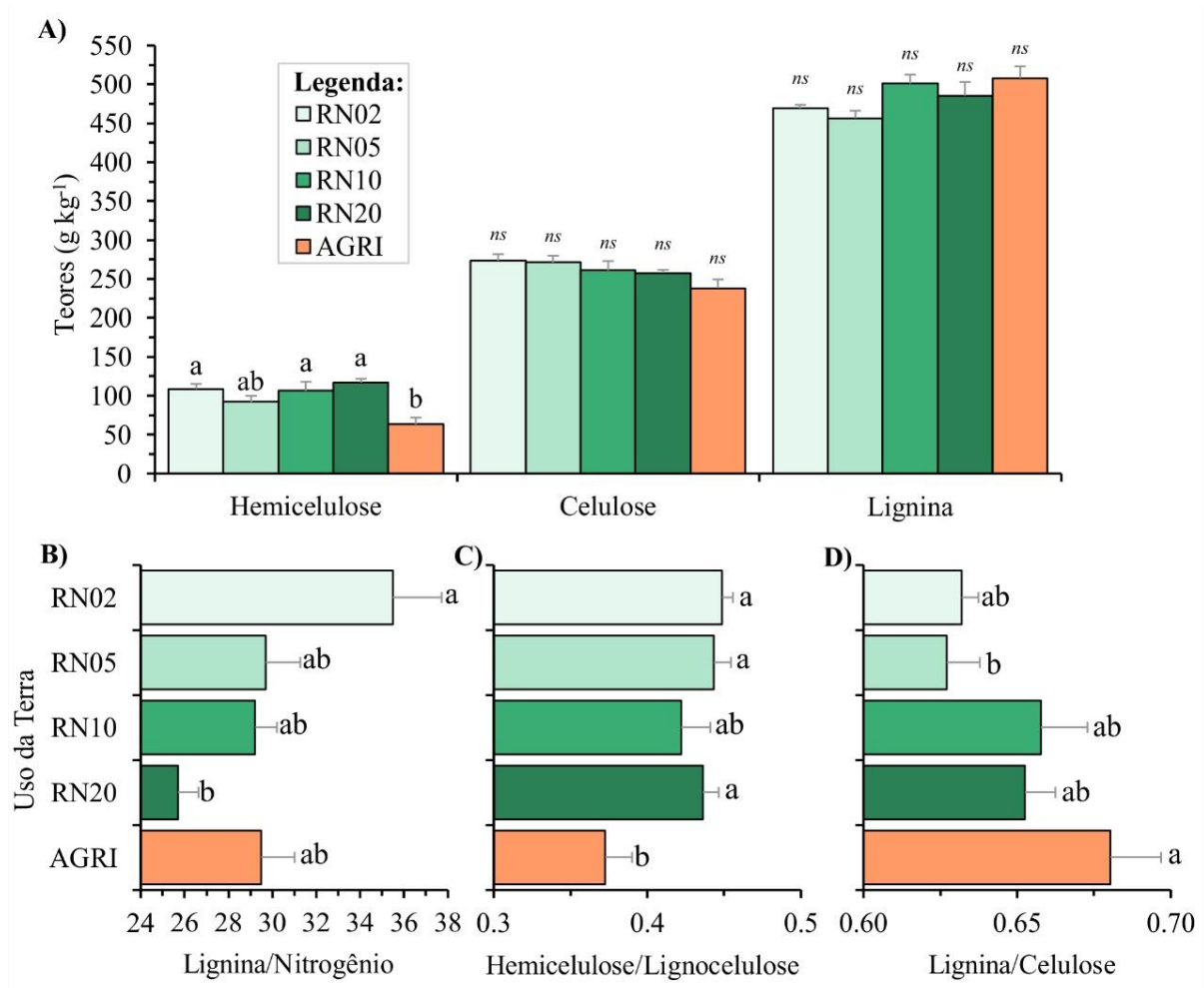
Diversos fatores influenciam a velocidade de degradação do material vegetal, incluindo a presença de componentes como a celulose e a lignina. Enquanto a celulose é facilmente decomposta, a lignina é mais resistente e pode favorecer o acúmulo de serrapilheira (FIRMINO *et al.*, 2021). Na Figura 6A são apresentados os teores de hemicelulose, celulose e lignina. As médias de hemicelulose, a mais facilmente decomponível, variaram entre 63,1 g kg⁻¹ na área de AGRI e 116,8 g kg⁻¹ na área de RN20. O menor valor de hemicelulose após a queima ocorreu por esta fração ser em grande parte perdida durante a combustão, enquanto a lignina normalmente permanece em maior concentração nas cinzas (DEMIRBAS, 2004) por ser

composta de moléculas de elevada estabilidade química (BRIDGWATER; MEIER; RADLEIN, 1999). As demais diferenças são explicadas tanto pela quantidade de serapilheira presente em cada área quanto pelos fatores que afetam a velocidade de decomposição. Como grande porção da hemicelulose é solúvel em água, e seu conteúdo diminui rapidamente durante o processo de decomposição (WANG et al., 2022; ZHOU *et al.*, 2015), provavelmente os efeitos nas restaurações mais jovens são maiores, pois estão mais expostas às intempéries climáticas. Finalmente, a maior estabilidade das moléculas de celulose e lignina é um fator que explica a ausência de diferenças para estes dois atributos entre as áreas avaliadas no estudo.

As relações Lignina:Nitrogênio, Hemicelulose:Lignocelulose e Lignina:Celulose, que estão relacionadas à decomposição dos resíduos vegetais. A relação Lignina:Nitrogênio é indicadora da velocidade de decomposição, onde materiais com maior relação apresentam menor velocidade de decomposição (JOHN, ORWIN e DICKIE, 2011). A área com maior valor dessa relação foi RN02, enquanto a área de RN20 apresentou o valor mais baixo, indicando que a serapilheira na área mais antiga tem uma maior velocidade de decomposição (Figura 6B). Esse resultado é consistente com o encontrado na relação C/N da serapilheira mencionada anteriormente.

A relação Hemicelulose:Lignocelulose está intimamente relacionada à composição e estrutura da parede celular das plantas. Essa relação foi menor na área de AGRI, onde a serapilheira é composta por resíduos de queima, resultando na perda mais fácil da hemicelulose, que é mais solúvel (Figura 6C). Na relação Lignina/Celulose, a serapilheira da AGRI apresentou o maior valor, já que o processo de queima diminui a concentração de celulose, que é um carboidrato que volatiliza mais rapidamente, enquanto aumenta a lignina, que é um polímero complexo (KÖNÖNEN *et al.*, 2016). As demais áreas apresentaram alguma semelhança estatística entre si e com AGRI, mas com menores valores de lignina e maiores de celulose (Figura 6D).

Figura 6 – Teores de hemicelulose, celulose e lignina (A), relação lignina/nitrogênio (B), hemicelulose/lignocelulose (C), e lignina/celulose (D) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



Comparação de médias entre as áreas pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n = 5$; *ns* = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

2.3.3. Solo

Na camada superficial do solo (*i.e.*, 0-10cm) houve diferença no teor de C entre as áreas, onde a regeneração de 5 anos apresentou o maior teor (Tabela 4). Na camada de 20-40 cm as áreas de regeneração de 2, 5 e 20 anos apresentaram teores de C ao menos 10% menor que na camada superficial do solo (*i.e.*, 0-10cm). Portanto, nessas áreas houve uma tendência de diminuição no teor de C em profundidade, e isso ocorreu porque a camada superficial é a adjacente à serrapilheira acumulada, onde ocorre maior atividade biológica e incorporação deste carbono no solo (GLEIXNER *et al.*, 2009; MARQUES *et al.*, 2016, 2017). Entretanto, as variações dos teores de C foram baixas em profundidade, principalmente nas áreas RN010 e AGRI. Diante disto, vale salientar que os solos estudados são extremamente arenosos (areia >

85%) (Tabela Suplementar 1). Solos com tal textura grosseira desfavorecem o acúmulo de C no perfil pois a formação e estabilidade de agregados é baixa, e conseqüentemente também há uma ineficiente proteção do C aos processos de oxidação, dentre outras perdas, como por exemplo a lixiviação (PUTTASO *et al.*, 2013).

Tabela 4 – Teores de carbono e nitrogênio, relação C:N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ do solo em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

Área	Teor C	Teor N	C:N	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
	----- g kg^{-1} -----			----- ‰ -----	
	<i>0 - 10 cm</i>				
RN02	6,70±0,55 ^{ab}	0,49±0,03 ^{ab}	13,55±0,32 ^{ns}	-28,1±0,3 ^a	3,3±0,3 ^{ns}
RN05	7,13±0,36 ^a	0,51±0,03 ^{ab}	14,06±0,25 ^{ns}	-28,8±0,2 ^b	3,1±0,3 ^{ns}
RN10	5,19±0,27 ^b	0,38±0,02 ^b	13,65±0,24 ^{ns}	-28,8±0,2 ^b	3,1±0,3 ^{ns}
RN20	7,49±1,29 ^{ab}	0,56±0,08 ^a	13,30±0,38 ^{ns}	-28,8±0,1 ^b	3,1±0,3 ^{ns}
AGRI	6,12±0,38 ^{ab}	0,44±0,03 ^b	13,96±0,19 ^{ns}	-29,1±0,2 ^b	2,8±0,3 ^{ns}
	<i>10 - 20 cm</i>				
RN02	6,76±0,42 ^{ab}	0,49±0,02 ^{ab}	13,79±0,22 ^{ns}	-27,3±0,4 ^a	4,2±0,1 ^{ns}
RN05	7,51±0,31 ^a	0,53±0,02 ^a	14,05±0,29 ^{ns}	-28,0±0,2 ^{ab}	4,4±0,2 ^{ns}
RN10	5,80±0,75 ^b	0,39±0,03 ^b	14,82±0,86 ^{ns}	-28,5±0,3 ^b	3,5±0,5 ^{ns}
RN20	7,69±0,99 ^{ab}	0,55±0,07 ^a	13,95±0,34 ^{ns}	-28,3±0,1 ^{ab}	3,9±0,1 ^{ns}
AGRI	6,21±0,21 ^{ab}	0,44±0,02 ^b	14,02±0,33 ^{ns}	-28,4±0,2 ^b	4,1±0,1 ^{ns}
	<i>20 - 40 cm</i>				
RN02	5,96±0,33 ^{ns}	0,37±0,02 ^{ns}	16,12±0,40 ^{ns}	-27,1±0,3 ^{ns}	4,9±0,2 ^{ab}
RN05	5,67±0,25 ^{ns}	0,34±0,01 ^{ns}	16,58±0,45 ^{ns}	-27,4±0,2 ^{ns}	5,2±0,1 ^a
RN10	5,08±0,13 ^{ns}	0,32±0,01 ^{ns}	15,87±0,42 ^{ns}	-27,8±0,1 ^{ns}	4,9±0,2 ^{ab}
RN20	6,60±0,91 ^{ns}	0,41±0,05 ^{ns}	15,95±0,47 ^{ns}	-27,8±0,1 ^{ns}	4,4±0,1 ^b
AGRI	5,75±0,19 ^{ns}	0,35±0,01 ^{ns}	16,39±0,41 ^{ns}	-27,9±0,3 ^{ns}	4,7±0,2 ^{ab}

Valores médios ± erro padrão. Comparação de médias entre as áreas pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n = 5$; *ns* = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

Para os teores de N houve diferença entre as áreas nas profundidades 0-10 cm e 10-20 cm e ocorreu a diminuição com o aprofundamento no perfil do solo. As médias dos teores de N neste solo arenoso estão de acordo com os encontrados por Frazão *et al.* (2008) em um Neossolo Quartzarênico no Cerrado Mato-grossense sob diferentes sistemas de manejo, onde os teores também estiveram entre 0,2 e 0,5 g kg^{-1} . A área que se destacou com os maiores teores de N nas camadas de 0-10 e 10-20 cm foi a área de vinte anos de regeneração natural, o que não ocorreu para o C. Portanto, o N total do solo respondeu mais rapidamente à cronologia da floresta secundária do que o C.

A relação C:N não apresentou diferença entre as áreas em nenhuma das camadas. Em geral, espera-se que a relação C:N do solo aumente à medida que a floresta envelhece, devido à acumulação de matéria orgânica no solo, o que não ocorreu em nenhuma das camadas.

Sugere-se que essa maior relação C:N no início da regeneração, ocorreu devido ao aporte de nitrogênio pelo acúmulo de resíduos da mandioca após o abandono da área, uma vez que existem pesquisas que mostram a presença de bactérias fixadoras de nitrogênio associadas a essa cultura (BALOTA *et al.*, 1999; LEITE *et al.*, 2018). Além disso, a fixação de nitrogênio por leguminosas também é um fator importante na recuperação dos níveis de nitrogênio nas primeiras fases da sucessão, conforme descrito por Chazdon (2012).

Os resultados obtidos pelos valores $\delta^{13}\text{C}$, variando entre -27,1 e -29,1‰, indicam que o C presente no solo é predominantemente de origem de plantas do ciclo C3 (NARDOTO *et al.*, 2022). Apesar da conversão do uso da terra, essa faixa de variação do $\delta^{13}\text{C}$ no solo comprova que nestas áreas estudadas não foram cultivadas plantas de mecanismo fotossintético tipo C4 (*e.g.*, pastagens de gramíneas tropicais), as quais contém $\delta^{13}\text{C}$ entre -9 e -15‰ (MARTINELLI *et al.*, 2009; SMITH; EPSTEIN, 1971). Normalmente o $\delta^{13}\text{C}$ aumenta em profundidade no perfil do solo pois à medida que a matéria orgânica se decompõe ocorre perda seletiva do ^{12}C , remanescendo relativamente mais $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ no material orgânico mais transformado em camadas mais profundas (MARTINELLI *et al.*, 2009). Entretanto, neste estudo as diferenças entre camadas foram baixas, aumentando de 1,0 a 1,4 ‰ no perfil, a depender da área avaliada, resultados esses provavelmente atrelados ao solo arenoso que dificulta o acúmulo de C em formas mais estabilizadas/transformadas.

Quanto ao $\delta^{15}\text{N}$, as camadas de 0-10 e 10-20 cm não apresentaram diferença entre as áreas. No entanto, em profundidade ocorreu aumento em todas as áreas. O aumento em valores de $\delta^{15}\text{N}$ em profundidade pode estar relacionado aos processos de transformação do nitrogênio do solo durante a decomposição da matéria orgânica (BIELUCZYK *et al.*, 2020; SZPAK, 2014). À medida que a matéria orgânica é decomposta, os átomos de nitrogênio são liberados e transformados em formas disponíveis para as plantas. Durante esse processo, ocorre uma seleção natural dos átomos de nitrogênio, com uma preferência pela utilização do isótopo mais leve, o ^{14}N , pelos microrganismos decompositores (ZHANG *et al.*, 2018). Com o tempo, a matéria orgânica que permanece no solo é enriquecida em ^{15}N , o que pode levar a um aumento nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ em camadas mais profundas do solo. Além disso, a eluviação da matéria orgânica ao longo do perfil do solo também pode contribuir para o enriquecimento de ^{15}N nas camadas mais profundas (MARTINELLI *et al.*, 2009).

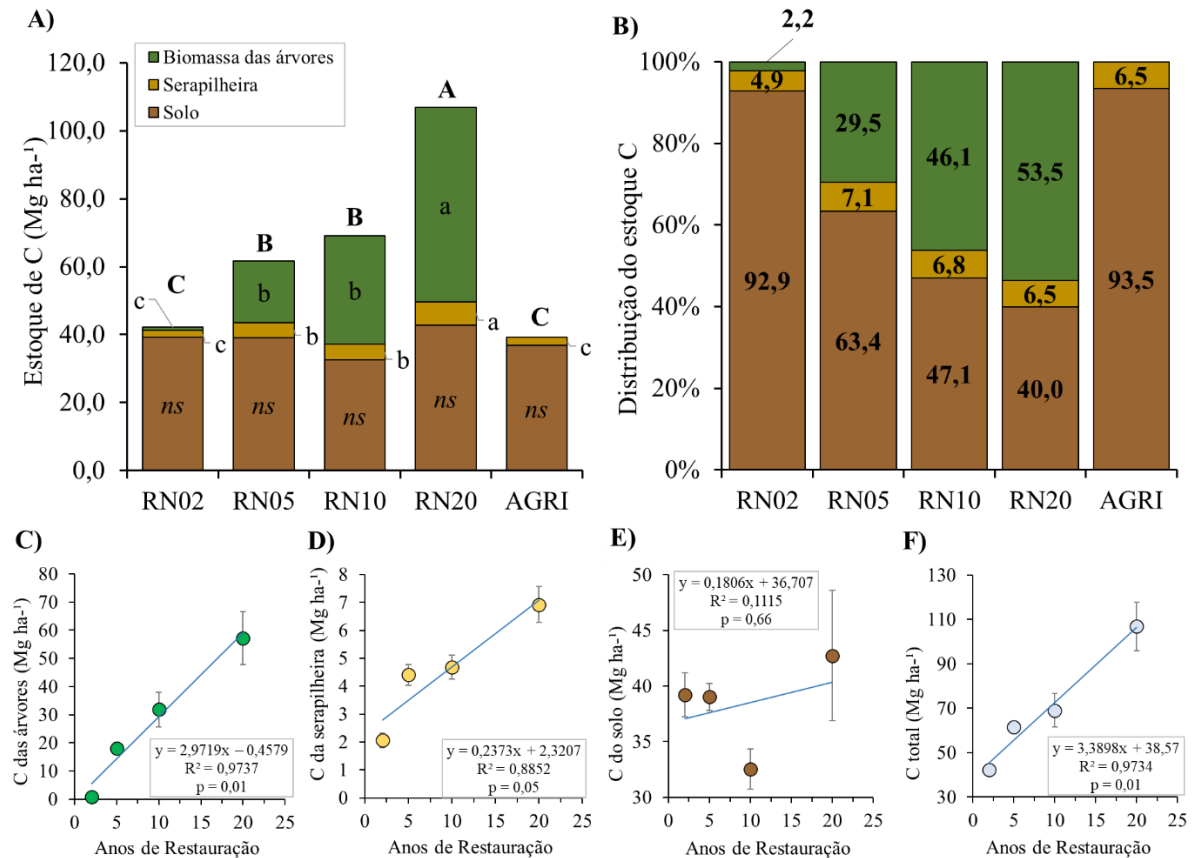
2.3.4. Estoques de carbono

Não foram encontradas diferenças significativas nos estoques de C do solo ao longo do tempo, seja nas áreas de regeneração de floresta, ou mesmo após queima da floresta mais velha

(Figura 7A). Esses resultados indicam que o C presente nesse solo não é perdido significativamente para a atmosfera com a queima da vegetação de mata secundária. Outra interpretação é de que, em solos extremamente arenosos, apenas vinte anos de regeneração florestal foram insuficientes para aumentar os estoques totais da camada de 0-40cm. A literatura prévia tem mostrado que o solo é o principal reservatório de C nos ecossistemas, podendo armazenar entre 1,5 e 3 vezes mais C do que a vegetação (DE STEFANO; JACOBSON, 2018; MINASNY *et al.*, 2017). Além disso, o C sequestrado no solo pode permanecer por um longo período de tempo (*e.g.*, décadas ou mesmo séculos), enquanto a vegetação tem um ciclo de vida mais curto (LAL; NEGASSA; LORENZ, 2015). Entretanto, para os ecossistemas avaliados neste estudo os padrões se diferem. Por exemplo, na área mais antiga apenas 40% do carbono esteve armazenado no solo, enquanto os outros 60% estiveram sobre a superfície do solo (nas árvores e na serrapilheira) (Figura 7 – Estoques de carbono dos reservatórios acima e abaixo da superfície do solo (A) e sua distribuição relativa nos diferentes reservatórios (B), além das taxas de acúmulo de carbono devido à cronossequência de regeneração nas árvores (C), na serrapilheira (D), no solo (E) e no total (D) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos. Isto reforça a importância de manter a floresta sobre os solos extremamente arenosos da Amazônia que contiveram baixos teores de C e conseqüentemente baixos estoques de C, mesmo após vinte anos de crescimento da floresta secundária.

A dinâmica de estocagem de C sobre a superfície do solo foi diversa quando comparada com o armazenamento no solo. Tanto para o C da serrapilheira e da biomassa aérea, ocorreu um gradiente bastante evidente de aumento dos estoques com o avanço da idade da floresta. A taxa de acúmulo anual entre dois e vinte anos de regeneração florestal foi de 0,24 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na serrapilheira (Figura 7D) e 2,97 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ na biomassa das árvores (Figura 7C) do estrato superior, enquanto no solo foi insignificante (Figura 7E). Por outro lado, a queima da floresta de vinte anos causou uma perda instantânea de 4,38 e 57,21 Mg ha⁻¹ de C da serrapilheira e da biomassa das árvores, respectivamente. Comparada à área de floresta de 20 anos, a AGRI perdeu 63,2% dos estoques totais de C (Figura 7F), retornando a um patamar semelhante ao da RN02, embora tenha apresentado em média 2,90 Mg ha⁻¹ de C total a menos que essa área.

Figura 7 – Estoques de carbono dos reservatórios acima e abaixo da superfície do solo (A) e sua distribuição relativa nos diferentes reservatórios (B), além das taxas de acúmulo de carbono devido à cronossequência de regeneração nas árvores (C), na serrapilheira (D), no solo (E) e no total (D) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



Comparação de médias entre as áreas, sendo as letras minúsculas a comparação entre os reservatórios e as letras maiúsculas a comparação entre os estoques totais pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n = 5$.

Na contribuição relativa dos estoques de C, observou-se um gradiente de redução da contribuição do C do solo com a idade da regeneração, onde o solo representou o maior armazenamento de C em todas as áreas e o padrão se inverteu na RN20 (Figura 7B). Por exemplo na AGRI e RN02 o C do solo contribuiu com mais de 90% dos estoques, enquanto na RN20 a contribuição foi de apenas 40%. A AGRI não possui vegetação arbórea e a regeneração de 2 anos uma vegetação bastante incipiente, o que explica a baixa contribuição dos *pools* sobre o solo nos estoques totais de C. A serrapilheira representou entre 4,9% (RN02) e 7,1% (RN05) do estoque total de C nas áreas.

Qualquer atividade que afete a quantidade de biomassa na vegetação e no solo pode ter um impacto significativo no sequestro ou liberação de carbono na atmosfera (MALHI; MEIR; BROWN, 2002). A regeneração natural, por sua vez, tem sido reconhecida como um processo

capaz de desempenhar um papel crucial no sequestro e acúmulo rápido de carbono (CAPELLESSO *et al.*, 2021; VELDKAMP *et al.*, 2020).

Os solos são um importante reservatório de carbono nas florestas em regeneração, mas sua contribuição para as taxas de acúmulo ao longo do tempo pode ser insignificante (NATH *et al.*, 2021; SIERRA; DEL VALLE; RESTREPO, 2012). Embora não sejam observadas diferenças significativas em alguns casos, é essencial considerar que fatores como as propriedades do solo (BRANCALION, *et al.*, 2021; JONES *et al.*, 2019) e o histórico de uso (RITTL; OLIVEIRA; CERRI, 2017; SILVER; OSTERTAG; LUGO, 2000) podem influenciar a contribuição dos solos para a acumulação de carbono. Por exemplo, solos mais arenosos tendem a ter menor capacidade de retenção de carbono do que solos mais argilosos, devido à menor superfície de contato entre as partículas do solo e a matéria orgânica (QUESADA *et al.*, 2020). E áreas que anteriormente foram utilizadas como pasto ou área agrícola, podem ter sofrido degradação com perda de matéria orgânica e redução dos estoques em níveis diferentes (DURIGAN *et al.*, 2017; MELO *et al.*, 2017b).

Com relação aos estoques de C acima do solo, estudos indicam que a sucessão florestal apresenta um aumento progressivo dos estoques de C à medida que a floresta amadurece e se desenvolve, pois há uma associação entre os estoques de C e as métricas de diversidade e conservação, sendo que as relações entre eles aumentam à medida que as áreas de regeneração são recuperadas (CAPELLESSO *et al.*, 2021; GARDON; SANTOS; RODRIGUES, 2020; POORTER *et al.*, 2021b). Em regenerações mais jovens, a serapilheira pode ser menos abundante, uma vez que a vegetação ainda está em estágios iniciais de crescimento e desenvolvimento. No entanto, à medida que a regeneração amadurece, as espécies arbóreas tendem a apresentar uma maior capacidade de fixar carbono (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; MUKUL; HERBOHN; FIRN, 2016), que leva a um aumento na biomassa acima do solo, pois as árvores maiores têm uma maior capacidade de produzir e derrubar folhas e galhos, que se acumulam no solo como serapilheira (JONES *et al.*, 2019).

2.4. Conclusão

A regeneração natural de florestas em solos extremamente arenosos e abandonados após atividades agrícolas exploratórias promoveu um acúmulo de $3,39 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, mitigando efetivamente a emissão de gases de efeito estufa, e, portanto, contribuindo no combate às mudanças climáticas. O acúmulo de C foi dissociado acima e abaixo da superfície do solo, pois enquanto o solo não respondeu à idade da floresta o aumento dos estoques de C da serrapilheira

e biomassa das árvores foi significativo e linear ao longo do tempo. Por outro lado, a queima de floresta secundária de vinte anos emitiu 67,6 Mg C ha⁻¹ para atmosfera, retornando instantaneamente a um patamar de estocagem de C semelhante ao da área de dois anos de regeneração natural, basicamente perdendo todo o serviço ecossistêmico de armazenamento de C que a regeneração natural de floresta havia promovido ao longo de 20 anos.

A floresta secundária aumenta a densidade de árvores em sucessão cronológica até uma idade intermediária (*i.e.*, até cinco anos pós abandono da área agrícola), porém reduz após dez anos, o que não limitou contínuos aumentos significativos da biomassa das árvores e da serrapilheira. No decorrer da idade da floresta ela adquiriu maior riqueza e diversidade de espécies, o que refletiu em uma melhor qualidade da serrapilheira acumulada, principalmente pelo incremento dos seus teores de N e melhor balanço entre os conteúdos de hemicelulose, celulose e lignina da sua biomassa.

O presente estudo mostra que áreas de regeneração natural de floresta na Amazônia detém potencial de restabelecer serviços ecossistêmicos, principalmente a estocagem de C sobre a superfície do solo, que são instantaneamente perdidas caso ocorra a queima da vegetação. Visto que o $\delta^{13}\text{C}$ da serrapilheira e solo comprovou que nas áreas estudadas não foram cultivadas pastagens, pois variou entre -27,1 e -31,4‰, encoraja-se cientistas a investigarem se os achados do acúmulo de C e qualidade da serrapilheira sob florestas secundárias desse estudo são semelhantes para área de pastagens degradadas e abandonadas, as quais são abundantes na Amazônia.

Referências

- ALMEIDA, D. S. de. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3. ed. Ilhéus: Editus, 2016. 200 p.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI:10.1127/0941-2948/2013/0507.
- ANDRADE, D. F.; GAMA, J. R. V.; MELO, L. O.; RUSCHEL, A. R. Inventário Florestal de Grandes Áreas na Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Amazônia, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 5, n. 1, p. 109–115, 2015. DOI:10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v5n1p109-115.
- ANDRADE, D. F. C. DE; GAMA, J. R. V.; RUSCHEL, A. R.; MELO, L. O.; AVILA, A. L. DE; CARVALHO, J. O. P. DE. Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 2, 2019. DOI:10.1590/0001-3765201920170840.
- ARAÚJO, N. N. A.; SANTOS JUNIOR, H. B. dos; ARAÚJO, E. A. A.; SOUZA, F. P.;

ANDRADE, V. M. S. de; CARNEIRO, F. da S.; OLIVEIRA, F. de A. Estoque de nutrientes e retenção hídrica da liteira em três ecossistemas florestais da Amazônia oriental brasileira. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, p. e52510112083, 2021. DOI:10.33448/rsd-v10i1.12083.

BALOTA, E. L.; LOPES, E. S.; HUNGRIA, M.; DÖBEREINER, J. Ocorrência de bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos arbusculares na cultura da mandioca. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 7, p. 1265–1276, jul. 1999. DOI:10.1590/S0100-204X1999000700020.

BARROS, H. S.; FEARNSTIDE, P. M. Soil carbon stock changes due to edge effects in central Amazon forest fragments. **Forest Ecology and Management**, v. 379, p. 30–36, nov. 2016. DOI:10.1016/j.foreco.2016.08.002.

BERENGUER, E.; MALHI, Y.; BRANDO, P.; CARDOSO NUNES CORDEIRO, A.; FERREIRA, J.; FRANÇA, F.; CHESINI ROSSI, L.; MARIA MORAES DE SEIXAS, M.; BARLOW, J. Tree growth and stem carbon accumulation in human-modified Amazonian forests following drought and fire. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, p. 20170308, 19 nov. 2018. DOI:10.1098/rstb.2017.0308.

BERNOUX, M.; ARROUAYS, D.; CERRI, C. C.; BOURENNANE, H. Modeling vertical distribution of carbon in oxisols of the Western Brazilian Amazon (Rondonia). **Soil Science**, v. 163, n. 12, p. 941–951, 1998. DOI:10.1097/00010694-199812000-00004.

BIELUCZYK, W.; PICCOLO, M. de C.; PEREIRA, M. G.; MORAES, M. T. de; SOLTANGHEISI, A.; BERNARDI, A. C. de C.; PEZZOPANE, J. R. M.; OLIVEIRA, P. P. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B. de; DIAS, C. T. dos S.; BATISTA, I.; CHERUBIN, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma**, v. 371, p. 114368, jul. 2020. DOI:10.1016/j.geoderma.2020.114368.

BLANCH, M.; SACRISTÁN, M.; SANTIAGO, R.; VIVAS, M. Interação de pteridófitas com outros seres vivos. *In: Atividades biológicas das pteridófitas*. Rio de Janeiro: Âmbito cultural, 2010. p. 239.

BONGERS, F.; CHAZDON, R.; POORTER, L.; PEÑA-CLAROS, M. The potential of secondary forests. **Science**, v. 348, n. 6235, p. 642–643, 8 maio 2015. DOI:10.1126/science.348.6235.642-c.

BOX, G. E. P.; COX, ; D R. An Analysis of Transformations. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, v. 26, n. 2, p. 211–252, 1964.

BRANCALION, P. H. S.; GUILLEMOT, J.; CÉSAR, R. G.; ANDRADE, H. S.; MENDES, A.; SORRINI, T. B.; PICCOLO, M. D. C.; PELUCI, M. C.; MORENO, V. D. S.; COLLETTA, G.; CHAZDON, R. L. The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 2, p. 830–841, 30 jan. 2021. DOI:10.1002/ldr.3764.

BRANDÃO, P. C.; SOUZA, A. L.; QUINET, A.; DE MENDONÇA, B. A. F. Structural characterization and forest potential for community management of purus national forest, western amazonia. **Ciencia Florestal**, v. 30, n. 4, p. 944–957, 2020. DOI:10.5902/1980509815189.

BRIDGWATER, A. V. V.; MEIER, D.; RADLEIN, D. An overview of fast pyrolysis of biomass. **Organic Geochemistry**, v. 30, n. 12, p. 1479–1493, dez. 1999. DOI:10.1016/S0146-6380(99)00120-5.

BROWN, S. Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer. (FAO Forestry Paper - 134). **FAO Forestry Paper 134**, n. January 1997, p. 1–4, 1997.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Effects of forest clearing and succession on the carbon and nitrogen content of soils in Puerto Rico and US Virgin Islands. **Plant and Soil**, v. 124, n. 1, p. 53–64, maio 1990. DOI:10.1007/BF00010931.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Aboveground Biomass Estimates for Tropical Moist Forests of the Brazilian Amazon. **Interciencia**, v. 17, n. 1, p. 8–18, 1992.

CAPELLESSO, E. S.; CEQUINEL, A.; MARQUES, R.; LUISA SAUSEN, T.; BAYER, C.; MARQUES, M. C. M. Co-benefits in biodiversity conservation and carbon stock during forest regeneration in a preserved tropical landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 492, p. 119222, jul. 2021. DOI:10.1016/j.foreco.2021.119222.

CASTRO, A. C.; LOURENÇO JÚNIOR, J. de B.; SANTOS, N. de F. A. dos; MONTEIRO, E. M. M.; AVIZ, M. A. B. de; GARCIA, A. R. Sistema silvipastoril na Amazônia: ferramenta para elevar o desempenho produtivo de búfalos. **Ciência Rural**, v. 38, n. 8, p. 2395–2402, nov. 2008. DOI:10.1590/S0103-84782008000800050.

CERRI, C. C.; MOREIRA, C. S.; ALVES, P. A.; TOLEDO, F. H. R. B.; CASTIGIONI, B. D. A.; RODRIGUES, G. A. de A.; CERRI, D. G. P.; CERRI, C. E. P.; TEIXEIRA, A. A.; CANDIANO, C. A. C.; REIS, M. R.; D’ALESSANDRO, S. C.; TURELLO, L. Estoques de carbono e nitrogênio no solo devido a mudança do uso da terra em áreas de cultivo de café em minas gerais. **Coffee Science**, v. 12, n. 1, p. 30, 30 mar. 2017. DOI:10.25186/cs.v12i1.1194.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat**, n. 3, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: Legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 6, n. 1–2, p. 51–71, 2003. DOI:10.1078/1433-8319-00042.

CHAZDON, R. L. Chance and Determinism in Tropical Forest Succession. *In*: **Tropical Forest Community Ecology**. Oxford: Wiley-Blackwell, 2008. p. 384–408.

CHAZDON, R. L. **Renascimento de florestas: regeneração na era do desmatamento**. São Paulo: Oficina de textos, 2016. 401 p.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 21 nov. 2016. DOI:10.1111/btp.12381.

COE, H. H. G.; GOMES, J. G.; CHUENG, K. F. Exemplos de reconstituições da vegetação e inferências de paleoclimas no estado do rio de janeiro através da utilização dos indicadores

fitólitos e isótopos de carbono. **Revista Tamoios**, v. 9, n. 1, p. 86–106, 2013. DOI:10.12957/tamoios.2013.5363.

CPRM. **Programa Nacional de Levantamento e Interpretação de Solos no Brasil (PRONASOLOS)**. Disponível em: <<https://geoportal.cprm.gov.br/pronasolos/>>. Acesso em: 26 jan. 2023.

CRK, T.; URIARTE, M.; CORSI, F.; FLYNN, D. Forest recovery in a tropical landscape: what is the relative importance of biophysical, socioeconomic, and landscape variables? **Landscape Ecology**, v. 24, n. 5, p. 629–642, 6 maio 2009. DOI:10.1007/s10980-009-9338-8.

DA SILVA, J. J. N.; DE MELLO, W. Z.; RODRIGUES, R. A. R.; ALVES, B. J. R.; DE SOUZA, P. A.; DA CONCEIÇÃO, M. C. G.; J. N. DA SILVA, J.; Z. DE MELLO, W.; A. R. RODRIGUES, R.; J. R. ALVES, B.; A. DE SOUZA, P.; C. G. DA CONCEIÇÃO, M. Nitrogen cycling in tropical forests and eucalyptus plantations in Brazil in the Anthropocene. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1792–1808, 2018a. DOI:10.21577/1984-6835.20180118.

DA SILVA, W. B.; PÉRICO, E.; DALZUCHIO, M. S.; SANTOS, M.; CAJAIBA, R. L. Are litterfall and litter decomposition processes indicators of forest regeneration in the neotropics? Insights from a case study in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 189–197, dez. 2018b. DOI:10.1016/j.foreco.2018.07.020.

DALMASO, C. A.; MARQUES, M. C. M.; HIGUCHI, P.; ZWIENER, V. P.; MARQUES, R. Spatial and temporal structure of diversity and demographic dynamics along a successional gradient of tropical forests in southern Brazil. **Ecology and Evolution**, v. 10, n. 7, p. 3164–3177, 13 abr. 2020. DOI:10.1002/ece3.5816.

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. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the eastern Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 3, p. 64, 4 set. 2021. DOI:10.1007/s10113-021-01796-w.

DE ASSIS, R. L.; WITTMANN, F.; LUIZE, B. G.; HAUGAASEN, T. Patterns of floristic diversity and composition in floodplain forests across four Southern Amazon river tributaries, Brazil. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 229, p. 124–140, 2017. DOI:10.1016/j.flora.2017.02.019.

DE STEFANO, A.; JACOBSON, M. G. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. **Agroforestry Systems**, v. 92, n. 2, p. 285–299, 28 out. 2018. DOI:10.1007/s10457-017-0147-9.

DEMIRBAS, A. Combustion characteristics of different biomass fuels. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 30, n. 2, p. 219–230, 2004. DOI:10.1016/j.peccs.2003.10.004.

DRAPER, F. C.; ASNER, G. P.; HONORIO CORONADO, E. N.; BAKER, T. R.; GARCÍA-VILLACORTA, R.; PITMAN, N. C. A.; FINE, P. V. A.; PHILLIPS, O. L.; ZÁRATE GÓMEZ, R.; AMASIFUÉN GUERRA, C. A.; FLORES ARÉVALO, M.; VÁSQUEZ MARTÍNEZ, R.; BRIENEN, R. J. W.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; TORRES MONTENEGRO, L. A.; VALDERRAMA SANDOVAL, E.; ROUCOUX, K. H.; RAMÍREZ ARÉVALO, F. R.;

MESONES ACUY, Í.; DEL AGUILA PASQUEL, J.; TAGLE CASAPIA, X.; FLORES LLAMPAZO, G.; CORRALES MEDINA, M.; REYNA HUAYMACARI, J.; BARALOTO, C. Dominant tree species drive beta diversity patterns in western Amazonia. **Ecology**, v. 100, n. 4, p. 1–14, 2019. DOI:10.1002/ecy.2636.

DURIGAN, M. R.; CHERUBIN, M. R.; BARBOSA DE CAMARGO, P.; FERREIRA, J. N.; BERENGUER, E.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; TADEU, C.; DIAS, S.; SIGNOR, D.; COSME DE OLIVEIRA JUNIOR, R.; PELLEGRINO CERRI, C. E.; BORGES, J. G.; NORDSTRÖM, E.-M.; RODRIGUEZ, C.; SEIFERT, T.; DE CAMARGO, P.; FERREIRA, J. N.; BERENGUER, E.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; DIAS, C.; SIGNOR, D.; JUNIOR, R.; CERRI, C. Soil Organic Matter Responses to Anthropogenic Forest Disturbance and Land Use Change in the Eastern Brazilian Amazon. **Sustainability**, v. 9, n. 3, p. 379, 7 mar. 2017. DOI:10.3390/su9030379.

FARQUHAR, G. D.; O'LEARY, M. H.; BERRY, J. A. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. **Australian Journal of Plant Physiology**, v. 9, n. 2, p. 121–137, 1982. DOI:10.1071/PP9820121.

FEARNSIDE, P. Deforestation of the Brazilian Amazon. *In: Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. [s.l.] Oxford University Press, 2017.

FEARNSIDE, P. M. Greenhouse Gas Emissions from Land-Use Change in Brazil's Amazon Region. **Global Climate Change and Tropical Ecosystems**, p. 231–249, 2019. DOI:10.1201/9780203753187-12.

FERREIRA, L. V.; PRANCE, G. T. Structure and species richness of low-diversity floodplain forest on the Rio Tapajos, Eastern Amazonia, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 5, p. 585–596, 1998. DOI:10.1023/A:1008848200441.

FIRMINO, V. C.; BRASIL, L. S.; MARTINS, R. T.; LIGEIRO, R.; TONIN, A.; JÚNIOR, J. F. G.; JUEN, L. Litter decomposition of exotic and native plant species of agricultural importance in Amazonian streams. **Limnology**, v. 22, n. 3, p. 289–297, 2021. DOI:10.1007/s10201-021-00655-1.

FRAZÃO, L. A.; PÍCCOLO, M. D. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 5, p. 641–648, maio 2008. DOI:10.1590/S0100-204X2008000500012.

FREIRE, G. A. P.; VENTURA, D. J.; FOTOPOULOS, I. G.; ROSA, D. M.; AGUIAR, R. G.; ARAÚJO, A. C. de. DINÂMICA DE SERAPILHEIRA EM UMA ÁREA DE FLORESTA DE TERRA FIRME, AMAZÔNIA OCIDENTAL. **Nativa**, v. 8, n. 3, p. 323–328, 25 abr. 2020. DOI:10.31413/nativa.v8i3.9155.

FREITAS, I. C. de; SANTOS, F. C. V. dos; CUSTÓDIO FILHO, R. D. O.; CORRECHEL, V.; DE FREITAS, I. C.; VELOSO DOS SANTOS, F. C.; CUSTÓDIO FILHO, R. D. O.; CORRECHEL, V.; FREITAS, I. C. de; SANTOS, F. C. V. dos; CUSTÓDIO FILHO, R. D. O.; CORRECHEL, V. CARBONO NO SOLO, ACÚMULO E QUALIDADE DA SERAPILHEIRA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO FAMILIAR. **FLORESTA**, v. 46, n. 1, p. 31, 31 mar. 2016. DOI:10.5380/ufv.v46i1.42065.

GARDON, F. R.; SANTOS, R. F. dos; RODRIGUES, R. R. Brazil's forest restoration, biomass and carbon stocks: A critical review of the knowledge gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 462, p. 117972, abr. 2020. DOI:10.1016/j.foreco.2020.117972.

GAVITO, M. E.; PAZ, H.; BARRAGÁN, F.; SIDDIQUE, I.; ARREOLA-VILLA, F.; PINEDA-GARCÍA, F.; BALVANERA, P. Indicators of integrative recovery of vegetation, soil and microclimate in successional fields of a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 118526, jan. 2021. DOI:10.1016/j.foreco.2020.118526.

GIWETA, M. Role of litter production and its decomposition, and factors affecting the processes in a tropical forest ecosystem: a review. **Journal of Ecology and Environment**, v. 44, n. 1, p. 11, 7 dez. 2020. DOI:10.1186/s41610-020-0151-2.

GLEIXNER, G.; TEFS, C.; JORDAN, A.; HAMMER, M.; WIRTH, C.; NUESKE, A.; TELZ, A.; SCHMIDT, U. E.; GLATZEL, S. Soil Carbon Accumulation in Old-Growth Forests. *In*: [s.l: s.n.]p. 231–266.

GOERING, H. K.; VAN SOEST, P. J. Forage Fiber Analysis (Apparatus Reagents, Procedures and Some Applications). *In*: **Agriculture Handbook**. Washington DC: United States Department of Agriculture, 1970.

HAYASHI, S. N. **Dinâmica da serapilheira em uma cronosequência de florestas no município de Capitão Poço-PA**. 2006. Dissertação (Mestrado em Botânica Tropical) - Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 2006.

JOHN, M. G. S.; ORWIN, K. H.; DICKIE, I. A. No “home” versus “away” effects of decomposition found in a grassland-forest reciprocal litter transplant study. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 7, p. 1482–1489, jul. 2011. DOI:10.1016/J.SOILBIO.2011.03.022.

JONES, I. L.; DEWALT, S. J.; LOPEZ, O. R.; BUNNEFELD, L.; PATTISON, Z.; DENT, D. H. Above- and belowground carbon stocks are decoupled in secondary tropical forests and are positively related to forest age and soil nutrients respectively. **Science of The Total Environment**, v. 697, p. 133987, dez. 2019. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.133987.

KÖNÖNEN, M.; JAUHAINEN, J.; LAIHO, R.; SPETZ, P.; KUSIN, K.; LIMIN, S.; VASANDER, H. Land use increases the recalcitrance of tropical peat. **Wetlands Ecology and Management**, v. 24, n. 6, p. 717–731, 2016. DOI:10.1007/s11273-016-9498-7.

LAL, R.; NEGASSA, W.; LORENZ, K. Carbon sequestration in soil. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 15, p. 79–86, ago. 2015. DOI:10.1016/j.cosust.2015.09.002.

LAURANCE, W. F.; CAMARGO, J. L. C.; FEARNESIDE, P. M.; LOVEJOY, T. E.; WILLIAMSON, G. B.; MESQUITA, R. C. G.; MEYER, C. F. J.; BOBROWIEC, P. E. D.; LAURANCE, S. G. W. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, fev. 2018. DOI:10.1111/brv.12343.

LEITE, M. C. D. B. S.; PEREIRA, A. P. D. A.; SOUZA, A. J. DE; ANDREOTE, F. D.; FREIRE, F. J.; SOBRAL, J. K. Bioprospection and genetic diversity of endophytic bacteria associated with cassava plant. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 2, p. 315–325, jun. 2018.

DOI:10.1590/1983-21252018v31n207rc.

LIU, Q.; ZHANG, Q.; JARVIE, S.; YAN, Y.; HAN, P.; LIU, T.; GUO, K.; REN, L.; YUE, K.; WU, H.; DU, J.; NIU, J.; SVENNING, J. Ecosystem restoration through aerial seeding: Interacting plant–soil microbiome effects on soil multifunctionality. **Land Degradation & Development**, v. 32, n. 18, p. 5334–5347, 25 dez. 2021. DOI:10.1002/ldr.4112.

LOHBECK, M.; POORTER, L.; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CRAFT, N. J. B. Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. **Ecology**, v. 96, n. 5, p. 1242–1252, maio 2015. DOI:10.1890/14-0472.1.

LUIZAO, R. C. C.; LUIZAO, F. J.; PAIVA, R. Q.; MONTEIRO, T. F.; SOUSA, L. S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 592–600, 2004. DOI:10.1111/j.1529-8817.2003.00757.x.

MAESTRI, M. P.; AQUINO, M. G. C.; CARNEIRO, F. da S. Efeito da manipulação de nutrientes sobre as concentrações de carbono e nitrogênio da serapilheira em vegetação secundária, amazônia oriental. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 12, p. 29603–29615, 2019. DOI:10.34117/bjdv5n12-110.

MALHI, Y.; MEIR, P.; BROWN, S. Forests, carbon and global climate. **Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, v. 360, n. 1797, p. 1567–1591, 15 ago. 2002. DOI:10.1098/rsta.2002.1020.

MARQUES, J. D. de O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; NOGUEIRA, E. M.; FEARNSTIDE, P. M.; SARRAZIN, M.; MARQUES, J. D. de O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; NOGUEIRA, E. M.; FEARNSTIDE, P. M.; SARRAZIN, M. Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. **Open Journal of Forestry**, v. 07, n. 02, p. 121–142, 2017. DOI:10.4236/ojf.2017.72008.

MARQUES, J. D. de O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; VITEL, C. M.; MARQUES, E. M. de A. SOIL ORGANIC CARBON, CARBON STOCK AND THEIR RELATIONSHIPS TO PHYSICAL ATTRIBUTES UNDER FOREST SOILS IN CENTRAL AMAZONIA. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 197–208, 1 abr. 2016. DOI:10.1590/0100-67622016000200002.

MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERRAZ, E. S. E.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B. de; MOREIRA, M. Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de textos, 2009. 144 p.

MARTÍNEZ-RAMOS, M.; GALLEGU-MAHECHA, M. del M.; VALVERDE, T.; VEGA, E.; BONGERS, F. Demographic differentiation among pioneer tree species during secondary succession of a Neotropical rainforest. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 10, p. 3572–3586, 2021. DOI:10.1111/1365-2745.13738.

MARTINS, W. B. R.; FERREIRA, G. C.; SOUZA, F. P.; DIONÍSIO, L. F. S.; OLIVEIRA, F. de A. Deposição de serapilheira e nutrientes em áreas de mineração submetidas a métodos de restauração florestal em Paragominas, Pará. **Floresta**, v. 48, n. 1, p. 37–48, 2018. DOI:10.5380/rf.v48i1.49288.

MELO, V. F.; ORRUTÉA, A. G.; MOTTA, A. C. V.; TESTONI, S. A. Land Use and Changes in Soil Morphology and Physical-Chemical Properties in Southern Amazon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, 2017. DOI:10.1590/18069657rbc20170034.

MENDONÇA, L. A. R.; FRISCHKORN, H.; SANTIAGO, M. F.; DE CAMARGO, P. B.; DE LIMA, J. O. G.; FILHO, J. M. Identificação de mudanças florestais por ¹³C e ¹⁵N dos solos da Chapada do Araripe, Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 314–319, 2010. DOI:10.1590/S1415-43662010000300012.

MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z. S.; CHENG, K.; DAS, B. S.; FIELD, D. J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C. B.; HONG, S. Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B. P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B. G.; MULDER, V. L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A. C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIO, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C. C.; VÅGEN, T. G.; VAN WESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v. 292, p. 59–86, abr. 2017. DOI:10.1016/j.geoderma.2017.01.002.

MUKUL, S. A.; HERBOHN, J.; FIRN, J. Co-benefits of biodiversity and carbon sequestration from regenerating secondary forests in the Philippine uplands: implications for forest landscape restoration. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 882–889, nov. 2016. DOI:10.1111/btp.12389.

NARDOTO, G. B.; MAYRINK, R. R.; BARBIERI, C. B.; COSTA, F. J. V. **Isótopos forenses**. Campinas: Millennium Editora, 2022. 217 p.

NATH, P. C.; NATH, A. J.; REANG, D.; LAL, R.; DAS, A. K. Tree diversity, soil organic carbon lability and ecosystem carbon storage under a fallow age chronosequence in North East India. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 10, p. 100122, jun. 2021. DOI:10.1016/j.indic.2021.100122.

NELSON, B. W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J. L. .; GARCIA AQUINO DE SOUZA, S.; TEIXEIRA BATISTA, G.; BOVINO COUTO, L. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 117, n. 1–3, p. 149–167, maio 1999. DOI:10.1016/S0378-1127(98)00475-7.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Wiley InterScience, 1975. 165 p.

POORTER, L.; CRAVEN, D.; JAKOVAC, C. C.; VAN DER SANDE, M. T.; AMISSAH, L.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; FARRIOR, C. E.; KAMBACH, S.; MEAVE, J. A.; MUÑOZ, R.; NORDEN, N.; RÜGER, N.; VAN BREUGEL, M.; ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.; AMANI, B.; ANDRADE, J. L.; BRANCALION, P. H. S.; BROADBENT, E. N.; DE FORESTA, H.; DENT, D. H.; DERROIRE, G.; DEWALT, S. J.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; FANTINI, A. C.; FINEGAN, B.; HERNÁNDEZ-JARAMILLO, A.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; HIETZ, P.; JUNQUEIRA, A. B.; N'DJA, J. K.; LETCHER, S. G.; LOHBECK, M.; LÓPEZ-CAMACHO, R.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MELO, F. P. L.; MORA, F.; MÜLLER, S. C.; N'GUESSAN, A. E.; OBERLEITNER, F.; ORTIZ-MALAVASSI, E.; PÉREZ-GARCÍA, E. A.; PINHO, B. X.; PIOTTO, D.; POWERS, J. S.; RODRÍGUEZ-BURITICÁ, S.; ROZENDAAL, D. M. A.; RUÍZ, J.; TABARELLI, M.; TEIXEIRA, H. M.; VALADARES DE SÁ BARRETTO SAMPAIO, E.; VAN DER WAL, H.; VILLA, P. M.; FERNANDES, G. W.; SANTOS, B. A.; AGUILAR-CANO, J.; DE ALMEIDA-

CORTEZ, J. S.; ALVAREZ-DAVILA, E.; ARREOLA-VILLA, F.; BALVANERA, P.; BECKNELL, J. M.; CABRAL, G. A. L.; CASTELLANOS-CASTRO, C.; DE JONG, B. H. J.; NIETO, J. E.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FANDINO, M. C.; GARCÍA, H.; GARCÍA-VILLALOBOS, D.; HALL, J. S.; IDÁRRAGA, A.; JIMÉNEZ-MONTOYA, J.; KENNARD, D.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MESQUITA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; PEÑA-CLAROS, M.; PÉREZ-CÁRDENAS, N.; RODRÍGUEZ-VELÁZQUEZ, J.; VILLANUEVA, L. S.; SCHWARTZ, N. B.; STEININGER, M. K.; VELOSO, M. D. M.; VESTER, H. F. M.; VIEIRA, I. C. G.; WILLIAMSON, G. B.; ZANINI, K.; HÉRAULT, B. Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, v. 374, n. 6573, p. 1370–1376, 10 dez. 2021a. DOI:10.1126/science.abh3629.

POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ALMEIDA, de J. S.; ÁLVAREZ, F. S.; ANDRADE, J. L.; ARREOLA VILLA, L. F.; BECKNELL, J. M.; BHASKAR, R.; BOUKILI, V.; BRANCALION, P. H. S.; CÉSAR, R. G.; CHAVE, J.; CHAZDON, R. L.; DALLA COLLETTA, G.; CRAVEN, D.; DE JONG, B. H. J.; DENSLOW, J. S.; DENT, D. H.; DEWALT, S. J.; DÍAZ GARCÍA, E.; DUPUY, J. M.; DURÁN, S. M.; ESPÍRITO SANTO, M. M.; FERNANDES, G. W.; FINEGAN, B.; GRANDA MOSER, V.; HALL, J. S.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; KENNARD, D.; LEBRIJA-TREJOS, E.; LETCHER, S. G.; LOHBECK, M.; LOPEZ, O. R.; MARÍN-SPIOTTA, E.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; MEAVE, J. A.; MORA, F.; DE SOUZA MORENO, V.; MÜLLER, S. C.; MUÑOZ, R.; MUSCARELLA, R.; NUNES, Y. R. F.; OCHOA-GAONA, S.; OLIVEIRA, R. S.; PAZ, H.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SANAPHRE-VILLANUEVA, L.; TOLEDO, M.; URIARTE, M.; UTRERA, L. P.; VAN BREUGEL, M.; VAN DER SANDE, M. T.; VELOSO, M. D. M.; WRIGHT, S. J.; ZANINI, K. J.; ZIMMERMAN, J. K.; WESTOBY, M. Functional recovery of secondary tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 118, n. 49, 7 dez. 2021b. DOI:10.1073/pnas.2003405118.

POWERS, J. S.; MARÍN-SPIOTTA, E. Ecosystem Processes and Biogeochemical Cycles in Secondary Tropical Forest Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, n. 1, p. 497–519, 2 nov. 2017. DOI:10.1146/annurev-ecolsys-110316-022944.

PUTTASO, A.; VITYAKON, P.; RASCHE, F.; SAENJAN, P.; TRELOGES, V.; CADISCH, G. Does Organic Residue Quality Influence Carbon Retention in a Tropical Sandy Soil? *Soil Science Society of America Journal*, v. 77, n. 3, p. 1001–1011, maio 2013. DOI:10.2136/sssaj2012.0209.

QUESADA, C. A.; PAZ, C.; OBLITAS MENDOZA, E.; PHILLIPS, O. L.; SAIZ, G.; LLOYD, J. Variations in soil chemical and physical properties explain basin-wide Amazon forest soil carbon concentrations. *SOIL*, v. 6, n. 1, p. 53–88, 11 fev. 2020. DOI:10.5194/soil-6-53-2020.

RANGEL-VASCONCELOS, L. G. T.; KATO, O. R.; VASCONCELOS, S. S.; OLIVEIRA, F. de A. Acúmulo de biomassa e nutrientes de duas leguminosas arbóreas introduzidas em sistema de pousio na Amazônia. *Ciência Florestal*, v. 26, n. 3, p. 735–746, 2016. DOI:10.5902/1980509824197.

RITTL, T. F.; OLIVEIRA, D.; CERRI, C. E. P. Soil carbon stock changes under different land uses in the Amazon. *Geoderma Regional*, v. 10, p. 138–143, set. 2017. DOI:10.1016/j.geodrs.2017.07.004.

ROCHA, J. I. da S.; MAGNAGO, L. F. S.; PIOTTO, D. Litter production in successional forests of southern Bahia, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 38, n. 6, p. 377–385, 2022. DOI:10.1017/s0266467422000281.

SALOMÃO, R. D. P.; VIEIRA, I. C. G.; JÚNIOR, S. B.; AMARAL, D. D. do; SANTANA, A. C. Sistema Capoeira Classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de florestas secundárias para o estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 297–317, 2012. DOI:10.46357/bcnaturais.v7i3.592.

SANTOS, G. C. dos; JARDIM, M. A. G. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 4, p. 437–446, 2006.

SCHWARTZ, G.; LOPES, J. do C. Florestas Secundárias: Manejo, Distúrbios E Sistemas Agroflorestais. **Nordeste Paraense: panorama geral e uso sustentável das florestas secundárias**, p. 255–276, 2017.

SEEG. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2020**. Disponível em: <https://seeg-br.s3.amazonaws.com/DocumentosAnaliticos/SEEG_9/OC_03_relatorio_2021_FINAL.pdf>. Acesso em: 06 mai. 2022

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal**, v. 27, p. 379–423, 1948.

SIERRA, C. A.; DEL VALLE, J. I.; RESTREPO, H. I. Total carbon accumulation in a tropical forest landscape. **Carbon Balance and Management**, v. 7, n. 1, p. 12, 19 dez. 2012. DOI:10.1186/1750-0680-7-12.

SILVER, W. L.; OSTERTAG, R.; LUGO, A. E. The Potential for Carbon Sequestration Through Reforestation of Abandoned Tropical Agricultural and Pasture Lands. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 394–407, dez. 2000. DOI:10.1046/j.1526-100x.2000.80054.x.

SMITH, A. P.; MARÍN-SPIOTTA, E.; BALSER, T. Successional and seasonal variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: a multiyear study. **Global Change Biology**, v. 21, n. 9, p. 3532–3547, set. 2015. DOI:10.1111/gcb.12947.

SMITH, B. N.; EPSTEIN, S. Two Categories of $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Ratios for Higher Plants. **Plant Physiology**, v. 47, n. 3, p. 380–384, 1 mar. 1971. DOI:10.1104/pp.47.3.380.

SZPAK, P. Complexities of nitrogen isotope biogeochemistry in plant-soil systems: implications for the study of ancient agricultural and animal management practices. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, 23 jun. 2014. DOI:10.3389/fpls.2014.00288.

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J. J. A.; DA CRUZ SILVA, A.; JAMME, D.; PEÑA-CLAROS, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117696, fev. 2020. DOI:10.1016/j.foreco.2019.117696.

TERBORGH, J.; PERES, C. A. Do community-managed forests work? A biodiversity perspective. **Land**, v. 6, n. 2, p. 22, 27 mar. 2017. DOI:10.3390/land6020022.

TERSTEEGE, H.; VAESSEN, R. W.; CÁRDENAS-LÓPEZ, D.; SABATIER, D.; ANTONELLI, A.; OLIVEIRA, S. M. de; PITMAN, N.; JØRGENSEN, P. M.; SALOMÃO, R. P.; GOMES, V. H. F. A descoberta da flora arbórea da Amazônia com uma lista atualizada de todos os taxa arbóreos conhecidos. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 11, n. 2, p. 231–261, 2017. DOI:10.46357/bcnaturais.v11i2.431.

VELDKAMP, E.; SCHMIDT, M.; POWERS, J. S.; CORRE, M. D. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590–605, 15 set. 2020. DOI:10.1038/s43017-020-0091-5.

VIEIRA, I. C. G.; GARDNER, T. A. Florestas secundárias tropicais: ecologia e importância em paisagens antrópicas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 7, n. 3, p. 191–194, 21 dez. 2012. DOI:10.46357/bcnaturais.v7i3.586.

VINHOTE, E. G.; DE FREITAS, F. C.; DE AZEVEDO, C. P.; DE SOUZA, C. R. Diversity and similarity of species of natural regeneration after logging in commercially managed forest in central amazon. **Ciencia Florestal**, v. 30, n. 4, p. 1116–1129, 2020. DOI:10.5902/1980509841881.

VOGEL, J. C. Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis. **Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis.**, p. 29–46, 1993.

WANG, L.; ZHOU, Y.; CHEN, Y.; XU, Z.; ZHANG, J.; LIU, Y.; JOLY, F. X. Litter diversity accelerates labile carbon but slows recalcitrant carbon decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 168, p. 108632, maio 2022. DOI:10.1016/j.soilbio.2022.108632.

WITTMANN, F.; SCHÖNGART, J.; MONTERO, J. C.; MOTZER, T.; JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F.; QUEIROZ, H. L.; WORBES, M. Tree species composition and diversity gradients in white-water forests across.pdf. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 1334–1347, 2006.

XU, H.; DETTO, M.; FANG, S.; CHAZDON, R. L.; LI, Y.; HAU, B. C. H.; FISCHER, G. A.; WEIBLEN, G. D.; HOGAN, J. A.; ZIMMERMAN, J. K.; URIARTE, M.; THOMPSON, J.; LIAN, J.; CAO, K.; KENFACK, D.; ALONSO, A.; BISSIENGOU, P.; MEMIAGHE, H. R.; VALENCIA, R.; YAP, S. L.; DAVIES, S. J.; MI, X.; YAO, T. L. Soil nitrogen concentration mediates the relationship between leguminous trees and neighbor diversity in tropical forests. **Communications Biology**, v. 3, n. 1, p. 317, 19 jun. 2020. DOI:10.1038/s42003-020-1041-y.

ZANINI, A. M.; MAYRINCK, R. C.; VIEIRA, S. A.; DE CAMARGO, P. B.; RODRIGUES, R. R. The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 481, p. 118734, fev. 2021. DOI:10.1016/j.foreco.2020.118734.

ZHANG, Y.; SHI, P.; SONG, J.; LI, Q. Application of nitrogen and oxygen isotopes for source and fate identification of nitrate pollution in surfacewater: A review. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 9, n. 1, p. 18, 21 dez. 2018. DOI:10.3390/app9010018.

ZHAO, Y.-G.; LIU, X.-F.; WANG, Z.-L.; ZHAO, S.-W. Soil organic carbon fractions and sequestration across a 150-yr secondary forest chronosequence on the Loess Plateau, China. **CATENA**, v. 133, p. 303–308, out. 2015. DOI:10.1016/j.catena.2015.05.028.

ZHOU, W. J.; SHA, L. Q.; SCHAEFER, D. A.; ZHANG, Y. P.; SONG, Q. H.; TAN, Z. H.; DENG, Y.; DENG, X. B.; GUAN, H. L. Direct effects of litter decomposition on soil dissolved organic carbon and nitrogen in a tropical rainforest. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 81, p. 255–258, fev. 2015. DOI:10.1016/j.soilbio.2014.11.019.

3. A REGENERAÇÃO NATURAL DAS FLORESTAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL MELHORA A SAÚDE DO SOLO?

Resumo

O desmatamento, seguido de atividades agropecuárias degenerativas, tem degradado os solos e destruído a biodiversidade no bioma Amazônia. Tais danos são mais intensos nos solos arenosos, pois possuem baixa capacidade de armazenamento de água e nutrientes, e são mais suscetíveis aos processos de degradação. A regeneração das florestas pode restaurar parte da biodiversidade, recuperar as propriedades do solo e regenerar a saúde do solo. Porém, estudar a saúde do solo em sua essência holística nos solos amazônicos sob regeneração florestal permanece uma lacuna na literatura científica. Neste estudo, foram avaliadas florestas contíguas com diferentes idades de regeneração natural (2, 5, 10 e 20 anos), além da queima da floresta de 20 anos para nova rotação com a agricultura. O solo foi amostrado nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30 cm para análises de propriedades do solo, sendo estas: (i) químicas - acidez ativa (pH), fósforo (P) e potássio (K) disponíveis, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocáveis, acidez potencial (H+Al), nitrogênio total (N) e capacidade de troca de cátions (CTC); (ii) físicas - densidade (Ds) e diâmetro médio ponderado (DMP) e geométrico (DMG) dos agregados; e (iii) biológicas - carbono (C), abundância, riqueza, diversidade (Fdiv) e equabilidade (Feq) da macrofauna e agregação biogênica. Após discutir tais propriedades individualmente, foram selecionadas variáveis indicadoras de funções do solo para avaliar a sua saúde. Os indicadores-funções foram: i) Ds – suporte ao crescimento de raízes; ii) DMP e DMG – capacidade de resistir à erosão; iii) pH – regulação da acidez; iv) N, P, K, Ca e Mg – disponibilidade de nutrientes; v) CTC – armazenamento de nutrientes; vi) C – armazenamento de C; e Fdiv e Feq – habitat para a biota. A suscetibilidade dos solos arenosos à degradação pelo uso agrícola ficou evidente a partir do momento em que todas as áreas apresentaram pH ácido (variando de 3,8 a 4,5), disponibilidade de nutrientes muito baixa (soma das bases entre 0,6 e 3,8 mmolc dm⁻³) e DMP baixo (entre 0,5 e 3,5 mm), dependendo da camada avaliada. Os teores de C e N também não foram maiores que 7,69 e 0,56 g kg⁻¹, respectivamente, valores encontrados na área de regeneração de vinte anos. A floresta secundária incrementou a CTC entre 30 e 60% dependendo da profundidade do solo, no tempo entre dois e vinte anos de regeneração. De forma geral, a regeneração melhorou a CTC, os teores de C e N, e a diversidade e equabilidade da macrofauna, indicando, portanto, benefícios na capacidade de armazenamento de nutrientes e carbono, e no sustento e habitat para a biota do solo. A queima da floresta de vinte anos, embora tenha aumentado imediatamente o pH e a disponibilidade de nutrientes na camada superficial do solo, degradou as demais funções do solo, causando danos à multifuncionalidade edáfica e ecossistêmica e, portanto, afetando negativamente a saúde do solo. Diante desses resultados, conclui-se que a regeneração natural de florestas amazônicas incrementa gradativamente a saúde do solo, enquanto uma nova queima da floresta secundária significa sérios prejuízos ao funcionamento do solo e ao ecossistema.

Palavras-chave: Funções do solo. Solos arenosos. Recuperação ambiental. Atributos do solo

Abstract

Deforestation, followed by degenerative agricultural activities, has degraded soils and destroyed biodiversity in the Amazon biome. Such damages are more intense in sandy soils, as they have low water and nutrient storage capacity and are more susceptible to degradation processes. Forest regeneration can restore part of the biodiversity, recover soil properties, and regenerate soil health. However, studying soil health in its holistic essence in Amazonian soils under forest regeneration remains a gap in the scientific literature. In this study, contiguous forests with different ages of natural regeneration (2, 5, 10, and 20 years) were evaluated, as well as the burning of the 20-year forest for a new rotation with agriculture. Soil was sampled in layers of 0-10, 10-20, and 20-30 cm for soil property analyses, including (i) chemical - active acidity (pH), available phosphorus (P) and potassium (K), exchangeable calcium (Ca) and magnesium (Mg), potential acidity (H+Al), total nitrogen (N), and cation exchange capacity (CEC); (ii) physical - bulk density (Ds) and weighted mean diameter (DMP) and geometric mean diameter (DMG) of aggregates; and (iii) biological - carbon (C), abundance, richness, diversity (Fdiv), and evenness (Feq) of macrofauna and biogenic aggregation. After discussing these properties individually, indicator variables of soil functions were selected to evaluate their health. The indicator functions were: i) Ds - root growth support; ii) DMP and DMG - erosion resistance capacity; iii) pH - acidity regulation; iv) N, P, K, Ca, and Mg - nutrient availability; v) CEC - nutrient storage; vi) C - C storage; and Fdiv and Feq - habitat for biota. The susceptibility of sandy soils to degradation by agricultural use became evident when all areas showed acidic pH (ranging from 3.8 to 4.5), very low nutrient availability (sum of bases between 0.6 and 3.8 mmolc dm⁻³), and low DMP (between 0.5 and 3.5 mm), depending on the evaluated layer. The C and N contents were also not higher than 7.69 and 0.56 g kg⁻¹, respectively, values found in the 20-year regeneration area. The secondary forest increased CEC between 30 and 60% depending on the soil depth, in the time between two and twenty years of regeneration. Overall, regeneration improved CEC, C and N contents, and macrofauna diversity and evenness, thus indicating benefits in nutrient and carbon storage capacity and support and habitat for soil biota. The burning of the 20-year forest, although it immediately increased pH and nutrient availability in the surface layer of the soil, degraded the other soil functions, causing damage to soil and ecosystem multifunctionality, and thus negatively affecting soil health. In light of these results, it is concluded that natural regeneration of Amazonian forests gradually increases soil health, while a new burn of the secondary forest signifies serious damages to soil functioning and the ecosystem.

Keywords: Functions of soil. Sandy soils. Environmental recovery. Soil attributes

3.1. Introdução

A Amazônia abrange uma área de 7 milhões de km², o que corresponde a 40% da América do Sul e 67% das florestas tropicais do mundo (BARROSO; MELLO, 2021). Ela abriga metade das espécies terrestres do planeta, a maior bacia hidrográfica do mundo, cerca de 40 mil espécies de plantas e um valioso estoque de minerais (COSTA; ALVES, 2018; DRAPER *et al.*, 2021), além de ter um papel fundamental na regulação do clima global (ARTAXO, 2019). Entretanto, é uma região que, historicamente, tem sido desmatada e passa por processos destrutivos de exploração, fruto da falta de planejamento e fiscalização adequada. As principais atividades que contribuem para essa situação são agropecuária, mineração e extração de madeira (MONTALVÁN-BURBANO *et al.*, 2021). Essas atividades causam danos de perda da biodiversidade no ecossistema e no solo (SOUSA *et al.*, 2020).

Os solos da região amazônica naturalmente apresentam alto grau de intemperismo, o que resulta em baixa fertilidade e altos valores de acidez (SOUSA *et al.*, 2020). Nesses solos, a matéria orgânica desempenha um papel crucial no armazenamento e disponibilização dos nutrientes, além de prover capacidade de retenção água (KLEIN; KLEIN, 2015), exercendo um papel primordial para a sustentabilidade do ecossistema. A importância da matéria orgânica se intensifica especialmente em solos extremamente arenosos (*i.e.*, areia > 85%) com baixa capacidade de armazenamento de água e nutrientes em seus minerais (CORDEIRO *et al.*, 2022). Há estimativas que tais solos arenosos ocupem aproximadamente de 5% da área da Amazônia (ADENEY *et al.*, 2016). No entanto, a área pode estar subestimada porque a quantificação foi feita apenas por imagens de satélite, que não contabilizam solos sob florestas, onde texturas arenosas são comuns em áreas planas e de baixada (CORDEIRO *et al.*, 2016). Portanto, considerando que o desmatamento na Amazônia, seguido de práticas agrícolas degenerativas, causa perda de matéria orgânica e nutrientes no solo, os processos de degradação física, química e biológica (COMTE *et al.*, 2012) podem ser bem mais intensos e severos quando se trata de solos arenosos.

Segundo o MAPBIOMAS (2022), em 2019, cerca de 4% (13Mha) da vegetação nativa da Amazônia era composta por florestas secundárias. A maioria dessas florestas está em processo de regeneração após o abandono de áreas agrícolas exauridas de nutrientes. Por esse motivo, as novas florestas desempenham um papel fundamental na mitigação dos impactos causados pelo desmatamento no ecossistema e na degradação do solo, uma vez que ajudam a restaurar a biodiversidade, recuperar as propriedades do solo, regular o clima e mitigar as emissões de gases de efeito estufa, pois sequestram carbono ao longo do tempo (CICCARESE;

MATTSSON; PETTENELLA, 2012; POWERS; MARÍN-SPIOTTA, 2017; RAIHAN *et al.*, 2018; VAN DER SANDE *et al.*, 2023). Portanto, a regeneração da floresta pode ser uma estratégia eficaz para regenerar a fertilidade e a saúde do solo em áreas previamente afetadas por queimadas e agricultura degenerativa. Isso acontece porque aumenta os teores de carbono e nitrogênio, reduz a acidez e melhora a estrutura física do solo, além de aumentar a diversidade e atividade biológica (HO; WASLI; PERUMAL, 2019).

No Brasil, a maioria dos estudos sobre regeneração florestal se concentra na dinâmica das florestas secundárias acima do solo e estuda pouco a saúde dos solos. Uma das razões é que na dinâmica das florestas acima do solo as variáveis são facilmente mensuráveis e não destrutivas como exemplo a obtenção de dados por meio de inventário de campo e de sensoriamento remoto (GALVÃO *et al.*, 2015; KETTERINGS *et al.*, 2001; RÉJOU-MÉCHAIN *et al.*, 2019; YANG *et al.*, 2020). Por exemplo, ao realizar uma busca rápida na base de pesquisa Scopus com os termos [*“soil health” or “soil quality”*] and [*“secondary forest” or “forest regeneration” or “forest restoration”*] and *“Amazon”*) até a data de 10/03/2023 retornou apenas 19 documentos (Tabela Suplementar 2). Esse baixo volume de publicações, em um bioma de área gigante, demonstra que a essência em regenerar o solo, que é restaurar a sua saúde tem sido praticamente ignorada nos estudos de restauração ecológica das florestas da Amazônia.

Saúde do solo é um conceito dinâmico que inclui a capacidade do solo de sustentar a vida vegetal e animal, proteger a biodiversidade, regular os ciclos de nutrientes e carbono, e fornecer serviços ecossistêmicos importantes para os seres humanos (LEHMANN *et al.*, 2020) Estudar a saúde do solo em áreas de regeneração natural é importante para entender como o solo provém suporte ao crescimento e desenvolvimento da vegetação, biodiversidade, funcionamento dos ciclos biogeoquímicos, mitigação da mudança climática e outras funções essenciais à sustentabilidade do ecossistema (TEIXEIRA *et al.*, 2020). Portanto, uma avaliação que respeite a essência da saúde de um solo deve integrar ambos indicadores dos grupos químico, físico e biológico em uma abordagem que represente um robusto conjunto de funções do solo no ecossistema que ele se encontra (LEHMANN *et al.*, 2020; RINOT *et al.*, 2019; SIMON *et al.*, 2022). Desta forma, dos 19 documentos acima recuperados na base Scopus, apenas Bomfim *et al.* (2020) e Rousseau *et al.* (2022) fizeram algum tipo de integração entre os grupos de indicadores (*e.g.*, análise de componentes principais), mas nenhum estudo estimou índices para as funções do solo ou mesmo a avaliou holisticamente a saúde do solo contendo a integração dos três grupos (*i.e.*, químico, físico e biológico). Portanto, a saúde do solo que é

fundamental para regeneração da floresta e sua posterior autoperpetuação, permanece uma lacuna nos estudos do bioma Amazônia.

Os indicadores de saúde do solo devem sozinhos ou combinados representarem funções e serem sensíveis às mudanças devido ao manejo (BÜNEMANN *et al.*, 2018) ou ao tempo de restauração ecológica natural, neste caso. Essas propriedades permitem entender, por exemplo, a capacidade de armazenar água, nutrientes e carbono orgânico, bem como garantir a infiltração de água e aeração, além sustentar a atividade da microbiota do solo e dar suporte ao crescimento das plantas (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016; JAKOVAC *et al.*, 2021; MENTA; REMELLI, 2020; PHOGAT; TOMAR; DAHIYA, 2015). Particularmente, o estudo de saúde do solo selecionou e integrou um grupo de treze indicadores, contemplando os químicos (N, P, K, Ca, Mg e capacidade de troca de cátions [CTC]), físicos (densidade do solo [Ds], diâmetro médio ponderado [DMP] e diâmetro médio geométrico [DMG]) e biológicos (teor de C e N, além da diversidade e equabilidade da macrofauna [Fdiv e Feq]) que estão entre os mais utilizados para representar as funções do solo em avaliações de saúde do solo no Brasil (DE MEDEIROS *et al.*, 2017; SIMON *et al.*, 2022).

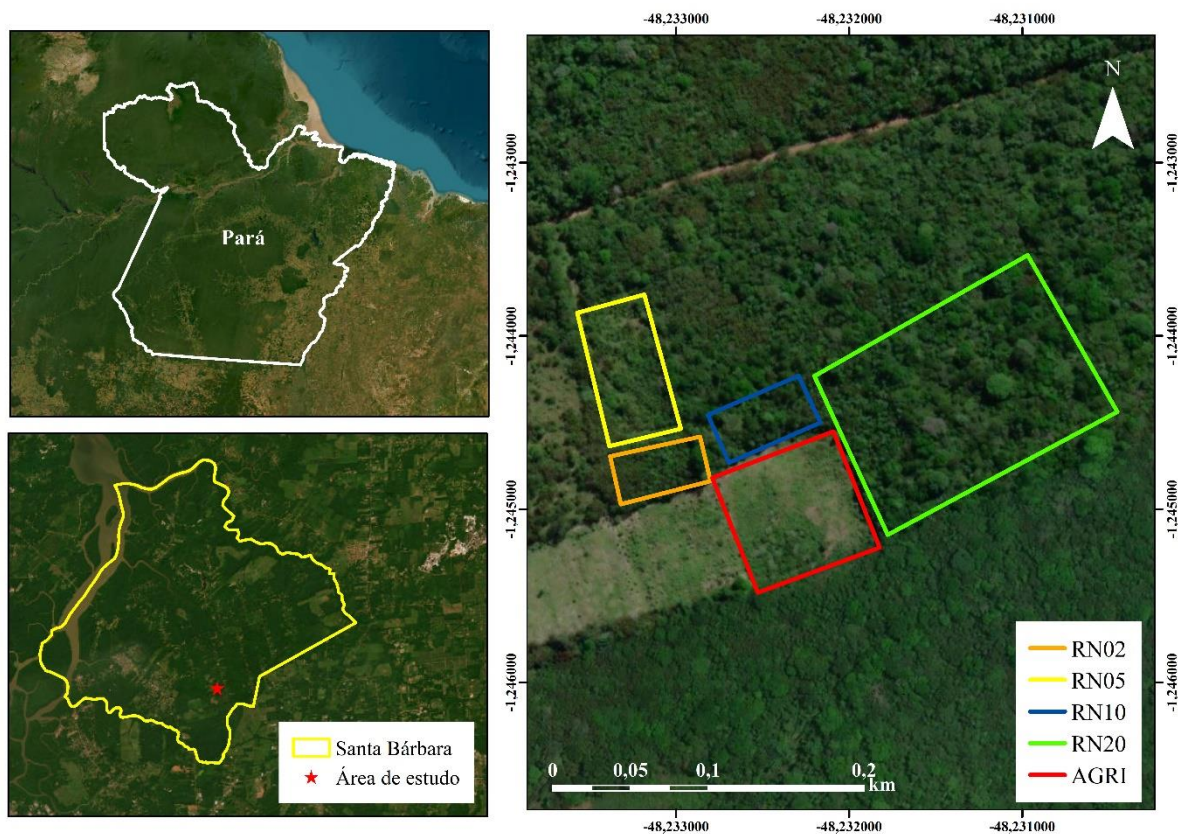
Diante do exposto, este capítulo analisou variáveis químicas, físicas e biológicas do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40cm com o objetivo de avaliar os efeitos da regeneração natural e da queimada nestas propriedades, de forma individual e integrada, representando a evolução das funções e saúde do solo ao longo do tempo. Para isso, foi conduzida uma amostragem à campo de florestas contíguas em processo de regeneração natural com dois, cinco, dez e vinte anos de idade, além de quantificar o impacto da queimada da floresta mais velha de vinte anos. Para a avaliação das funções e saúde do solo, o conjunto produzido de dados representou sete funções: suporte ao crescimento radicular de plantas, capacidade de resistir aos processos erosivos, regulação da acidez do solo, disponibilidade de nutrientes, armazenamento de nutrientes, armazenamento de carbono e sustento da atividade biológica, e, habitat para a biota do solo. As perguntas científicas do estudo foram: (i) Como a regeneração natural de florestas secundárias em áreas agrícolas abandonadas na Amazônia influencia as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo? (ii) Considerando uma avaliação integrada de indicadores, a regeneração da floresta promove melhorias nas funções e saúde do solo ao longo da cronossequência de dois a vinte anos após o abandono da área? (iii) A queima da floresta secundária causa perdas imediatas na multifuncionalidade do solo?

3.2. Materiais e Métodos

3.2.1. Local de estudo e delineamento experimental

A área de estudo está localizada no “Assentamento Abril Vermelho” (1° 14’ 44.36” S e 48° 14’ 6.77” O), no município de Santa Bárbara do Pará, na Mesorregião Metropolitana de Belém no estado do Pará (Figura 8). O clima da região é classificado segundo Köppen-Geiger como Af, com temperatura média anual de 26°C, precipitação entre 2.200 e 3.000 mm (ALVARES *et al.*, 2013). A vegetação original era representada predominantemente por floresta ombrófila densa aluvial e floresta ombrófila densa das terras baixas. O solo da propriedade é classificado como Latossolo Amarelo Distrófico (POLIDORO *et al.*, 2021) e o relevo é plano, fazendo parte do planalto rebaixado da Amazônia (SANTOS; JARDIM, 2006).

Figura 8 – Mapa de localização da área de estudo no município de Santa Barbara do Pará (PA)



Fonte: Imagens obtidas do Google Earth em 04/03/2023 da data de julho de 2021. Elaborado pela Autora.

A propriedade fazia parte de um monocultivo de dendê que foi descontinuado e atualmente pertence a uma família de pequenos agricultores que realizam o plantio de mandioca para a venda. As áreas avaliadas formam uma cronossequência (Figura 9) que apresenta a

mesma classe de solo, compreendendo: três áreas de regeneração natural com diferentes idades a partir do abandono após o esgotamento do solo pelo plantio de mandioca (RN02, RN05, RN10), uma área de floresta secundária formada por regeneração natural após a final do monocultivo de dendê (RN20) e uma área de 20 anos de regeneração que havia passado pelo processo de corte e queima da vegetação para a implantação de mandioca (AGRI) (Figura 10).

Figura 9 – Histórico de uso do solo das áreas em estudo

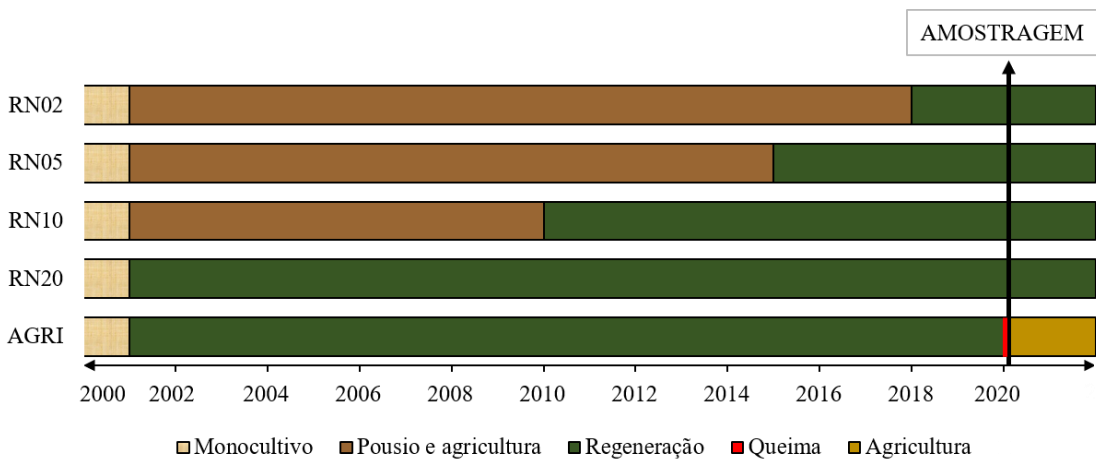
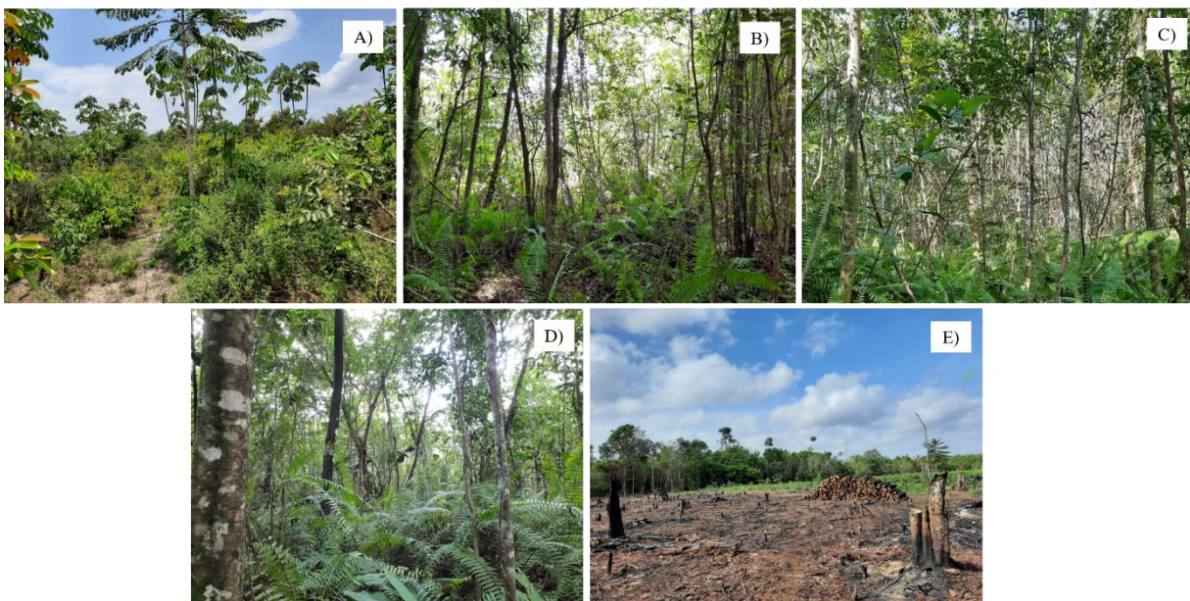


Figura 10 – Áreas de regeneração natural de floresta amazônica após abandono com idade de dois anos (A), cinco anos (B), dez anos (C) e vinte anos (D) e uma área de agricultura (E) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos avaliadas



Fonte: Autora.

Em cada uma das áreas foram instaladas 5 parcelas (10 x 20 m) e realizou-se a coleta de amostras de solo com estrutura deformada e indeformada e macrofauna de invertebrados do solo.

3.2.2. Coleta e preparo das amostras de solo

O solo foi amostrado nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Foram obtidas uma amostra de cada camada por parcela (n=5) para cobrir a variação espacial de cada sistema avaliado. As amostras foram coletadas com o auxílio de um trado holandês em três pontos por parcela, que posteriormente foram homogeneizadas para formar uma amostra composta. Após a coleta, estas foram transportadas para o Laboratório de Gênese e Morfologia do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia (Belém, Pará), onde foram destorroadas, secas ao ar e peneiradas a 2 mm, obtendo-se assim a terra fina seca ao ar (TFSA) para posteriores análises químicas e granulométricas.

As amostras indeformadas foram coletadas de três formas: 1) anéis volumétricos de aço inox de 100 cm³ para mensuração da densidade do solo; 2) monólitos de 25 x 25 cm em cada profundidade estudada para análise de estabilidade e gênese dos agregados; 3) blocos de terra de 25 x 25 cm em cada profundidade para coleta e identificação da macrofauna seguindo a metodologia Tropical Soil Biology and Fertility - TSBF (CORREIA e OLIVEIRA, 2000).

3.2.3. Análises do solo

3.2.3.1. Propriedades químicas

As análises químicas do solo foram realizadas Laboratório de Análises Químicas do Solo – ESALQ/USP como descritas por Raij *et al.*, (2001). O pH foi determinado em CaCl₂ (0,01 mol L⁻¹). O fósforo (P) foi extraído com resina trocadora de íons e determinado pelo método colorimétrico. O potássio (K) foi extraído com resina trocadora de íons e determinado com espectrofotômetro de emissão atômica. Cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extraídos com resina trocadora de íons e determinação em espectrofotômetro de absorção atômica. Acidez potencial (H+Al) foi determinado por extração com solução tampão SMP. Adicionalmente, o teor total de N foi quantificado em amostras de solo previamente maceradas e passadas por peneira de 60 mesh, utilizando um analisador elementar LECO (TruSpec CHNS Micro) por combustão a seco, no Laboratório de ciclagem de nutrientes do CENA-USP Piracicaba (SP)

3.2.3.2. Propriedades físicas

Granulometria

A análise granulométrica foi realizada no Laboratório de Análises Químicas do Solo – ESALQ/USP através da dispersão química, utilizando-se o método do densímetro (EMBRAPA *et al.*, 2017) para separar e quantificar as frações areia, silte e argila.

Densidade

Os anéis volumétricos foram levados para secar em estufa à 105°C por 72 horas para a obtenção da massa seca. Para a determinação da densidade do solo, foi utilizando o método da EMBRAPA *et al.* (2017), que utiliza o peso da massa seca e o volume do cilindro utilizado para a coleta do solo na seguinte equação:

$$D_s = \frac{m_a}{V}$$

Onde: D_s = densidade do solo (g cm^{-3}), m_a = massa do solo seco (g), V = volume do cilindro (cm^3).

Estabilidade de agregados no solo

Para tal determinação foi utilizada a metodologia da EMBRAPA *et al.* (2017). Na tamisação vertical via úmida, foi utilizada uma subamostra de 50g, que foi desagregada manualmente a partir de pontos de fraqueza de modo que o volume total da amostra fosse fracionado para transpassar a peneira de 9,52 mm de abertura de malha, em seguida foram umedecidas por capilaridade até a sua saturação. As subamostras foram passadas para um conjunto de peneiras de 4,76 mm; 2,00 mm; 1,00 mm; 0,50 mm e 0,25 mm de abertura de malha, acopladas a um agitador com oscilação vertical (Yoder). A água cobriu até a metade da peneira superior, para evitar que durante a agitação (15 minutos) a água entrasse por cima da peneira e formasse um turbilhão, o que faria a amostra sair das peneiras.

Após este processo, as peneiras foram retiradas do oscilador vertical e o material retido em cada malha foi transferido individualmente com o auxílio de jatos d'água para placas de Petri previamente pesadas. As placas com o solo permaneceram em estufa de circulação de ar, à 105°C, até que a sua massa estabilizasse. A massa seca de cada classe de agregados foi

utilizada para o cálculo do DMP e DMG (KEMPER; ROSENAU, 1986) de acordo com as seguintes fórmulas:

$$DMP = \sum X_i W_i$$

Onde: DMP = Diâmetro Médio Ponderado (mm); \sum = somatório; X_i = diâmetro médio de cada classe, por via úmida, em mm; W_i = proporção de agregados em cada classe/peneira por via úmida, em %.

$$DMG = \exp \left[\frac{\sum W_i \log X_i}{\sum W_i} \right]$$

Onde: DMG = Diâmetro Médio Geométrico (mm); $\sum W_i$ = peso total da amostra; W_i = peso de agregados (g) dentro de uma classe de agregados de diâmetro médio X_i .

3.2.3.3. Propriedades biológicas

Teores e estoques de carbono

Para a determinação dos teores de C, foi retirada uma alíquota de aproximadamente 5g da TFSA para ser moída e peneirada em malha de 60 mesh. As concentrações de C total foram quantificadas com o auxílio de um analisador elementar LECO (TruSpec CHNS Micro) por combustão a seco, no Laboratório de ciclagem de nutrientes do CENA-USP Piracicaba (SP).

Macrofauna de invertebrados do solo

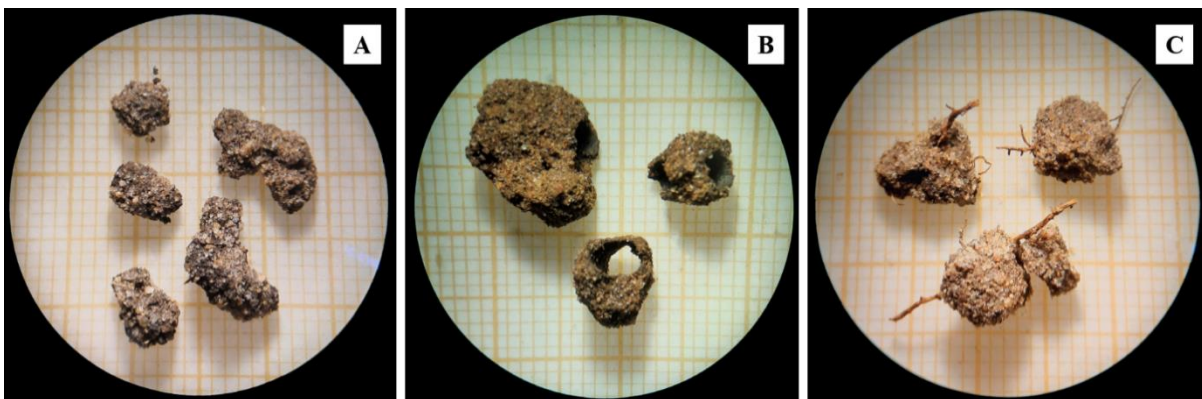
Para a triagem dos elementos da macrofauna, o conteúdo dos frascos obtido no campo foi transferido para uma placa de petri para a classificação em categorias taxonômicas utilizando um microscópio estereoscópio e pinças apropriadas. Após a triagem e separação dos indivíduos pela sua categoria taxonômica foram feitas a contagem de cada categoria. Esta análise foi realizada no Laboratório de Gênese e Morfologia do Solo da Universidade Federal Rural da Amazônia (Belém, Pará).

Após isso, os indivíduos da macrofauna foram classificados em grupos funcionais. Esses grupos compartilham características como por exemplo modos de alimentação, ecofisiologia, micro-habitat (POTAPOV *et al.*, 2022) e foram os seguintes: (i) engenheiro do ecossistema, (ii) detritívoro, (iii) predador, (iv) onívoro e (v) herbívoro. Maiores detalhes desta classificação estão apresentados na Tabela Suplementar 3.

Agregação biogênica

As amostras de blocos indeformados de 25 x 25 cm foram passadas em um conjunto de peneiras de malha 9,5 mm, 8,00 mm, 4,0 mm e 2 mm para a obtenção dos agregados que foram utilizados para a separação por via de formação pedogênica. Os agregados biogênicos foram identificados um a um com o auxílio de um microscópio estereoscópio. Tais agregados apresentaram como principais características o formato arredondado e cor mais escura que o restante do solo, quando relacionados a macrofauna do solo e associadas à raízes (Figura 11) (LOSS *et al.*, 2014; VELASQUEZ *et al.*, 2007).

Figura 11 – Características visuais dos agregados que indicam sua formação biogênica: (A) formato arredondado e cor mais escura que o restante do solo; (B) relacionados a atividade da macrofauna do solo; (C) associados à raízes



Fonte: Autora.

3.2.4. Seleção de atributos e avaliação das funções e saúde do solo

Seguindo a literatura prévia sobre avaliações da saúde do solo (*e.g.*, Rinot *et al.*, 2019; Lehman *et al.*, 2020; Simon *et al.*, 2022) foram selecionados atributos indicadores para representar sete funções críticas do solo: f(i) suporte ao crescimento radicular de plantas; f(ii) capacidade de resistir aos processos erosivos; f(iii) regulação da acidez do solo; f(iv) disponibilidade de nutrientes; f(v) armazenamento de nutrientes; f(vi) armazenamento de carbono e sustento da atividade biológica; e, f(vii) habitat para a biota do solo. O conjunto de indicadores utilizados abraçou propriedades físicas (Ds, e DMP e DMG dos agregados), químicas (pH, N, P, K, Ca, Mg) e biológicas (C, e diversidade e equabilidade da macrofauna) para determinar como múltiplas funções responderam à idade da regeneração florestal, bem como instantaneamente à queima da floresta secundária avaliada em estágio mais avançado de restauração.

Os indicadores selecionados foram usados para representar as funções do solo da seguinte forma: (i) a Ds equilibrada é fundamental para dar suporte ao crescimento de raízes, e portanto das plantas; (ii) o DMP e DMG são medidas da estabilidade de agregados à perturbação física da água, e portanto representam a capacidade do solo de resistir a processos erosivos; (iii) o pH revela possíveis restrições de acidez do solo para a absorção de nutrientes pelas plantas ou sobrevivência microbiana do solo; (iv) N, P, K, Ca e Mg são bons indicadores da disponibilidade de nutrientes no solo; (v) a CTC quantifica o potencial de armazenamento de nutrientes, que pode ser liberada de forma mais gradual no processo de ciclagem; (vi) o C do solo funciona como uma interface de múltiplos processos no solo, mas principalmente sustenta a diversidade funcional da biota do solo, além de seu armazenamento no solo ser um serviço ecossistêmico fundamental em tempos de combate às mudanças climáticas; e, (vii) a diversidade e equabilidade da macrofauna conjuntamente são eficientes indicadores de habitat para a biota, sendo que estes organismos mediam a ciclagem de nutrientes, a estruturação dos solos, dentre outros processos biogeoquímicos no solo (CARDOSO *et al.*, 2013).

Em um primeiro passo foi realizada uma análise de componentes principais e uma correlação de Spearman entre os indicadores de saúde do solo selecionados no intuito de entender como estas propriedades do solo estavam inter-relacionadas e com quais áreas tais atributos mais se associavam. Para estas análises foi considerada a dinâmica superficial (camada de 0-10 cm) independentemente da subsuperficial (camada de 10-40 cm) do solo. Em um próximo passo foi realizada uma transformação e ranqueamento dos indicadores de saúde do solo em ordem ascendente ou descendente conforme descrito por Rinot *et al.* (2019) dependendo se o valor mais alto foi declarado “bom” ou “ruim” para o funcionamento do solo. O DMP, DMG, pH, N, P, K, Ca, Mg, CTC, C, diversidade e equabilidade da macrofauna foram incluídos na abordagem de “mais é melhor”, onde cada observação foi dividida pelo maior valor observado no “*dataset*”. Portanto, o maior valor observado recebeu um escore de 1. A Ds foi o único indicador da abordagem “menos é melhor”, onde o menor valor observado foi dividido por cada observação.

Finalmente, os scores obtidos para cada observação dos indicadores foram integrados para representar as funções do solo acima descritas. Para isso foi utilizada uma integração aditiva ponderada onde alguns atributos tiveram uma influência maior que outros na geração de índices para as funções, dependendo da combinação para representar a função. A integração e pesos para os cálculos estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Modelo* do quadro de indicadores de saúde do solo para desenvolver índices para múltiplas funções do solo

Funções do solo	Peso (I)	Indicadores	Peso (II)
Suporte ao crescimento radicular	1,0	Ds	1,0
Estabilidade estrutural para resistir à erosão	1,0	DMP	0,5
		DMG	0,5
Regulação da acidez do solo	1,0	pH	1,0
		N	0,2
		P	0,2
		K	0,2
Disponibilidade de nutrientes	1,0	Ca	0,2
		Mg	0,2
		CTC	1,0
		C	1,0
Armazenamento de C e sustento da atividade biológica	1,0	Fdiv	0,5
Habitat para a biota	1,0	Feq	0,5

*Estrutura adaptada de estudos anteriores (Cherubin *et al.*, 2016; Bünemann *et al.*, 2018; Rinot *et al.*, 2019; Simon *et al.*, 2022). Ds: densidade do solo, DMP: diâmetro médio ponderado de agregados, DMG: diâmetro médio geométrico de agregados, pH: acidez ativa em água, N: nitrogênio total, P: fósforo disponível, K: potássio disponível, Ca: cálcio trocável, Mg: magnésio trocável, CTC: capacidade de troca de cátions, C: carbono total, Fdiv: diversidade da macrofauna e Feq: equabilidade da macrofauna.

3.2.5. Análise dos dados

Os dados foram analisados utilizando o software *RStudio* 2022.07.2 + 576, no qual foram submetidos ao teste Shapiro-Wilk de normalidade dos dados e ao teste de homogeneidade dos resíduos de Bartlett. Quando necessário, os dados foram normalizados utilizando a transformação de Box-Cox (BOX e COX, 1964). Com as pressuposições para a ANOVA atendidas, as médias foram comparadas entre si a 5% de significância e realizado o teste de Tukey ($p < 0,05$). Para a análise dos dados da macrofauna, usou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis + post-hoc Bonferroni para a comparação das médias.

3.3. Resultados e Discussão

3.3.1. Propriedades químicas do solo

Os resultados das propriedades químicas do solo estão apresentados na Tabela 6. O pH do solo foi ácido em todas as áreas, variando de 3,8 a 4,5, sendo os valores menos ácidos encontrados na camada de 0-10 cm da área recentemente queimada. Portanto, a queima da biomassa aumentou temporariamente a disponibilidade de nutrientes no solo adjacente à superfície (*i.e.*, às cinzas recentemente depositadas), devido à formação de compostos alcalinos como os carbonatos (AGBESHIE *et al.*, 2022; AGUS *et al.*, 2020), que parcialmente neutralizaram a acidez, aumentando o pH. Em solos arenosos, a adição de cinzas aumenta a

disponibilidade dos nutrientes como cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) que são solúveis em água (FUREY; TILMAN, 2021), o que refletiu na maior soma de bases (SB) após a queima da vegetação secundária. As concentrações no solo de fósforo, potássio, cálcio e magnésio aumentaram entre 2 e 5 vezes na camada 0-10 cm imediatamente após a queimada da floresta de vinte anos. Os estudos da literatura têm mostrado que esses aumentos de nutrientes após a queimada são efêmeros, e que com o tempo são perdidos nas áreas agrícolas não adubadas, alcançando níveis muito mais baixos das concentrações prévias no solo da floresta. Por exemplo, Kayser e Isselstein, (2005) encontraram perda de aproximadamente 90% do potássio no solo, pois este nutriente é facilmente lixiviado, principalmente em solos arenosos que tem baixa capacidade de retenção de nutrientes. O aumento momentâneo do fosforo após a queimada normalmente ocorre com o aumento do pH que favorece a disponibilização deste nutriente na forma de fosfatos e outros compostos inorgânicos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2022; GAY-DES-COMBES *et al.*, 2017). Entretanto, o fósforo presente nas cinzas ainda fica suscetível às perdas por processos erosivos devido a exposição do solo às enxurradas se este não estiver protegido pela cobertura florestal (FLORES *et al.*, 2020).

A soma de bases é uma medida importante da fertilidade do solo, pois esses cátions são essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas e ajudam na capacidade do solo em neutralizar a acidez (MARTINSEN *et al.*, 2015). No estudo, houve aumento das bases na camada de 0-10 cm após a queima, mesmo os valores permanecendo muito baixos ($< 3,8 \text{ mmolc dm}^{-3}$), limitação devido à textura arenosa do solo. No entanto, nas camadas inferiores à 10 cm, a soma das bases foi ainda menor e não foram encontradas diferenças entre as áreas. Enquanto isso, acidez potencial e CTC reduziram os seus valores após a queima. É importante ressaltar que o aumento do pH geralmente não é permanente, pois a alcalinização da cinza é dissipada ao longo do tempo pela lixiviação (CERTINI, 2005). Portanto, a disponibilidade de nutrientes (soma das bases) provavelmente é temporária e diminuirá com o tempo seja pela agricultura extrativista, seja por processos de perdas potencializados pela exposição do solo arenoso.

Durante a regeneração da floresta, o aporte de matéria orgânica ao solo pode ser abundante e de qualidade (devido a diversidade de espécies arbóreas), incrementando a produção de ácidos orgânicos pelos microrganismos, o que também contribui para a diminuição do pH e aumento da acidez potencial (H+Al) do solo (ADELEKE; NWANGBURUKA; OBOIRIEN, 2017). Assim, com o aumento na idade da regeneração, ocorreu redução do pH e aumento do H+Al. Na camada de 0-10 cm também ocorreu um aumento do fósforo (31,68%), do cálcio (69,23%) e do magnésio (40,00%) imediatamente após a queima da floresta de vinte anos. Entretanto, outro resultado interessante foi que até cinco anos de idade da floresta esses

nutrientes tenderam a diminuir ainda mais a sua disponibilidade nesta camada, havendo certa estabilização após esta idade, principalmente para o fósforo. Resultados de dinâmica análoga já foram encontrados em outros estudos de cronossequências de florestas (BRASIL NETO *et al.*, 2021; DO VALE *et al.*, 2015). O cálcio apresenta baixa mobilidade no tecido vegetal (TANG; LUAN, 2017) e está associado à lignificação e à constituição das paredes celulares e por isso grande parte deste nutriente é imobilizado no dossel das árvores da regeneração florestal (ALMEIDA *et al.*, 2019), o que pode reduzir sua disponibilidade no solo nos primeiros anos de crescimento da floresta secundária. À medida a nova floresta cresce, os nutrientes podem ser consumidos mais rapidamente do que são repostos, como ocorre com o magnésio, uma vez que esse nutriente não possui relação linear com a taxa de decomposição em fases iniciais da regeneração (VIERA; SCHUMACHER; ARAÚJO, 2014).

Embora a floresta reduziu a disponibilidade de alguns nutrientes ao longo dos primeiros anos de regeneração natural, ela aumentou significativamente a capacidade de troca catiônica (CTC). A CTC de solos tropicais, mais intensivamente para os arenosos, está diretamente associada ao aumento de matéria orgânica, principalmente nas frações mais transformadas e de maior área específica as quais provém CTC ao solo (COTRUFO *et al.*, 2013; LAVELLE *et al.*, 2020). Neste sentido, o contínuo aporte de material orgânico sob floresta secundária, seguido por uma decomposição saudável e biologicamente equilibrada sob proteção do dossel vegetal, pode ter resultado em maiores teores de frações associadas aos minerais do solo. Estas frações, além de aumentar a CTC são cruciais para a estruturação física e sequestro de carbono nos solos tropicais.

Tabela 6 – Propriedades químicas do solo em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

Área	pH	P	K	Ca	Mg	H+Al	SB	CTC
	$CaCl_2$	$mg\ dm^{-3}$				$mmol_c\ dm^{-3}$		
<i>0-10cm</i>								
RN02	4,3±0,2 ^{ab}	10,1±6,1 ^{ns}	0,05±0,02 ^b	2,6±1,1 ^a	0,5±0,2 ^{ab}	23,7±4,1 ^{bc}	3,1±1,3 ^{ab}	26,8±3,5 ^b
RN05	4,1±0,1 ^{ab}	6,5±0,4 ^{ns}	0,08±0,03 ^b	1,4±0,3 ^{ab}	0,5±0,1 ^{ab}	31,4±4,2 ^{ab}	1,9±0,4 ^{abc}	33,3±4,4 ^{ab}
RN10	3,8±0,0 ^b	6,2±0,2 ^{ns}	0,05±0,02 ^b	0,9±0,2 ^{ab}	0,3±0,0 ^{ab}	26,6±4,3 ^{abc}	1,3±0,2 ^{bc}	27,9±4,3 ^{ab}
RN20	3,8±0,0 ^b	6,9±0,7 ^{ns}	0,09±0,04 ^b	0,8±0,1 ^b	0,3±0,0 ^b	39,3±7,7 ^a	1,2±0,2 ^c	40,5±7,8 ^a
AGRI	4,5±0,3 ^a	14,0±2,7 ^{ns}	0,47±0,11 ^a	2,5±1,0 ^{ab}	0,8±0,3 ^a	16,6±1,6 ^c	3,8±1,4 ^a	20,4±1,3 ^b
<i>10-20 cm</i>								
RN02	4,0±0,1 ^{ns}	5,9±0,6 ^{ns}	0,08±0,02 ^b	1,6±0,6 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	29,4±5,1 ^{ab}	1,9±0,5 ^{ns}	31,3±4,8 ^{ab}
RN05	4,1±0,1 ^{ns}	6,2±0,3 ^{ns}	0,03±0,01 ^b	1,4±0,6 ^{ns}	0,4±0,1 ^{ns}	33,8±3,8 ^{ab}	1,8±0,7 ^{ns}	35,6±3,2 ^{ab}
RN10	3,9±0,0 ^{ns}	5,9±0,1 ^{ns}	0,05±0,02 ^b	0,6±0,0 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	32,6±2,3 ^{ab}	0,8±0,1 ^{ns}	33,4±2,3 ^{ab}
RN20	3,8±0,0 ^{ns}	6,5±0,5 ^{ns}	0,09±0,03 ^b	0,9±0,2 ^{ns}	0,3±0,0 ^{ns}	44,6±6,8 ^a	1,3±0,2 ^{ns}	45,9±6,8 ^a
AGRI	4,1±0,1 ^{ns}	7,3±0,3 ^{ns}	0,24±0,05 ^a	0,6±0,1 ^{ns}	0,3±0,0 ^{ns}	21,0±1,2 ^b	1,1±0,1 ^{ns}	22,1±1,2 ^b
<i>20-40 cm</i>								
RN02	4,1±0,1 ^{ab}	4,7±0,2 ^{ns}	0,01±0,00 ^{ns}	1,0±0,3 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	29,6±3,2 ^{ab}	1,2±0,3 ^{ns}	30,8±3,0 ^{ab}
RN05	4,2±0,1 ^{ab}	3,7±0,1 ^{ns}	0,01±0,00 ^{ns}	1,0±0,3 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	28,2±2,3 ^{ab}	1,2±0,3 ^{ns}	29,4±2,5 ^{ab}
RN10	4,0±0,0 ^b	4,4±0,2 ^{ns}	0,01±0,00 ^{ns}	0,4±0,1 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	31,0±1,9 ^{ab}	0,6±0,1 ^{ns}	31,6±1,9 ^{ab}
RN20	4,2±0,1 ^{ab}	3,9±0,3 ^{ns}	0,02±0,01 ^{ns}	1,3±0,3 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	39,2±4,6 ^a	1,5±0,3 ^{ns}	40,7±4,5 ^a
AGRI	4,5±0,2 ^a	4,3±0,1 ^{ns}	0,09±0,05 ^{ns}	0,4±0,1 ^{ns}	0,2±0,0 ^{ns}	20,8±1,8 ^b	0,6±0,1 ^{ns}	21,4±1,9 ^b

Valores médios ± erro padrão. Comparação de médias entre as áreas de cada profundidade pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n=5$; *ns* = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado. pH $CaCl_2$: potencial de hidrogênio em $CaCl_2$ – acidez ativa; fósforo (P) e potássio (K) disponíveis – resina de troca aniônica; cálcio (Ca), magnésio (Mg); H+Al: acidez potencial; SB: soma das bases; CTC: capacidade de troca catiônica.

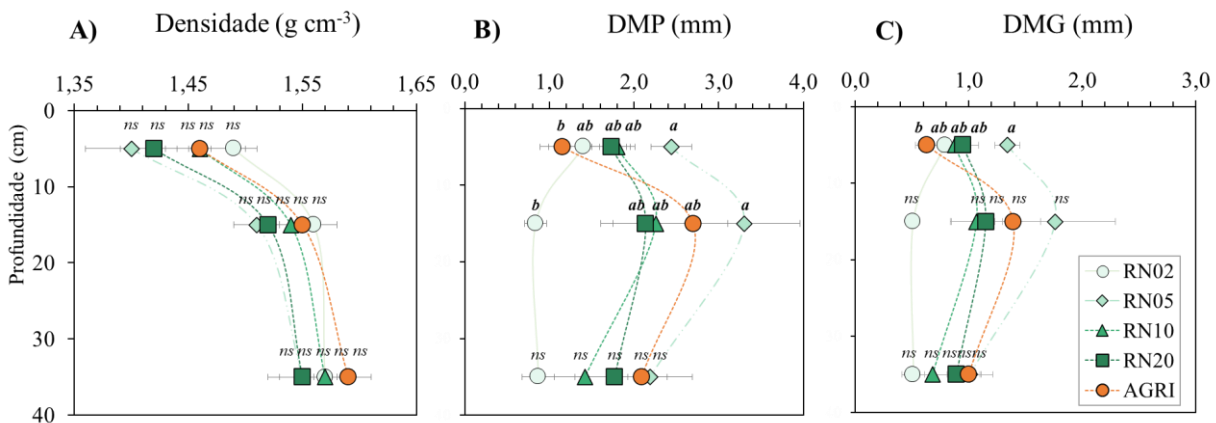
3.3.2. Propriedades físicas do solo

Os resultados de densidade do solo, diâmetro médio ponderando (DMP) e diâmetro médio geométrico (DMG) estão apresentados na Figura 12. Para a densidade do solo não houve diferenças significativas entre as áreas em nenhuma das profundidades estudadas e os valores encontrados estão próximos do limite considerado como crítico ao desenvolvimento de plantas estabelecido Reichert, Reinert e Braida, (2003), que é de $1,6\ g\ cm^{-3}$ para solos arenosos.

Os resultados da análise do diâmetro médio ponderando e do diâmetro médio geométrico dos agregados do solo indicam que a área de regeneração natural de 5 anos apresentou os maiores valores em todas as profundidades analisadas (0-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm). Na camada superficial, a área agrícola apresentou os menores valores nas duas variáveis. Esse contraste na primeira camada se deve ao fato de que o processo de queima e a falta de cobertura do solo afetaram negativamente os agregados em AGRI, resultando em redução no tamanho dos agregados do solo e em uma distribuição mais homogênea dos tamanhos de agregados (IBRAHIMI *et al.*, 2019), o que é agravado pela condição textural do solo desta área, pois solos arenosos possuem alta taxa de decomposição da MO e fraca

agregação das partículas, sendo considerados frágeis (CASTRO; HERNANI, 2015). Essa mudança também pode ser causada pela quebra física dos agregados durante a queima e pela oxidação da matéria orgânica, alterando as propriedades químicas do solo e a sua capacidade de formar agregados, resultando em diminuição do DMP e do DMG (DESROCHERS *et al.*, 2019). As demais áreas em regeneração natural apresentaram valores intermediários, indicando que apesar de variações nem sempre claras ao longo do tempo, todas seguem em direção a área de 20 anos. O avanço da regeneração adiciona carbono ao solo através da maior deposição de matéria orgânica, diminuindo a densidade e aumentando a estabilidade dos agregados (DOU *et al.*, 2020; PEREIRA *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2023).

Figura 12 – Densidade do solo (A), diâmetro médio ponderado (B) e diâmetro médio geométrico (C) do solo nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



Comparação de médias entre as áreas em cada profundidade pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n=5$; ns = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

3.3.3. Propriedades biológicas do solo

Teores de carbono e nitrogênio

Os valores dos teores de C e N e a relação C:N no solo encontram-se na Tabela 7. Os teores de C e N aumentaram em função da idade da regeneração e diminuíram com a queima em todas as profundidades. Devido ao percentual elevado de areia, os solos arenosos possuem menor estabilidade na preservação do carbono do solo, o que pode levar à liberação desse elemento para a atmosfera caso ocorram alterações no solo (MARQUES *et al.*, 2016). A queima da vegetação provocou uma perda de 18,67%, enquanto a regeneração natural aumentou em 11,94% o teor de carbono na camada 0-10 cm do solo. O teor de C encontrado nessa camada

na regeneração natural de 20 anos é próximo ao encontrado por Reis *et al.* (2018) de 8,61 g kg⁻¹ em uma área de capoeira com cerca de 20 anos de regeneração natural e 76,85% de areia. As maiores mudanças no teor de carbono foram observadas na camada de 10 a 20 cm, onde a regeneração natural aumentou em 13,24%, enquanto a queima provocou uma perda de 19,48%.

As maiores mudanças no teor de N ocorreram na primeira camada. Nessa camada, houve o aumento em 14,29% durante o período de 18 anos de regeneração, enquanto a ocorrência uma única queimada diminuiu em 21,43%. Na profundidade 10-20 cm, o incremento foi um pouco menor com o avanço da idade de regeneração no teor de nitrogênio (12,24%), enquanto a área de queimada reduziu 20,00%. As médias dos teores de N neste solo arenoso estão de acordo com os encontrados por Frazão *et al.* (2008) em um Neossolo Quartzarênico no Cerrado Mato-grossense sob diferentes sistemas de manejo, onde os teores também estiveram entre 0,2 e 0,5 g kg⁻¹.

A regeneração florestal tem sido associada ao aumento progressivo da concentração de carbono no solo ao longo do tempo, devido ao acúmulo de serapilheira e à rotação e exsudação de raízes de menor diâmetro na camada superficial do solo, o que amplifica a atividade microbiana e favorece a incorporação e fixação da matéria orgânica no solo (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2018). Por outro lado, em áreas queimadas em solos arenosos, o teor de carbono e nitrogênio no solo pode diminuir devido à perda de matéria orgânica queimada. O fogo pode destruir a biomassa vegetal e, conseqüentemente, reduzir os teores de carbono e nitrogênio do solo (PELLEGRINI *et al.*, 2020). Além disso, a queima deixa o solo mais exposto e vulnerável à erosão, o que pode levar à perda de nutrientes (FRANK *et al.*, 2015).

A relação C:N não apresentou diferença entre as áreas em nenhuma das camadas. Em geral, espera-se que a relação C:N do solo aumente à medida que a floresta envelhece, devido à acumulação de matéria orgânica no solo, o que não ocorreu em nenhuma das camadas. Sugere-se que essa maior relação C:N no início da regeneração, ocorreu devido ao aporte de nitrogênio pelo acúmulo de resíduos da mandioca após o abandono da área, uma vez que existem pesquisas que mostram a presença de bactérias fixadoras de nitrogênio associadas a essa cultura (BALOTA *et al.*, 1999; LEITE *et al.*, 2018). Além disso, a fixação de nitrogênio por leguminosas também é um fator importante na recuperação dos níveis de nitrogênio nas primeiras fases da sucessão, conforme descrito por Chazdon (2012).

Tabela 7 – Teores de carbono (C) e nitrogênio (N) e relação C:N do solo áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

Prof	RN02	RN05	RN10	RN20	AGRI
<i>C (g kg⁻¹)</i>					
0 – 10	6,70±0,55 ^{ab}	7,13±0,36 ^a	5,19±0,27 ^b	7,49±1,29 ^{ab}	6,12±0,38 ^{ab}
10 – 20	6,76±0,42 ^{ab}	7,51±0,31 ^a	5,80±0,75 ^b	7,69±0,99 ^{ab}	6,21±0,21 ^{ab}
20 – 40	5,96±0,33 ^{ns}	5,67±0,25 ^{ns}	5,08±0,13 ^{ns}	6,60±0,91 ^{ns}	5,75±0,19 ^{ns}
<i>N (g kg⁻¹)</i>					
0 – 10	0,49±0,03 ^{ab}	0,51±0,03 ^{ab}	0,38±0,02 ^b	0,56±0,08 ^a	0,44±0,03 ^b
10 – 20	0,49±0,02 ^{ab}	0,53±0,02 ^a	0,39±0,03 ^b	0,55±0,07 ^a	0,44±0,02 ^b
20 – 40	0,37±0,02 ^{ns}	0,34±0,01 ^{ns}	0,32±0,01 ^{ns}	0,41±0,05 ^{ns}	0,35±0,01 ^{ns}
<i>C:N</i>					
0 – 10	13,55±0,32 ^{ns}	14,06±0,25 ^{ns}	13,65±0,24 ^{ns}	13,30±0,38 ^{ns}	13,96±0,19 ^{ns}
10 – 20	13,79±0,22 ^{ns}	14,05±0,29 ^{ns}	14,82±0,86 ^{ns}	13,95±0,34 ^{ns}	14,02±0,33 ^{ns}
20 – 40	16,21±0,40 ^{ns}	16,58±0,45 ^{ns}	15,87±0,42 ^{ns}	15,95±0,47 ^{ns}	16,39±0,41 ^{ns}

Valores médios ± erro padrão. Comparação de médias entre as áreas em cada profundidade pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n=5$; ns = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

Macrofauna

A macrofauna do solo desempenha um papel fundamental na manutenção da saúde do solo, pois transforma e redistribui a matéria orgânica, além de criar macroporos, contribuindo na ciclagem dos nutrientes e na estruturação física do solo (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010). No presente estudo, as categorias taxonômicas da macrofauna que apresentaram as maiores abundâncias relativas no valor total de indivíduos coletados foram *Isoptera* (53%), *Hymenoptera* (27%) e *Oligoqueta* (12%) (Tabela Suplementar 3). Os cupins, formigas e minhocas, das respectivas ordens *Isoptera*, *Hymenoptera* e *Oligoqueta* são conhecidos como engenheiros do ecossistema uma vez que modificam a estrutura do solo e alteram os fluxos biogeoquímicos do solo, portanto exercendo um papel funcional fundamental, principalmente nos solos tropicais (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010). Essas ordens também foram as mais abundantes em estudos científicos anteriores. Por exemplo, um estudo conduzido por Rousseau *et al.* (2014) em que avaliaram áreas de capoeiras de diferentes idades, florestas primárias e áreas de pastagem na Amazônia Oriental e uma avaliação realizada por Serra *et al.* (2021) em florestas com diferentes idades e frequências de desmatamento na Amazônia Oriental nos estados do Maranhão e Pará verificaram que 85% dos indivíduos da macrofauna encontrados faziam parte desses grupos.

A Tabela 8 apresenta os índices ecológicos da fauna do solo para as comunidades estudadas. De uma forma geral não foram verificadas diferenças estatísticas devido à alta

variação amostral de indivíduos da fauna dentro de cada área avaliada. Alta variação na densidade da abundância e diferentes grupos taxonômicos tem sido previamente encontrada, sem haver um padrão claro em resposta à idade da restauração florestal (AMAZONAS *et al.*, 2017). Os autores explicam que a fauna edáfica é impactada negativamente se exposta a um ambiente estressante, com baixos teores de nutrientes, solos compactados e condições instáveis de temperatura e umidade, como é o caso do que eram as áreas agrícolas previamente a regeneração florestal neste estudo. Segundo os autores a disponibilidade dos recursos para a atividade da macrofauna sob a regeneração florestal apresenta grande variabilidade nos primeiros anos, formando algumas ilhas favoráveis à presença da fauna, e esta heterogeneidade diminui com o avanço da idade do dossel florestal.

Observou-se que o número total de indivíduos por m² foi maior na primeira profundidade avaliada, principalmente nas áreas de florestas de dois e dez anos. Na área de 20 anos a abundância, riqueza e equabilidade de indivíduos foi alta com destaque para a camada de 0-10 cm, enquanto após a queimada esse padrão se inverteu sendo que a área AGRI apresentou maior abundância de indivíduos na camada de 20-40 cm. A perda de abundância na AGRI foi principalmente na camada de 10-20 cm com 94% a menos de indivíduos quando comparado ao da área RN20.

Na camada superficial do solo (0-10 cm), a regeneração natural de floresta entre dois e vinte anos de idade promoveu um aumento de 21,7%, 50,0% e 44,4% nos índices de riqueza de espécies, diversidade e equabilidade da macrofauna, respectivamente. Portanto, o desenvolvimento da floresta melhorou as condições microclima e disponibilidade de substrato devido ao aumento na produção de serapilheira (AMAZONAS *et al.*, 2017) para a atividade da macrofauna do solo ao longo do tempo. Por outro lado, a queima da vegetação causou uma queda de 35,7%, 36,4% e 25,6% nos índices de riqueza, diversidade e equabilidade da macrofauna no perfil do solo avaliado (0-40 cm). A queima da vegetação causa mortalidade e redução populacional dos indivíduos da macrofauna do solo, pois inviabiliza a sua sobrevivência, esgota a disponibilidade de alimento sobre o solo, e afeta negativamente o microclima e a saúde do solo (CERTINI *et al.*, 2021; GONGALSKY *et al.*, 2021).

Tabela 8 – Índices ecológicos da macrofauna do solo nas camadas de 0-10, 10-20, 20-40 e 0-40 cm áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

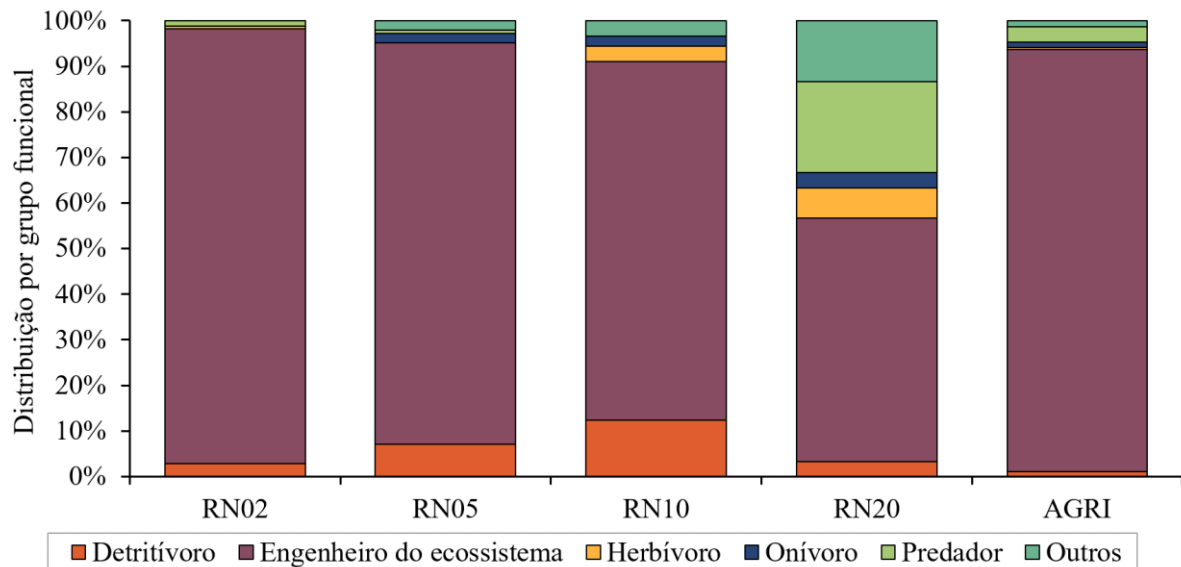
Área	Abundância	Riqueza	Diversidade	Equabilidade
----- m^2 -----				
<i>0-10 cm</i>				
RN02	236,60±127,87 ^{ns}	4,60±1,12 ^{ns}	0,88±0,29 ^{ns}	0,54±0,12 ^{ns}
RN05	143,80±30,27 ^{ns}	4,80±0,73 ^{ns}	1,15±0,13 ^{ns}	0,76±0,02 ^{ns}
RN10	54,20±15,63 ^{ns}	3,20±0,20 ^{ns}	0,89±0,02 ^{ns}	0,78±0,04 ^{ns}
RN20	351,80±146,02 ^{ns}	5,60±0,51 ^{ns}	1,32±0,12 ^{ns}	0,78±0,08 ^{ns}
AGRI	169,40±111,14 ^{ns}	3,60±0,68 ^{ns}	0,84±0,26 ^{ns}	0,58±0,17 ^{ns}
<i>10-20 cm</i>				
RN02	73,40±36,13 ^{ns}	2,20±0,58 ^{ns}	0,32±0,19 ^{ns}	0,26±0,14 ^{ns}
RN05	54,20±12,50 ^{ns}	2,80±0,37 ^{ns}	0,71±0,18 ^{ns}	0,67±0,10 ^{ns}
RN10	28,60±15,17 ^{ns}	1,80±0,37 ^{ns}	0,26±0,16 ^{ns}	0,28±0,14 ^{ns}
RN20	342,20±311,47 ^{ns}	2,40±0,75 ^{ns}	0,34±0,28 ^{ns}	0,26±0,17 ^{ns}
AGRI	19,00±6,61 ^{ns}	1,60±0,24 ^{ns}	0,17±0,09 ^{ns}	0,25±0,13 ^{ns}
<i>20-40 cm</i>				
RN02	153,40±120,02 ^{ns}	2,60±0,75 ^{ns}	0,48±0,28 ^{ns}	0,36±0,19 ^{ns}
RN05	95,80±39,15 ^{ns}	2,60±0,51 ^{ns}	0,47±0,21 ^{ns}	0,40±0,15 ^{ns}
RN10	22,20±6,54 ^{ns}	2,20±0,37 ^{ns}	0,52±0,20 ^{ns}	0,55±0,17 ^{ns}
RN20	524,60±521,35 ^{ns}	1,20±0,20 ^{ns}	0,00±0,00 ^{ns}	0,00±0,00 ^{ns}
AGRI	380,60±345,99 ^{ns}	2,20±0,37 ^{ns}	0,40±0,22 ^{ns}	0,37±0,20 ^{ns}
<i>0-40 cm</i>				
RN02	457,40±162,47 ^{ns}	5,40±1,29 ^{ns}	0,95±0,29 ^{ns}	0,54±0,12 ^{ns}
RN05	287,80±62,16 ^{ns}	5,60±0,40 ^{ns}	1,24±0,04 ^{ns}	0,73±0,03 ^{ns}
RN10	99,00±20,72 ^{ns}	4,20±0,37 ^{ns}	1,12±0,14 ^{ns}	0,77±0,05 ^{ns}
RN20	1212,60±958,57 ^{ns}	6,20±0,66 ^{ns}	1,24±0,25 ^{ns}	0,71±0,15 ^{ns}
AGRI	563,00±340,21 ^{ns}	4,20±0,97 ^{ns}	0,70±0,31 ^{ns}	0,42±0,17 ^{ns}

Valores médios ± erro padrão. Comparação de médias entre as áreas em cada profundidade pelo teste de Kruskal-Wallis + post-hoc Bonferroni ($p < 0,05$); $n=5$; *ns* = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

A classificação da macrofauna do solo em grupos funcionais é uma abordagem comum em ecologia de solos que ajuda a compreender suas interações ecológicas e papéis na decomposição da matéria orgânica, ciclagem de nutrientes e formação da estrutura do solo (MOREIRA; HUISING; BIGNELL, 2010). Como pode ser observado na Figura 13, a maior parte dos indivíduos coletados em todas as áreas na profundidade 0-40 cm são classificados como engenheiros do ecossistema, correspondendo entre 95,43% (AGRI) e 53,33% (RN10) do valor total de indivíduos. O menor valor de engenheiros do ecossistema encontrado na área AGRI pode ter relação com o tipo de substrato remanescente pós queima, uma vez que nem todo material é queimado e vira cinzas, e é mais pobre para os organismos decompositores e o

lento aumento desses indivíduos ao longo do tempo pode estar relacionado com o estabelecimento de novas plantas que melhoram a qualidade da serapilheira (GONGALSKY *et al.*, 2012; MALMSTRÖM *et al.*, 2009). Quando comparadas com áreas onde ocorreram mudanças de cobertura vegetal, as áreas queimadas tem menos impactos na riqueza de espécies de formigas (VASCONCELOS *et al.*, 2008) e cupins (DOSSO *et al.*, 2017). Isso ocorre porque as formigas são mais generalistas em seu nicho alimentar e por isso conseguem sobreviver mesmo em condições pouco favoráveis de alimentação (TUMA; EGGLETON; FAYLE, 2020).

Figura 13 – Distribuição dos indivíduos da macrofauna do solo na camada 0-40 cm de acordo com seus grupos funcionais em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



Gênese dos agregados

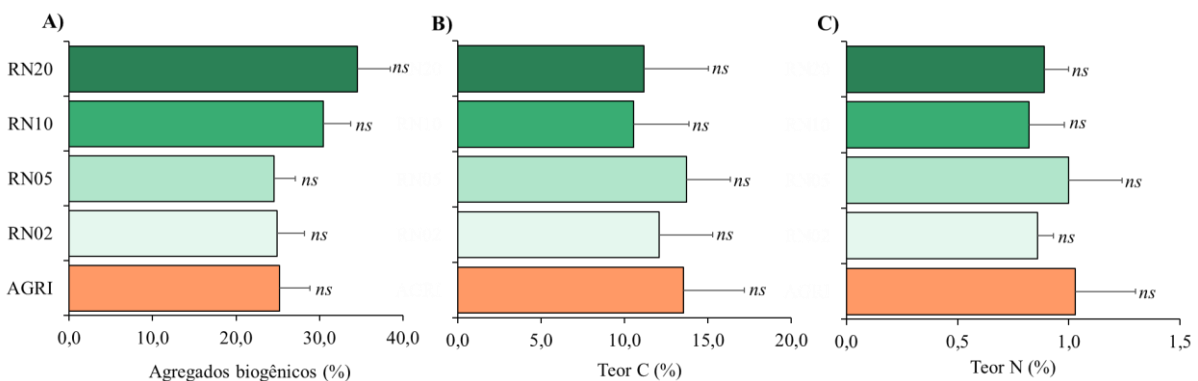
Durante o processo de classificação dos agregados, foi possível somente a identificação de agregados biogênicos, não sendo encontrado material que poderiam ser classificados como “agregados fisiogênicos”. Agregados fisiogênicos são formados por processos de umedecimento e secagem e favorecidos por conteúdos maiores de argila principalmente contendo óxidos de ferro e alumínio (PEREIRA *et al.*, 2021). Considerando que o solo avaliado é extremamente arenoso com teores de areia acima de 85%, resta relativamente pouca argila (Tabela Suplementar 1), desfavorecendo a via fisiogênica. Portanto, nestas condições texturais do solo o presente estudo demonstra que nas áreas avaliadas ou a fauna e as raízes formam

agregados biogênicos do solo, ou não ocorre a formação de agregados, demonstrando a importância da atividade biológica do solo para que a estrutura do solo seja desenvolvida.

Embora sem diferenças estatísticas as áreas de regeneração de 20 e 10 anos tenderam a se destacar, com ao menos 30,4% e 34,6% a mais de massa de agregados biogênicos comparativamente às demais áreas (Figura 14). Silva Neto *et al.* (2016) ao estudarem florestas em regeneração sob solos arenosos, tiveram o maior valor de agregados biogênicos na floresta secundária com estágio mais avançado de desenvolvimento. Fatores como a quantidade e qualidade das frações de matéria orgânica podem influenciar a atividade e a diversidade de organismos do solo que atuam na formação de agregados biogênicos (LAVELLE *et al.*, 2020; LOSS *et al.*, 2014b).

Outro fator primordial da agregação biogênica para além da estruturação do solo nas áreas avaliadas é o potencial de proteger a matéria orgânica e acumular carbono. Na Tabela 7 foi visto que os teores de carbono variaram de 5,1 a 7,5 g kg⁻¹ a depender da área e profundidade avaliados. Nos agregados biogênicos esses teores variaram de 11 a 14 g kg⁻¹. Essa diferença se acentua ainda mais para o nitrogênio. Os agregados biogênicos contiveram pelo menos 50% a mais de nitrogênio do que nas amostras de solo. Desta forma, facilitar a formação de agregados biogênicos em solos extremamente arenosos é uma maneira eficiente de aumentar o sequestro de carbono no solo (PINTO *et al.*, 2023), uma vez que a proteção física da matéria orgânica (MO) dentro dos macroagregados é considerada a forma mais suscetível de estabilização do carbono orgânico. Além disso, é importante destacar que os agregados biogênicos são capazes de criar agregados de maneira mais rápida do que outros processos (RODRÍGUEZ *et al.*, 2021).

Figura 14 – Porcentagem de massa de solo contida em agregados biogênicos (A) e seus teores de carbono (B) e nitrogênio (C) na camada 0-10 cm em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

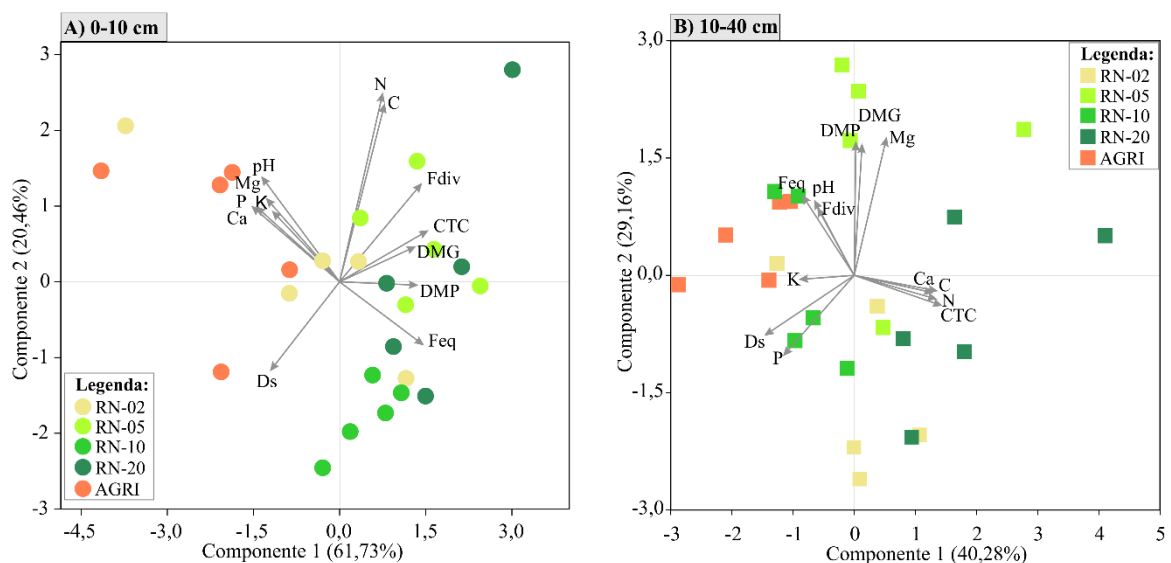


Valores médios \pm erro padrão. Comparação de médias entre as áreas em cada profundidade pelo teste de TUKEY ($p < 0,05$); $n = 5$; *ns* = as médias não foram significativas com relação ao p-valor avaliado.

3.3.4. Saúde do solo

Os dois primeiros componentes principais na profundidade 0-10 cm (Figura 15A) foram responsáveis por 82,19% da variação total sobre os indicadores de saúde do solo. Verifica-se que a Análise de Componentes Principais (ACP) nesta camada categorizou em grupos distintos a área de agricultura e a floresta de 20 anos, enquanto as outras áreas de regeneração foram posicionadas em uma posição intermediária, indicando sua tendência em direção à regeneração mais antiga. A área de agricultura possivelmente se separou floresta mais velha pelo efeito da derrubada e queima da vegetação, impactando negativamente a maioria dos indicadores de saúde do solo, mas favorecendo a disponibilidade de nutrientes provindo da queima da biomassa vegetal. Na ACP foi observada uma associação entre as áreas de regeneração florestal com vários indicadores químicos (nitrogênio total [N] e capacidade de troca de cátions [CTC]), físicos (diâmetro médio geométrico de agregados [DMG] e diâmetro médio ponderado de agregados [DMP]) e biológicos (carbono total [C], e diversidade e equabilidade da macrofauna). Por outro lado, as propriedades químicas que indicam a disponibilidade de nutrientes (Ca, P, K, Mg e pH) e o aumento da densidade do solo (Ds), o que representa declínio no suporte ao crescimento de plantas, estiveram associadas com as áreas de agricultura e de dois anos de regeneração.

Figura 15 – Análise de componentes principais de indicadores de saúde do solo nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-40 cm (B) em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



As propriedades do solo selecionadas foram: Ds: densidade do solo, DMP: diâmetro médio ponderado de agregados, DMG: diâmetro médio geométrico de agregados, pH: acidez ativa em CaCl₂, N: nitrogênio total, P:

fósforo disponível, K: potássio disponível, Ca: cálcio trocável, Mg: magnésio trocável, CTC: capacidade de troca de cátions, C: carbono total, Fdiv: diversidade da macrofauna, e Feq: equabilidade da macrofauna

No intervalo de profundidade de 10-40 cm (Figura 15B) os dois primeiros componentes principais explicaram 69,44% da variação total dos dados. O primeiro e segundo componentes elucidaram 40,28 e 29,16% desta variação, respectivamente. As áreas de regeneração de vinte anos e de agricultura continuaram dissimilares, porém os atributos à que se associaram foram diversos ao que ocorreu na camada de 0-10 cm. A floresta de vinte anos se associou com Ca, C, N e CTC enquanto a área de agricultura não apresentou uma relação tão evidente com as variáveis químicas, ou seja, a queimada da floresta influenciou positivamente a disponibilização de nutrientes somente na camada mais superficial do solo. Na camada de 10-40 cm as áreas entre dois e dez anos de regeneração se mantiveram-se numa posição intermediária, porém não ficou evidente se foram mais semelhantes à floresta mais velha ou à área de agricultura.

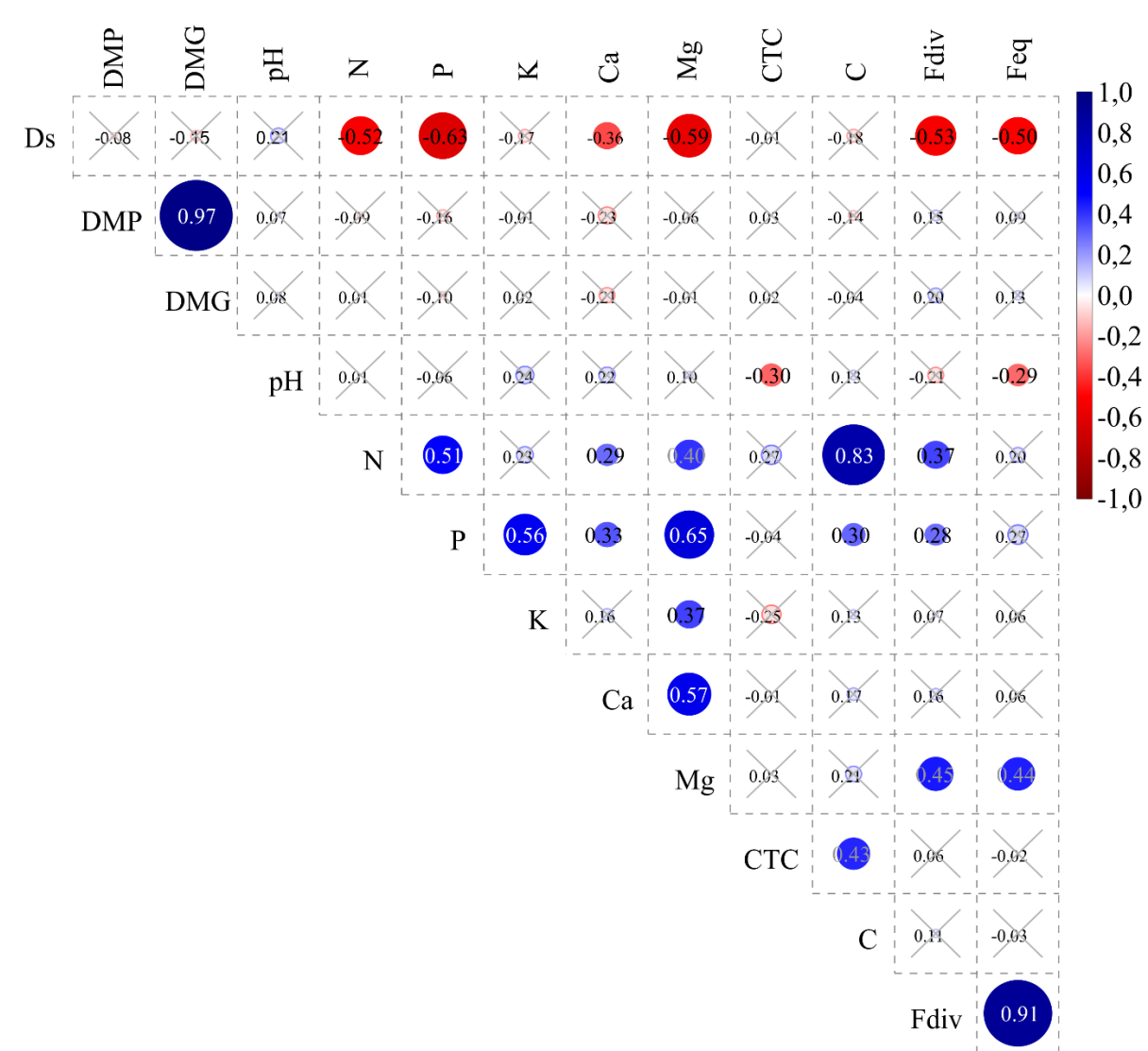
A Figura 16 apresenta as correlações entre os atributos indicadores da saúde do solo nas áreas estudadas. A densidade do solo esteve negativamente correlacionada com a maioria dos indicadores de saúde do solo, principalmente com P ($r = -0,63$), Mg ($r = -0,59$), diversidade ($-0,53$) e equabilidade ($r = -0,50$) da macrofauna e teores totais de N ($r = -0,52$). Isso significa que, aumentar a densidade do solo representou diminuir a disponibilidade de nutrientes (como N, P e Mg), além de prejudicar o habitat para a biota do solo, reduzindo a diversidade e equabilidade da macrofauna. Portanto, tais resultados sugerem que causar danos à estrutura do solo gera prejuízos em diversas propriedades químicas e biológicas.

As duas variáveis que foram usadas para avaliar a capacidade de resistir aos processos erosivos, DMP e DMG, apresentaram uma relação positiva muito forte entre si ($r = 0,97$). Os teores de N estiveram significativamente e positivamente correlacionados com os teores de C ($r = 0,83$), P ($r = 0,56$), Mg ($r = 0,40$), Ca ($r = 0,29$) e diversidade da macrofauna ($r = 0,37$). O C apresentou correlações positivas com os indicadores de forma bastante análoga ao N. Tanto os teores de C quanto N do solo são provenientes da incorporação da matéria orgânica ao solo que sustenta a atividade biológica, e então disponibiliza os nutrientes, o que também resulta em uma maior capacidade de armazenamento de nutrientes, pois a CTC do solo é incrementada (GMACH *et al.*, 2020; RIGGS; HOBBIE, 2016). Logo, quando ocorreu aumento do N e C nas áreas de regeneração, isto promoveu efeitos positivos em diversas propriedades químicas, físicas e biológicas, essenciais para a saúde do solo.

Inesperadamente, o aumento do pH esteve associado à redução de CTC ($r = -0,30$) e da equabilidade da macrofauna do solo ($r = -0,29$), além do pH não ter apresentado correlações significativas com a disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, o P apresentou correlação

positiva com N ($r = 0,51$), Mg ($r = 0,65$), Ca ($r = 0,33$), C ($r = 0,30$) e diversidade da fauna ($r = 0,28$). Estes resultados levam às seguintes interpretações: (i) as mudanças do pH sob efeito da regeneração e queimadas são muito pequenas haver a disponibilização de nutrientes por este fator; (ii) aumentar o pH, principalmente pela ocasião da queimada, surtiu efeitos negativos nas funções de capacidade de armazenamento de nutrientes (reduzindo a CTC) e habitat para a biota (reduzindo o índice de equabilidade); (iii) disponibilizar P nestes locais é um fator chave para a saúde do solo, pois naturalmente suas concentrações são baixas nos solos brasileiros (PAVINATO *et al.*, 2020), como o deste estudo, o que pode restringir o crescimento de plantas. A correlação dos teores de P com a disponibilidade dos demais nutrientes e com a atividade biológica no solo reforçam os benefícios do P nos locais de regeneração florestal

Figura 16 – Correlação de Spearman entre os atributos indicadores de saúde do solo áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



Ds: densidade do solo, DMP: diâmetro médio ponderado de agregados, DMG: diâmetro médio geométrico de agregados, pH: acidez ativa em água, N: nitrogênio total, P: fósforo disponível, K: potássio disponível, Ca: cálcio trocável, Mg: magnésio trocável, CTC: capacidade de troca de cátions, C: carbono total, Fdiv: diversidade da macrofauna, e Feq: equabilidade da macrofauna.

Na Figura 17 são apresentados os índices de performance funcional do solo nas camadas de 0-10 cm e 10-40 cm. Na profundidade 0-10 cm (Figura 17A), a área de queima recente apresenta maior performance das funções de regulação de acidez e disponibilidade de nutrientes. Isso ocorre devido a adição de cinzas provenientes da queima da biomassa da vegetação florestal já abundante na regeneração de vinte anos. Devido a isso, ocorre um rápido efeito no aumento do pH e disponibilidade de nutrientes nas adjacências da superfície do solo

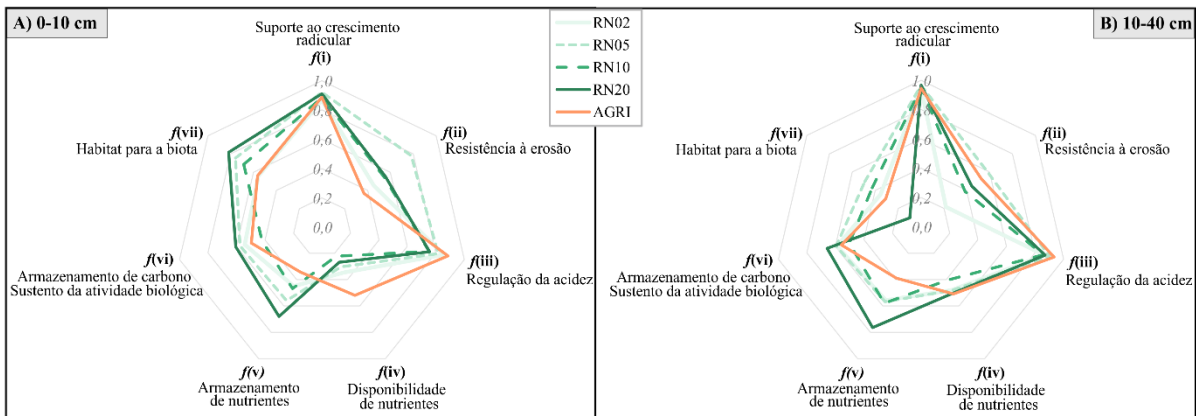
(DA SILVA NETO *et al.*, 2019). Por outro lado, a regeneração de 20 anos obteve melhores escores para as funções de armazenamento de nutrientes, sustentação da atividade biológica e habitat para a biota do solo. Adicionalmente, na Figura 17A identifica-se que os escores da área de floresta de dois anos se aproximam mais da área agrícola, enquanto a floresta de dez anos se assemelha mais a floresta mais velha, com regeneração de 20 anos. Portanto, a queima da floresta desenvolvida ao longo de vinte anos faz com que, instantaneamente, o perfil funcional do solo da área decline para um patamar bastante similar do que era aos dois anos de regeneração.

Na profundidade de 10-40 cm (Figura 17B) a RN20 permaneceu com maiores índices para as *funções v* (armazenamento de nutrientes) e *vi* (armazenamento de C e sustento da atividade biológica). Entretanto, o escore para a função “habitat para a biota do solo” foi o menor entre todas as áreas avaliadas. Essa mudança pode ter como causa as condições ambientais durante a coleta, realizada ao final da época menos chuvosa. Em geral, sob uma cobertura protetora de dossel de plantas florestais em avançado desenvolvimento, a macrofauna do solo tende a ser mais abundante nas camadas superficiais do solo, onde há mais matéria orgânica e umidade disponível (ASFAW; ZEWUDIE, 2021). Nesta dinâmica, é possível que como resposta à maior exposição da superfície do solo em áreas como a AGRI e regeneração natural de 2 anos a fauna do solo tenha se concentrado em camadas mais profundas em busca de umidade. Já a regeneração de 20 anos consegue manter a umidade na camada 0-10 cm devido a proteção da floresta, além de aumentar a quantidade de serapilheira acumulada (LEI *et al.*, 2019), fonte nutritiva para a biota do solo. Finalmente, na camada de 10-40 a regulação de acidez e disponibilização de nutrientes foram funções que obtiveram escores muito próximos entre as áreas, reforçando que os efeitos da queimada nessas funções ocorreram principalmente na camada de 0-10 cm. Certamente a textura arenosa dos solos avaliados é um fator que dificulta a disponibilidade de nutrientes em camadas mais profundas do solo em função da imediata lixiviação se considerar apenas a ínfima retenção de nutrientes nos minerais (MOHAMED *et al.*, 2016). Entretanto, a textura não foi fator impeditivo para que a capacidade de armazenamento de nutrientes aumentasse com o tempo de regeneração florestal em ambas as camadas de 0-10 e 10-40 cm do solo.

Na abordagem integrada deste estudo foi demonstrado que a regeneração florestal pós abandono de áreas agrícolas promoveu melhorias na multifuncionalidade do solo ao longo da cronossequência, a depender da camada avaliada. As principais funções que responderam ao tempo de regeneração foram a capacidade de armazenamento de nutrientes e carbono, o sustento da atividade biológica e o habitat para a biota. A queima da floresta causou perdas

imediatas nessas funções, embora tenha aumentado a disponibilidade de nutrientes e a regulação da acidez na camada mais superficial do solo.

Figura 17 – Índices de performance funcional do solo nas camadas de 0-10 cm (A) e 10-40 cm (B) áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos



3.4. Conclusão

Ao longo do tempo, a regeneração de florestas secundárias naturais em áreas agrícolas degradadas e abandonadas na região amazônica promoveu efeitos positivos nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Este estudo revelou que ao longo de vinte anos de regeneração da floresta houve gradativa restauração da biodiversidade e das propriedades do solo, contribuindo para mitigar as emissões de gases de efeito estufa, regenerar o multifuncionamento do solo e, portanto, incrementar a sua saúde.

Embora a queima da floresta de vinte anos aumentou a regulação da acidez e disponibilidade de nutrientes na camada superficial do solo, é conhecido que esse efeito é efêmero e ambas funções tendem a serem degradadas se os produtores rurais voltarem a usar a agricultura sem um manejo conservacionista do solo. Além disso, a queima causou uma drástica e imediata redução da capacidade de troca de cátions, dos teores de carbono e nitrogênio, e da diversidade e equabilidade da macrofauna, indicando danos significativos ao armazenamento de nutrientes, sustento da atividade biológica e habitat para a biota, respectivamente. Portanto, sob uma avaliação holística por meio de indicadores da saúde do solo, ficou evidente que a queima da floresta causou significativas perdas na multifuncionalidade edáfica e nos serviços ecossistêmicos, mesmo sendo uma floresta secundária e relativamente jovem (com apenas vinte anos de idade).

Referências

- ADELEKE, R.; NWANGBURUKA, C.; OBOIRIEN, B. Origins, roles and fate of organic acids in soils: A review. **South African Journal of Botany**, v. 108, p. 393–406, jan. 2017. DOI:10.1016/j.sajb.2016.09.002.
- ADENEY, J. M.; CHRISTENSEN, N. L.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. White-sand Ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 7–23, 18 jan. 2016. DOI:10.1111/btp.12293.
- AGBESHIE, A. A.; ABUGRE, S.; ATTA-DARKWA, T.; AWUAH, R. A review of the effects of forest fire on soil properties. **Journal of Forestry Research**, v. 33, n. 5, p. 1419–1441, 28 out. 2022. DOI:10.1007/s11676-022-01475-4.
- AGUS, C.; ILFANA, Z. R.; AZMI, F. F.; RACHMANADI, D.; WIDIYATNO; WULANDARI, D.; SANTOSA, P. B.; HARUN, M. K.; YUWATI, T. W.; LESTARI, T. The effect of tropical peat land-use changes on plant diversity and soil properties. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 17, n. 3, p. 1703–1712, 11 mar. 2020. DOI:10.1007/s13762-019-02579-x.
- ALBUQUERQUE, A. R. L.; MERINO, A.; ANGÉLICA, R. S.; OMIL, B.; PAZ, S. P. A. Performance of ash from Amazonian biomasses as an alternative source of essential plant nutrients: An integrated and eco-friendly strategy for industrial waste management in the lack of raw fertilizer materials. **Journal of Cleaner Production**, v. 360, p. 132222, ago. 2022. DOI:10.1016/j.jclepro.2022.132222.
- ALMEIDA, A. M. de S. D.; OLIVEIRA, F. de A.; VASCONCELOS, S. S.; GUIMARÃES, J. R. da S.; TOSTES, L. de C. L.; COSTA, J. V. T. A. Litter flux in a successional forest ecosystem under nutrient manipulation in Eastern Amazon. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 12, p. 30623–30641, 2019. DOI:10.34117/bjdv5n12-178.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI:10.1127/0941-2948/2013/0507.
- AMAZONAS, N. T.; VIANI, R. A. G.; REGO, M. G. A.; CAMARGO, F. F.; FUJIHARA, R. T.; VALSECHI, O. A. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 3, p. 449–456, 27 nov. 2017. DOI:10.1590/1519-6984.169014.
- ARAÚJO FILHO, R. N. de; FREIRE, M. B. G. dos S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210–220, jan. 2018. DOI:10.1016/j.foreco.2017.10.002.
- ARTAXO, P. Working together for Amazonia. **Science**, v. 363, n. 6425, p. 323, 2019. DOI:10.1126/science.aaw6986.
- ASFAW, A.; ZEWUDIE, S. Soil macrofauna abundance, biomass and selected soil properties in the home garden and coffee-based agroforestry systems at Wondo Genet, Ethiopia.

Environmental and Sustainability Indicators, v. 12, p. 100153, dez. 2021. DOI:10.1016/j.indic.2021.100153.

BALOTA, E. L.; LOPES, E. S.; HUNGRIA, M.; DÖBEREINER, J. Ocorrência de bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos arbusculares na cultura da mandioca. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 7, p. 1265–1276, jul. 1999. DOI:10.1590/S0100-204X1999000700020.

BARROSO, L. R.; MELLO, P. P. C. How To Save The Amazon : The Reasons Why a Living Forest is Worth More than a Cut-Down One. **Carr Center for Human Rights Policy Harvard Kennedy School**, v. 011, n. January, 2021.

BOMFIM, B.; SILVA, L. C. R.; PEREIRA, R. S.; GATTO, A.; EMMERT, F.; HIGUCHI, N. Litter and soil biogeochemical parameters as indicators of sustainable logging in Central Amazonia. **Science of The Total Environment**, v. 714, p. 136780, abr. 2020. DOI:10.1016/j.scitotenv.2020.136780.

BOX, G. E. P.; COX, ; D R. An Analysis of Transformations. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, v. 26, n. 2, p. 211–252, 1964.

BRASIL NETO, A. B.; SCHWARTZ, G.; NORONHA, N. C.; GAMA, M. A. P.; FERREIRA, G. C. Natural regeneration for restoration of degraded areas after bauxite mining: A case study in the Eastern Amazon. **Ecological Engineering**, v. 171, p. 106392, nov. 2021. DOI:10.1016/j.ecoleng.2021.106392.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKKELE, W.; VAN GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality – A critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, maio 2018. DOI:10.1016/j.soilbio.2018.01.030.

CASTRO, S. S. de; HERNANI, L. C. **Fragilidade de solos: uma análise conceitual, ocorrência e importância agrícola para o Brasil**. 1. ed. Brasília: Embrapa Solos, 2015. 26–27 p.

CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. **Oecologia**, v. 143, n. 1, p. 1–10, 2 mar. 2005. DOI:10.1007/s00442-004-1788-8.

CERTINI, G.; MOYA, D.; LUCAS-BORJA, M. E.; MASTROLONARDO, G. The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. **Forest Ecology and Management**, v. 488, p. 118989, maio 2021. DOI:10.1016/j.foreco.2021.118989.

CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, n. 3, p. 195–218, 2012.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, v. 48, n. 6, p. 716–730, 21 nov. 2016. DOI:10.1111/btp.12381.

CHERUBIN, M. R.; KARLEN, D. L.; CERRI, C. E. P.; FRANCO, A. L. C.; TORMENA, C.

A.; DAVIES, C. A.; CERRI, C. C. Soil Quality Indexing Strategies for Evaluating Sugarcane Expansion in Brazil. **PLOS ONE**, v. 11, n. 3, p. e0150860, 3 mar. 2016. DOI:10.1371/journal.pone.0150860.

CICCARESE, L.; MATTSSON, A.; PETTENELLA, D. Ecosystem services from forest restoration: thinking ahead. **New Forests**, v. 43, n. 5–6, p. 543–560, 27 set. 2012. DOI:10.1007/s11056-012-9350-8.

COMTE, I.; DAVIDSON, R.; LUCOTTE, M.; DE CARVALHO, C. J. R.; DE ASSIS OLIVEIRA, F.; DA SILVA, B. P.; ROUSSEAU, G. X. Physicochemical properties of soils in the Brazilian Amazon following fire-free land preparation and slash-and-burn practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 156, p. 108–115, ago. 2012. DOI:10.1016/j.agee.2012.05.004.

CORDEIRO, C. F. dos S.; RODRIGUES, D. R.; SILVA, G. F. da; ECHER, F. R.; CALONEGO, J. C. Soil organic carbon stock is improved by cover crops in a tropical sandy soil. **Agronomy Journal**, v. 114, n. 2, p. 1546–1556, 14 mar. 2022. DOI:10.1002/agj2.21019.

CORDEIRO, C. L. O.; ROSSETTI, D. F.; GRIBEL, R.; TUOMISTO, H.; ZANI, H.; FERREIRA, C. A. C.; COELHO, L. Impact of sedimentary processes on white-sand vegetation in an Amazonian megafan. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 6, p. 498–509, 4 nov. 2016. DOI:10.1017/S0266467416000493.

CORREIA, M. E. F.; OLIVEIRA, L. C. M. de. **Fauna de solo: aspectos gerais e metodológicos**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2000.

COSTA, J. F. V. da; ALVES, N. S. M. Os recursos estratégicos da Amazônia brasileira e a cobiça internacional. **Revista Perspectiva: reflexões sobre a temática internacional**, v. 11, n. 20, p. 65–86, 2018.

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEFF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, v. 19, n. 4, p. 988–995, abr. 2013. DOI:10.1111/gcb.12113.

CPRM. **Programa Nacional de Levantamento e Interpretação de Solos no Brasil (PRONASOLOS)**. Disponível em: <<https://geoportal.cprm.gov.br/pronasolos/>>. Acesso em: 26 jan. 2023.

DA SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G.; FRADE, E. F.; DA SILVA, S. B.; DE CARVALHO, J. A.; DOS SANTOS, J. C. Temporal evaluation of soil chemical attributes after slash-and-burn agriculture in the western Brazilian Amazon. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 41, n. 1, 2019. DOI:10.4025/actasciagron.v41i1.42609.

DE MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; RODRIGUES DOS SANTOS, L. A.; DE SOUSA LIMA, J. R.; ALMEIDA-CORTÉZ, J. S. d.; HAMMECKER, C.; LARDY, L.; COURNAC, L. Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil. **Catena**, v. 151, p. 137–146, abr. 2017. DOI:10.1016/j.catena.2016.12.012.

DESROCHERS, J.; BRYE, K. R.; GBUR, E.; POLLOCK, E. D.; SAVIN, M. C. Long-term residue and water management practice effects on particulate organic matter in a loessial soil in eastern Arkansas, USA. **Geoderma**, v. 337, p. 792–804, mar. 2019. DOI:10.1016/j.geoderma.2018.10.027.

DO VALE, I.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D.; GRIMALDI, M.; NELSON, B. W.; DESJARDINS, T.; COSTA, L. G. S. Tree Regeneration Under Different Land-Use Mosaics in the Brazilian Amazon's "Arc of Deforestation". **Environmental Management**, v. 56, n. 2, p. 342–354, 7 ago. 2015. DOI:10.1007/s00267-015-0500-6.

DOSSO, K.; ROISIN, Y.; TIHO, S.; KONATÉ, S.; YÉO, K. Short-term changes in the structure of termite assemblages associated with slash-and-burn agriculture in Côte d'Ivoire. **Biotropica**, v. 49, n. 6, p. 856–861, 1 nov. 2017. DOI:10.1111/btp.12471.

DOU, Y.; YANG, Y.; AN, S.; ZHU, Z. Effects of different vegetation restoration measures on soil aggregate stability and erodibility on the Loess Plateau, China. **CATENA**, v. 185, p. 104294, fev. 2020. DOI:10.1016/j.catena.2019.104294.

DRAPER, F. C.; COSTA, F. R. C.; ARELLANO, G.; PHILLIPS, O. L.; DUQUE, A.; MACÍA, M. J.; TER STEEGE, H.; ASNER, G. P.; BERENQUER, E.; SCHIETTI, J.; SOCOLAR, J. B.; DE SOUZA, F. C.; DEXTER, K. G.; JØRGENSEN, P. M.; TELLO, J. S.; MAGNUSSON, W. E.; BAKER, T. R.; CASTILHO, C. V.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; FINE, P. V. A.; RUOKOLAINEN, K.; CORONADO, E. N. H.; AYMARD, G.; DÁVILA, N.; SÁENZ, M. S.; PAREDES, M. A. R.; ENGEL, J.; FORTUNEL, C.; PAINE, C. E. T.; GORET, J.-Y.; DOURDAIN, A.; PETRONELLI, P.; ALLIE, E.; ANDINO, J. E. G.; BRIENEN, R. J. W.; PÉREZ, L. C.; MANZATTO, Â. G.; ZAMBRANA, N. Y. P.; MOLINO, J.-F.; SABATIER, D.; CHAVE, J.; FAUSET, S.; VILLACORTA, R. G.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BERRY, P. E.; MELGAÇO, K.; FELDPAUSCH, T. R.; SANDOVAL, E. V.; MARTINEZ, R. V.; MESONES, I.; JUNQUEIRA, A. B.; ROUCOUX, K. H.; DE TOLEDO, J. J.; ANDRADE, A. C.; CAMARGO, J. L.; DEL AGUILA PASQUEL, J.; SANTANA, F. D.; LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G.; LOVEJOY, T. E.; COMISKEY, J. A.; GALBRAITH, D. R.; KALAMANDEEN, M.; AGUILAR, G. E. N.; ARENAS, J. V.; GUERRA, C. A. A.; FLORES, M.; LLAMPAZO, G. F.; MONTENEGRO, L. A. T.; GOMEZ, R. Z.; PANSONATO, M. P.; MOSCOSO, V. C.; VLEMINCKX, J.; BARRANTES, O. J. V.; DUIVENVOORDEN, J. F.; DE SOUSA, S. A.; ARROYO, L.; PERDIZ, R. O.; CRAVO, J. S.; MARIMON, B. S.; JUNIOR, B. H. M.; CARVALHO, F. A.; DAMASCO, G.; DISNEY, M.; VITAL, M. S.; DIAZ, P. R. S.; VICENTINI, A.; NASCIMENTO, H.; HIGUCHI, N.; VAN ANDEL, T.; MALHI, Y.; RIBEIRO, S. C.; TERBORGH, J. W.; THOMAS, R. S.; DALLMEIER, F.; PRIETO, A.; HILÁRIO, R. R.; SALOMÃO, R. P.; SILVA, R. da C.; CASAS, L. F.; VIEIRA, I. C. G.; ARAUJO-MURAKAMI, A.; AREVALO, F. R.; RAMÍREZ-ANGULO, H.; TORRE, E. V.; PEÑUELA, M. C.; KILLEEN, T. J.; PARDO, G.; JIMENEZ-ROJAS, E.; CASTRO, W.; CABRERA, D. G.; PIPOLY, J.; DE SOUSA, T. R.; SILVERA, M.; VOS, V.; NEILL, D.; VARGAS, P. N.; VELA, D. M.; ARAGÃO, L. E. O. C.; UMETSU, R. K.; SIERRA, R.; WANG, O.; YOUNG, K. R.; PRESTES, N. C. C. S.; MASSI, K. G.; HUAYMACARI, J. R.; GUTIERREZ, G. A. P.; ALDANA, A. M.; ALEXIADES, M. N.; BACCARO, F.; CÉRON, C.; MUELBERT, A. E.; RIOS, J. M. G.; LIMA, A. S.; LLOYD, J. L.; PITMAN, N. C. A.; GAMARRA, L. V.; OROCHE, C. J. C.; FUENTES, A. F.; PALACIOS, W.; PATIÑO, S.; TORRES-LEZAMA, A.; BARALOTO, C. Amazon tree dominance across forest strata. **Nature Ecology & Evolution**, v. 5, n. 6, p. 757–767, 1 abr. 2021. DOI:10.1038/s41559-021-01418-y.

EMBRAPA; TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa Solos, 2017. 39–51 p.

FLORES, B. M.; STAAL, A.; JAKOVAC, C. C.; HIROTA, M.; HOLMGREN, M.; OLIVEIRA, R. S. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. **Plant and Soil**, v. 450, n. 1–2, p. 11–25, 8 maio 2020. DOI:10.1007/s11104-019-04097-8.

FRANK, D. D.; REICHSTEIN, M.; BAHN, M.; THONICKE, K.; FRANK, D. D.; MAHECHA, M. D.; SMITH, P.; VELDE, M.; VICCA, S.; BABST, F.; BEER, C.; BUCHMANN, N.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; CRAMER, W.; IBROM, A.; MIGLIETTA, F.; POULTER, B.; RAMMIG, A.; SENEVIRATNE, S. I.; WALZ, A.; WATTENBACH, M.; ZAVALA, M. A.; ZSCHEISCHLER, J. Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. **Global Change Biology**, v. 21, n. 8, p. 2861–2880, 12 ago. 2015. DOI:10.1111/gcb.12916.

FRAZÃO, L. A.; PÍCCOLO, M. D. C.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 5, p. 641–648, maio 2008. DOI:10.1590/S0100-204X2008000500012.

FUREY, G. N.; TILMAN, D. Plant biodiversity and the regeneration of soil fertility. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 118, n. 49, 7 dez. 2021. DOI:10.1073/pnas.2111321118.

GALVÃO, L. S.; DOS SANTOS, J. R.; DA SILVA, R. D.; DA SILVA, C. V.; MOURA, Y. M.; BREUNIG, F. M. Following a site-specific secondary succession in the Amazon using the Landsat CDR product and field inventory data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, n. 2, p. 574–596, 17 jan. 2015. DOI:10.1080/01431161.2014.999879.

GAY-DES-COMBES, J. M.; ROBROEK, B. J. M.; HERVÉ, D.; GUILLAUME, T.; PISTOCCHI, C.; MILLS, R. T. E.; BUTTLER, A. Slash-and-burn agriculture and tropical cyclone activity in Madagascar: Implication for soil fertility dynamics and corn performance. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 239, p. 207–218, fev. 2017. DOI:10.1016/j.agee.2017.01.010.

GMACH, M. R.; CHERUBIN, M. R.; KAISER, K.; CERRI, C. E. P. Processes that influence dissolved organic matter in the soil: a review. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 3, 2020. DOI:10.1590/1678-992x-2018-0164.

GONGALSKY, K. B.; MALMSTRÖM, A.; ZAITSEV, A. S.; SHAKHAB, S. V.; BENGTTSSON, J.; PERSSON, T. Do burned areas recover from inside? An experiment with soil fauna in a heterogeneous landscape. **Applied Soil Ecology**, v. 59, p. 73–86, 1 ago. 2012. DOI:10.1016/j.apsoil.2012.03.017.

GONGALSKY, K. B.; ZAITSEV, A. S.; KOROBUSHKIN, D. I.; SAIFUTDINOV, R. A.; BUTENKO, K. O.; VRIES, F. T.; EKSCHMITT, K.; DEGTYAREV, M. I.; GORBUNOVA, A. Y.; KOSTINA, N. V.; RAKHLEEVA, A. A.; SHAKHAB, S. V.; YAZRIKOVA, T. E.; WOLTERS, V.; BARDGETT, R. D. Forest fire induces short-term shifts in soil food webs with consequences for carbon cycling. **Ecology Letters**, v. 24, n. 3, p. 438–450, 11 mar. 2021.

DOI:10.1111/ele.13657.

HO, S. Y.; WASLI, M. E. Bin; PERUMAL, M. Evaluation of Physicochemical Properties of Sandy-Textured Soils under Smallholder Agricultural Land Use Practices in Sarawak, East Malaysia. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2019, p. 1–14, 6 fev. 2019. DOI:10.1155/2019/7685451.

IBRAHIMI, K.; MOWRER, J.; AMAMI, R.; BELAID, A. Burn Effects on Soil Aggregate Stability and Water Repellency of Two Soil Types from East and North Tunisia. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 50, n. 7, p. 827–837, 12 abr. 2019. DOI:10.1080/00103624.2019.1589487.

JAKOVAC, C. C.; JUNQUEIRA, A. B.; CROUZEILLES, R.; PEÑA-CLAROS, M.; MESQUITA, R. C. G.; BONGERS, F. The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. **Biological Reviews**, v. 96, n. 4, p. 1114–1134, 12 ago. 2021. DOI:10.1111/brv.12694.

KAYSER, M.; ISSELSTEIN, J. Potassium cycling and losses in grassland systems: a review. **Grass and Forage Science**, v. 60, n. 3, p. 213–224, set. 2005. DOI:10.1111/j.1365-2494.2005.00478.x.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate Stability and Size Distribution. *In: Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods*. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 425–442.

KETTERINGS, Q. M.; COE, R.; VAN NOORDWIJK, M.; AMBAGAU', Y.; PALM, C. A. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v. 146, n. 1–3, p. 199–209, jun. 2001. DOI:10.1016/S0378-1127(00)00460-6.

KLEIN, C.; KLEIN, V. A. Estratégias Para Potencializar a Retenção E Disponibilidade De Água No Solo. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, p. 21–29, 2015. DOI:10.5902/2236117014990.

LAVELLE, P.; SPAIN, A.; FONTE, S.; BEDANO, J. C.; BLANCHART, E.; GALINDO, V.; GRIMALDI, M.; JIMENEZ, J. J.; VELASQUEZ, E.; ZANGERLÉ, A. Soil aggregation, ecosystem engineers and the C cycle. **Acta Oecologica**, v. 105, p. 103561, maio 2020. DOI:10.1016/j.actao.2020.103561.

LEHMANN, J.; BOSSIO, D. A.; KÖGEL-KNABNER, I.; RILLIG, M. C. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth and Environment**, v. 1, n. 10, p. 544–553, 25 ago. 2020. DOI:10.1038/s43017-020-0080-8.

LEI, Z.; YU, D.; ZHOU, F.; ZHANG, Y.; YU, D.; ZHOU, Y.; HAN, Y. Changes in soil organic carbon and its influencing factors in the growth of *Pinus sylvestris* var. *mongolica* plantation in Horqin Sandy Land, Northeast China. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 16453, 11 nov. 2019. DOI:10.1038/s41598-019-52945-5.

LEITE, M. C. D. B. S.; PEREIRA, A. P. D. A.; SOUZA, A. J. DE; ANDREOTE, F. D.; FREIRE, F. J.; SOBRAL, J. K. Bioprospection and genetic diversity of endophytic bacteria

associated with cassava plant. **Revista Caatinga**, v. 31, n. 2, p. 315–325, jun. 2018. DOI:10.1590/1983-21252018v31n207rc.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; COSTA, E. M.; BEUTLER, S. J. Soil fertility, physical and chemical organic matter fractions, natural ^{13}C and ^{15}N abundance in biogenic and physicogenic aggregates in areas under different land use systems. **Soil Research**, v. 52, n. 7, p. 685–697, 2014a. DOI:10.1071/SR14045.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; COSTA, E. M.; BEUTLER, S. J. Soil fertility, physical and chemical organic matter fractions, natural ^{13}C and ^{15}N abundance in biogenic and physicogenic aggregates in areas under different land use systems. **Soil Research**, v. 52, n. 7, p. 685, 2014b. DOI:10.1071/SR14045.

MALMSTRÖM, A.; PERSSON, T.; AHLSTRÖM, K.; GONGALSKY, K. B.; BENGTTSSON, J. Dynamics of soil meso- and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. **Applied Soil Ecology**, v. 43, n. 1, p. 61–74, 1 set. 2009. DOI:10.1016/j.apsoil.2009.06.002.

MAPBIOMAS. **Destaques do mapeamento anual das áreas urbanizadas no Brasil entre 1985 a 2021**. Disponível em: <<https://observatorioflorestal.org.br/wp-content/uploads/2022/08/Destaques-Colecao-7-MapBiomass-PRESS-RELEASE.pdf>>. Acesso em: 20 set. 2022.

MARQUES, J. D. de O.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; VITEL, C. M.; MARQUES, E. M. de A. Soil organic carbon, carbon stock and their relationships to physical attributes under forest soils in central amazonia. **Revista Árvore**, v. 40, n. 2, p. 197–208, 1 abr. 2016. DOI:10.1590/0100-67622016000200002.

MARTINSEN, V.; ALLING, V.; NURIDA, N.; MULDER, J.; HALE, S.; RITZ, C.; RUTHERFORD, D.; HEIKENS, A.; BREEDVELD, G.; CORNELISSEN, G. pH effects of the addition of three biochars to acidic Indonesian mineral soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, n. 5, p. 821–834, 3 set. 2015. DOI:10.1080/00380768.2015.1052985.

MENTA, C.; REMELLI, S. Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. **Insects**, v. 11, n. 1, p. 54, 16 jan. 2020. DOI:10.3390/insects11010054.

MOHAMED, B. A.; ELLIS, N.; KIM, C. S.; BI, X.; EMAM, A. E. Engineered biochar from microwave-assisted catalytic pyrolysis of switchgrass for increasing water-holding capacity and fertility of sandy soil. **Science of The Total Environment**, v. 566–567, p. 387–397, out. 2016. DOI:10.1016/j.scitotenv.2016.04.169.

MONTALVÁN-BURBANO, N.; VELASTEGUI-MONTOYA, A.; GURUMENDI-NORIEGA, M.; MORANTE-CARBALLO, F.; ADAMI, M. Worldwide research on land use and land cover in the amazon region. **Sustainability (Switzerland)**, v. 13, n. 11, p. 1–24, 2021. DOI:10.3390/su13116039.

MOREIRA, F. N. S.; HUISING, E. J.; BIGNELL, D. E. **Manual de biologia dos solos tropicais: amostragem e caracterização da biodiversidade**. Lavras: UFLA, 2010. 368 p.

PAVINATO, P. S.; CHERUBIN, M. R.; SOLTANGHEISI, A.; ROCHA, G. C.; CHADWICK,

D. R.; JONES, D. L. Revealing soil legacy phosphorus to promote sustainable agriculture in Brazil. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 15615, 28 set. 2020. DOI:10.1038/s41598-020-72302-1.

PELLEGRINI, A. F. A.; HOBBIE, S. E.; REICH, P. B.; JUMPPONEN, A.; BROOKSHIRE, E. N. J.; CAPRIO, A. C.; COETSEE, C.; JACKSON, R. B. Repeated fire shifts carbon and nitrogen cycling by changing plant inputs and soil decomposition across ecosystems. **Ecological Monographs**, v. 90, n. 4, 29 nov. 2020. DOI:10.1002/ecm.1409.

PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BATISTA, I.; MELO, T. R. de; SILVA, E. C. da; PINTO, L. A. da S. R.; DE MELO, T. R.; DA SILVA NETO, E. C.; RODRIGUES PINTO, L. A. da S. Biogenic and physcogenic aggregates: formation pathways, assessment techniques, and influence on soil properties. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, 24 nov. 2021. DOI:10.36783/18069657rbc20210108.

PEREIRA, N. A.; DI PRIMA, S.; BOVI, R. C.; DA SILVA, L. F. S.; DE GODOY, G.; NAVES, R. P.; COOPER, M. Does the Process of Passive Forest Restoration Affect the Hydrophysical Attributes of the Soil Superficial Horizon? **Water**, v. 12, n. 6, p. 1689, 12 jun. 2020. DOI:10.3390/w12061689.

PHOGAT, V. K.; TOMAR, V. S.; DAHIYA, R. I. T. A. Soil Physical Properties. *In*: R.K., R.; J.C., K.; B.S., D.; A.K., S.; TAPAN, B.; J.C., T.; S.S., K. **Soil science: an introduction**. 1. ed. New Delhi: Indian Society of Soil Science, 2015. p. 135–171.

PINTO, L. A. da S. R.; MORAIS, I. de S.; OZÓRIO, J. M. B.; DE MELO, T. R.; ROSSET, J. S.; PEREIRA, M. G. Soil aggregation and associated organic matter under management systems in sandy-textured soils, subtropical region of Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 195, n. 1, p. 253, 31 jan. 2023. DOI:10.1007/s10661-022-10892-1.

POTAPOV, A. M.; BEAULIEU, F.; BIRKHOFFER, K.; BLUHM, S. L.; DEGTYAREV, M. I.; DEVETTER, M.; GONCHAROV, A. A.; GONGALSKY, K. B.; KLARNER, B.; KOROBUSHKIN, D. I.; LIEBKE, D. F.; MARAUN, M.; MC DONNELL, R. J.; POLLIERER, M. M.; SCHAEFER, I.; SHRUBOVYCH, J.; SEMENYUK, I. I.; SENDRA, A.; TUMA, J.; TŮMOVÁ, M.; VASSILIEVA, A. B.; CHEN, T.; GEISEN, S.; SCHMIDT, O.; TIUNOV, A. V.; SCHEU, S. Feeding habits and multifunctional classification of soil-associated consumers from protists to vertebrates. **Biological Reviews**, v. 97, n. 3, p. 1057–1117, 20 jun. 2022. DOI:10.1111/brv.12832.

POWERS, J. S.; MARÍN-SPIOTTA, E. Ecosystem Processes and Biogeochemical Cycles in Secondary Tropical Forest Succession. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. 497–519, 2 nov. 2017. DOI:10.1146/annurev-ecolsys-110316-022944.

RAIHAN, A.; NIZAM MOHD SAID, M.; MASTURA SYED ABDULLAH, S.; ARA BEGUM, R. Climate Change Mitigation Options in the Forestry Sector of Malaysia (Pilihan Mitigasi Perubahan Iklim di Sektor Perhutanan Malaysia). **Jurnal Kejuruteraan SI**, v. 1, n. 6, p. 89–98, 2018.

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência & Ambiente**, v. 27, n. March 2015, p. 29–48, 2003.

REIS, V. R. R.; DEON, D. S.; MUNIZ, L. C.; SILVA, M. B. e; REGO, C. A. R. de M.; GARCIA, U. S.; CANTANHÊDE, I. S. de L.; COSTA, J. B. Carbon Stocks and Soil Organic Matter Quality Under Different of Land Uses in the Maranhense Amazon. **Journal of Agricultural Science**, v. 10, n. 5, p. 329, 11 abr. 2018. DOI:10.5539/jas.v10n5p329.

RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BARBIER, N.; COUTERON, P.; PLOTON, P.; VINCENT, G.; HEROLD, M.; MERMOZ, S.; SAATCHI, S.; CHAVE, J.; DE BOISSIEU, F.; FÉRET, J.-B.; TAKOUDJOU, S. M.; PÉLISSIER, R. Upscaling Forest Biomass from Field to Satellite Measurements: Sources of Errors and Ways to Reduce Them. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 881–911, 30 jul. 2019. DOI:10.1007/s10712-019-09532-0.

RIGGS, C. E.; HOBBIE, S. E. Mechanisms driving the soil organic matter decomposition response to nitrogen enrichment in grassland soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 99, p. 54–65, ago. 2016. DOI:10.1016/j.soilbio.2016.04.023.

RINOT, O.; LEVY, G. J.; STEINBERGER, Y.; SVORAY, T.; ESHEL, G. Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. **Science of The Total Environment**, v. 648, p. 1484–1491, jan. 2019. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.08.259.

RODRÍGUEZ, L.; SUÁREZ, J. C.; RODRIGUEZ, W.; ARTUNDUAGA, K. J.; LAVELLE, P. Agroforestry systems impact soil macroaggregation and enhance carbon storage in Colombian deforested Amazonia. **Geoderma**, v. 384, p. 114810, fev. 2021. DOI:10.1016/j.geoderma.2020.114810.

ROUSSEAU, G.; BURGOS-GUERRERO, J.; HERNÁNDEZ-GARCÍA, L.; GÓMEZ-CARDOZO, E.; TRIANA, S.; MEDINA, J.; DA SILVA, K.; CELENTANO, D. Potential of slash-and-mulch system with legumes to conserve soil attributes and macrofauna diversity in Eastern Amazon. **Pedobiologia**, v. 95, p. 150840, dez. 2022. DOI:10.1016/j.pedobi.2022.150840.

ROUSSEAU, G. X.; SILVA, P. R. dos S.; CELENTANO, D.; DE CARVALHO, C. J. R. Macrofauna do solo em uma cronosequência de capoeiras, florestas e pastos no centro de endemismo belém, Amazônia oriental. **Acta Amazonica**, v. 44, n. 4, p. 499–512, dez. 2014. DOI:10.1590/1809-4392201303245.

SANTOS, G. C. dos; JARDIM, M. A. G. Florística e estrutura do estrato arbóreo de uma floresta de várzea no município de Santa Bárbara do Pará, Estado do Pará, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 36, n. 4, p. 437–446, 2006.

SERRA, R. T.; SANTOS, C. D.; ROUSSEAU, G. X.; TRIANA, S. P.; MUÑOZ GUTIÉRREZ, J. A.; BURGOS GUERRERO, J. E. Fast recovery of soil macrofauna in regenerating forests of the Amazon. **Journal of Animal Ecology**, v. 90, n. 9, p. 2094–2108, 2021. DOI:10.1111/1365-2656.13506.

SILVA NETO, E. D. C.; PEREIRA, M. G.; FERNANDES, J. C. F.; DE ANDRADE CORRÊA NETO, T. Aggregate formation and soil organic matter under different vegetation types in Atlantic Forest from Southeastern Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 6, p. 3927–3940, 14 dez. 2016. DOI:10.5433/1679-0359.2016v37n6p3927.

SIMON, C. da P.; GOMES, T. F.; PESSOA, T. N.; SOLTANGHEISI, A.; BIELUCZYK, W.; CAMARGO, P. B. de; MARTINELLI, L. A.; CHERUBIN, M. R. Soil quality literature in Brazil: A systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, 6 abr. 2022. DOI:10.36783/18069657rbcs20210103.

SOUSA, M. A.; REIS, I. M. S.; ALMADA, A. P.; ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; SILVA PINTO, L. A. R.; SILVA, C. F.; SANTOS, O. A. Q. Atributos químicos e frações da matéria orgânica em solos antrópicos na Amazônia Oriental. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p. 29623–29643, 21 maio 2020. DOI:10.34117/bjdv6n5-424.

TANG, R.-J.; LUAN, S. Regulation of calcium and magnesium homeostasis in plants: from transporters to signaling network. **Current Opinion in Plant Biology**, v. 39, p. 97–105, out. 2017. DOI:10.1016/j.pbi.2017.06.009.

TEIXEIRA, H. M.; CARDOSO, I. M.; BIANCHI, F. J. J. A.; DA CRUZ SILVA, A.; JAMME, D.; PEÑA-CLAROS, M. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117696, fev. 2020. DOI:10.1016/j.foreco.2019.117696.

TUMA, J.; EGGLETON, P.; FAYLE, T. M. Ant-termite interactions: an important but under-explored ecological linkage. **Biological Reviews**, v. 95, n. 3, p. 555–572, 25 jun. 2020. DOI:10.1111/brv.12577.

VAN DER SANDE, M. T.; POWERS, J. S.; KUYPER, T. W.; NORDEN, N.; SALGADO-NEGRET, B.; SILVA DE ALMEIDA, J.; BONGERS, F.; DELGADO, D.; DENT, D. H.; DERROIRE, G.; DO ESPIRITO SANTO, M. M.; DUPUY, J. M.; FERNANDES, G. W.; FINEGAN, B.; GAVITO, M. E.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; JAKOVAC, C. C.; JONES, I. L.; DAS DORES MAGALHÃES VELOSO, M.; MEAVE, J. A.; MORA, F.; MUÑOZ, R.; PÉREZ-CÁRDENAS, N.; PIOTTO, D.; ÁLVAREZ-DÁVILA, E.; CACERES-SIANI, Y.; DALBAN-PILON, C.; DOURDAIN, A.; DU, D. V.; GARCÍA VILLALOBOS, D.; NUNES, Y. R. F.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; POORTER, L. Soil resistance and recovery during neotropical forest succession. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, 2 jan. 2023. DOI:10.1098/rstb.2021.0074.

VASCONCELOS, H. L.; LEITE, M. F.; VILHENA, J. M. S.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E. Ant diversity in an Amazonian savanna: Relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. **Austral Ecology**, v. 33, n. 2, p. 221–231, 2008. DOI:10.1111/j.1442-9993.2007.01811.x.

VELASQUEZ, E.; PELOSI, C.; BRUNET, D.; GRIMALDI, M.; MARTINS, M.; RENDEIRO, A. C.; BARRIOS, E.; LAVELLE, P. This ped is my ped: Visual separation and near infrared spectra allow determination of the origins of soil macroaggregates. **Pedobiologia**, v. 51, n. 1, p. 75–87, 10 abr. 2007. DOI:10.1016/J.PEDOBI.2007.01.002.

VIERA, M.; SCHUMACHER, M. V.; ARAÚJO, E. F. Disponibilização de nutrientes via decomposição da serapilheira foliar em um plantio de *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus globulus*. **Floresta e Ambiente**, v. 21, n. 3, p. 307–315, 1 ago. 2014. DOI:10.1590/2179-8087.066313.

YANG, Y.; SAATCHI, S.; XU, L.; KELLER, M.; CORSINI, C. R.; ARAGÃO, L. E. O. C.; AGUIAR, A. P.; KNYAZIKHIN, Y.; MYNENI, R. B. Interannual Variability of Carbon Uptake of Secondary Forests in the Brazilian Amazon (2004-2014). **Global Biogeochemical Cycles**, v. 34, n. 6, 11 jun. 2020. DOI:10.1029/2019GB006396.

ZHANG, Y.; ZHEN, Q.; MA, W.; JIA, J.; LI, P.; ZHANG, X. Dynamic responses of soil aggregate-associated organic carbon and nitrogen to different vegetation restoration patterns in an agro-pastoral ecotone in northern China. **Ecological Engineering**, v. 189, p. 106895, abr. 2023. DOI:10.1016/j.ecoleng.2023.106895.

4. CONCLUSÃO GERAL

A regeneração de florestas secundárias naturais em áreas agrícolas abandonadas na região amazônica tem um impacto positivo nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, incluindo a restauração da biodiversidade, a recuperação das propriedades do solo, a mitigação das emissões de gases de efeito estufa e a melhoria da saúde do solo. Esse estudo avaliou florestas contíguas com diferentes idades de regeneração natural (2, 5, 10 e 20 anos) e mostrou que a queima da vegetação causa perdas imediatas na multifuncionalidade do solo, enquanto a regeneração natural promove melhorias nas funções e saúde do solo. A regeneração natural de florestas em solos extremamente arenosos e abandonados após atividades agrícolas exploratórias também promoveu o acúmulo de carbono, mitigando efetivamente a emissão de gases de efeito estufa. A densidade de árvores aumenta em sucessão cronológica até uma idade intermediária, mas reduz após dez anos, enquanto a biomassa das árvores e da serrapilheira continua a aumentar. A qualidade da serrapilheira acumulada também melhora com a idade da floresta. O estudo encoraja pesquisas adicionais para investigar se os resultados se aplicam a áreas de pastagens degradadas e abandonadas na Amazônia.

MATERIAL SUPPLEMENTAR

Tabela Suplementar 1 - Resultado da análise granulométrica no perfil do solo em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

Profundidade (cm)	RN02	RN05	RN10	RN20	AGRI
		Areia (g kg ⁻¹)			
0 – 10	940	923	925	940	946
10 – 20	936	916	938	895	931
20 – 40	901	857	932	868	860
		Silte (g kg ⁻¹)			
0 – 10	29	29	21	23	18
10 – 20	14	22	13	31	19
20 – 40	13	18	18	33	27
		Argila (g kg ⁻¹)			
0 – 10	31	50	55	48	37
10 – 20	50	62	50	75	50
20 – 40	85	124	50	98	113

Tabela Suplementar 2 – Artigos recuperados na base de pesquisa Scopus, até a data de 10/03/2023, que citam os termos “soil health” ou “soil quality” em estudos desenvolvidos no bioma Amazônia contendo áreas de restauração natural ou ativa de florestas

Autores	Ano	Título	Periódico
Schmidt <i>et al.</i>	2017	Using vNIR spectroscopy to assess changes in Ultisols of Pará State, Brazil	Geoderma Regional
Bomfim <i>et al.</i>	2020	Litter and soil biogeochemical parameters as indicators of sustainable logging in Central Amazonia	Science of the Total Environment
Gomes <i>et al.</i>	2021	Oil palm agroforestry shows higher soil permanganate oxidizable carbon than monoculture plantations in Eastern Amazonia	Land Degradation and Development
Durrer <i>et al.</i>	2021	Beyond total carbon: conversion of amazon forest to pasture alters indicators of soil C cycling	Biogeochemistry
Ribeiro <i>et al.</i>	2021	Soil properties under different supplementary organic fertilizers in a restoration site after kaolin mining in the Eastern Amazon	Ecological Engineering
Suárez <i>et al.</i>	2021	Cacao agroforestry systems improve soil fertility: Comparison of soil properties between forest, cacao agroforestry systems, and pasture in the Colombian Amazon	Agriculture, Ecosystems and Environment
de Oliveira <i>et al.</i>	2022	Are liming and pit size determining for tree species establishment in degraded areas by kaolin mining?	Ecological
Rousseau <i>et al.</i>	2022	Potential of slash-and-mulch system with legumes to conserve soil attributes and macrofauna diversity in Eastern Amazon	Pedobiologia
Dos Santos <i>et al.</i>	2022	Land use on the diversity of soil invertebrates in the forest region of the amazon	Nativa
Soares <i>et al.</i>	2022	Determination of Carbon and Nitrogen Stocks in Physical Fractions of Organic Matter in Anthropic (Terra Preta de Índio) and Non-Anthropic Soils in Central Amazonia	Revista Virtual de Quimica

Tabela Suplementar 3 - Abundância absoluta e relativa das categorias taxonômicas e sua classificação em grupos funcionais (Potapov *et al.*, 2022)

Nome	Classificação	n m ²	%	Grupos funcionais
Araneae	Ordem	64	1	Predador
Chilopode	Classe	288	2	Predador
Coleoptero	Ordem	160	1	Onívoro
Diplopoda	Classe	240	2	Detritívoro
Diplura	Ordem	64	1	Detritívoro
Hemiptero	Ordem	48	0	Herbívoro
Hymenoptero	Ordem	3456	27	Engenheiro do ecossistema
Isopoda	Ordem	112	1	Detritívoro
Isoptero	Ordem	6720	53	Engenheiro do ecossistema
Oligoqueta	Classe	1472	12	Engenheiro do ecossistema
Orthoptero	Ordem	16	0	Herbívoro
Pulmonata	Ordem	80	1	Detritívoro
Thysanura	Ordem	64	1	Herbívoro

Tabela Suplementar 4 – Número de indivíduos (m²) da fauna de acordo com sua classificação funcional em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20) e uma área de agricultura (AGRI) logo após a queima de parte da floresta secundária de vinte anos

Classificação	RN02	RN05	RN10	RN20	AGRI
Detritívoro	160	176	16	64	80
Engenheiro do ecossistema	2000	1120	256	5600	2672
Herbívoro	0	48	32	32	16
Onívoro	48	32	16	64	0
Predador	16	0	96	208	32
Outros	48	48	64	80	0

Tabela Suplementar 5 – Lista de famílias e espécies em áreas de regeneração natural de floresta amazônica com idade de dois anos (RN02), cinco anos (RN05), dez anos (RN10) e vinte anos (RN20)

RN02	n
Annonaceae	
<i>Rollinia</i> sp.	1
Hypericaceae	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	9
Urticaceae	
<i>Cecropia</i> sp.	48
RN05	
Anacardiaceae	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2
Annonaceae	
<i>Gutteria</i> sp.	2

<i>Rollinia</i> sp.	5
Bignoniaceae	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	17
Fabaceae	
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	52
<i>Inga</i> sp.	4
<i>Parkia</i> sp.	12
Hypericaceae	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	68
Lauraceae	
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	32
Malpighiaceae	
<i>Byrsonima</i> sp.	1
Myrtaceae	
<i>Myrcia</i> sp.	2
Salicaceae	
<i>Banara guianensis</i> Aubl.	4
Urticaceae	
<i>Cecropia</i> sp.	33
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	1

RN10

Anacardiaceae	
<i>Tapirira guianensis</i> (Aubl.) Choisy	7
Annonaceae	
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	3
<i>Xylopia nitida</i> Dunal	12
Bignoniaceae	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	7
Fabaceae	
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	31
<i>Inga edulis</i> Mart.	11
<i>Inga</i> sp.	2
Hypericaceae	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	6
Lauraceae	
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	30
Lecythidaceae	
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	1
Melastomataceae	
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D.Don	1
<i>Miconia affinis</i> DC.	2
Urticaceae	
<i>Cecropia</i> sp.	3

RN20

Anacardiaceae	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	3
Annonaceae	

<i>Xylopia nitida</i> Dunal	15
Bignoniaceae	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	31
Fabaceae	
<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	4
<i>Inga edulis</i> Mart.	14
Hypericaceae	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	6
Lacistemataceae	
<i>Lacistema</i> sp.	3
Lauraceae	
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	19
Melastomataceae	
<i>Miconia affinis</i> DC.	4
<i>Miconia surinamensis</i> Gleason	1
Urticaceae	
<i>Cecropia</i> sp.	32
