UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO

CENTRO DE BIOCIÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

BRUNO RODRIGUES DE SOUZA

EFEITOS DA CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO INICIAL E DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA

RECIFE – PE

2021

BRUNO RODRIGUES DE SOUZA

EFEITOS DA CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO INICIAL E DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de **Mestre em Biologia Vegetal.**

Orientador: Dr. Felipe Pimentel Lopes de Melo

Co-orientador: Dr. Renato Garcia Rodrigues

RECIFE – PE

2021

BRUNO RODRIGUES DE SOUZA

EFEITOS DA CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO INICIAL E DA ESTRUTURA DA PAISAGEM NA RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO DA CAATINGA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Área de Concentração: Ecologia Vegetal, da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de **Mestre em Biologia Vegetal.**

APROVADO EM: 26/02/2021

BANCA EXAMINADORA

_____

DR. FELIPE PIMENTEL LOPES DE MELO (ORIENTADOR) UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE

_____

DR. THIAGO GONÇALVES-SOUZA (1º TITULAR) UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO – UFRPE

_____

DR. MARCELO TABARELLI (2º TITULAR) UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE

_____

DR. VICTOR ARROYO-RODRIGUEZ (1º SUPLENTE) UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

_____

DR. ULYSSES PAULINO DE ALBUQUERQUE (2ª SUPLENTE) UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO – UFPE

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus ancestrais, indígenas e afrodescendentes, que resistiram a todas as dificuldades que lhes foram impostas no passado e permitiram que nós descendentes chegássemos até aqui. Agradeço a minha família por parte de mãe (Souza) e parte de pai (Rodrigues) que mesmo tendo que abandonar seus locais de origem devido a construção de uma barragem hidrelétrica, foram bravamente ocupar novos territórios e construir suas histórias de vida a partir de novas possibilidades.

Agradeço aos meus pais, irmãos, avós, padrinhos e familiares que sempre me apoiaram a seguir sempre no caminho dos estudos, por acreditarem invariavelmente que este é o caminho mais justo e honesto para ascender pessoal e profissionalmente na vida. Agradeço a minha companheira Carla por estar sempre do meu lado nos dias bons e ruins, a qual dedico meu carinho, amor e essa conquista que nesse documento de texto materializa-se. Agradeço a todos os meus amigos pelos fundamentais momentos de diversão e descontração que vivenciamos ao longo dos meus quase 27 anos de vida.

Agradeço meus professores do ensino fundamental e médio, em especial aos professores que despertaram meu interesse por matemática e biologia, pois todos os degraus profissionais que seguiram não seriam possíveis sem essa base. Agradeço aos doutores Fábio Socolowisk e Daniela Vieira pelas primeiras orientações desde o Centro de Referência de Recuperação de Áreas Degradadas (CRAD/UNIVASF) até o atual trabalho desenvolvido em parceria com o Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental (NEMA/UNIVASF). Agradeço ao Professor Dr. Renato Garcia pelas orientações em trabalhos científicos durante a graduação, no trabalho de conclusão de curso de Engenharia Agronômica pela UNIVASF, bem como pela co-orientação nesse atual trabalho de dissertação. Agradeço a todos os profissionais e colaboradores do NEMA/UNIVASF que de alguma maneira contribuíram para possibilitar a produção desse trabalho, desde os mateiros, profissionais de limpeza, motoristas, aos especialistas do Herbário pela ajuda na identificação de espécies e técnicos em meio ambiente que trabalharam comigo nas coletas em campo.

Agradeço ao meu orientador Professor Dr. Felipe Melo, pela paciência e compreensão em ir me apresentando os conhecimentos científicos que possibilitaram a análise e escrita dos resultados desse trabalho de forma gradual e progressiva, importantíssimo para o processo de aprendizado. Agradeço a todos os integrantes do grupo de pesquisa NEXUS, dos laboratórios LEVA e LIPA, por todo o aprendizado e vivência pessoal e profissional desde as expedições

de campo no Parque do Catimbau ao excelente Curso de Campo da Caatinga que tive o privilégio de participar. Agradeço a todos os colaboradores e Professores do Departamento de Botânica da Universidade Federal de Pernambuco, em especial aos que possibilitam o andamento das atividades do Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, sem eles o processo do mestrado não teria sido possível. Agradeço também todas as amizades que fiz em Recife-PE, pelos momentos de descontração como os de tomar um litrão gelado lá no Bar no de Seu Peludo, fundamentais para esfriar a cabeça depois de intensas horas de estudo. Por fim agradeço ao Universo e toda sua força criadora pela oportunidade de vivenciar esse plano terreno, evoluindo ao máximo em valores humanos, pessoais e profissionais, e recebendo a dádiva divina de estudar o meio ambiente e os recursos naturais, em especial os da Caatinga, pois mesmo ao encerrar esse ciclo do mestrado, serei sempre um estudante e observador da natureza.

RESUMO

Em uma dinâmica mundial em que as florestas secas são as mais ameaçadas pelas mudanças climáticas e abrigam populações humanas que dependem diretamente dos recursos florestais, compreender bem como uma obra de grande magnitude impacta em respostas biológicas mensuráveis pode ser importante para traçar estratégias de conservação da biodiversidade. Nesse contexto essa dissertação objetiva investigar o papel do banco de sementes do solo da Caatinga tanto para monitorar a efetividade de intervenção das técnicas semeadura direta e nucleação (I) e como resposta biológica a degradações da floresta a nível de paisagem a partir das métricas fragmentação e qualidade florestal (II). Para o objetivo I foram selecionadas 23 áreas com grau intermediário de regeneração natural e aplicadas semeadura direta em 12 áreas e semeadura direta em consórcio com nucleação em 11 áreas, comparando-as com 4 áreas de referência negativa e 4 áreas de referência positiva para dois anos pós-recuperação. No primeiro ano pós-recuperação foi observado um aumento dos valores de diversidade de Hill (q=0, q=1 e q=2) nas áreas que receberam semeadura direta mais nucleação em relação as áreas degradadas sem intervenção (referência negativa). Já no segundo ano pós-recuperação foi verificado um aumento expressivo na estrutura da comunidade de espécies raras (q=0) com relação ao ano anterior, avaliados a partir de curvas de interpolação e extrapolação relacionando abundância de indivíduos e diversidade de espécies. Foi registrado também uma relação negativa entre a abundância da espécie exótica *Nicotiana glauca* e a diversidade de comuns (q=1) e dominantes (q=2). Já para o objetivo II deste trabalho foram avaliadas as mesmas 31 áreas, porém evidenciando como as respostas do banco de sementes podem estar relacionadas com a variação das métricas de paisagem fragmentação e qualidade florestal. Foram utilizados 8 recortes espaciais utilizando os centróides dos 5 pontos de coleta para cada área. Calculou-se as escalas de efeito para cada número de Hill da diversidade do banco de sementes em relação as métricas fragmentação e qualidade florestal. A diversidade de espécies raras (q=0) apresentou escalas de efeito menor (140-200m) e a diversidade de espécies comuns (q=1) e dominantes (q=2) apresentou escalas de efeito maiores (400-800m). No principal modelo linear aceito a partir do critério de importância dos termos do modelo-médio > 0.80, foi constatada uma relação positiva da métrica qualidade florestal em relação a diversidade de espécies dominantes (q=2) e uma relação negativa da métrica fragmentação em relação a mesma diversidade.

Palavras-chave: Estoque de Sementes, Restauração Ecológica, Alteração na Paisagem, Monitoramento de Áreas Degradadas, Números de Hill.

ABSTRACT

In worldwide dynamics in which dry forests are threatened by climate changes and shelter human populations who directly depend on forestry resources, understanding how a work of great magnitude has an impact on measurable biological responses might be important to delineate biodiversity conservancy strategies. In this context this study aims to investigate the role of the Caatinga soil seedbank in monitoring the effectivity of intervention of the direct seeding technique and nucleation (I) and as a biological answer to forest degradations on the level of landscape starting from metric fragmentation and forestry quality (II). For the objective I were selected 23 areas with an intermediate degree of natural regeneration and applied directed seeding in 12 areas and directed seeding together with nucleation in 11 areas, comparing them with four negative reference areas and four positive reference areas for two years after recuperation. In the first after recuperation year was observed an increase of diversity values of Hill (q=0, q=1 e q=2) in the areas which received directed seeding and nucleation, in proportion to the degraded areas without any intervention (negative reference). In the second after recuperation year, there was an exponential increase in the structure of rare species community (q=0) in relation to the previous year, evaluated from curves of interpolation and extrapolation relating abundancy of individual and diversity of species. Moreover, a negative relation between the abundancy of the exotic species *Nicotiana Glauca* and the diversity of commons (q=1) and dominants (q=2) was recorded. For the objective II of this work were evaluated the same 31 areas, highlighting how the answers of the seeding bank could be related to the metric variation of fragmentation landscape and forestry quality. Eight spatial cuttings were used utilizing the centroids of the 5 collecting points for each area. The effect scale for each number of Hill of the diversity of the seeding bank in relation to the fragmented metric and forestry quality was calculated. The diversity of rare species (q=0) presented minor scales effect (140-200m) and the diversity of common species (q=1) and dominants (q=2) presented a higher scales effect (400-800m). On the main linear model accepted as from criteria of importance of medium-model terms > 0.80, a positive relation of metric forestry quality was noticed in relation to the diversity of dominants species (q=2) and a negative relation of fragmentation metric with regard to the same diversity.

Keywords: Stash of Seeds, Ecological Restoration, Landscape Alteration, Monitoring of Degraded Areas, Hill Numbers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa ilustrativo da localização geográfica da Caatinga na América do Sul. Produzido por Barbosa et al. (2020).

Figura 2. Esquema teórico demonstrando como um ecossistema degradado pode evoluir até um ecossistema restaurado através de métodos de recuperação de áreas degradadas em auxílio a regeneração natural local. (Adaptado de Moraes et al., 2010).

Figura 3. Esquema teórico ilustrando os efeitos da regeneração (qualidade florestal) e da degradação (fragmentação) na cobertura florestal e complexidade ecológica, e suas influências no fluxo de dispersão de sementes.

Figura 4. Interpolação (linha sólida) com base no tamanho de amostra e Extrapolação (linha pontilhada) com curvas de amostragem com intervalo de confiança de 95% (áreas sombreadas) para os dados dos tratamentos *SD*, *SD+NUC*, *RP* e *RN*, separadamente por ordem de diversidade: q=0 (espécies raras), q=1 (espécies comuns), q=2 (espécies dominantes).

Figura 5. Análise de escala multidimensional não-métrica (nMDS) para comparar as composições vegetais do banco de sementes entre os tratamentos *SD* (Semeadura Direta), *SD+NUC* (Semeadura Direta + Nucleação), *RN* (Referência Negativa) e *RP* (Referência Positiva) para o primeiro e segundo ano pós-recuperação.

Figura 6. ANOVA e teste Tukey ($\alpha<0.05$) plotados em Boxplots avaliando as diferenças de diversidade do banco de sementes entre os tratamentos *SD* (Semeadura Direta), *SD+NUC* (Semeadura Direta + Nucleação), *RN* (Referência Negativa) e *RP* (Referência Positiva) para o primeiro e segundo ano pós-recuperação.

Figura 7. Representações gráficas dos modelos lineares significativos + capa estatística das relações negativas entre a abundância da espécie exótica invasora mais dominante (*Nicotiana glauca*) e a diversidade de espécies D1 (espécies comuns) e D2 (espécies dominantes).

Figura 8. Mapa de classes da cobertura do solo com a localização da obra de transposição do rio são Francisco no Brasil com destaque em vermelho para as áreas degradadas em recuperação.

Figura 9. Esquema metodológico do processamento dos dados desde a extração das métricas de paisagem até a validação matemática dos modelos mais significativos em suas respectivas escalas de efeito.

Figura 10. Análise multiescala (MULTIFIT) para definir as escalas de efeito das métricas de paisagem fragmentação (FRAG) e qualidade florestal (QF) para as diversidades de Hill (D0 – Espécies raras; D1 – Espécies comuns e D2 – Espécies dominantes) do banco de sementes do solo da Caatinga.

Figura 11. Síntese dos resultados mais relevantes deste estudo com as relações entre a diversidade de comuns (D1) e dominantes (D2) e a fragmentação (FRAG) e qualidade florestal (QF) em suas respectivas escalas de efeito. Estão representados os modelos lineares generalizados (GLM), com posterior importância dos termos de um modelo médio (GLMULTI) e a representação gráfica comparativa das escalas 400 e 800m, que foram respectivamente escala de efeito para QF e FRAG em relação a diversidade do banco de sementes.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Distribuição do número de áreas por tratamento demonstrando os métodos de recuperação aplicados.

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO 12

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA 14

2.1 Caatinga: uma floresta seca com alto endemismo, serviços ecológicos cruciais e fragilizados frente as mudanças climáticas 14

2.2 Histórico de degradação deixa saldo de antropização em aproximadamente 50% 15

2.3 Restauração Ecológica como ferramenta de mitigação de distúrbios antrópicos 16

2.4 Banco de sementes como forma de monitorar recuperação via condução da Regeneração Natural 17

2.5 Impactos de alteração de métricas de paisagem na complexidade ecossistêmica 18

2.6 Respostas biológicas do banco de sementes como forma de monitorar degradação a nível de paisagem e processos de invasão biológica 19

2.7 Referências Bibliográficas 20

3. **MANUSCRITO 1:** RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DA CAATINGA VIA CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL POR SEMEADURA DIRETA E NUCLEAÇÃO 25

3.1 Introdução 29

3.2 Métodos 30

3.3 Resultados 34

3.4 Discussão 38

3.5 Referências Bibliográficas 40

4. **MANUSCRITO 2:** EFEITOS DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DO BANCO DE SEMENTES DA CAATINGA 44

4.1 Introdução 48

4.2 Métodos 50

4.3 Resultados 54

4.4 Discussão 57

4.5 Referências Bibliográficas 60

5. CONCLUSÕES GERAIS 64

1. APRESENTAÇÃO

A regeneração natural é um dos processos ecológicos mais importantes com relação a capacidade do ecossistema de suportar distúrbios antrópicos (Latawiec et al., 2016). Em alguns níveis mais iniciais de degradação, principalmente em regiões favorecidas hidricamente, apenas o isolamento da área pode ser suficiente para que os processos de regeneração natural recuperem funções ecológicas anteriormente perdidas (Almeida et al., 2019). No entanto, as florestas sazonalmente secas no cenário atual de aumento no aquecimento da superfície terrestre são ecossistemas florestais dentre os mais ameaçados pela disponibilidade hídrica decrescente, que poderá causar secas mais severas prejudicando a ativação dos mecanismos de regeneração locais (De Almeida et al., 2020).

Dentre os principais elementos de regeneração de florestas secas pode-se destacar rebrota, banco de plântulas, chuva de sementes e o banco de sementes do solo (Knoechelmann et al., 2020). Devido a presença da dormência nas sementes de muitas espécies vegetais dos ecossistemas secos, a capacidade de formar o reservatório de sementes do solo à espera de condições ambientais favoráveis à emergência e estabelecimento faz do banco de sementes um imprescindível elemento de regeneração (Taiwo et al., 2018). Em áreas degradadas por grandes obras de infraestrutura são realizadas extensas faixas de supressão vegetal, remoção do solo para retirada de matéria-prima e a deposição de excedentes impactam diretamente a comunidade vegetal local, como é o caso do estoque de sementes do solo (Ma et al., 2018). Nesse contexto, a aplicação de técnicas de recuperação de áreas degradadas como a semeadura direta e a nucleação podem incrementar a quantidade e diversidade de propágulos presentes na área, o que pode se traduzir numa maior diversidade de espécies no banco de sementes (Michaels et al., 2020).

O maior conhecimento de como o banco de sementes do solo, avaliado a partir de suas métricas de diversidade, responde após intervenções de recuperação pode nos trazer informações relevantes acerca das respostas biológicas da Caatinga frente a essas condições. Já a avaliação da diversidade do banco de sementes em relação a métricas de paisagem como fragmentação e qualidade florestal, extraídas a partir de imagens de satélite, podem nos revelar importantes padrões ecológicos bem como propor uma sofisticada técnica computacional e estatística de avaliação de impactos da alteração da paisagem em uma floresta tropical seca.

Dessa maneira esta dissertação objetiva então avaliar o banco de sementes como forma de monitorar a efetividade das técnicas de recuperação semeadura direta (isoladamente) e semeadura direta em consórcio com nucleação, e também utilizar as métricas de diversidade do banco como resposta biológica a alteração das métricas de paisagem fragmentação e qualidade florestal. Além da apresentação dos resultados a comunidade científica, esse trabalho poderá também ser utilizada para gerar subsídio para políticas públicas em conservação desse bioma e realização de futuras pesquisas com Restauração Ecológica e Avaliação de Impactos na Paisagem da Caatinga.

.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Caatinga: uma floresta seca com alto endemismo, serviços ecológicos cruciais e fragilizados frente as mudanças climáticas

As florestas secas brasileiras, denominadas Caatingas, são ecossistemas terrestres evoluídos na região semi-árida do Brasil sobre uma área geográfica inserida no "polígono das secas" (Figura 1., Barbosa et al., 2020). O clima dessa região é do tipo Bsh, quente e seco, com chuvas de outono a inverno e precipitação média de 430 mm anuais (Marques et al., 2020). Nessas condições desenvolveram-se espécies vegetais com diversas estruturas adaptativas a restrição hídrica como a presença de folhas modificadas em espinhos, estruturas de reservas nas raízes, queda de folhas na estação seca e a formação de banco de sementes no solo (Maia et al., 2017). Estudos recentes apontam que a Caatinga possui 3150 espécies de plantas e 1425 vertebrados, incluindo 548 pássaros, 386 peixes, 210 répteis, 183 mamíferos e 98 anfíbios, parte desta biodiversidade sendo endêmica da região (Silva & Souza, 2018).

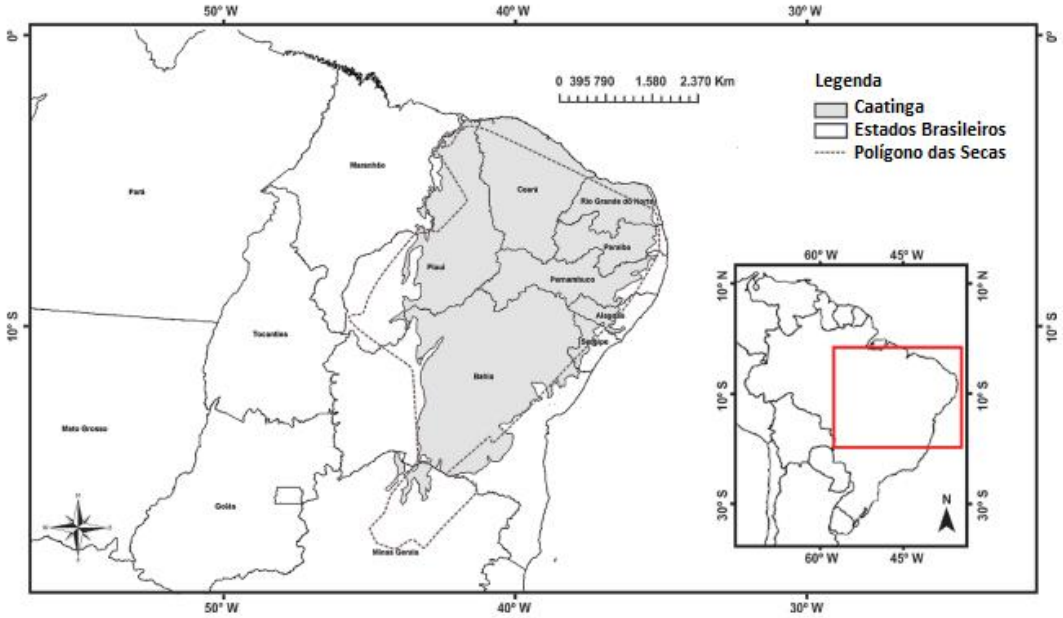


Figura 1. Mapa ilustrativo da localização geográfica da Caatinga na América do Sul. Produzido por Barbosa et al. (2020).

A Caatinga também é uma das florestas secas de maior densidade populacional humana do globo terrestre onde habitam cerca de 26 habitantes por km², de maioria pobre e altamente dependentes dos recursos da floresta para alimentação, utilização de plantas medicinais, lenha para cozinhar e construção de moradias e cercas (Leal et al., 2017). Esses serviços ecológicos

podem ser imprescindíveis para a sobrevivência dessas populações, trazendo a tona o conceito de segurança florestal a longo prazo (Melo et al., 2020). Além de fazer parte desse sistema socio-ecológico fortemente interligado a Caatinga também está inserida em um contexto dos biomas mais fragilizados perante as mudanças climáticas em vigência no mundo inteiro (De Almeida et al., 2020). A situação dos biomas secos é tão sensível que até os mecanismos de regeneração correm risco de serem menos efetivos com a baixa disponibilidade de recursos hídricos que projeta-se em um futuro próximo (Petrie et al., 2017).

2.2 Histórico de degradação deixa saldo de antropização em aproximadamente 50%

De acordo com estimativas do Projeto MapBiomas 5.0 (2020) a Caatinga possui aproximadamente 50% de sua vegetação antropizada. Como consequência do avanço da degradação sobre esse bioma, as Caatingas possuem grandes extensões ameaçadas pelo processo de desertificação, sendo esse processo potencializado pela rápida supressão de cobertura vegetal nativa e a lenta regeneração característica desse ecossistema (Souza et al., 2015). O avanço do crescimento urbano, a implementação de empreendimentos agrícolas, de infraestrutura hídrica e energética tem representado as principais atividades impactantes a esse bioma (Rodrigues, 2012).
Nessas paisagens tropicais modificadas pelo homem, a biodiversidade é ameaçada por uma miríade de forças, incluindo a perda e fragmentação de habitat, degradação da terra, exploração excessiva de recursos florestais e invasões biológicas (Brancalion et al., 2013).

Toda essa pressão antrópica pode tirar das florestas secas em todo o mundo o papel como os ecossistemas que acumulam carbono mesmo em condições de pouca disponibilidade hídrica, carbono esse que pode contribuir para o equilíbrio global nas condições de crise climática que enfrentamos (Brito Morais et al., 2017). A degradação ambiental das florestas secas podem interromper processos, funções e serviços ecológicos essenciais para o funcionamento do ecossistema da Caatinga de forma integral (Silva et al., 2020). Nesse contexto iniciativas para mitigar os impactos dos distúrbios antrópicos nos ecossistemas secos são bastante válidas, pois ainda é incerto quão a magnitude dos impactos negativos das alterações climática para florestas secas e sua rica biodiversidade (De Almeida et al., 2020).

2.3 Restauração Ecológica como ferramenta de mitigação de distúrbios antrópicos

A restauração ecológica oferece uma maneira promissora de mitigar os impactos antrópicos a biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos podendo promover: I) estabelecimento de elementos estruturais na paisagem para melhorar a conectividade, II) fornecimento de cobertura florestal adicional, III) restauração de remanescentes florestais degradados por meio da proteção contra distúrbios mediados pelo homem e reestabelecimento da trajetória sucessional e IV) apoio ao desenvolvimento socioeconômico sustentável em comunidades rurais marginalizadas, onde a falta de oportunidades de trabalho leva ao desmatamento, degradação florestal e superexploração (Brancalion et al., 2013). Os caminhos para a restauração de fragmentos florestais altamente degradados devem passar em sequência temporal pelas etapas de recuperação, reabilitação e restauração (Figura 2). A recuperação visa através do aumento de funções ecossistêmicas e de estrutura de comunidade vegetal anteriormente perdida, tornar um ecossistema degradado em um ecossistema recuperado (Jones et al., 2018). Essa recuperação é viabilizada via aplicação de técnicas como a semeadura direta, plantio de mudas em ilhas formando núcleos (nucleação), instalação de poleiros artificiais, controle de espécies exóticas (Dimson & Gillespie, 2020). Em uma dinâmica de longo prazo um ecossistema recuperado pode ser conduzido através de aplicação de técnicas e monitoramento para um ecossistema reabilitado, e posterior evolução a condição de floresta secundária atingindo assim o status de não-intervenção humana (De Moraes et al., 2010).

A evolução de um ecossistema degradado para estágios mais complexos ecologicamente passa obrigatoriamente pelos elementos de regeneração natural (Novianti et al., 2018). Dentre esses elementos para a Caatinga podemos destacar a rebrota, banco de plântulas, a chuva de sementes e o banco de sementes do solo (Monteiro & Kurtz, 2020). Distúrbios antrópicos agudos, como a supressão vegetal completa, jazida de solo e deposição de material afetam seriamente processos de regeneração natural podendo até interrompê-los por completo (Silva et al., 2020). A recuperação de uma área degradada tem como objetivos básicos então fornecer condições e reestabelecer processos que favorecem elementos da regeneração, e monitorá-los após uma intervenção é crucial para o sucesso futuro de projetos de recuperação (De Moraes et al., 2010).

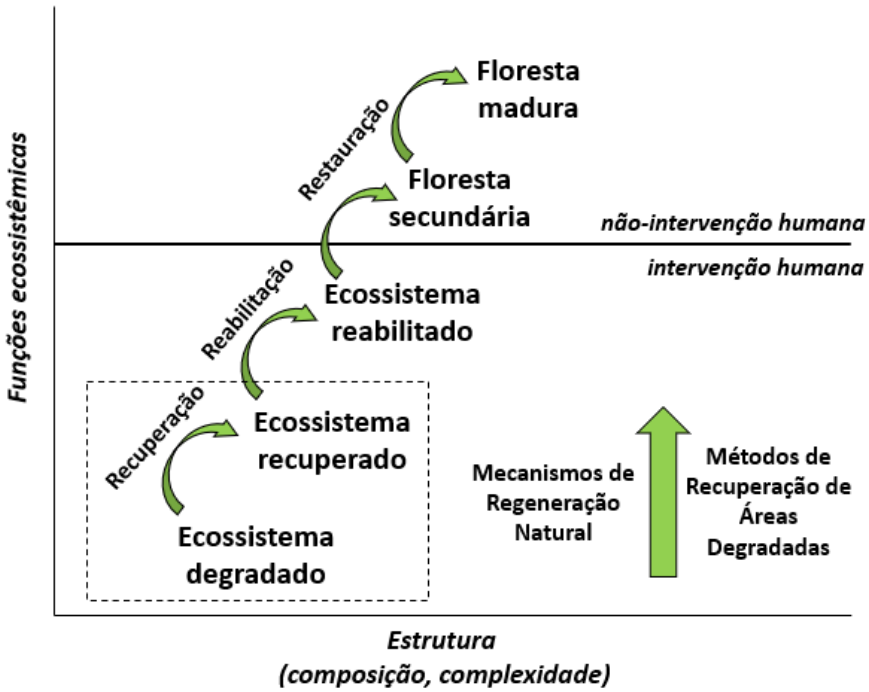


Figura 2. Esquema teórico demonstrando como um ecossistema degradado pode evoluir até um ecossistema restaurado através de métodos de recuperação de áreas degradadas em auxílio a regeneração natural local. (Adaptado de De Moraes et al., 2010).

2.4 Banco de sementes como forma de monitorar recuperação via condução da Regeneração Natural

Por estar abaixo da superfície do solo o banco de sementes pode ser um dos últimos elementos de regeneração a serem totalmente interrompidos durante um processo de degradação (Menezes et al., 2019). Após uma perturbação o estoque de sementes do solo pode então ser formado pelas sementes persistentes anteriores a degradação somado aos propágulos iniciais que chegaram após o distúrbio, podendo ser um dos primeiros elementos de resiliência florestal da área (Mohammed & Denboba, 2020). Em uma intervenção de recuperação a aplicação de técnicas como a semeadura direta pode incrementar esse estoque de sementes conduzindo a regeneração natural a um melhor desempenho a médio e longo prazo (Freitas et al., 2019). O banco de sementes pode ser uma precisa variável biológica para avaliar o estágio de regeneração do ecossistema e como esse responderá a intervenções de recuperação, sendo cada vez mais utilizado como métrica de monitoramento de restauração ecológica (Douh et al., 2018).

2.5 Impactos de alteração de métricas de paisagem na complexidade ecossistêmica

Distúrbios antrópicos de larga escala podem modificar um ecossistema a nível de paisagem, modificando assim sua configuração espacial gerando consequências para a disponibilidade de habitats, cobertura florestal e conectividade ecossistêmica (Guo et al., 2018). A diminuição da conectividade está relacionada com um aumento da fragmentação que pode afetar os fluxos de dispersão de propágulos, levando a uma chuva de sementes mais local e menos biodiversa (Pardini et al., 2017). Essa menor diversidade de propágulos pode gerar uma menor diversidade de espécies que compõe o banco e uma consequente inferior capacidade de resposta frente aos distúrbios pela menor diversidade de traços funcionais responsáveis por vencer filtros ambientais existentes (Benítez et al., 2018).

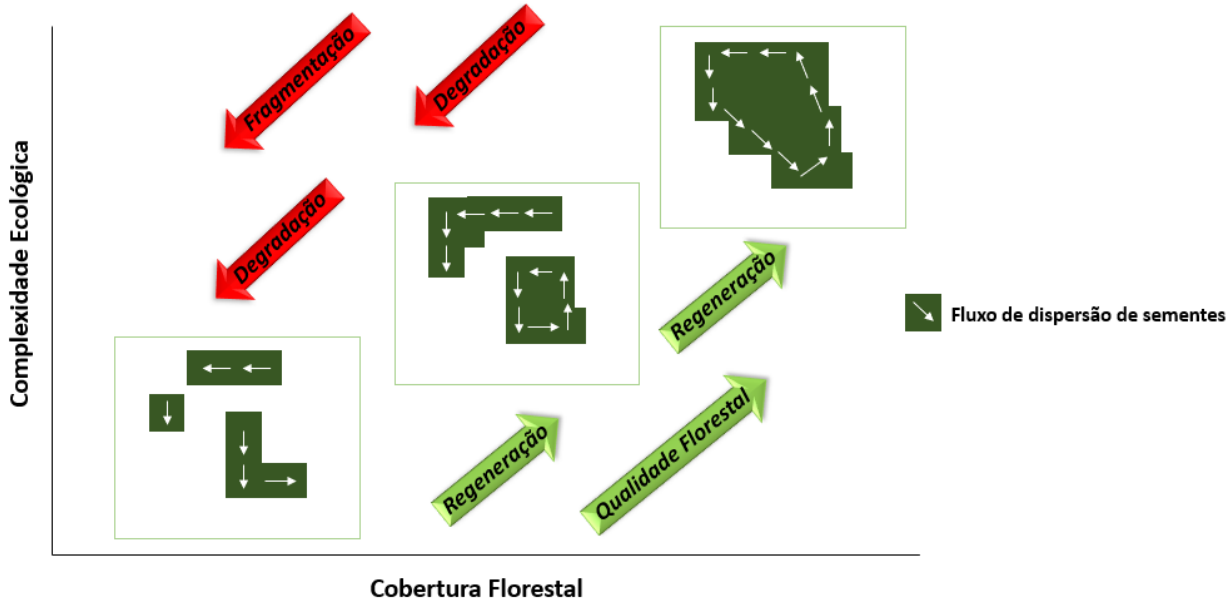


Figura 3. Esquema teórico ilustrando os efeitos da regeneração (qualidade florestal) e da degradação (fragmentação) na cobertura florestal e complexidade ecológica, e suas influências no fluxo de dispersão de sementes.

Essas alterações a nível de paisagem podem ser mensuradas então a partir de métricas mensuráveis como o número de manchas por hectare para avaliar a fragmentação, cobertura florestal para avaliar o percentual de floresta e até valores de NDVI como proxy de qualidade florestal local (Barbosa et al., 2017; San-José et al., 2019). Como demonstrado pelo esquema teórico representado na Figura 3, a influência de métricas de paisagem como a fragmentação (variável explicativa) em respostas biológicas como a diversidade espécies (variável resposta)

pode ser informativa sobre o impacto da alteração da paisagem na complexidade ecológica do ecossistema (Püttker et al., 2020).

2.6 Respostas biológicas do banco de sementes como forma de monitorar degradação a nível de paisagem e processos de invasão biológica

A degradação de ecossistemas à nível de paisagem é um distúrbio de difícil mensuração apenas com observações em campo, necessitando do levantamento de informações de interesse através de dados coletados por satélites de acesso aberto como o Landsat e Sentinel 2 (Ngadze et al., 2020; Zhou et al., 2019). Para uma avaliação mais eficaz recomenda-se selecionar as métricas de paisagem de interesse a serem avaliadas, por exemplo a fragmentação, e as respostas biológicas que podem sofrer influência direta dessa métrica (Luzuriaga et al., 2018). Análises em multiescala são preferíveis para identificar a escala de efeito, ou seja, a escala em que a relação métrica de paisagem e resposta biológica é mais significativa (San-José et al., 2019). A diversidade de espécies do banco de sementes pode então ser uma proxy da complexidade ecológica da área, sendo uma resposta biológica aos fluxos de dispersão prejudicados ou não pela alteração de métricas de paisagem avaliadas (Sousa et al., 2017).

Além dos impactos supracitados a nível de paisagem distúrbios antrópicos também são facilitadores de eventos de invasão biológica (Bazzichetto et al., 2018). A medida em que suprime cobertura vegetal nativa é aumentado a quantidade de habitat livre, seguido da maior dispersão das sementes exóticas via atividades de movimentação do solo e pelo vento (Liu et al., 2019). Devido ao banco de sementes do solo de uma área degradada ser composto por sementes persistentes ao distúrbios somadas as que chegam pós-degradação, inclusive sementes exóticas altamente invasoras, o estoque pode ser altamente colonizado por propágulos exóticos prejudicando a diversidade de espécies (Abella & Chiquoine, 2019). Utilizar o banco de sementes como indicador de como a invasão biológica pode estar prejudicando o ecossistema local pode ser uma alternativa a projetos de recuperação de áreas degradadas que monitoram essa invasão potencialmente prejudicial ao ecossistema em recuperação (Skálová et al., 2019).

2.7 Referências Bibliográficas

Abella, S. R., & Chiquoine, L. P. (2019). The good with the bad: when ecological restoration facilitates native and non-native species. *Restoration Ecology*, *27*(2), 343–351.

Almeida, D. R. A., Stark, S. C., Schietti, J., Camargo, J. L. C., Amazonas, N. T., Gorgens, E. B., Rosa, D. M., Smith, M. N., Valbuena, R., Saleska, S., Andrade, A., Mesquita, R., Laurance, S. G., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Broadbent, E. N., Shimabukuro, Y. E., Parker, G. G., Lefsky, M., … Brancalion, P. H. S. (2019). Persistent effects of fragmentation on tropical rainforest canopy structure after 20 yr of isolation. *Ecological Applications*, *29*(6), 1–15.

Barbosa, A. H. D. S., Carvalho, R. G. de, & Camacho, R. G. V. (2017). Aplicação do NDVI para a Análise da Distribuição Espacial da Cobertura Vegetal na Região Serrana de Martins e Portalegre – Estado do RioBarbosa, A. H. D. S., Carvalho, R. G. de, & Camacho, R. G. V. (2017). Aplicação do NDVI para a Análise da Distribuição . *Geography Department University of Sao Paulo*, *33*, 128.

Barbosa, R. D. N., Bezerra, J. D. P., Santos, A. C. da S., Melo, R. F. R., Houbraken, J., Oliveira, N. T., & de Souza-Motta, C. M. (2020). Brazilian tropical dry forest (Caatinga) in the spotlight: An overview of species of aspergillus, penicillium and talaromyces (eurotiales) and the description of p. vascosobrinhous sp. nov. *Acta Botanica Brasilica*, *34*(2), 409–429.

Bazzichetto, M., Malavasi, M., Bartak, V., Acosta, A. T. R., Rocchini, D., & Carranza, M. L. (2018). Plant invasion risk: A quest for invasive species distribution modelling in managing protected areas. *Ecological Indicators*, *95*(February), 311–319.

Benítez, A., Aragón, G., González, Y., & Prieto, M. (2018). Functional traits of epiphytic lichens in response to forest disturbance and as predictors of total richness and diversity. *Ecological Indicators*, *86*(December 2017), 18–26.

Brancalion, P. H. S., Melo, F. P. L., Tabarelli, M., & Rodrigues, R. R. (2013). Biodiversity persistence in highly humanmodified tropical landscapes depends on ecological restoration. *Tropical Conservation Science*, *6*(6), 705–710.

Brito Morais, Y. C., Bezerra De Araújo, M. D. S., Beserra De Moura, M. S., Galvíncio, J. D., & De Queiroga Miranda, R. (2017). Análise do Sequestro de Carbono em áreas de Caatinga do Semiárido Pernambucano. *Revista Brasileira de Meteorologia*, *32*(4), 585–599.

De Almeida, R. G., Cavalcante, A. D. M. B., & Da Silva, E. M. (2020). Impacts of climate

change on the caatinga biome in the perception of teachers from the municipal public network of general sampaio - ceará. *Revista Brasileira de Meteorologia*, *35*(3), 397–405.

De Moraes, L. F. D., Campello, E. F. C., & Franco, A. A. (2010). Restauração florestal: Do diagnóstics de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. *Oecologia Australis*, *14*(2), 437–451.

Dimson M., Gillespie T.W. (2020). Trends in active restoration of tropical dry forest: Methods, metrics, and outcomes. *Forest Ecology and Management*, *467*(April), 118150.

Douh, C., Daïnou, K., Joël Loumeto, J., Moutsambote, J. M., Fayolle, A., Tosso, F., Forni, E., Gourlet-Fleury, S., & Doucet, J. L. (2018). Soil seed bank characteristics in two central African forest types and implications for forest restoration. *Forest Ecology and Management*, *409*(September 2017), 766–776.

Freitas, M. G., Rodrigues, S. B., Campos-Filho, E. M., do Carmo, G. H. P., da Veiga, J. M., Junqueira, R. G. P., & Vieira, D. L. M. (2019). Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *Forest Ecology and Management*, *438*(February), 224–232..

Guo, X., Coops, N. C., Gergel, S. E., Bater, C. W., Nielsen, S. E., Stadt, J. J., & Drever, M. (2018). Integrating airborne lidar and satellite imagery to model habitat connectivity dynamics for spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*, *33*(3), 491–511.

Jones, H. P., Jones, P. C., Barbier, E. B., Blackburn, R. C., Rey Benayas, J. M., Holl, K. D., McCrackin, M., Meli, P., Montoya, D., & Mateos, D. M. (2018). Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *285*(1873).

Knoechelmann, C. M., Oliveira, F. M. P., Siqueira, F. F. S., Wirth, R., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2020). Leaf-cutting ants negatively impact the regeneration of the Caatinga dry forest across abandoned pastures. *Biotropica*, *52*(4), 686–696.

Latawiec, A. E., Crouzeilles, R., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Sansevero, J. B., Santos, J. S. dos, Mills, M., Nave, A. G., & Strassburg, B. B. (2016). Natural regeneration and biodiversity: a global meta-analysis and implications for spatial planning. *Biotropica*, *48*(6), 844–855.

Leal, I. R. et al. (2017) *Ants of the Caatinga: Diversity, Biogeography, and Functional Responses to Anthropogenic Disturbance and Climate Change*. In: Caatinga: The largest tropical dryforestregion in South America. Silva, J., Leal, I., & Tabarelli, M. © Springer InternationalPublishing. ISBN 978-3-319-68338-6.

Liu, X., Blackburn, T. M., Song, T., Li, X., Huang, C., & Li, Y. (2019). Risks of Biological Invasion on the Belt and Road. *Current Biology*, *29*(3), 499-505.e4.

Luzuriaga, A. L., Sánchez, A. M., López-Angulo, J., & Escudero, A. (2018). Habitat fragmentation determines diversity of annual plant communities at landscape and fine spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, *29*, 12–19.

Ma, M., Walck, J. l., Ma, Z., Wang, L., & Du, G. (2018). Grazing disturbance increases transient but decreases persistent soil seed bank. *Ecological Applications*, *28*(4), 1020–1031.

Maia, J. M., Sousa, V. F. D. O., Lira, E. H. A. de, & Lucena, A. M. A. de. (2017). Motivações socioeconômicas para a conservação e exploração sustentável do bioma Caatinga. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, *41*, 295–310.

MapBiomas, Coleção 5.0. O Projeto *MapBiomas* disponibiliza mapas anuais de cobertura e uso da terra, bem como mapas com as mudanças ocorridas ao longo do tempo para todo o período entre 1985 e 2019. Todos os dados, bem como a metodologia e avaliação de acurácia das Coleções do *MapBiomas* ser acessados no site do projeto www.mapbiomas.org.

Marques, F. J., Cabral, A. G. A., Lima, C. R., & França, P. R. C. (2020). Florística e estrutura do componente arburtivo-arbóreo da caatinga nas margens do rio Sucuru em coxixola, Paraíba: reflexos da antropização. *Brazilian Journal of Development*, *6*(4), 20058–20072.

Melo, F. P. L., Parry, L., Brancalion, P. H. S., Pinto, S. R. R., Freitas, J., Manhães, A. P., Meli, P., Ganade, G., & Chazdon, R. L. (2020). Adding forests to the water–energy–food nexus. *Nature Sustainability*.

Menezes, J. C., Neto, O. C. C., Azevedo, I. F. P., Machado, A. O., & Nunes, Y. R. F. (2019). Soil seed bank at different depths and light conditions in a dry forest in northern Minas Gerais. *Floresta e Ambiente*, *26*(2), 1–9.

Michaels, T. K., Eppinga, M. B., & Bever, J. D. (2020). A nucleation framework for transition between alternate states: short-circuiting barriers to ecosystem recovery. *Ecology*, *101*(9), 1–17.

Mohammed, S. A., & Denboba, M. A. (2020). Study of Soil Seed Banks in Ex-closures for Restoration of Degraded Lands in the Central Rift Valley of Ethiopia. *Scientific Reports*, *10*(1), 1–9.

Monteiro, D. M., & Kurtz, B. C. (2020). Phytosociology of two caatinga phytophysiognomies with different histories of anthropic disturbance. *Floresta e Ambiente*, *27*(4).

Ngadze, F., Mpakairi, K. S., Kavhu, B., Ndaimani, H., & Maremba, M. S. (2020). Exploring the utility of Sentinel-2 MSI and Landsat 8 OLI in burned area mapping for a heterogenous savannah landscape. *PLoS ONE*, *15*(5), 1–13.

Novianti, V., Marrs, R. H., Choesin, D. N., Iskandar, D. T., & Suprayogo, D. (2018). Natural regeneration on land degraded by coal mining in a tropical climate: Lessons for ecological restoration from Indonesia. *Land Degradation and Development*, *29*(11), 4050–4060.

Pardini, R., Nichols, E., & Püttker, T. (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. In *Encyclopedia of the Anthropocene* (Vols. 1–5, Issue 2010). Elsevier Inc.

Petrie, M. D., Bradford, J. B., Hubbard, R. M., Lauenroth, W. K., Andrews, C. M., & Schlaepfer, D. R. (2017). Climate change may restrict dryland forest regeneration in the 21st century. *Ecology*, *98*(6), 1548–1559.

Püttker, T., Crouzeilles, R., Almeida-Gomes, M., Schmoeller, M., Maurenza, D., Alves-Pinto, H., Pardini, R., Vieira, M. V., Banks-Leite, C., Fonseca, C. R., Metzger, J. P., Accacio, G. M., Alexandrino, E. R., Barros, C. S., Bogoni, J. A., Boscolo, D., Brancalion, P. H. S., Bueno, A. A., Cambui, E. C. B., … Prevedello, J. A. (2020). Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. *Biological Conservation*, *241*, 108368.

Rodrigues, R. G. (2012) Paisagens do Sertão Setentrional. In: Flora das Caatingas do Rio São Francisco: História Natural e Conservação. Siqueira Filho, J. A. [Organização] – I.ed. – Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson. 552p.

San-José, M., Arroyo-Rodríguez, V., Jordano, P., Meave, J. A., & Martínez-Ramos, M. (2019). The scale of landscape effect on seed dispersal depends on both response variables and landscape predictor. *Landscape Ecology*, *34*(5), 1069–1080.

Silva A.C., Souza A.F. (2018). Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. *PLoS ONE*, *13*(4), 1–22.

Silva, J. H. N. da, Lima Junior, C. de, Ribeiro, E. M. S., & Lima, R. L. F. de A. (2020). A biodiversidade da fauna e da flora da Caatinga no cancioneiro regional. *Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)*, *15*(6), 154–172.

Silva, J. L. S., Cruz-Neto, O., Rito, K. F., Arnan, X., Leal, I. R., Peres, C. A., Tabarelli, M., & Valentina Lopes, A. (2020). Divergent responses of plant reproductive strategies to chronic anthropogenic disturbance and aridity in the Caatinga dry forest. In *Science of the Total Environment* (Vol. 704). Elsevier B.V.

Skálová H, Moravcová L, Čuda J, Pyšek P (2019). Seed-bank dynamics of native and invasive Impatiens species during a five-year field experiment under various environmental conditions. *NeoBiota*, *50*, 75–95.

Sousa, T. R., Costa, F. R. C., Bentos, T. V., Leal Filho, N., Mesquita, R. C. G., & Ribeiro, I. O. (2017). The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, *393*, 105–112.

Souza, B. I. de, Artigas, R. C., & Lima, E. R. V. de. (2015). Caatinga E Desertificação. *Mercator - Revista de Geografia Da UFC*, 131–150.

Taiwo, D. M., Oyelowo, O. J., Ogedengbe, T. C., & Woghiren, A. I. (2018). The Role of Soil Seed Bank in Forest Regeneration. *Asian Journal of Research in Agriculture and Forestry*, *1*(4), 1–10.

Zhou, Q., Rover, J., Brown, J., Worstell, B., Howard, D., Wu, Z., Gallant, A. L., Rundquist, B., & Burke, M. (2019). Monitoring landscape dynamics in central U.S. grasslands with harmonized Landsat-8 and Sentinel-2 time series data. *Remote Sensing*, *11*(3).

3. **MANUSCRITO 1:** RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DA CAATINGA VIA CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL POR SEMEADURA DIRETA E NUCLEAÇÃO

RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA DA CAATINGA VIA CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL POR SEMEADURA DIRETA E NUCLEAÇÃO

Autores: Bruno R. de Souza[1], Daniela M. Vieira[2], Fábio Socolowisk[2], Renato G. Rodrigues[2] & Felipe P. L. Melo.[1]

[1]Laboratório de Ecologia Aplicada, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, Brasil.

[2]Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental, Universidade Federal do Vale do São Francisco, Petrolina-PE, Brasil.

Toda correspondência deve ser endereçada para:

Felipe Pimentel Lopes de Melo

Universidade Federal de Pernambuco

Centro de Ciências Biológicas

Departamento de Botânica

Av. Prof. Moraes Rêgo, s/n, Cidade Universitária, 50670-901, Recife, PE – Brasil.

Telefone: 055 81 85094991 E-mail: felipe.plmelo@ufpe.br

RESUMO

As florestas secas são ecossistemas ameaçados pela crise climática e pressões antrópicas, em detrimento de sua alta biodiversidade endêmica e os serviços ecológicos prestados a milhões de pessoas. A recuperação ecológica é a ferramenta que pode mitigar os distúrbios antrópicos, no entanto, ainda é necessário um melhor entendimento sobre técnicas de recuperação e monitoramento viáveis aos ambientes de restrição hídrica. Utilizamos o banco de sementes do solo para monitorar o sucesso da aplicação dos métodos semeadura direta (*SD*) e semeadura direta em consórcio com nucleação (*SD+NUC*) em 23 áreas degradadas por uma grande obra de infraestrutura hídrica, comparando-as com 4 áreas de referência negativa e 4 de referência positiva durante dois anos. O método *SD+NUC* foi capaz de aumentar significativamente as três diversidades de Hill (D0 – espécies raras, D1 – espécies comuns e D2 – espécies dominantes) em relação a referência negativa no primeiro ano pós-recuperação. Foi observada uma dinâmica de aumento de D0 em todos os tratamentos do primeiro pro segundo ano pós-recuperação, indicando um movimento de aumento da regeneração natural dessas áreas. Detectou-se uma importante invasão biológica por *Nicotiana glauca* que influenciou negativamente os valores de D1 e D2 do banco de sementes. Os métodos demonstraram eficácia em promover a maior complexidade ecológica das áreas de floresta seca, o que pode acelerar processos de regeneração natural e potencial de resiliência local. Os resultados desse estudo podem gerar subsídio técnico a partir dos cumprimentos de prerrogativas ambientais de uma grande obra governamental para a comunidade científica, restauradores e promotores de políticas públicas nas áreas de restauração e conservação dos recursos naturais da Caatinga.

Palavras-chave: Estoque de sementes na Caatinga, Aceleração da Regeneração Natural, Florestas Secas, Distúrbios Antrópicos, Recomposição da Vegetação.

ABSTRACT

Dry forests are ecosystems threatened by the climatic crisis and anthropic pressures in detriment to its high endemical biodiversity and the ecological services provided to millions of people. Ecological recovery is the tool that might mitigate anthropical disturbs, however, a better understanding on recuperation techniques and practicable monitoring in the restricted hydric environments is needed. We used the soil seeds bank to monitor the success of the application of direct seeding methods (*SD*) and direct seeding together with nucleation (*SD+NUC*) in 23 degraded areas by a major water infrastructure project, comparing them with four areas of negative reference and four areas of positive reference during two years. The *SD+NUC* method could increase drastically the three diversities of Hill (D0 - rare species, D1 - common species and D2 - dominant species) in regard to the negative reference of the first year after the recuperation. An increasing dynamic of D0 was observed in all treatments of the first to the second after recuperation year, indicating a movement of rise of natural regeneration of these areas. An important biological invasion by *Nicotiana glauca* was detected, affecting negatively the values of D1 and D2 of the seedbank. The methods showed efficacy in promoting the most ecological complexity of dry forest areas, what could accelerate processes of natural regeneration and local resilience potential. The results of this study can generate technical subsidy starting on the fulfillment of the environmental prerogatives of a great governmental work for the scientific community, restorers and promoters of public politics in the areas of restauration and conservation of natural resources in the Caatinga.

Key words: Stock of seeds in the Caatinga, Acceleration in the Natural Regeneration, Dry Forests, Anthropical Disturbs, Vegetation Reconstruction.

3.1 Introdução

A Caatinga representa a maior área de floresta sazonalmente seca da América do Sul, com uma alta biodiversidade que abriga 4.657 espécies de plantas com sementes das quais 913 (19,7%) são endêmicas (Silva & Souza 2018). Sua biodiversidade tem sofrido historicamente perturbações antrópicas que vão desde o desmatamento para agricultura de corte a queima à construção de grandes obras de infraestrutura, com estimativas de mais que 50% da vegetação original já antropizada (Silva et al. 2020). Soma-se a essa alta degradação o fato de que esse bioma compõe um sistema socioecológico marcado pela presença de populações rurais pobres altamente dependentes dos recursos florestais, estando a floresta relacionada a segurança hídrica, alimentar e energética dessas populações (Melo et al. 2020). Os importantes serviços ecológicos que as florestas sazonalmente secas cumprem aliados a metas globais de combate as mudanças climáticas nos recomendam a importância de estratégias de conservação para esses biomas (Siyum 2020).

Uma importante estratégia de mitigação dos impactos antrópicos em ecossistemas degradados é a restauração ecológica (Valkó et al. 2020). Dentre os principais benefícios da restauração está o aumento da conectividade da paisagem, a criação de novos habitats para plantas e animais, e o reestabelecimento de importantes funções e serviços ecossistêmicos (Cole et al. 2019). Na fase mais inicial desse processo em áreas intensamente degradadas em que ainda não é possível reestabelecer todas as características do ecossistema, a recuperação é a intervenção mais recomendada para devolver os primeiros processos ecológicos anteriormente perdidos a área (De Moraes et al. 2010). A aplicação de métodos de recuperação amplamente conhecidos como a semeadura direta e a nucleação tem sido recomendadas como técnicas para realizar a transição entre estágios alternativos dos ecossistema degradados a um estágio de maior regeneração (Michaels et al. 2020; Palma & Laurance 2015). Recuperar áreas com um grau de regeneração natural intermediário, ou seja, que já apresentam algum grau de conectividade de paisagem pode aumentar a efetividade de intervenção humana (Pardini et al. 2010).

Tão importante quanto a aplicação de técnicas de recuperação de áreas degradadas é a adoção de métodos para monitorar o andamento e sucesso da recuperação (Viani et al. 2018). Elementos associados a regeneração natural podem fornecer informações relevantes para acompanhar projetos de recuperação em andamento (Trevor Caughlin et al. 2019). Um dos elementos de regeneração natural que pode fornecer uma precisa fotografia ecológica sobre a

comunidade vegetal local é o banco de sementes do solo (Vandvik et al. 2016). A diversidade de espécies e estrutura da comunidade do banco de sementes do solo podem nos fornecer métricas com bastante potencial para avaliar o status de regeneração da área em recuperação (Douh et al. 2018; Török et al. 2018; Wakshum et al. 2018).

Em eventos de degradação de larga escala a supressão vegetal pode ocorrer na magnitude de milhares de hectares, o que aumenta substancialmente a quantidade de habitats disponíveis (Espejo et al. 2018). Além dessa diminuição expressiva de cobertura vegetal do solo, essa modificação de habitat gera efeitos negativos como a menor ciclagem de nutrientes, menor resiliência da área e a invasão por espécies exóticas oportunistas (Martinez-Cillero et al. 2019). Beneficiando-se dos eventos de degradação espécies exóticas podem dominar a comunidade vegetal acima e abaixo do solo (banco de sementes) provocando a diminuição da biodiversidade local (Gioria et al. 2019). Avaliar então o impacto de exóticas invasoras altamente abundantes em métricas da comunidade vegetal do banco de sementes do solo pode ser uma estratégia de monitorar como a invasão biológica pode estar prejudicando o ecossistema local (Skálová et al. 2019).

Neste estudo, objetivamos avaliar áreas degradadas de Caatinga no primeiro e segundo ano após aplicação das técnicas de recuperação semeadura direta (*SD*) e semeadura direta em consórcio com nucleação (*SD+NUC*), diagnosticando a partir do banco de sementes do solo. Nós testamos as seguintes hipóteses: (1) A estrutura e composição da comunidade vegetal do banco de sementes irá diferir entre as áreas degradadas que receberam os métodos *SD* e *SD+NUC* e a áreas degradadas sem intervenção (referência negativa); (2) O incremento de propágulos gerado pelos métodos *SD* e *SD+NUC* irá propiciar o recrutamento de novas espécies aumentando significativamente a diversidade do banco em relação a áreas degradadas sem intervenção (referência negativa); (3) A invasão biológica feita pela espécie exótica invasora de maior dominância irá afetar negativamente a diversidade de espécies do banco de sementes do solo.

3.2 Métodos

Área de Estudo

Este estudo foi desenvolvido na maior obra de infraestrutura hídrica do Brasil, a Transposição do Rio São Francisco, financiada pelo Ministério do Desenvolvimento Regional e que visa fornecer segurança hídrica para 10 milhões de pessoas que habitam a região mais

seca do país. Foram construídos dois canais de mais de 220km de extensão com uma faixa de desmatamento de 200m e 27 reservatórios artificiais. Ao todo, para extração de matéria prima para construção dos canais e implantação dos lagos artificiais foi feita uma supressão vegetal legalmente autorizada de 28 mil hectares (Rodrigues 2012).

A obra impactou a floresta sazonalmente seca brasileira, a Caatinga, que segundo classificação de Köppen predomina na região o clima Bsh-semiárido quente com chuvas de verão, com precipitação média em torno de 400 mm/ano (Parente et al. 2012). Esse ecossistema é marcado pela presença de espécies vegetais com estruturas de adaptação a restrição hídrica, como folhas modificadas em espinhos, tecidos de reserva nas raízes, madeira de alta densidade e abscisão de folhas no período seco (Queiroz et al. 2017).

Projeto de Recuperação

Na área caracterizada acima foram aplicadas metodologias de recuperação em um total de 36,45 hectares, referente a uma das etapas do Programa de Recuperação de Áreas Degradadas do empreendimento. Essas áreas foram selecionadas com critério de escolha de importância ambiental legal e grau intermediário de regeneração ambiental, o que aumenta a efetividade de intervenção (Pardini et al. 2010). Os 36,45 hectares foram referentes a 23 áreas, onde 12 áreas (12,63 ha) receberam o tratamento Semeadura Direta (*SD*) e 11 áreas (23,83 ha) receberam Semeadura Direta em consórcio com Nucleação (*SD+NUC*).

Para aplicar a técnica *SD* as áreas foram classificadas em grau de regeneração natural inicial e grau de regeneração natural avançado. Em áreas de regeneração inicial com maior grau de degradação foi aplicada uma SD de alta densidade (*SD¹*), onde foi utilizada a semeadura triespecífica, com a utilização da *S. uniflora* com a densidade de 36 sementes/m², e a utilização de duas espécies escolhidas entre as herbáceas de rápido crescimento e alta cobertura do solo *Rhaphiodon echinus* Schauer (Lamiaceae), *Sida galheirensis* Ulbr. (Malvaceae), *Mesosphaerum suaveolens* (L.) Kuntze (Lamiaceae) e *Herissantia crispa* (L.) Brizicky (Malvaceae), a depender da disponibilidade do estoque de sementes, com densidade total de 65 sementes/m². A semeadura também foi utilizada à lanço, sob as áreas dos polígonos selecionados, com auxílio de trator para incorporar as sementes ao solo. Em áreas de regeneração mais avançada foi aplicada uma SD de baixa densidade (*SD²*), realizada através de semeadura monoespecífica com a espécie *Senna uniflora* (Mill.) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae), que é uma herbácea fixadora de nitrogênio, de crescimento rápido, ciclo reprodutivo curto e alta produção de sementes por ciclo. A densidade de semeadura utilizada

foi de 36 sementes/m², feita à lanço sobre as áreas dos polígonos selecionadas, e incorporadas ao solo com auxílio mecânico de trator.

Para aplicar a técnica *NUC* foram realizados dois tipos de intervenção em nucleação, o núcleo de aceleração da regeneração natural (*NUC*[1]) e o núcleo de aceleração da diversidade (*NUC*[2]). O primeiro método de nucleação foi aplicado em áreas com diferentes níveis de degradação, mas que apresentam elementos de regeneração natural e algum grau de disponibilidade hídrica. É um método que consiste na criação de pequenos núcleos contendo um conjunto de espécies pioneiras (*Croton blanchetianus* Baill. - Euphorbiaceae; *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L.P.Queiroz - Fabaceae; *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc. - Apocynaceae; *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan - Fabaceae) em volta de um indivíduo da espécie secundária tardia *Ziziphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae). Para realizar o cercamento do núcleo como forma de proteção contra herbivoria foram construídas cercas de galharias da espécie exótica *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. (Fabaceae), espécie invasora que apresenta alta produção de lenha e ocorre em grandes populações ao longo do perímetro da obra. Já o segundo método de nucleação foi implementado em área com aproveitamento do relevo para formação de lagos como núcleos úmidos, que podem aumentar a sobrevivência de mudas plantadas em suas margens. Foram plantados três estratos formando círculos concêntricos, espaçados 2 metros um do outro. Para compor os três estratos foram utilizadas 10 espécies de plantas nativas da Caatinga com distribuição em toda a área da obra de transposição.

Tratamento	**Nº de Áreas**	**Métodos de Recuperação**
SD	4	*SD*[1]
	4	*SD*[2]
	4	*SD*[1]+*SD*[2]
SD+NUC	2	*SD*[1]+*NUC*[1]
	4	*SD*[2]+*NUC*[1]
	4	*SD*[1]+*SD*[2]+*NUC*[1]
	1	*SD*[2]+*NUC*[1]+*NUC*[2]
RN	4	-
RP	4	-
Total de Áreas	**31**	**-**

Tabela 1. Distribuição do número de áreas por tratamento demonstrando os métodos de recuperação aplicados.

Para impedir ou dificultar a passagem de herbívoros, ao redor de cada núcleo foi implantada uma cerca viva da espécie espinhosa *Pilosocereus gounellei* (F.A.C.Weber) Byles & Rowley (Cactaceae), com espaçamento de 15 cm entre indivíduos. Além das 23 áreas em recuperação, também fez parte do desenho experimental a escolha de mais oito áreas, sendo quatro áreas degradadas sem intervenção como Referência Negativa (*RN*) e quatro áreas de reserva legal da obra com Caatinga conservada como Referência Positiva (*RP*), totalizando 31 áreas estudadas.

Monitoramento do Banco de Sementes do Solo

Para cada área foi criada uma grade virtual com quadrículas 10x10m, onde foi realizado o sorteio aleatório de cinco pontos (unidades amostrais) de coleta de solo, totalizando 155 pontos (31 áreas x 5 unidades amostrais). Para a avaliação do banco de sementes, foram demarcadas em cada quadrícula sorteada, parcelas de 0,25 m² (0,5m x 0,5m), retirando uma amostra de solo com 5 cm de profundidade (Alvino-Rayol & Rayol 2019). Esse procedimento de avaliação do banco de sementes foi realizado nos anos de 2018 e 2019, avaliando os resultados do primeiro ano pós-recuperação e segundo ano pós-recuperação.

O material coletado em cada unidade amostral foi armazenado em saco plástico, identificado e transportado para a casa de vegetação do Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental – Universidade Federal do Vale do São Francisco (NEMA/UNIVASF) para triagem. Na triagem foi retirado o material mais grosseiro, como folhas, galhos e pedras, e padronizado o volume de 4L por amostra. Esse volume foi depositado em bandejas plásticas (0,10m²) com furos no fundo para drenagem, juntamente com tela recortada no fundo para evitar perdas de solo, e mantidos em casa de vegetação com irrigação diária automatizada. As 155 bandejas mais cinco bandejas controle foram aleatoriamente distribuídas na bancada do viveiro com 50% de passagem de radiação solar para gerar um microclima mais favorável a emergência dos indivíduos regenerantes viáveis no banco de sementes do solo (Sousa et al. 2017).

Foram feitas duas avaliações semanais durante três meses (24 avaliações), contabilizando os indivíduos emergentes em fase de plântulas como morfotipos, até a identificação posterior. A identificação das espécies ocorreu com a coleta de indivíduos preferencialmente com estruturas reprodutivas, colocando-os em estufa à 65ºC por 72h, posteriormente no freezer por mais 48h, para depois ser feita a identificação com ajuda dos especialistas do herbário do NEMA/UNIVASF e consulta a coleção do herbário. A análise da

composição florística em termos de espécie e família se baseou no sistema de classificação do Angiosperm Philogeny Group III (2009).

Processamento dos dados

A métrica de diversidade escolhida para este estudo foi o número de diversidade de Hill calculado através do pacote 'entropart' no R (R Core Team, 2014). Essa métrica pode ser comparada de forma proporcional entre tratamentos, onde D0 (q=0) é a diversidade com ênfase nas espécies raras, D1 (q=1) é a diversidade baseada nas espécies comuns e D2 (q=2) a diversidade com foco nas espécies dominantes (Maturo & Di Battista 2018). Para avaliar o efeito dos tratamentos *SD e SD+NUC* em comparação as referências positivas (*RP*) e negativas (*RN*) na estrutura das comunidades vegetais do banco de sementes foi feita interpolação e extrapolação da diversidade de espécies de Hill no R (R Core Team, 2014) através do pacote iNEXT (Hsieh et al. 2016). Para avaliar a influência dos tratamentos de recuperação na composição de espécies do banco de sementes foi feita a análise de escala multidimensional não-métrica (nMDS) no R (R Core Team 2014) a partir do pacote Vegan (Soininen et al. 2016). Para testar se houve diferença significativa entre os números de Hill nos tratamentos desse estudo foi realizado a ANOVA e teste Tukey ($\alpha<0.05$) e plotados os tratamentos em Boxplots para melhor visualização (Iglesias-Rios & Mazzoni 2014). Para avaliar a influência da invasão biológica nas métricas de diversidade foram feitos modelos lineares entre a abundância da exótica invasora mais dominante (variável explicativa) e os valores de diversidade de cada área em que a espécie foi registrada (variável resposta). Simultaneamente foram calculados os valores de R^2 e p dessas relações (Bazzichetto et al. 2018).

3.3 Resultados

Foram encontrados um total de 33.971 indivíduos germinantes pertencentes a 28 famílias botânicas, 82 gêneros, 104 espécies e 19 morfotipos. As cinco famílias mais dominantes foram Solanaceae (9.436 indivíduos), Poaceae (9130 indivíduos), Cyperaceae (5840 indivíduos), Portulacaceae (3045 indivíduos) e Molluginaceae (1334 indivíduos). Já as cinco espécies mais dominantes foram *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae) com 9412 indivíduos, *Eragrostis tenella* (L.) (Poaceae) com 3229 indivíduos, *Cyperus uncinulatus* Schrad. ex Nees (Cyperaceae) com 2860 indivíduos, *Portulaca halimoides* L. (Portulaceae) com 2641 indivíduos e *Mollugo verticillata* L. (Molluginaceae) com 1294 indivíduos.

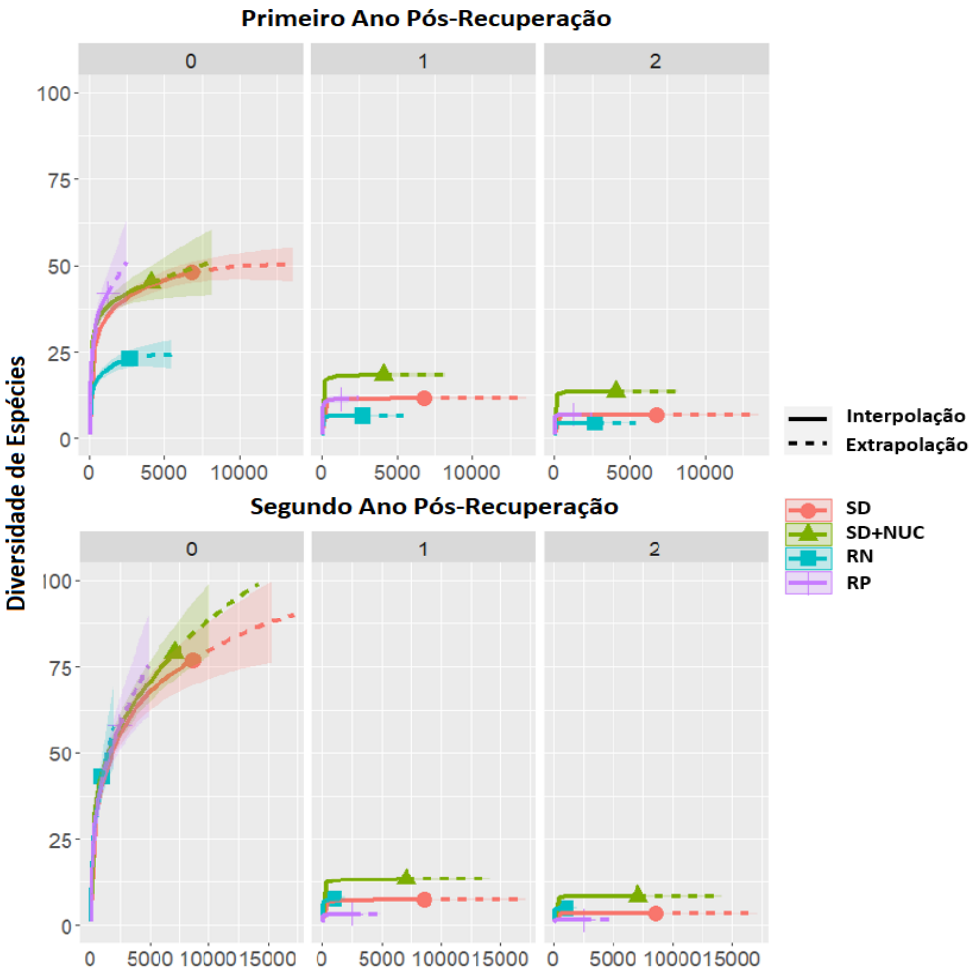


Figura 4. Interpolação (linha sólida) com base no tamanho de amostra e Extrapolação (linha pontilhada) com curvas de amostragem com intervalo de confiança de 95% (áreas sombreadas) para os dados dos tratamentos *SD*, *SD+NUC*, *RP e RN*, separadamente por ordem de diversidade: q=0 (espécies raras), q=1 (espécies comuns), q=2 (espécies dominantes).

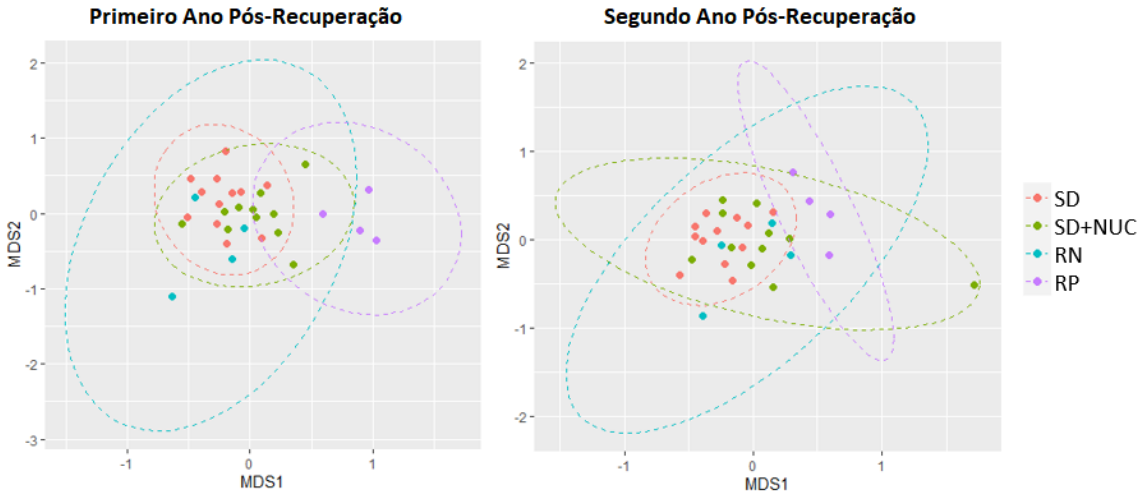


Figura 5. Análise de escala multidimensional não-métrica (nMDS) para comparar as composições vegetais do banco de sementes entre os tratamentos *SD* (Semeadura Direta), *SD+NUC* (Semeadura Direta + Nucleação), *RN* (Referência Negativa) e *RP* (Referência Positiva) para o primeiro e segundo ano pós-recuperação.

A partir da análise de escala multidimensional não-métrica (nMDS) constata-se que não houve diferença significativas entre as composições vegetais dos tratamentos *SD* e *SD+NUC* em relação as referências *RN* e *RP* para os dois anos monitorados. Um agrupamento de pontos é perceptível na referência positiva para os dois anos de monitoramento, porém devido a sobreposição das elipses a composição é considerada similar (Fig. 5).

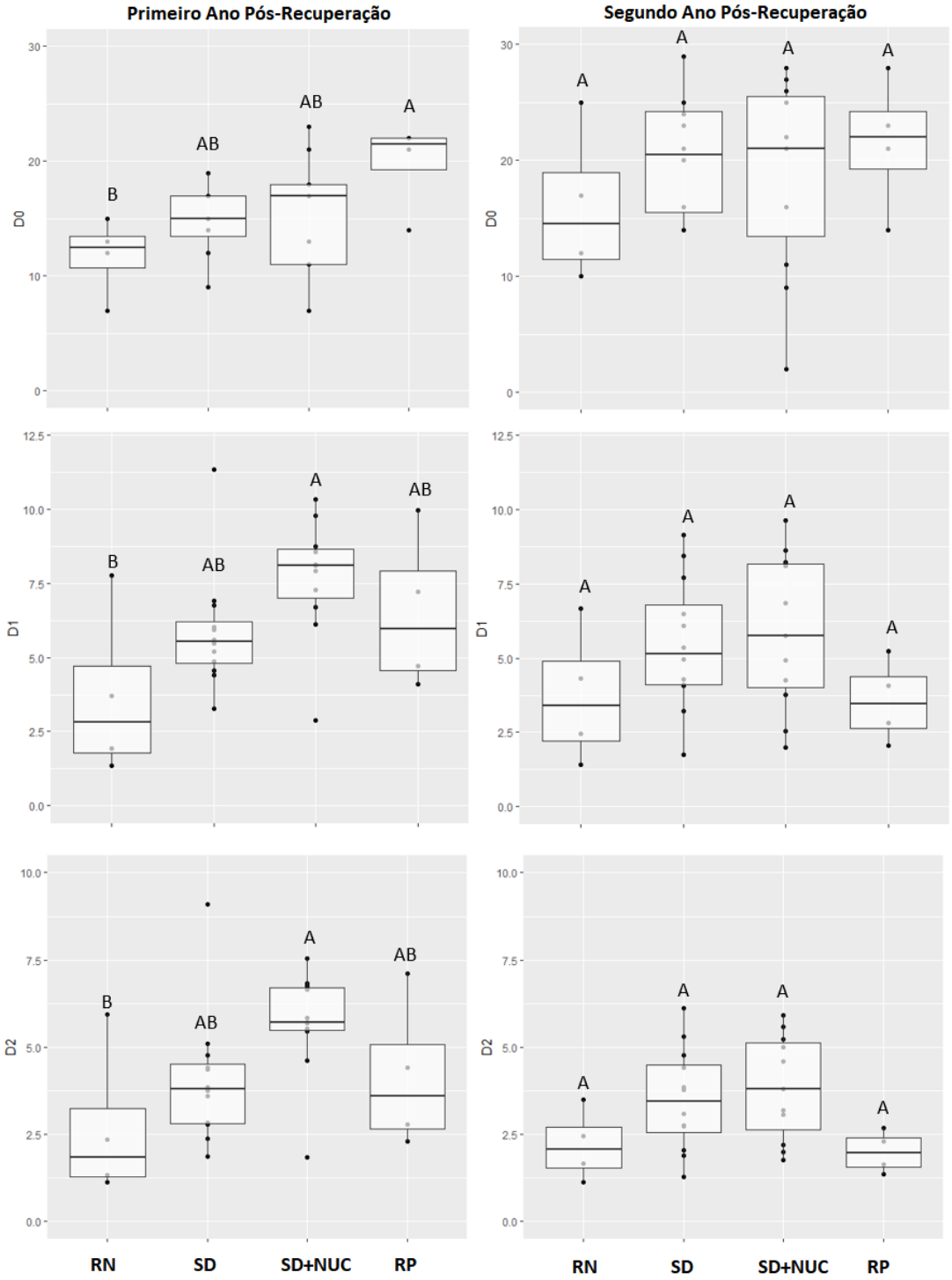


Figura 6. ANOVA e teste Tukey (α<0.05) plotados em Boxplots avaliando as diferenças de diversidade do banco de sementes entre os tratamentos SD (Semeadura Direta), SD+NUC (Semeadura Direta + Nucleação), RN (Referência Negativa) e RP (Referência Positiva) para o primeiro e segundo ano pós-recuperação.

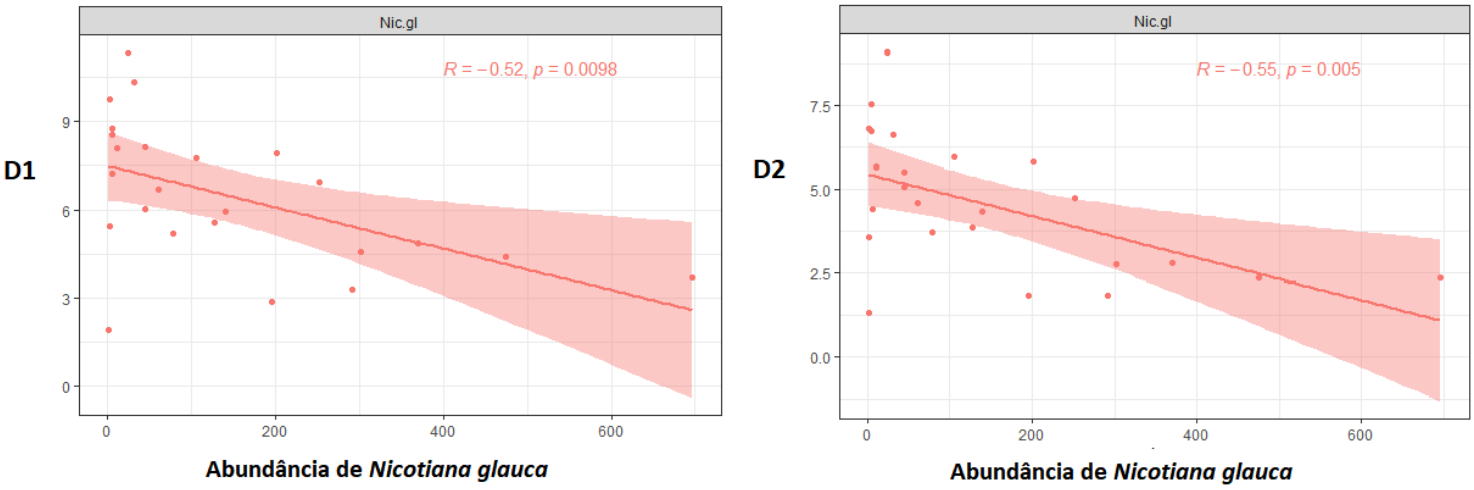


Figura 7. Representações gráficas dos modelos lineares significativos + capa estatística das relações negativas entre a abundância da espécie exótica invasora mais dominante (*Nicotiana glauca*) e a diversidade de espécies D1 (espécies comuns) e D2 (espécies dominantes).

Na análise de Interpolação e Extrapolação (iNEXT) para o primeiro ano pós-recuperação a diversidade de espécies raras (q=0) a referência positiva (RP) apresentou uma curva e intervalo de confiança mais inclinados positivamente, recomendando uma maior diversidade nesse tratamento (Fig. 4). Os tratamentos *SD* e *SD+NUC* apresentaram curva e intervalo de confiança sobrepostos, sendo essas curvas mais biodiversas em relação a referência negativa (*RN*). Já na diversidade de espécies comuns (q=1) e de espécies dominantes (q=2) o tratamento *SD+NUC* apresentou maiores valores de diversidade, seguido de *SD* e *RP* com curvas similares e *RN* com menores valores. No segundo ano pós-recuperação a diversidade de espécies raras (q=0) apresentou um expressivo aumento na abundância e diversidade de espécies para os quatros tratamentos avaliados. Com relação ao ano anterior as curvas mais o intervalo de confiança atingiram aproximadamente o dobro de diversidade, com alta sobreposição entre os quatro tratamentos. Na diversidade de espécies comuns (q=1) e dominantes (q=2) o tratamento *SD+NUC* destacou-se com maiores diversidades, seguido de *SD* e *RP* similares, e *RN* por último. O destaque do tratamento *SD+NUC* corrobora com a Hipótese 1, promovendo maiores valores de diversidade nos gráficos gerados pela análise iNEXT da Figura 4.

De acordo com ANOVA e o teste Tukey (0.05), no primeiro ano pós-recuperação o tratamento *SD+NUC* apresentou-se maior significativamente em relação a RN, para D0, D1 e D2 (Fig. 6). Os tratamentos *SD*, *SD+NUC* e *RP* não diferiram significativamente indicando que as técnicas aplicadas atingiram sucesso em afastar-se da *RN*, e aproximar-se da *RP*. No segundo

ano no entanto, tratamentos não diferiram estatisticamente, indicando um movimento de regeneração natural de Caatinga (Fig. 3). Avaliando a relação entre a abundância de *N. glauca,* a espécie exótica invasora mais abundante, e a diversidade de espécies comuns (q=1) houve uma relação significativamente negativa (R= -0.52, p=0.0098). Similarmente em relação a diversidade de dominantes (q=2), a abundância de *N. glauca* também influenciou negativamente essa diversidade (R= -0.55, p=0.005).

3.4 Discussão

No primeiro ano pós-recuperação os métodos *SD* e SD+NUC apresentaram curvas de interpolação e extrapolação de diversidade de espécies raras (q=0), comuns (q=1) e dominantes (q=2) mais inclinadas positivamente que as áreas degradadas sem intervenção (RN), indicando uma estrutura de comunidade vegetal mais biodiversa. No segundo ano pós-recuperação houve um aumento da diversidade de espécies raras para todos os tratamentos, indicando um avanço da regeneração natural das áreas. Para a diversidade de espécies comuns (q=1) e dominantes (q=2) do segundo ano, o tratamento *SD+NUC* continuou apresentando maiores valores de diversidade que as áreas degradadas sem intervenção. Essa efetividade do método de maior esforço de recuperação *SD+NUC* também foi observada a partir da ANOVA e teste Tukey realizados por esse trabalho para o primeiro ano pós-recuperação. O método SD+NUC foi maior estatisticamente em valores de diversidade de Hill (D0, D1 e D2) que as referências negativas desse trabalho. No segundo ano não houve diferenças significativas entre os quatro tratamentos, também recomendando avanços da regeneração natural local. A abundância da principal exótica invasora *N. glauca* influenciou negativamente os valores de diversidade de espécies comuns (q=1) e dominantes (q=2) do banco de sementes da Caatinga.

A recuperação de áreas degradadas de florestas secas via condução da regeneração natural pode ser uma forma de aumentar a relação custo-beneficio dos recursos empregados. No entanto, a resposta da biodiversidade em geral, principalmente os organismos de vida longa, à restauração de habitats com objetivo de mitigar efeitos da degradação e perda de habitat pode ser tardia, resultando em um crédito futuro de espécies (Pardini et al. 2017). Em trabalho avaliando o sucesso da semeadura direta na restauração de uma floresta tropical concluiu-se que esse técnica teve sucesso em uma fase inicial da restauração florestal, promovendo uma estrutura da comunidade vegetal similar a regeneração natural (Freitas et al. 2019). A nucleação também é um método de alto potencial de aplicação, na medida em que promove um aumento

da heterogeneidade da paisagem, criando mais habitats para os diferentes tipos de organismos e otimizando funções e serviços do ecossistema em florestas secas (Hulvey et al. 2017).

A invasão biológica, no entanto, é um problema de natureza biológica que ainda é um desafio para projetos de recuperação. A invasão por espécies exóticas é um dos mais graves impactos a ecossistemas, precedido apenas pela perda e fragmentação de habitat (Bazzichetto et al. 2018). Essa problemática que pode desencadear de distúrbios antrópicos causa severos impactos nas comunidades vegetais nativas, afetando o funcionamento do ecossistema como um todo (Hattab et al. 2017).

A técnica *SD+NUC* demonstrou-se então efetiva para aumentar os valores de diversidade, favorecer a estrutura da comunidade vegetal e consequentemente promover melhor condições de regeneração natural em áreas degradadas de Caatinga. A espécie *N. glauca* apresentou-se como potencialmente problemática para o banco de sementes das áreas avaliadas, sendo necessário realizar monitoramentos periódicos e traças estratégias de controle para o avanço dessa espécie nas áreas de Caatinga degradadas pela obra de infraestrutura hídrica.

Em suma, a recuperação ecológica avaliada nesse trabalho através do banco de sementes do solo pode então ser utilizada como forma de subsídio técnico para projetos de recuperação em florestas secas pelo mundo. Devido ao atual momento da conjuntura mundial, onde as Nações Unidas decretaram que a atual década (20-30) é a década da restauração dos ecossistemas, iniciativas de recuperação como essa promovida em um ambiente degradado por uma grande obra de infraestrutura cumpre um papel técnico-científico nesse contexto. Como demanda sensível propomos o acompanhamento e monitoramento de espécies exóticas possivelmente problemáticas, permitindo o desenvolvimento de estratégias para mitigar seus impactos aos ecossistemas em recuperação.

3.5 **Referências Bibliográficas**

Alvino-Rayol OF, Rayol BP (2019) Effect of fire in seed banks of agroforestry systems, Pará, Brazil. Revista de Ciencias Agroveterinarias, 18:489–498

Bazzichetto M, Malavasi M, Bartak V, Acosta ATR, Rocchini D, Carranza ML (2018) Plant invasion risk: A quest for invasive species distribution modelling in managing protected areas. *Ecological Indicators*, *95*:311–319

Cole AJ, Griffiths RI, Ward SE, Whitaker J, Ostle NJ, Bardgett RD (2019) Grassland biodiversity restoration increases resistance of carbon fluxes to drought. *Journal of Applied Ecology*, *56*:1806–1816

De Moraes LFD, Campello EFC, Franco AA (2010) Restauração florestal: Do diagnóstics de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. *Oecologia Australis*, *14*:437–451

Douh C, Daïnou K, Joël Loumeto J, Moutsambote JM, Fayolle A, Tosso F, Forni E, Gourlet-Fleury S, Doucet JL (2018) Soil seed bank characteristics in two central African forest types and implications for forest restoration. *Forest Ecology and Management*, *409:*766–776

Espejo JC, Messinger M, Román-Dañobeytia F, Ascorra C, Fernandez LE, Silman M (2018) Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: A 34-year perspective. *Remote Sensing*, *10*:1–17

Freitas MG, Rodrigues SB, Campos-Filho EM, do Carmo GHP, da Veiga JM, Junqueira RGP, Vieira DLM (2019) Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *Forest Ecology and Management*, *438*: 224–232

Gioria M, Le Roux JJ, Hirsch H, Moravcová L, Pyšek P (2019) Characteristics of the soil seed bank of invasive and non-invasive plants in their native and alien distribution range. *Biological Invasions*, *0123456789*.

Hattab T, Garzón-López CX, Ewald M, Skowronek S, Aerts R, Horen H, Brasseur B, Gallet-Moron E, Spicher F, Decocq G, Feilhauer H, Honnay O, Kempeneers P, Schmidtlein S, Somers, B, Van De Kerchove R, Rocchini D, Lenoir J (2017) A unified framework to model the potential and realized distributions of invasive species within the invaded range. *Diversity and Distributions*, *23*:806–819

Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, *7*:1451–1456

Hulvey KB, Leger EA, Porensky LM, Roche LM, Veblen KE, Fund A, Shaw J, Gornish ES (2017) Restoration islands: a tool for efficiently restoring dryland ecosystems? *Restoration Ecology*, *25*:124–134

Iglesias-Rios R, Mazzoni R (2014) Measuring diversity: Looking for processes that generate diversity. *Natureza e Conservacao*, *12:*156–161

Martinez-Cillero R, Willcock S, Perez-Diaz A, Joslin E, Vergeer P, Peh KSH (2019) A practical tool for assessing ecosystem services enhancement and degradation associated with invasive alien species. *Ecology and Evolution*, *9*:3918–3936

Maturo F, Di Battista T (2018) A functional approach to Hill's numbers for assessing changes in species variety of ecological communities over time. *Ecological Indicators*, *84*: 70–81

Melo FPL, Parry L, Brancalion PHS, Pinto SRR, Freitas J, Manhães AP, Meli P, Ganade G, Chazdon RL (2020) Adding forests to the water–energy–food nexus. *Nature Sustainability*

Michaels TK, Eppinga MB, Bever JD (2020) A nucleation framework for transition between alternate states: short-circuiting barriers to ecosystem recovery. *Ecology*, *101*: 1–17

Palma AC, Laurance SGW (2015) A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, *18*: 561–568

Pardini R, Nichols E, Püttker T (2017) Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. In *Encyclopedia of the Anthropocene.* Elsevier Inc. (Vols. 1–5, Issue 2010)

Pardini R, de Bueno AA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010) Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE*, *5*:10

Parente HN, de Andrade AP, da Silva DS, Santos EM, Araujo KD, Parente MOM (2012) Influência do Pastejo e da Precipitação Sobre a Fenologia de Quatro Espécies em Área de Caatinga. *Revista Arvore*, *36*:411–421

Queiroz LP et al (2017) Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: Caatinga: The largest tropical dryforestregion in South America. Silva J, Leal IR, Tabarelli, M © Springer InternationalPublishing. ISBN 978-3-319-68338-6.

R Development Core Team (2014) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Rodrigues RG (2012) Paisagens do Sertão Setentrional. In: Flora das Caatingas do Rio São Francisco: História Natural e Conservação. Siqueira Filho, J. A. [Organização] – I.ed. – Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson. 552p.

Silva AC, Souza AF (2018) Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. *PLoS ONE*, *13*:1–22

Silva JHN, Lima Junior C, Ribeiro EMS, Lima RLFA (2020) A biodiversidade da fauna e da flora da Caatinga no cancioneiro regional. *Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA)*, *15*:154–172

Silva JLS, Cruz-Neto O, Rito KF, Arnan X, Leal IR, Peres CA, Tabarelli M, Valentina Lopes A (2020) Divergent responses of plant reproductive strategies to chronic anthropogenic disturbance and aridity in the Caatinga dry forest. Elsevier B.V. In *Science of the Total Environment* (Vol. 704).

Siyum ZG (2020) Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. *Ecological Processes 9*:1

Skálová H, Moravcová L, Čuda J, Pyšek P (2019) Seed-bank dynamics of native and invasive Impatiens species during a five-year field experiment under various environmental conditions. *NeoBiota*, *50*, 75–95

Soininen J, Jamoneau A, Rosebery J, Passy SI (2016) Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography*, *25*:940–950

Sousa TR, Costa FRC, Bentos TV, Leal Filho N, Mesquita RCG, Ribeiro IO (2017) The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. *Forest Ecology and Management*, *393*, 105–112

Török P, Kelemen A, Valkó O, Miglécz T, Tóth K, Tóth E, Sonkoly J, Kiss R, Csecserits A, Rédei T, Deák B, Szűcs P, Varga N, Tóthmérész B (2018) Succession in soil seed banks and its implications for restoration of calcareous sand grasslands. *Restoration Ecology*, *26*:134–140

Trevor Caughlin T, de la Peña-Domene M, Martínez-Garza C (2019) Demographic costs and benefits of natural regeneration during tropical forest restoration. *Ecology Letters*, *22*: 34–44

Valkó O, Deák B, Török P, Tóth K, Kiss R, Kelemen A, Miglécz T, Sonkoly J, Tóthmérész B (2020) Dynamics in vegetation and seed bank composition highlight the importance of post-restoration management in sown grasslands. *Restoration Ecology* 1–8.

Vandvik V, Klanderud K, Meineri E, Måren IE, Töpper J (2016) Seed banks are biodiversity reservoirs: Species-area relationships above versus below ground. *Oikos*, *125*: 218–228

Viani, RAG, Barreto TE, Farah FT, Rodrigues RR, Brancalion PHS (2018). Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? *Tropical Conservation Science*, *11*

Wakshum S, Sebsebe D, Tamrat B (2018) Ecology of soil seed banks: Implications for conservation and restoration of natural vegetation: A review. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, *10*:380–393

4. **MANUSCRITO 2:** EFEITOS DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DO BANCO DE SEMENTES DA CAATINGA

EFEITOS DA ESTRUTURA DE PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE DO BANCO DE SEMENTES DA CAATINGA

Bruno R. de Souza[1], Luís F. Coelho[2], Renato G. Rodrigues[2] & Felipe P. L. Melo.[1]

[1]Laboratório de Ecologia Aplicada, Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco.

[2]Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental, Universidade Federal do Vale do São Francisco

Toda correspondência deve ser endereçada para:

Felipe Pimentel Lopes de Melo

Universidade Federal de Pernambuco

Centro de Ciências Biológicas

Departamento de Botânica

Av. Prof. Moraes Rêgo, s/n, Cidade Universitária, 50670-901, Recife, PE – Brasil.

Telefone: 055 81 85094991 E-mail: felipe.plmelo@ufpe.br

RESUMO

Contexto Distúrbios antrópicos em larga escala podem afetar drasticamente características estruturais de paisagem ligadas à complexidade ecossistêmica. A variação de métricas de paisagem pode predizer importantes processos ecológicos como a dispersão de sementes e a diversidade de espécies resultante. No entanto, como e em que escala métricas influenciam na diversidade do banco de sementes ainda é desconhecido para a Caatinga.

Objetivos Buscamos compreender em que direção e escala se dão as relações mais fortes entre a variação das métricas relativas a fragmentação (nº de manchas/hectare) e a qualidade florestal (amplitude de NDVI das estações seca e chuvosa) com a diversidade do banco de sementes da Caatinga. Predizemos que a fragmentação afeta negativamente a diversidade do banco, enquanto a qualidade florestal relaciona-se positivamente com essa diversidade.

Métodos Realizamos análise multiescala (oito escalas) das métricas representativas da fragmentação e da qualidade florestal para 31 áreas de Caatinga em um continuum de regeneração. Modelos lineares generalizados utilizando as duas métricas como variáveis explicativas (em suas respectivas escalas de efeito) em relação as diversidades de Hill do banco de sementes como variáveis respostas foram rodados utilizando o critério de seleção de importância dos termos (>0.80).

Resultados A diversidade de espécies raras apresentou escalas de efeito de menor magnitude (200m/fragmentação e 140m/qualidade florestal). Já a diversidade de espécies comuns e diversidade de espécies dominantes tiveram escalas de efeito de maior magnitude, sendo para ambas 800m para fragmentação e 400m para qualidade florestal. Para os três modelos lineares confirmou-se a relação negativa com a fragmentação e positiva com a qualidade florestal. O único modelo com os dois termos aceitos foi o de diversidade de espécies dominantes do banco sendo modulado positivamente pela qualidade florestal na escala de efeito de 400m e negativamente pela fragmentação na escala de efeito de 800m.

Conclusões Os resultados desse estudo sugerem que a diversidade de raras é mais afetada por distúrbios em escala local, e a diversidade de comuns e dominantes em escala de paisagem. Concluímos também que a fragmentação é prejudicial aos valores de diversidade, enquanto a qualidade florestal pode ser um indicativo de maior diversidade presente. Esses achados podem então ser subsídio técnico para esforços de monitoramento de degradação de ecossistemas secos em escala de paisagem, bem como para estudos em ecologia de paisagem na Caatinga.

Palavras-chave: Alteração de Métricas de Paisagem, Fragmentação, Qualidade Florestal, Conectividade de Paisagem, Complexidade Ecossistêmica.

ABSTRACT

Context: Anthropic disturbs on a large scale can affect drastically the structural characteristics of landscape linked to an ecosystem complexity. The variation of the landscape metric can predict important ecological processes as the dispersion of seeds and the resulting diversity of species. However, how and in which metrical scale they influence the diversity of the seedbank in the Caatinga is still unknown.

Objectives: We tried to understand in which direction and scale are given the strongest relations between the variation of metrics relative to the fragmentation (number of scrubs/hectares) and the forestry quality (amplitude of NDVI of dry and wet seasons) with the diversity of the Caatinga seedbank. We predicted that the fragmentation affects negatively the diversity of the bank, whether the forestry quality relates itself positively to this diversity.

Methods: We carried out multiscale analysis (eight scales) of the representative metrics of the fragmentation and the forestry quality of 31 areas of the Caatinga in a continuum of regeneration. Generalised linear models utilizing the two metrics as explicative variables (in their respective effect scales) in relation to the diversities of the Hill of the seeds bank as variable answers were rotated utilizing the criteria of selection of terms importance (>0.80).

Results: The diversity of rare species presented effect scales of minor magnitude (200m/fragmentation and 140m/ forestry quality). The diversity of common species and the diversity of dominant species had effect scales of major magnitude, being 800m for fragmentation and 400 for forestry quality for both. For the three linear models was confirmed a negative relation with the fragmentation and a positive one with the forestry quality. The only model with the two terms accepted was the diversity of the dominant species of the bank, being modulated positively for the forestry quality on the effect scale of 400m and negatively for the fragmentation on the effect scale of 800m.

Conclusions: The results of this study suggest that the diversity of rares is more affected by disturbs on local scale, and the diversity of commons and dominants on a landscape scale. We also concluded that fragmentation is prejudicial to the values of diversity, whereas the forestry quality can be an indicative of major present diversity. These discoveries then can be technical

supports for the efforts in monitoring the degradation of the dry ecosystem on landscape scale, as well as studies on the ecology of the landscape of the Caatinga.

Key words: Alteration of Landscape Metrics, Fragmentation, Forestry Quality, Landscape Connectivity, Ecosystem Complexity.

4.1 Introdução

O Antropoceno é marcado pelo avanço das pressões antrópicas sobre os ecossistemas, em um cenário que as florestas cumprem um papel global importante de mitigação das mudanças climáticas em curso (Uroy et al. 2019). Eventos de perturbação antrópica tem como principais impactos o desmatamento, a fragmentação florestal e a consequente interrupção de importantes fluxos migratórios e de dispersão de propágulos (Pardini et al. 2017). Modificações no uso e estrutura da paisagem podem então acarretar em perdas de conectividade ecossistêmica, afetando assim sua resiliência e capacidade de regenerar-se frente a distúrbios (Grass et al. 2019). O melhor entendimento acerca de como alterações das características de paisagem influenciam nos processos ecológicos pode ser relevante para traçar estratégias de conservação, principalmente para os biomas mais fragilizados perante a crise climática (McGarigal et al. 2018).

As florestas sazonalmente secas estão entre os ecossistemas mais ameaçados nesse cenário de mudanças climáticas, podendo ter sua capacidade de regeneração restringida no século XXI (Petrie et al. 2017). Representante brasileira das florestas secas, a Caatinga, têm seu histórico associado a degradações em função do crescimento urbano, implementação de empreendimentos agrícolas, construção de barragens e grandes obras de infraestruturas hídrica (Rodrigues 2012). Aproximadamente 50% da sua vegetação já foi antropizada de acordo com levantamento do Projeto MapBiomas Coleção 5.0 (2019). A alta densidade da população humana (26 habitantes por km²) nesse bioma de maioria pobre e altamente dependentes dos recursos da floresta para o seu sustento reforça a demanda por pesquisas em prol de sua conservação (Leal et al. 2017). Estudos recentes indicam que a Caatinga possui 3150 espécies de plantas e 1425 vertebrados, incluindo 548 pássaros, 386 peixes, 210 répteis, 183 mamíferos e 98 anfíbios, parte desta biodiversidade sendo endêmica da região (Silva and Souza 2018).

Para elucidar o impacto da estrutura da paisagem nessa biodiversidade, resultante da alteração na composição e configuração dos recursos da paisagem, é necessário delimitar as métricas que melhor representem os processos de degradação (Frazier and Kedron 2017). O

desmatamento altera drasticamente a quantidade de habitat e a estrutura espacial das paisagens secas, causando fragmentação potencialmente prejudicial ao ecossistema da Caatinga (Antongiovanni et al. 2018). Avaliar os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade da Caatinga pode auxiliar a melhor compreensão de como esses distúrbios antrópicos podem estar exercendo influência na biodiversidade do bioma (Santos et al. 2020). Devido a ser um ambiente de bastante restrição de recursos, a biomassa vegetal (estoque de C) de um fragmento degradado de floresta seca pode demorar até seis décadas para recuperar-se (Araújo Filho et al. 2018). A drástica diminuição dos valores de biomassa e cobertura vegetal podem ser de lentíssima regeneração, e avaliar seus efeitos nos processos ecológicos pode ser crucial para traçar estratégias de conservação (Arroyo-Rodríguez et al. 2020). Estudo realizado na floresta seca do Hawaii detectou relações entre o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) e a riqueza de espécies, recomendando a possível ocorrência desse padrão ecológico para biomas secos e o potencial de utilização dessa métrica (Pau et al. 2012).

No contexto da degradação a regeneração natural é um processo chave a ser avaliado (Hamunyela et al. 2020). Torna-se então importante avaliar como alterações na paisagem influenciam os processos de regeneração das florestas secas (Souza et al. 2019). Um elemento importante de regeneração são os fluxos de dispersão que promovem a chuva de sementes, chuva essa que traduz-se no estoque do banco de sementes do solo (Bakke et al. 2020). A diversidade de espécies do banco de sementes pode ser uma métrica de comunidade vegetal que informa sobre o fluxo de dispersão de sementes local e o potencial de resiliência local (Ma et al. 2019). Para melhor compreensão de como métricas de paisagem podem influenciar em respostas ecológicas é necessário considerar a escala de efeito, ou seja, a escala da paisagem em que a relação apresenta-se mais significativa (San-José et al. 2019). Análises multiescala como as feitas pelo pacote ‘multifit’ do R (R Core Team 2014) são recomendadas para identificar qual a escala de efeito da relação entre métricas de paisagem e as respostas biológicas avaliadas (Huais 2018).

Nesse contexto, o objetivo desse estudo é avaliar como as métricas de paisagem fragmentação (FRAG) e qualidade florestal (QF), em suas escalas de efeito identificadas a partir de análise multiescala, influenciam na diversidade do banco de sementes do solo da floresta tropical seca Caatinga. Como predições temos que: (1) Se os distúrbios que geram perda de conectividade e fragmentação forem negativos aos processos de dispersão de sementes da Caatinga, a diversidade de espécies apresentará uma relação negativa com a métrica de paisagem FRAG. (2) Se a produção de biomassa florestal representada pela QF for uma medida

que representa a qualidade florestal em que processos de dispersão são mais estabelecidos, a diversidade de espécies apresentará uma relação positiva com o a métrica de paisagem QF.

4.2 Métodos

Região do estudo

A região estudada está localizada nas áreas direta e indiretamente influenciadas pela maior obra de infraestrutura hídrica do Brasil, a Transposição do Rio São Francisco. Essa obra visa fornecer segurança hídrica para milhões de pessoas que habitam a região semiárida do país e para sua construção e extração de matéria prima foi autorizada legalmente a supressão de 28 mil hectares de Caatinga (Rodrigues 2012).

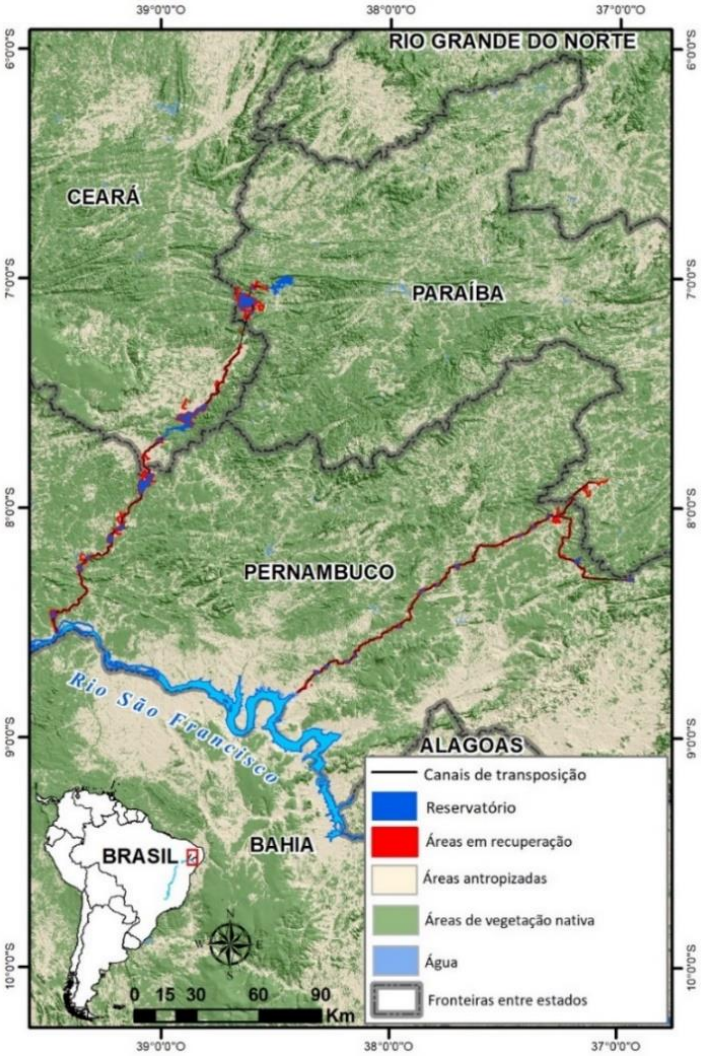
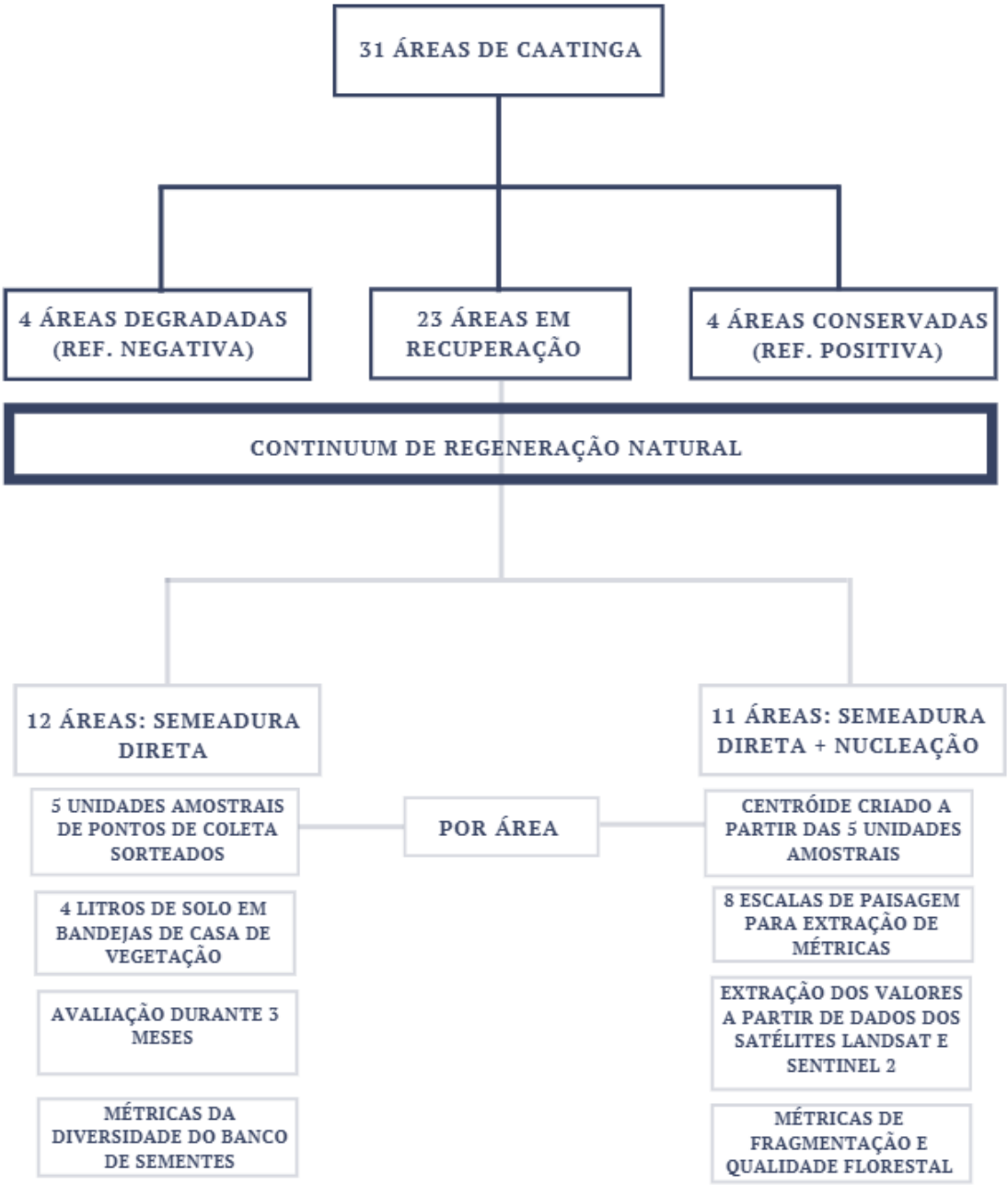


Figura 8. Mapa de classes da cobertura do solo com a localização da obra de transposição do rio são Francisco no Brasil com destaque em vermelho para as áreas degradadas em recuperação.

Para se ter um gradiente de características de paisagem, foram selecionadas como áreas de coleta do solo do banco de sementes: áreas degradadas pela obra em repouso (4 áreas), áreas degradadas pela obra em fase de recuperação ecológica (23 áreas) e áreas conservadas pertencentes a reserva legal da obra (4 áreas).

Desenho Experimental Esquematizado



Amostragem do Banco de Sementes do Solo

Para aleatorização dos pontos de coleta foram criadas grades virtuais com quadrículas de 10x10m para cada área para sorteio de cinco pontos de coleta por área, totalizando 155 pontos (31 áreas x 5 unidades amostrais). Para a coleta do solo foram delimitadas em cada ponto sorteado parcelas de 0,25m² (0,5mx0,5m) para retirada de amostra de solo de 5cm de profundidade (Alvino-Rayol and Rayol 2019). O solo coletado foi armazenado em saco plásticos, identificado e levado até casa de vegetação do Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental – Universidade Federal do Vale do São Francisco (NEMA/UNIVASF). Foi realizada triagem de material grosseiro (folhas, galhos e pedras) e padronizado o volume de 4L por amostra. Esse volume de solo foi acomodado em bandeja plástica com furos no fundo para drenagem, adicionando ao fundo tela recortada para evitar perdas de solo e mantidos em casa de vegetação com irrigação diária automatizada. As 155 bandejas mais cinco bandejas controle foram aleatoriamente distribuídas na bancada do viveiro com 50% de passagem de radiação solar para criação de microclima favorável para potencializar a emergência de indivíduos regenerantes viáveis no banco de sementes do solo (Sousa et al. 2017). Foram feitas 24 avaliações (duas vezes por semana) por 12 semanas para contagem de indivíduos emergentes em fase de plântula como morfotipos até posterior identificação. As espécies foram identificadas com a coleta de indivíduos de preferência com estruturas reprodutivas e colocando-os em estufa à 65ºC por 72h, para realizar choque térmico no freezer por 48h. A identificação foi feita com ajuda dos especialistas do herbário do NEMA/UNIVASF e consulta a coleção do herbário. A análise da composição florística em termos de espécie e família se baseou no sistema de classificação do Angiosperm Philogeny Group III (2009).

Diversidade do Banco de Sementes do Solo

Índices de diversidade brutos apresentam uma grande variedade de comportamentos matemáticos, podendo fornecer resultados não razoáveis quando inseridos diretamente em uma fórmula ou equação geral de diversidade (Lou Jost 2006). Convertendo-os para diversidade verdadeira (números de Hill) que tem seus valores baseados no número efetivo de espécies, torna-se uma medida matematicamente estável, comparável entre diferentes sites e possível de ser utilizada para construção de equações, medidas e fórmulas gerais (Lou Jost 2006). Dessa maneira as variáveis respostas definidas a partir dos dados coletados do banco de sementes foi o número de diversidade de Hill calculado através do pacote ‘entropart’ no R (R Core Team 2014) para cada uma das 31 áreas. Nessa métrica de comunidade vegetal D0 representa a

diversidade com maior peso para as espécies raras, D1 a diversidade com maior peso para as espécies comuns e D2 a diversidade de maior peso para as espécies dominantes (Maturo and Di Battista 2018).

Métricas de Paisagem

Para investigar como os ecossistemas respondem a fragmentação (FRAG) da paisagem, métricas como a densidade de manchas por unidade de área (hectare) pertencente ao pacote do 'landscapemetrics' no R (R Core Team 2014) tem sido recomendada a utilização para estudos de ecologia de paisagem (Hesselbarth et al. 2019). Já para captar as variações na cobertura florestal uma métrica que tem sido mais comumente utilizada é o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (Barbosa et al. 2017). Para extração das métricas de paisagem deste estudo para representar a qualidade florestal (QF) foi calculado a Amplitude do NDVI entre o período chuvoso e seco, e para representar a fragmentação (FRAG) calculado a Densidade de Manchas Por Hectare. Utilizamos como ponto central o centróide das cinco unidades amostrais de cada área para determinarmos as métricas QF e FRAG em oito recortes espaciais circulares (de raios 100, 140, 200, 280, 400, 560, 800 e 1130m) com a área dobrando do menor recorte (3,14ha) até o maior recorte espacial (402,12ha) (San-José et al. 2019). Para extração da métrica FRAG, foi utilizado para cada recorte espacial de cada área um mapa de cobertura da paisagem com as classes "Caatinga", "Desmatado" e "Corpo D'água" do ano de 2018. O mapa foi gerado a partir do satélite da série LANDSAT, que apresenta uma resolução espacial de 30m. Foi utilizado o pacote 'landscapemetrics' do R (R Core Team 2014) para extrair os valores de FRAG para cada uma das 31 áreas e para cada um dos tamanhos de recorte espaciais. Para a extração da métrica QF (amplitude de NDVI), foram baixadas as cenas da estação seca e estação chuvosa a partir do satélite da série Sentinel 2, que apresenta resolução espacial de até 10m, a partir do endereço eletrônico *Earth explorer* (https://earthexplorer.usgs.gov/), e extraídos os valores de NDVI da época seca e época chuvosa para o cálculo da amplitude desses valores para cada escala da paisagem estudada.

Processamento dos Dados

Para encontrar a escala de efeito para as relações entre as métricas de paisagem FRAG e QF em relação as métricas de diversidade D0, D1 e D2 foi realizada a análise multiescala através do pacote 'multifit' do software R (R Core Team 2014). Encontradas as escalas de efeito, foram produzidos modelos lineares generalizados com duas váriáveis com as fórmulas D0~FRAG+QF, D1~FRAG+QF e D2~FRAG+QF (transformando os valores de QF x1000 para

padronizar a escala de apresentação dos valores com os de FRAG) produzindo simultaneamente os valores de p e R quadrado. Como forma de validação matemática dos modelos a serem escolhidos foi utilizado o pacote 'glmulti' do software R (R Core Team 2014) para plotar as importâncias dos termos calculadas para um modelo médio, utilizando-se como ponto de corte 0.80 de importância (Figura 9).

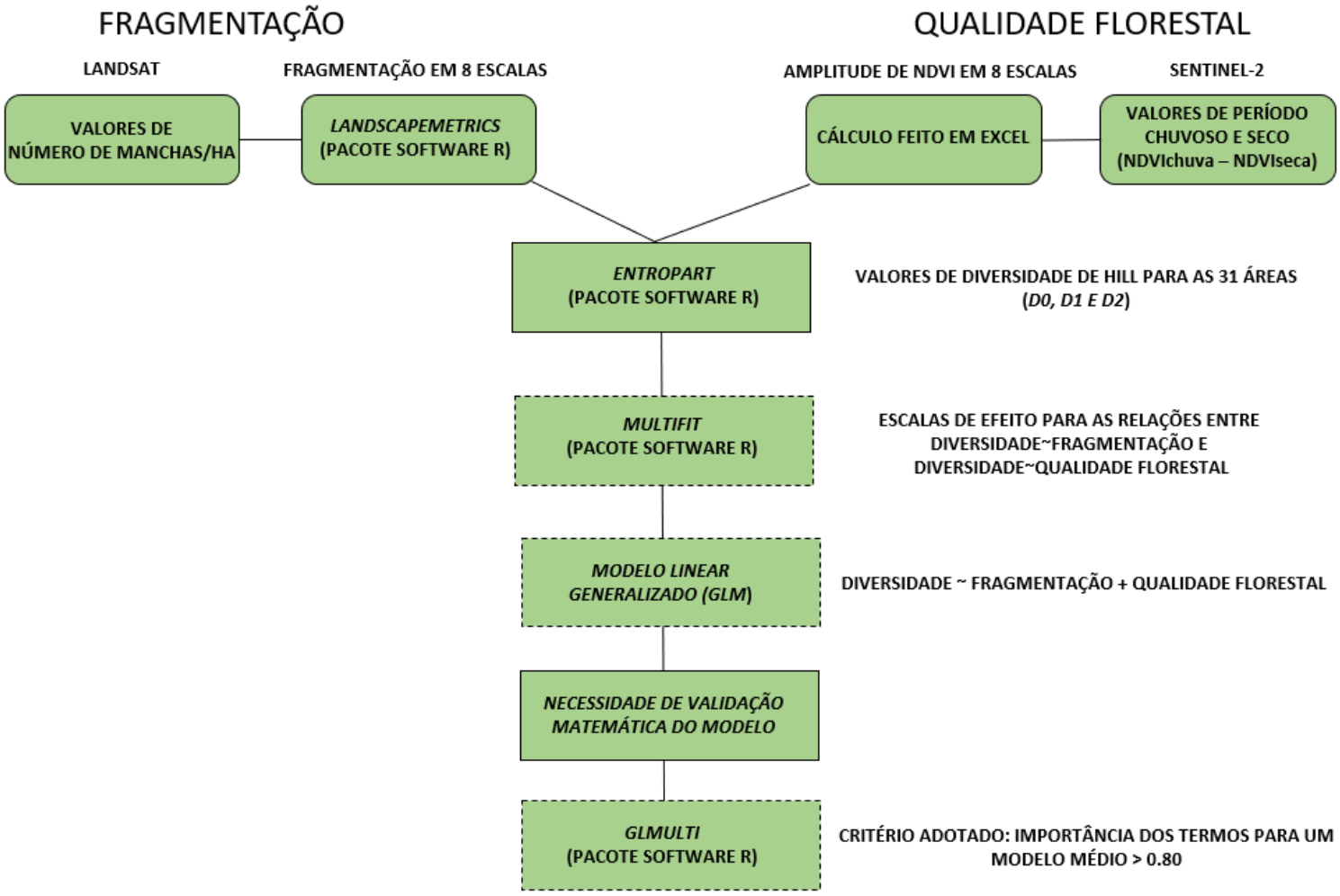


Figura 9. Esquema metodológico do processamento dos dados desde a extração das métricas de paisagem até a validação matemática dos modelos mais significativos em suas respectivas escalas de efeito.

4.3 Resultados

A magnitude das escalas de efeito variou de acordo com a variável resposta que foi avaliada. A variável D0, que representa as espécies raras, apresentou uma escala de efeito de magnitude menor, sendo 200m para relação com a fragmentação (FRAG) e 140m para

qualidade florestal (QF). Já as variáveis respostas D1 e D2, apresentaram magnitudes maiores a depender da métrica de paisagem que foi considerada. Para a métrica de paisagem fragmentação a melhor escala de efeito foi no recorte espacial de 800m, para D1 e D2 simultaneamente. Já para a métrica de paisagem qualidade florestal a escala de efeito foi de 400m, também para D1 e D2, relações essas representadas na Figura 1.

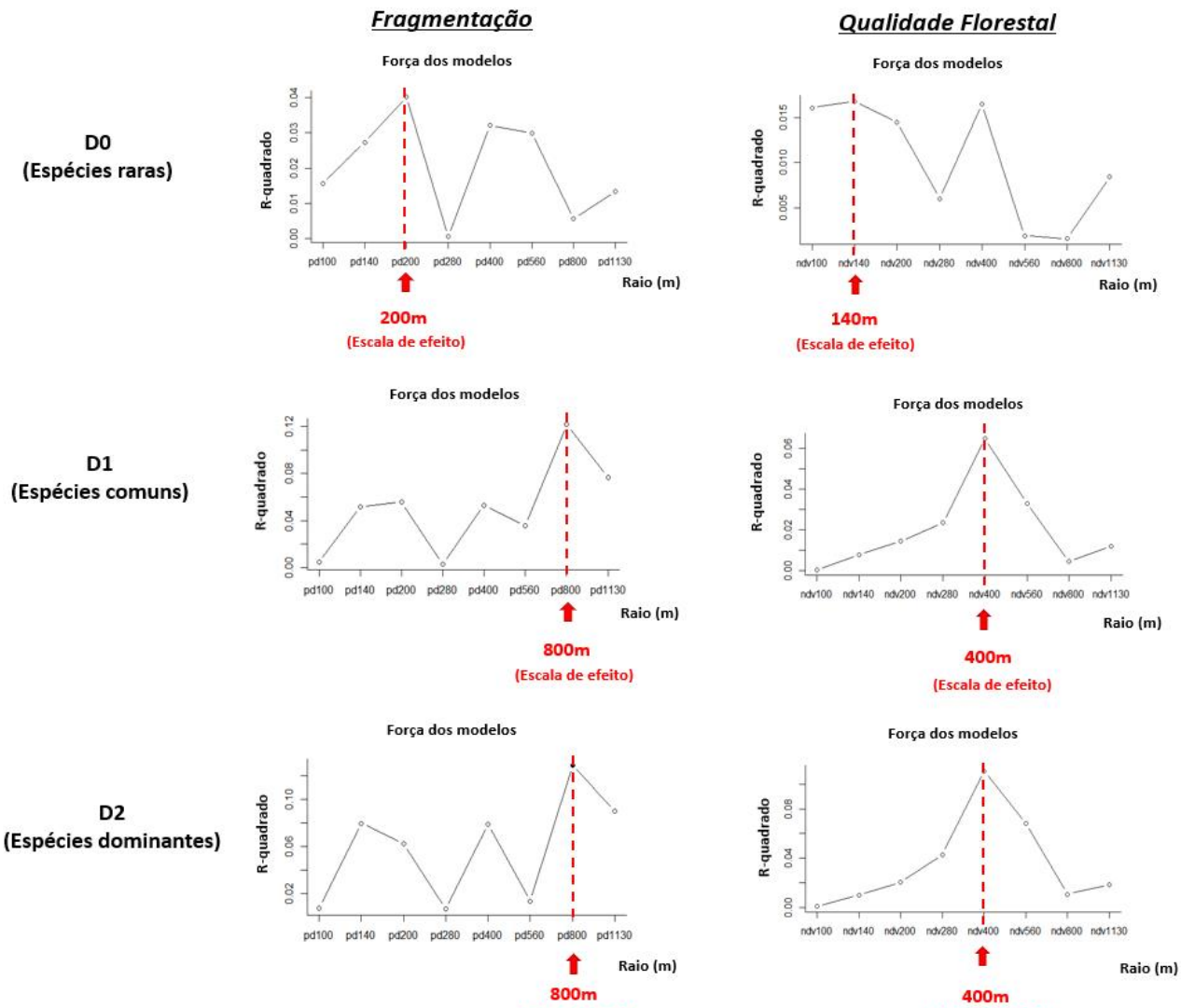


Figura 10. Análise multiescala (MULTIFIT) para definir as escalas de efeito das métricas de paisagem fragmentação (FRAG) e qualidade florestal (QF) para as diversidades de Hill (D0 – Espécies raras; D1 – Espécies comuns e D2 – Espécies dominantes) do banco de sementes do solo da Caatinga.

Os modelos lineares generalizados (GLMs) apresentados na Figura 2 mostram os modelos com as duas métricas de paisagem avaliadas, fragmentação (FRAG) e qualidade florestal (QF), coincidindo as direções das relações com os três números de diversidade de Hill

(D0, D1 e D2). De acordo com critério de seleção de modelos baseado na importância dos termos do modelo-médio, nenhum dos termos foi seleção (<0.8).

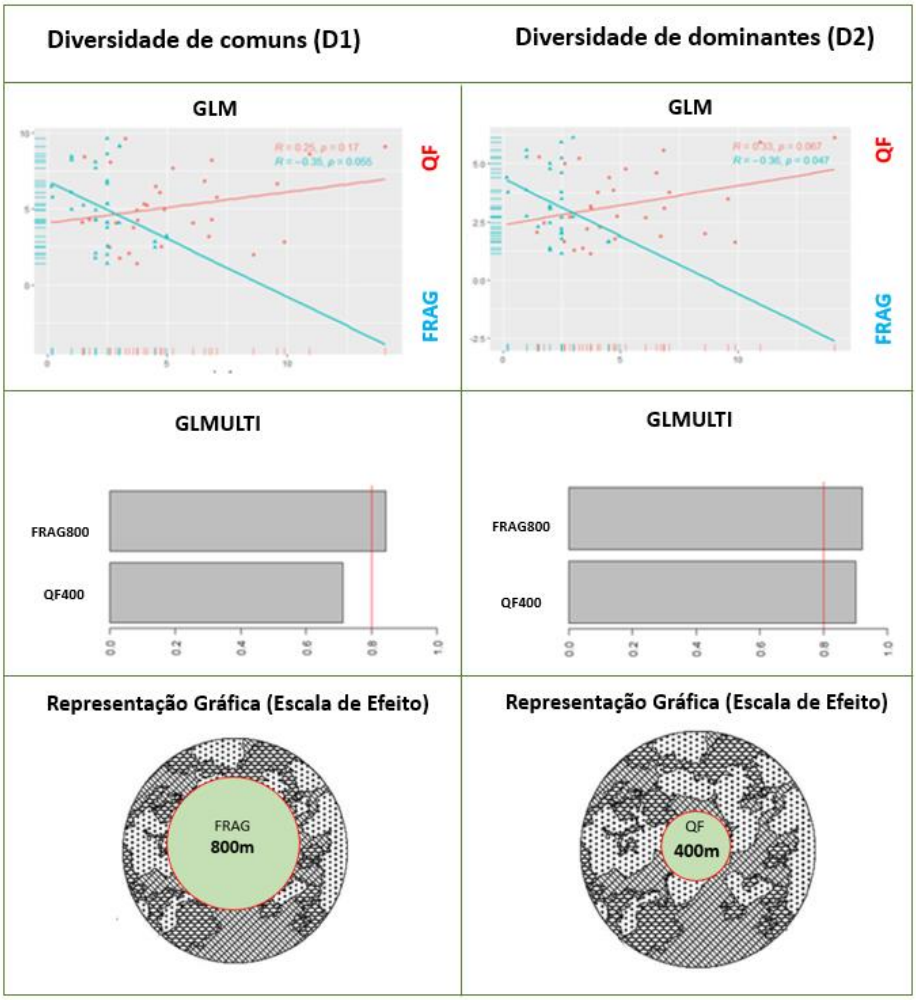


Figura 11. Síntese dos resultados mais relevantes deste estudo com as relações entre a diversidade de comuns (D1) e dominantes (D2) e a fragmentação (FRAG) e qualidade florestal (QF) em suas respectivas escalas de efeito. Estão representados os modelos lineares generalizados (GLM), com posterior importância dos termos de um modelo médio (GLMULTI) e a representação gráfica comparativa das escalas 400 e 800m, que foram respectivamente escala de efeito para QF e FRAG em relação a diversidade do banco de sementes.

No GLM para a diversidade de comuns (Fórmula = D1~FRAG800+QF400) a qualidade florestal apresentou uma relação positiva com a diversidade de espécies comuns e a fragmentação uma relação negativa com essa diversidade. Com o critério de seleção de modelos adotado, apenas o termo fragmentação para a variável de diversidade D1 foi selecionada (>0.8), modelo esse que corrobora a Predição 1. No GLM para a D2 (Fórmula =

D2~FRAG800+QF400) a qualidade florestal teve uma relação positiva com a diversidade de espécies dominantes enquanto a fragmentação uma relação de direção negativa com essa diversidade. A partir do critério de seleção, ambos os termos do modelo foram selecionados (>0.8), modelo esse que corrobora as Predições 1 e 2 apresentadas por esse estudo.

4.4 Discussão

Houve uma semelhança entre a transição de escala de efeito de menores escalas para maiores escalas para as duas métricas de paisagem avaliadas quando mudou da variável resposta diversidade de espécies raras (D0) para avaliar a diversidade de comuns (D1) e dominantes (D2). A escala de efeito da fragmentação com relação a D0 do banco de sementes foi de 200m, enquanto que em relação a D1 e D2 foi de 800m. Esses resultados recomendam que a fragmentação é um processo prejudicial a riqueza de espécies raras já numa escala mais local de degradação. Já para a qualidade florestal a escala de efeito para D0 foi de 140m, e para D1 e D2 de 400m. Esses resultados também sugerem que uma diminuição da qualidade florestal já numa escala local já é responsável por afetar a diversidade de espécies raras, diminuindo a complexidade do ecossistema. Nos modelos lineares, apenas os modelos para a variável resposta D1 e D2 foram classificados como aceitos seguindo o critério de importância dos termos de um modelo médio de 0.8. Foi aceito então o termo fragmentação para o modelo de D1, e a aceito os dois termos (fragmentação e qualidade florestal) para D2. Esses modelos aceitos estatisticamente e com critério de seleção validado corrobora então com as Predições 1 e 2 propostas por esse trabalho, o que demonstra ser uma informação relevante para avaliar os impactos do aumento da degradação e da diminuição da qualidade florestal em um elemento da regeneração natural da Caatinga como o banco de sementes do solo.

A fragmentação (FRAG) vem demonstrando em estudos em nível de paisagem como alterações drásticas na configuração espacial pode modular negativamente características do ecossistema local como por exemplo a diversidade e composição de espécies. Em trabalho realizado avaliando o efeito da fragmentação no banco de sementes da floresta amazônica, também verificou-se efeitos negativos dessa perda de conectividade nas métricas do banco de sementes, que pode provocar um menor potencial de resiliência e regeneração frente a distúrbios (Sousa et al. 2017). Outros estudos também revelam que espécies especialistas em habitats e endêmicas da vegetação regional são negativamente afetadas pela fragmentação, enquanto esse mesmo processo pode afetar positivamente as espécies dispersas pelo vento,

generalistas de habitat e de áreas abertas (Pardini et al. 2017). De maneira associada, quando o uso da terra gera distúrbios como a degradação intensa do solo (perda de fertilidade, estrutura do solo e altos níveis de poluentes), exclusão da avifauna polinizadora e dispersora, a diminuição da cobertura florestal e fragmentação, é potencialmente grande o prejuízo a biodiversidade local e sua resiliência, combinado com a proliferação de espécies adaptadas a ambientes perturbados (Arroyo-Rodríguez et al. 2017).

A qualidade florestal (QF), aqui neste estudo representado pela amplitude do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) pode ser uma métrica para avaliar a qualidade ou maturidade do recorte espacial da vegetação de floresta seca estudada. Nossas análises identificaram na escala de efeito de 400m uma relação forte e robusta estatisticamente entre o QF e diversidade de espécies dominantes do banco de sementes da Caatinga. Em estudos realizados nas florestas secas do Hawaii também foi registrado que modelos que utilizam NDVI para estimar a produtividade do habitat foram capazes de predizer uma maior riqueza de espécies (Pau et al. 2012). Utilizar o NDVI como proxy para avaliar a qualidade de fragmentos florestais pode ser uma técnica de menor custo para diagnosticar ou monitorar áreas de priorização para conservação (Barbosa et al. 2017). Um importante estudo realizado com imagens do satélite sentinel-2, o mesmo adotado por esse trabalho, gerou um modelo preciso e acurado de dados de NDVI para monitorar a cobertura de lenhosas em regiões de floresta tropical seca, podendo ser usado no apoio a esforços de reflorestamento (Van Passel et al. 2020).

A conectividade da paisagem pode ser uma importante característica do ecossistema seco avaliado, com relação direta com a complexidade ecossistêmica, pode estar positivamente relacionada com a métrica QF e negativamente relacionada com a métrica FRAG. A diminuição de conectividade do ecossistema já foi registrada como um fator de diminuição dos processos de dispersão (Fletcher et al. 2018). Estudo em floresta tropical registrou que uma menor conectividade favoreceu espécies vegetais de crescimento rápido, de sementes pequenas e generalistas, o que pode gerar déficits de longo prazo de armazenamento de carbono e retardar a regeneração e recuperação da floresta ao nível da paisagem (Emer et al. 2018). A conectividade pode cumprir papel relevante para construção de modelos de predição de complexidade de florestas tropicais, em que a dinâmica da conectividade da paisagem tem sido apontada como mais relevante para construção de modelos ecológicos mais realísticos para propor políticas de conservação do meio ambiente (Zeller et al., 2020).

As métricas de paisagem fragmentação e qualidade florestal podem então ser utilizadas como proxy para estimar a diversidade de espécies do banco de sementes do solo da Caatinga. Essas métricas também podem ser utilizadas para estudos que avaliam a conectividade e a cobertura florestal de ecossistemas para traçar estratégias de conservação ou avaliar impactos de degradações. Modelos bem acurados podem ser gerados para monitorar a partir de imagens de satélite o andamento de intervenções de restauração ecológica, gerando metodologias de maior custo-benefício pelo potencial informativo para tomadores de decisão. Esses achados também podem ser subsídio para políticas públicas em conservação das florestas tropicais, ecossistemas fundamentais no atual cenário global de mitigação das mudanças climáticas.

4.5 Referências Bibliográficas

Alvino-Rayol OF, Rayol BP (2019) Effect of fire in seed banks of agroforestry systems, Pará, Brazil. Revista de Ciencias Agroveterinarias, 18:489–498

Antongiovanni M, Venticinque EM, Fonseca CR (2018) Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. Landscape Ecology, 33:1353–1367

Araújo Filho RN, Freire MBGS, Wilcox BP, West JB, Freire F, Marques FA (2018) Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. Forest Ecology and Management, 407:210–220

Arroyo-Rodríguez V, Fahrig L, Tabarelli M, Watling JI, Tischendorf L, Benchimol M, Cazetta E, Faria D, Leal IR, Melo FPL, Morante-Filho JC, Santos BA, Arasa-Gisbert R, Arce-Peña N, Cervantes-López MJ, Cudney-Valenzuela S, Galán-Acedo C, San-José M, Vieira ICG, Tscharntke T (2020) Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. Ecology Letters, 23:1404–1420

Arroyo-Rodríguez V, Melo FPL, Martínez-Ramos M, Bongers F, Chazdon RL, Meave JA, Norden N, Santos BA, Leal IR, Tabarelli M (2017) Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. Biological Reviews, 92:326–340

Bakke IA, Da Silva JER, Bakke OA, Freire ALDO (2020) Seed dispersal, seedbank, seedling survival, and initial growth of three caatinga trees. Revista Caatinga, 33:1007–1016

Barbosa AHDS, Carvalho RG, Camacho RGV (2017) Aplicação do NDVI para a Análise da Distribuição Espacial da Cobertura Vegetal na Região Serrana de Martins e Portalegre – Estado do Rio Barbosa, Geography Department University of Sao Paulo, 33:128

Emer C, Galetti M, Pizo MA, Guimarães PR, Moraes S, Piratelli A, Jordano P (2018) Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes – a metanetwork approach. Ecology Letters, 21:484–493

Fletcher RJ, Reichert BE, Holmes K (2018) The negative effects of habitat fragmentation operate at the scale of dispersal. Ecology, 99:2176–2186

Frazier AE, Kedron P (2017) Landscape Metrics: Past Progress and Future Directions. Current Landscape Ecology Reports, 2:63–72

Grass I, Loos J, Baensch S, Batáry P, Librán-Embid F, Ficiciyan A, Klaus F, Riechers M, Rosa J, Tiede J, Udy K, Westphal C, Wurz A, Tscharntke T (2019) Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. People and Nature, July 2018, 262–272

Hamunyela E, Brandt P, Shirima D, Do HTT, Herold M, Roman-Cuesta RM (2020) Space-time detection of deforestation, forest degradation and regeneration in montane forests of Eastern Tanzania. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 88:102063

Hesselbarth MHK, Sciaini M, With KA, Wiegand K, Nowosad J (2019) landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. Ecography, 42:1648–1657

Huais PY (2018) multifit: an R function for multi-scale analysis in landscape ecology. Landscape Ecology, 33:1023–1028

Lou Jost (2006) Entropy e diversity. Opinion article. Rev. Oikos 113-2.

Leal IR et al. (2017) Ants of the Caatinga: Diversity, Biogeography, and Functional Responses to Anthropogenic Disturbance and Climate Change. In: Caatinga: The largest tropical dryforestregion in South America. Silva J, Leal IR, Tabarelli M © Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-68338-6.

MapBiomas, Coleção 5.0. O Projeto MapBiomas disponibiliza mapas anuais de cobertura e uso da terra, bem como mapas com as mudanças ocorridas ao longo do tempo para todo o período entre 1985 e 2019. Todos os dados, bem como a metodologia e avaliação de acurácia das Coleções do MapBiomas ser acessados no site do projeto www.mapbiomas.org.

Ma M, Baskin CC, Li W, Zhao Y, Zhao L, Chen N, Du G (2019) Seed banks trigger ecological resilience in subalpine meadows abandoned after arable farming on the Tibetan Plateau. Ecological Applications, 29:1–13

Maturo F, Di Battista T (2018) A functional approach to Hill's numbers for assessing changes in species variety of ecological communities over time. Ecological Indicators, 84:70–81

McGarigal K, Compton BW, Plunkett EB, DeLuca WV, Grand J, Ene E, Jackson SD (2018) A landscape index of ecological integrity to inform landscape conservation. Landscape Ecology, 33:1029–1048

Pardini R, Nichols E, Püttker T (2017). Biodiversity response to habitat loss and fragmentation. In Encyclopedia of the Anthropocene Elsevier Inc. 1-5

Pau S, Gillespie TW, Wolkovich EM (2012) Dissecting NDVI-species richness relationships in Hawaiian dry forests. Journal of Biogeography, 39:1678–1686

Petrie MD, Bradford JB, Hubbard RM, Lauenroth WK, Andrews CM, Schlaepfer DR (2017) Climate change may restrict dryland forest regeneration in the 21st century. Ecology, 98:1548–1559

R Development Core Team (2014) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Rodrigues RG (2012) Paisagens do Sertão Setentrional. In: Flora das Caatingas do Rio São Francisco: História Natural e Conservação. Siqueira Filho JA [Organização] – I.ed. – Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson. 552

San-José M, Arroyo-Rodríguez V, Jordano P, Meave JA, Martínez-Ramos M (2019) The scale of landscape effect on seed dispersal depends on both response variables and landscape predictor. Landscape Ecology, 34:1069–1080

Santos JM, Pessoa MML, Ferreira RLC, Silva EA (2020) Land-use and coverage in the structure of the landscape in a Tropical Dry Forest in northeast Brazil. Journal of Environmental Analysis and Progress, 5:088–097

Silva AC, Souza AF (2018) Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. PLoS ONE, 13:1–22

Sousa TR, Costa FRC, Bentos TV, Leal Filho N, Mesquita RCG, Ribeiro IO (2017) The effect of forest fragmentation on the soil seed bank of Central Amazonia. Forest Ecology and Management, 393:105–112

Souza DG, Sfair JC, de Paula AS, Barros MF, Rito KF, Tabarelli M (2019) Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. Forest Ecology and Management, 435:57–65

Uroy L, Ernoult A, Mony C (2019) Effect of landscape connectivity on plant communities: a review of response patterns. Landscape Ecology, 34:203–225

Van Passel J, De Keersmaecker W, Somers B (2020) Monitoring woody cover dynamics in tropical dry forest ecosystems using sentinel-2 satellite imagery. Remote Sensing, 12:8

Zeller KA, Lewsion R, Fletcher RJ, Tulbure MG, Jennings MK (2020) Understanding the importance of dynamic landscape connectivity. Land, 9:1–15

5. CONCLUSÕES GERAIS

A partir desse trabalho foi possível identificar o potencial do banco de sementes do solo como uma métrica de alto valor informacional, tendo sua aplicação desde ao monitoramento de efetividade de áreas em recuperação como para avaliar as respostas biológicas à alterações a nível de paisagem.

A técnica de recuperação semeadura em consórcio com nucleação foi a que demonstrou melhor desempenho nas métricas da comunidade do banco de sementes no primeiro ano pós-recuperação, sendo no segundo ano pós-recuperação percebido um movimento de regeneração natural presente em todos os tratamentos. Foi destacável também a influência negativa que a abundância da espécie exótica *N. glauca* exerceu sobre os valores de diversidade de espécies comuns e dominantes do banco de sementes, necessitando de um acompanhamento periódico do avanço dessa invasão em áreas de Caatinga de alta importância ambiental.

As métricas de paisagem fragmentação e qualidade florestal corresponderam as predições de que influenciariam negativamente e positivamente, respectivamente, na diversidade do banco de sementes do solo. Utilizando a diversidade como proxy de complexidade ecossistêmica é possível então validar o esquema teórico da Figura 3 apresentado por esse trabalho, podendo ser ponto de partida para novas pesquisas com a temática de restauração ecológica e monitoramento de paisagem em florestas tropicais secas, como a Caatinga.