



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

LÉTICIA DE BRITO RODRIGUES

**AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE UMA ÁREA EM PROCESSO DE
RECUPERAÇÃO NA CAATINGA**

**PETROLINA-PE
2022**

LÉTICIA DE BRITO RODRIGUES

**AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE UMA ÁREA EM PROCESSO DE
RECUPERAÇÃO NA CAATINGA**

Trabalho apresentado a Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, Campus Ciências Agrárias, como requisito para obtenção do título de bacharel.

Orientador: Prof. Dr. Renato Garcia Rodrigues
Coorientadora: MSc. Raphaela Aguiar de Castro

**PETROLINA-PE
2022**



UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO - UNIVASF
Gabinete da Reitoria

Sistema Integrado de Bibliotecas (SIBI)

Av. José de Sá Maniçoba, s/n, Campus Universitário – Centro CEP 56304-917
Caixa Postal 252, Petrolina-PE, Fone: (87) 2101- 6760, biblioteca@univasf.edu.br

R696a Rodrigues, Leticia de Brito
Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação na caatinga / Leticia de Brito Rodrigues. – Petrolina-PE, 2022.
xi, 56. : il.; 29 cm.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus Ciências Agrárias, Petrolina-PE, 2022.

Orientador: Prof.º Dr.º Renato Garcia Rodrigues.

Inclui referências.

1. Solos. 2. Sucessão ecológica. 3. Banco de sementes. 4. Degradação ambiental. 5. Caatinga. I. Título. II. Rodrigues, Renato Garcia. III. Universidade Federal do Vale do São Francisco.

CDD 631.4

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UNIVASF.
Bibliotecária: Andressa Laís Machado de Matos CRB – 4/2240.

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO VALE DO SÃO FRANCISCO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

FOLHA DE APROVAÇÃO

LÉTICIA DE BRITO RODRIGUES

**AVALIAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES DE UMA ÁREA EM PROCESSO
DE RECUPERAÇÃO NA CAATINGA**

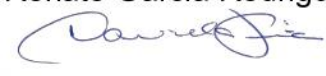
Trabalho de conclusão de curso apresentado como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas, pela Universidade Federal do Vale do São Francisco.

Aprovado em: 30 de agosto de 2022.

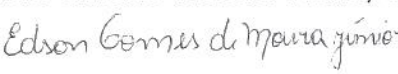
Banca Examinadora


Renato Garcia Rodrigues (Aug 30, 2022 15:56 ADT)

(Prof. Dr. Renato Garcia Rodrigues, UNIVASF).



(Dr^a. Daniela Cristine Mascia Vieira, UNIVASF).



(Dr. Edson Gomes de Moura Junior, UNIVASF).

AGRADECIMENTOS

À Deus por toda força concedida, permitindo que eu pudesse chegar na reta final.

À minha família, principalmente meus pais, Ducicléa e Jucivaldo, que mesmo diante de tantas dificuldades a educação sempre foi prioridade em casa, nos incentivando a estudar porque foi algo que eles não tiveram a oportunidade. Ao meu irmão, por sempre dar aquele socorro em alguma formatação do Word quando eu não conseguia.

Ao meu companheiro, Wemeson, que sempre foi calma em meio ao caos, sempre com um braço estendido para ajudar, incentivar ou me ouvir desabafar de meu cansaço nessa jornada. Obrigada pela ajuda, muitas vezes sem nem dizer uma palavra, apenas com um sorriso de “vai ficar tudo bem”.

À turma de 2016.2 do curso de Ciências biológicas da UNIVASF, por terem me proporcionado essa segunda família, nessa segunda casa que passamos a habitar boa parte de nosso dia. Obrigada por tanto companheirismo, empatia e sorrisos.

Aos meus amigos de turma, Gutiele, Larissa Carvalho, Larissa Sousa, por serem luz na minha vida e por terem deixado esses anos de graduação mais leve e prazeroso.

À Larissa Sousa, que tornou além de uma amiga, uma irmã, mostrando a força existente em mim quando eu menos imaginava que tinha. Obrigada por todas as palavras de apoio, de amizade, pelos conselhos e pelas boas risadas compartilhadas, até mesmo os estresses porque eles fazem parte. Obrigada por tanto.

À Patrícia, minha parceira de estágio e peça fundamental no desenvolvimento desse trabalho. Além de parceira no meio acadêmico se mostrou uma ótima amiga, sendo apoio tanto na vida acadêmica como na vida pessoal. Obrigada pelos sorrisos compartilhados, desabafos ouvidos e parceria sem igual.

Às minhas amigas de vida, Karolainy, Amanda, Adaline, Janaina, por serem apoio e âncora, sempre dispostas a ouvirem as pérolas da vida e da faculdade. Obrigada pela preciosa amizade de vocês.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Renato Garcia Rodrigues pelo acolhimento no NEMA com paciente orientação e por todo conhecimento compartilhado.

À minha Coorientadora MSc. Raphaela Aguiar de Castro por ter me acolhido nesse projeto gigante quando eu nem sequer sabia que gostava dessa área da Biologia e mesmo assim depositou confiança para ajudar no trabalho. Agradeço por toda parceria, conhecimentos compartilhados e paciência ao longo desses anos. Os conselhos e conhecimento adquiridos contigo tenho certeza que irei levar para toda vida.

Agradeço a todos da equipe do NEMA, que de alguma forma me ajudaram no desenvolvimento desse trabalho e na minha trajetória de estágio desde o início lá em 2019, seja no fornecimento de algum material ou conferindo o experimento quando eu não podia estar presente, e até mesmo nos sorrisos compartilhados nos corredores que de alguma forma melhorava o dia.

RESUMO

A transposição do solo é uma técnica nucleadora que promove a dinâmica sucessional da área a ser recuperada. A partir dessa técnica tem-se a transferência do banco de sementes, cujo pode ser formado por espécies representantes da vegetação antecedente e atual. Através da análise do banco é possível mensurar a diversidade da área após perturbações. Considerando a capacidade da transposição de solo em proporcionar melhorias na área degradada, o estudo avaliou a eficiência da técnica no advento de novas espécies do banco de sementes de uma área da Caatinga em recuperação. Para isso, em 2019 foram implantadas parcelas (32 m²) com três níveis de transposição de solo: I) sem transposição do solo (ST), II) transposição de solo em 15% da área total da parcela (T15%); e III) transposição em 30% (T30%). Em 2021, na estação seca, foram realizadas coletas de solo nas parcelas e na área conservada de Caatinga (referência positiva), doadora de solo, totalizando 32 amostras (8 repetições). As amostras de solo foram dispostas em casa de vegetação, com irrigação diária. A coleta de dados foi realizada a cada 15 dias, durante 150 dias, registrando as plântulas emergidas. Os dados de riqueza e abundância coletados foram submetidos ao índice de diversidade (Alpha de Fisher), Shapiro-Wilk, Anova e teste de Tukey. A similaridade entre as áreas foi testada pelo ANOSIM e NMDS. Parâmetros fitossociológicos para cada área também foram analisados. As áreas T15% e T30% apresentaram maiores riqueza ($8,25 \pm 0,90$, $11 \pm 0,53$, respectivamente), com diferença estatística entre ST e T30% ($p= 0,0003$). T30% também apresentou diferença das demais áreas em relação a densidade ($p= 0,009$), com média de $393,88 \pm 46,63$ de indivíduos. De acordo com a ANOSIM, as áreas não são similares entre si ($p < 0,05$), corroborados pelo NMDS. As espécies herbáceas apresentaram maiores índices de valores de importância (VI) em todas as áreas. Através da fitossociologia verificou-se que o maior VI, de cada área, corresponde a uma espécie nativa. A transposição de solo como técnica condicionante de áreas degradadas, sobretudo em maior quantidade, mostrou-se promissora, enriquecendo o banco de sementes da área em processo de recuperação com novas espécies, com possível favorecimento de condições para o estabelecimento de novas espécies advindas do entorno.

Palavras-chave: Topsoil. Herbáceas. Sucessão ecológica. RAD.

ABSTRACT

A transposition of soil is a nucleating technique that promotes successional dynamics of the area to be recovered. From this technique, there is a transfer of the seed bank, which can be formed by representative species of the previous and current vegetation. Through the analysis of the bank it is possible to measure the diversity of the area after disturbances. Considering the capacity of the transposition of soil in providing improvements in the degraded area, the study evaluated the efficiency of the technique not the advent of new species from the seed bank of an area of the Caatinga in recovery. For this, in 2019 plots (32 m²) were implanted with three levels of transposition of soil: I) without transposition of soil (ST), II) transposition of soil in 15% of the total area of the plot (T15%); and III) transposition in 30% (T30%). In 2021, in the dry season, soil collections were carried out in the plots and in the preserved area of Caatinga (positive reference), a soil donor, totaling 32 samples (8 replications). Soil samples were placed in a greenhouse, with daily irrigation. Data collection was performed every 15 days, for 150 days, recording the emerged seedlings. The richness and abundance data collected were submitted to the diversity index (Fisher's Alpha), Shapiro-Wilk, ANOVA and Tukey's test. The similarity between the areas was tested by ANOSIM and NMDS. Phytosociological parameters for each area were also analyzed. The areas T15% and T30% showed greater richness (8.25 ± 0.90 , 11 ± 0.53 , respectively), with a statistical difference between ST and T30% ($p= 0.0003$). T30% also showed a difference from the other areas in terms of density ($p=0.009$), with a mean of 393.88 ± 46.63 individuals. According to ANOSIM, the areas are not similar to each other ($p < 0.05$), corroborated by the NMDS. Herbaceous species showed higher indices of importance values (VI) in all areas. Through phytosociology, it was found that the highest VI, in each area, corresponds to a native species. Soil transposition as a conditioning technique for degraded areas, especially in greater quantities, proved to be promising, enriching the seed bank of the area in the recovery process with new species, with possible favoring conditions for the establishment of new species arising from the surroundings.

Keywords: Topsoil. Herbs. Ecological succession. RAD.

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1 -	Delineamento experimental dos tratamentos de transposição de solo	18
Figura 2 -	Vista via satélite do <i>Campus</i> Ciências Agrárias UNIVASF	19
Figura 3 -	Abundância média dos indivíduos emergidos nas bandejas	22
Figura 4 -	Famílias encontradas no banco de sementes do solo da Caatinga	26
Figura 5 -	Riqueza de espécies emergidas no banco de sementes do solo	28
Figura 6 -	Densidade de indivíduos/m ² emergidos no banco de sementes do solo	29
Figura 7 -	Índice de diversidade Alpha de Fisher	30
Figura 8 -	Escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS)	31
Figura 9 -	Dendrograma de similaridade (Bray-Curtis)	32

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1 -	Lista florística de espécies emergidas no banco de sementes do solo	23
Tabela 2 -	Hábito das espécies identificadas	27
Tabela 3 -	Resultado teste de Duncan entre as médias da densidade de indivíduos/m ²	29
Tabela 4 -	Resultado do ANOSIM entre as áreas de estudo	31
Tabela 5 -	Parâmetros fitossociológicos	37

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	7
2	REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO	9
2.1	DEGRADAÇÃO DA CAATINGA	9
2.2	PROCESSOS SUCESSIONAIS E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS	11
2.3	TRANSPOSIÇÃO DO SOLO	13
2.4	BANCO DE SEMENTES DO SOLO	16
3	OBJETIVOS	17
3.1	OBJETIVO GERAL	17
3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
4	METODOLOGIA	18
4.1	ÁREA DE ESTUDO E IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO	18
4.2	COLETA E A AMOSTRAGEM DO BANCO DE SEMENTES	20
4.3	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	21
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
5.1	COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	22
5.2	ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA	35
6	CONCLUSÕES FINAIS	41
	REFERÊNCIAS	43

1 INTRODUÇÃO

A Caatinga é caracterizada por conter solos rasos e pouco desenvolvidos, ricos em minerais, pedregosos e com baixa capacidade de retenção de água, além fauna e flora únicas, com vasta biodiversidade e heterogeneidade (ALVES, 2007; ALVES *et al.*, 2009; SIQUEIRA-FILHO, 2012). Devido a essas características e a constante dificuldade para recuperação do ecossistema, tem-se a necessidade de serem desenvolvidas novas metodologias, próprias e viáveis, para a recuperação de áreas degradadas (RAD), uma vez que, metodologias utilizadas em regiões de florestas úmidas podem não apresentar resultados satisfatórios quando aplicadas em florestas secas (GOMES, 2017).

No semiárido brasileiro, tem-se a degradação do solo a partir de sua utilização excessiva e do abandono, ou diminuição do descanso necessário para produtividade da terra (SÁ; ANGELOTTI, 2009). Estes fatores levam a perda da fertilidade, levando ao crescimento limitado das plantas de forma a ocasionar uma redução na cobertura vegetal, deixando os solos mais vulneráveis aos processos erosivos (SÁ; ANGELOTTI, 2009; SÁ; FOTIUS; RICHÉ, 1994). Os processos erosivos, por sua vez, alteram as características físicas, químicas e biológicas do solo, comprometendo sua produtividade e funcionalidade dentro do sistema (ROVEDDER, 2009; VEZZANI, 2015), e conseqüentemente, influenciando de forma negativa nas técnicas de RAD implantadas.

A partir do avanço na pesquisa acerca dos processos envolvidos na dinâmica florestal, houve mudanças na indicação de projetos de recuperação de ecossistemas. Ao invés de propor apenas a reintrodução de espécies arbóreas, os projetos atuais visam a recuperação dos processos ecológicos (SOCOLOWSKI *et al.*, 2021). Segundo Vieira e Reis (2001), a reintrodução de plantas arbóreas como forma de recuperação e cobertura rápida pode ser custosa e trabalhosa além de não refletir a paisagem natural do ecossistema, uma vez que não se tem o processo sucessional natural. Sendo assim, em áreas com alto nível de degradação na Caatinga, sem condições de ocorrer a regeneração natural, pode ser necessário a implantação de técnicas de recuperação capazes de promover melhorias nas condições do solo (SOCOLOWSKI *et al.*, 2021).

Neste sentido, tem-se como alternativa a transposição do solo, que é uma técnica nucleadora que promove a sucessão da área a ser recuperada (REIS *et al.*, 2003). Essa técnica pode ser implantada como condicionante, que permite melhorias

no solo através da inserção de matéria orgânica, de nutrientes e da macro e microfauna do solo, que são importantes para a reestruturação e fertilização do mesmo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; SOARES, 2010). Além disso, permite também a transferência do banco de sementes de espécies nativas, presente no solo e na serrapilheira, que são importantes na cobertura vegetal e no aumento de diversidade do local a ser recuperado (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

A utilização do banco de sementes do solo (BSS) tem sido recomendada na RAD devido apresentar vantagem em restabelecer uma área que possa se assemelhar, pelas espécies presentes, a área antecedente a degradação, e também pela redução dos custos ao se retirar solo de áreas remanescentes próximas (BERTACCHI, 2008). Segundo Martins e colaboradores (2015), o BSS atua como um dos principais mecanismos de regeneração, possuindo importante papel na colonização de clareiras naturais ou antrópicas, e na colonização de grandes áreas abandonadas.

O banco de sementes refere-se a todas as sementes viáveis no solo, compondo um sistema dinâmico com entrada de novas sementes por chuvas de sementes e dispersão (GUIMARÃES, 2014; HALL; SWAINE, 1980; ROBERTS, 1981; SANT'ANNA; TRES; REIS, 2011). A composição do banco é influenciada pela chuva de sementes do local, bem como pode ser constituinte da regeneração natural da área (VIEIRA, 2004).

Esse banco é considerado como fator importante na recuperação de áreas perturbadas, uma vez que possibilita o início do processo sucessional. É formado por espécies que representa a vegetação atual, com espécies de etapas sucessionais antecedente e espécies nunca presentes na área, provindas de áreas vizinhas ou distantes por meio da dispersão. Dessa forma, fazer a análise desse banco possibilita mensurar a composição potencial e diversidade da área após perturbações (SORREANO, 2002).

Levando em consideração a capacidade da transposição de solo em proporcionar o advento de novas espécies a partir das sementes presentes no solo, e a partir de melhorias das condições do solo, o presente projeto de pesquisa contém as seguintes hipóteses: (1) a área em recuperação com aplicação da técnica de transposição de solo apresenta diversidade (índice Alpha de Fisher) do banco de sementes similar da área de referência positiva, quando comparada com a

diversidade da área em condução da regeneração natural; (2) A área conservada de Caatinga (referência positiva), a área de condução de regeneração natural e a área em processo de recuperação apresentam composições distintas, sendo a área de referência positiva e com transposição de solo mais similares entre si; e (3) as espécies consideradas como herbáceas pioneiras terão maiores valores de importância na área em recuperação que nas demais.

2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

2.1 DEGRADAÇÃO DA CAATINGA

A Caatinga é uma área de Floresta Tropical Sazonalmente Seca (FTSS) localizada na região Nordeste do Brasil apresentando uma área de 912,529 Km² (SILVA *et al.*, 2017), sendo esta a única região exclusiva do Brasil dentre as seis regiões ecológicas do país (IBGE, 2004). A Caatinga compõe o maior núcleo de FTSS, correspondendo a 31% da área total, aproximadamente, na região Neotropical, e 45% das FTSS na América do Sul (QUEIROZ; CARDOSO; MORO, 2017). Segundo Fernandes *et al.* (2020), nas FTSS da Caatinga encontram-se pelo menos 3.347 espécies, 962 gêneros e 153 famílias de plantas, das quais 43,7% são representados por árvores, arbustos e trepadeiras lenhosas, e 56,3% é composto por ervas, subarbustos e trepadeiras herbáceas. Além disso, 15,7% dessas plantas correspondem a espécies endêmicas da Caatinga, incluindo 29 gêneros (FERNANDES; CARDOSO; QUEIROZ, 2020).

A Caatinga, apesar de elevada importância anteriormente descrita e de ser considerada como patrimônio biológico, encontra-se dentre os ecossistemas mais degradados do Brasil (SCARANO *et al.*, 2012; SOUZA; ARTIGAS; LIMA, 2015). Segundo o MapBiomas (2021), 64,04% da cobertura do solo da Caatinga encontra-se coberto por áreas naturais, sendo 58,96% de áreas com florestas e 4,10% correspondente a formação natural não florestal. Parte dessas florestas encontram-se protegidas, no âmbito federal, em 17 unidades de conservação de proteção integral, e em 7 unidades de conservação de uso sustentável (MURER; FUTADA, 2022).

As florestas tropicais sazonalmente secas se inserem nos biomas tropicais mais ameaçados em todo mundo, por diversas pressões antrópicas (MILES *et al.*, 2006). Segundo estudo recente do Instituto Brasileiro de Geografia e

Estatística (IBGE, 2020), realizado entre os anos 2000 e 2018, a Caatinga apresenta 35,9% de sua área com interferência antrópica, além de apresentar uma constante diminuição na cobertura natural. O estudo mostrou que a vegetação campestre, predominante na Caatinga em 2000 (49,9%), teve sua área reduzida em 26,7 mil km² ao longo de 18 anos.

O conceito do termo degradação está relacionado a resiliência dos sistemas. Dessa forma, um sistema que sofreu distúrbios em alta proporção, seja em área, duração e/ou frequência, que tenha perdido a capacidade de retornar ao seu equilíbrio inicial em certo tempo definido, sem a interferência antrópica, ou seja, sem a capacidade de se regenerar naturalmente, é em muitas das vezes, considerado como um sistema degradado (COSTA *et al*, 2005).

De acordo com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), uma área degradada é caracterizada pela remoção da vegetação nativa e fauna, pela inexistência da camada fértil do solo e pela alteração do sistema hídrico, de forma haver a perda de adaptação as características físicas, químicas e biológicas, inviabilizando o desenvolvimento socioeconômico (IBAMA, 1990). A degradação de áreas encontra-se associada a efeitos negativos ou adversos causados ao ambiente, decorridos principalmente pela intervenção antrópica, sendo dificilmente atribuído a alterações oriundas de processos naturais (TAVARES, 2008).

Na Caatinga, a degradação está intimamente relacionada ao uso insustentável dos recursos naturais, como o desmatamento para uso madeireiro, agricultura intensiva, mineração e a pecuária com superpastejo de caprinos e ovinos (FABRICANTE *et al.*, 2015; KIILL *et al.*, 2007), sendo a exploração madeireira e pecuária os eventos que causam mais ameaça a degradação (GUERRA *et al.*, 2020). A introdução de gado, em meados do século 16, juntamente com a expansão da pecuária no semiárido brasileiro, foi um dos primeiros fatores da antropização de áreas da Caatinga (ALVES; ARAÚJO; SANTOS, 2009; RODRIGUES, 2012).

Aliado a isso, tem-se a extração de lenha por meio do desmatamento intensivo, usado principalmente como fonte de combustível, e a exploração de espécies de elevado valor econômico, compondo os principais fatores responsáveis pelo processo de degradação ambiental na Caatinga (MELO; BASSO; SIQUEIRA-FILHO, 2012; RODRIGUES, 2012). Além disso, a agricultura itinerante e irrigada, também são responsáveis pela alteração da paisagem, principalmente nas encostas

onde o processo de erosão é intensificado, com conseqüente redução de produtividade e posterior abandono das terras (MELO; BASSO; SIQUEIRA-FILHO, 2012; RODRIGUES, 2012).

Na Caatinga, a partir dos eventos de degradação na qual vem sendo submetida, com conseqüente redução da cobertura florestal nativa, diversas áreas têm se tornado susceptíveis ao processo de desertificação, e com isso, a vegetação arbustiva e arbórea da Caatinga, dominante no semiárido é substituída por pastos herbáceos ou culturas de ciclo curto (PEREZ-MARIN et al., 2012). Nas áreas de Caatinga, em que as atividades antrópicas foram intensas resultando em alta degradação, devem ser direcionados projetos de recuperação de áreas degradadas (PRAD) (SOUSA et al., 2020).

A recuperação da vegetação tem se tornado cada vez mais necessária para diminuir os efeitos negativos sobre os ecossistemas degradados, causados pela destruição dos ambientes naturais, principalmente quando esses efeitos aumentam o risco de desertificação, devido ao alto grau de degradação (KAGEYAMA; GANDARA; OLIVEIRA, 2003; SÁ *et al.*, 2010).

2.2 PROCESSOS SUCESSIONAIS E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS

Na sucessão natural, tem-se o processo de desenvolvimento do ecossistema conforme há modificações na composição do ambiente (ALMEIDA, 2016), na qual a comunidade vegetal que inicialmente se forma, com o tempo, se modifica em outra ao passo que surgem novas espécies no local. Nesse processo algumas espécies desaparecem, enquanto outras apresentam aumentos ou reduções de densidade sem necessariamente desaparecerem (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

De modo geral, o processo de colonização inicia-se com espécies pioneiras adaptadas às condições da área, propiciando condições adequadas de microclima e solo para o estabelecimento de plantas secundárias e clímax, as quais são dependentes de condições mais favoráveis para se estabelecerem (ALMEIDA, 2016). As espécies pioneiras, principalmente de hábito herbáceo, favorecem a conservação do solo por meio da proteção de ação direta das chuvas, radiação solar e ventos, além de servirem como fonte de matéria orgânica, mantendo a umidade e reduzindo os processos erosivos do solo (FERREIRA *et al.*, 2014). As herbáceas são

fundamentais no processo de sucessão, atuando no primeiro estágio de colonização do ambiente alterado, proporcionando um microclima favorável ao estabelecimento de outras espécies (ARAÚJO *et al.*, 2004; FERREIRA *et al.*, 2014).

Atualmente, os programas de recuperação ambiental visam a sustentabilidade do ecossistema, de modo que a área em recuperação consiga se manter e evoluir de forma sucessional e com diversidade de espécies. O conhecimento da dinâmica natural e da estrutura do ecossistema é importante no desenvolvimento de modelos de recuperação (ALMEIDA, 2016). Em metodologias empregadas na recuperação de áreas a partir da sucessão vegetal, é possível observar a melhoria gradual das condições físicas, químicas e biológicas do solo, além da aceleração da dinâmica sucessional da comunidade, com consequente recuperação da área degradada (LICKS, 2007). O levantamento realizado por Rodrigues e colaboradores (2020), demonstrou que atualmente 12 métodos são aplicados na recuperação de áreas dos biomas brasileiros, porém possuem vantagens e desvantagens, que juntamente com parâmetros ambientais podem ter sua escolha dificultada.

As metodologias utilizadas para recuperação de áreas degradadas (RAD) em regiões úmidas do Brasil, normalmente se mostram inviáveis para aplicação na Caatinga, principalmente em áreas de alto grau de impacto, devido as características edafoclimáticas (MACHADO *et al.*, 2021), das quais apresenta altas temperaturas anuais, alta sazonalidade de chuvas e longos períodos estiagem (SAMPAIO, 2010). Sendo assim, para maior sucesso na escolha do método a ser empregado no PRAD, alguns fatores devem ser considerados ao planejar as técnicas mais adequadas para aplicação, como o nível de degradação, o tempo em que ocorreu, a causa do processo, o tamanho da área afetada e a proximidade com fragmentos preservados (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Segundo Tavares (2008), a recuperação de áreas degradadas pode ser definida como um conjunto de ações idealizadas e executadas, que se destinam ao restabelecimento das condições de equilíbrio e sustentabilidade existentes anteriormente em um sistema natural, visto que a complexidade dos processos de degradação e RAD são resultados de inúmeros fenômenos biológicos, físicos e químicos envolvidos. Na RAD, diversos termos têm sido utilizados para definições de estratégias e ações (LIMA, 2004), sendo restauração e recuperação os mais

utilizados. Esses termos muitas vezes são definidos de forma distinta, porém, podem ser descritos como sinônimos (TAVARES, 2008).

A restauração requer um retorno da área próximo ao seu estado antes da degradação, sendo assim, os aspectos relacionados a topografia, fauna, solo e hidrologia, por exemplo, devem apresentar as características semelhantes de antes da degradação, sendo este um objetivo muitas das vezes inatingível (TAVARES, 2008), e dessa forma, o termo recuperação é melhor empregado. A recuperação, segundo Fonseca e colaboradores (2001), trata-se da reconstrução de um ambiente que sofreu diversos graus de alteração, com ou sem interferência antrópica, com o objetivo da reativação da dinâmica natural da área, similar a precedente.

Em ambientes com alto nível de degradação, em que as condições do solo e outros elementos naturais não conseguem se autorrecuperar, ou seja, não retorna ao estado de equilíbrio dinâmico, a intervenção humana é necessária para que ocorra a recuperação uma vez que, nesses casos os propágulos são inexistentes ou escassos, impossibilitando o surgimento de uma nova vegetação (ENGEL; PARROTA, 2003; LIMA, 2004).

2.3 TRANSPOSIÇÃO DO SOLO

Dentre os efeitos da interferência antrópica na Caatinga, tem-se a perda da cobertura vegetal. A cobertura vegetal é de extrema importância, uma vez que, proporciona estruturação do solo e reduz sua susceptibilidade aos processos erosivos (COSTA; RODRIGUES, 2015).

A perda da cobertura vegetal pode ocasionar na degradação do solo, caracterizado por apresentar déficit de nutrientes, problemas com retenção de umidade, aumento da amplitude térmica diária e redução de microrganismos e macrofauna, com conseqüente perda de produtividade ou utilidade (LAL, 1997; SÁ *et al.*, 2010), aumentando os custos com sua recuperação (SÁ *et al.*, 2010). Sendo assim, torna-se necessário recuperar as propriedades perdidas pelo solo no momento de planejar um projeto de recuperação de áreas degradadas (PRAD), além de controlar os agentes que levam a descaracterização ou degeneração do mesmo (BONINI, 2012).

O solo pode ser definido como um sistema heterogêneo, descontínuo e estruturado, composto por micro habitats com diferentes características químicas, físicas e biológicas, cujas são dependentes umas das outras, de modo que ao

modificar uma delas todas as outras serão alteradas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). As perturbações ao ambiente normalmente tendem a modificar o solo a nível químico, biológico e estrutural, sendo a perda de matéria orgânica a principal consequência da degradação, retardando o processo sucessional (REIS *et al.*, 2003).

Segundo Brancalion *et al.* (2015), a necessidade de recuperação do solo antes de implantar ações de RAD, é normalmente constatada por meio da presença do subsolo exposto, podendo apresentar intenso processo erosivo. Ainda segundo os autores, a recuperação do solo é necessária devido às camadas superficiais possuírem maior disponibilidade de nutrientes e conteúdo de matéria orgânica, de forma que ao perder essa camada o solo que fica não possui condições adequadas para o desenvolvimento vegetal.

A recuperação do solo pode ser realizada através de técnicas capazes de proporcionar melhorias na estrutura do solo (MORGAN, 2005). Dentre elas podem ser utilizadas técnicas nucleadoras, cujas partes de o princípio da capacidade de espécies facilitadoras promoverem melhorias nas qualidades ambientais, de forma que numa fase inicial elas alteraram as condições da área permitindo o aumento da probabilidade de ocupação por outras espécies (YARRANTON; MORRISON, 1974). Segundo Reis e colaboradores (2003), as atividades de recuperação com base na nucleação, tende a facilitar o processo de sucessão natural da área, tornando-o mais efetivas.

A transposição do solo é uma das técnicas de nucleação propostas para restauração ecológica, capaz de propiciar melhorias na estrutura do solo (REIS *et al.*, 2003). Essa técnica consiste na retirada da camada superficial de solo (*topsoil*), entre 0 e 10-20 cm de profundidade mais a serrapilheira, de áreas naturais conservadas próximas e o dispendo na área degradada a ser recuperada (REIS *et al.*, 2014). Espera-se que ao longo do tempo esses núcleos de alta diversidade de espécies desencadeie o processo sucessional na área como um todo (SOARES, 2010).

A camada superficial do solo juntamente com a serrapilheira, trata-se de um reservatório de matéria orgânica, macro e microfauna, nutrientes e propágulos (frutos e sementes), apresentando grande potencial de uso na recuperação de áreas degradadas (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015). A transposição de solo é uma técnica que proporciona a ciclagem de nutrientes, reestruturação e

fertilização do solo e disposição de minerais e matéria orgânica, auxiliando na recuperação das propriedades físicas, biológicas e químicas do solo degradado, e consequentemente na revegetação da área (SOARES, 2010). O solo transposto para uma área degradada, cujos horizontes superficiais encontram-se ausentes, é responsável por auxiliar no processo de revegetação e recuperação da área (MACHADO *et al.*, 2021).

No Brasil, o sucesso da técnica de transposição do solo é bem difundido em áreas úmidas (DIAS, 2017; LEAL FILHO; SANTOS; FERREIRA, 2013; MARTINS *et al.*, 2017; RODRIGUES; MARTINS; LEITE, 2010), porém para áreas da Caatinga, os estudos aplicando a técnica na RAD são escassos, mesmo apresentando resultados positivos (MACHADO *et al.*, 2021; SOUSA, 2017; SOUSA *et al.*, 2020).

No estudo acerca de estratégias para recuperação ambiental de áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga, Machado e colaboradores (2021), mostraram que é viável a aplicação da transposição de solo em áreas de jazidas de pirraça, porém levando em consideração a disponibilidade e viabilidade de transporte do *topsoil*. Segundo os autores, a colonização da área por espécies do estrato herbáceo pode ser observada logo nas primeiras chuvas, podendo haver uma regeneração com alta diversidade de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas.

O banco de sementes do solo é de extrema importância na recolonização da vegetação em ambientes perturbados, mantendo uma função fundamental no equilíbrio dinâmico da área (SCHMITZ, 1992), isso porque as plântulas emergentes do banco reduzem a erosão e perda de nutrientes após a ocorrência de distúrbios, contribuindo para estabilização de áreas degradadas (UHL; CLARK; MURPHY, 1981). Desse modo, áreas degradadas que tiveram o banco de sementes totalmente retirado, o processo de recuperação é dificultado (VIEIRA; REIS, 2001).

Segundo Tres (2006), em áreas perturbadas, a introdução de espécies de comunidades naturais através do banco de sementes aumenta a velocidade de recuperação, uma vez que permite o estabelecimento de espécies de diversas formas de vida. Ainda segundo a autora, esses núcleos de diversidade são alternativas eficientes para proporcionar uma maior resiliência na sucessão das áreas degradadas, potencializando o fluxo gênico dos organismos entre habitats, e dessa forma, aumentando a conectividade da paisagem.

2.4 BANCO DE SEMENTES DO SOLO

O banco de sementes do solo (BSS) refere-se ao reservatório de sementes viáveis e não germinadas presentes no solo, na superfície ou enterradas (BACCINI, 2011; BAKER, 1989; BASKIN; BASKIN, 2014; ROBERTS, 1981). O BSS constitui um elemento importante para sobrevivência em longo prazo de espécies individuais, bem como de comunidades de plantas, de forma permitir a recuperação de espécies adultas caso elas venham a ser destruídas (BAKER, 1989; BASKIN; BASKIN, 2014; ROBERTS, 1981). Segundo Abreu *et al.* (2021), o BSS, constituído principalmente por espécies pioneiras, apresenta potencial para recomposição da comunidade florestal que sofreu algum distúrbio, compondo uma importante via de regeneração natural.

O banco de sementes pode ser classificado como transitório (BST), composto por sementes que germinam até um ano após a dispersão, ou persistente (BSP) em que as sementes permanecem viáveis no solo por mais de um ano (THOMPSON; GRIME, 1979). As sementes de um BST podem permanecer por vários meses, período necessário para perda de dormência, ou permanecer apenas por alguns dias ou semanas, quando não há dormência na maturidade (BASKIN; BASKIN, 2014). Além da dormência das sementes, a adequação das condições ambientais para germinação também é um fator importante para determinar o tempo de permanência das sementes no BSS (SOLOMON, 2011). As sementes constituintes do BSP podem apresentar dormência primária e secundária, sendo normalmente encontradas enterradas em maiores profundidades no BSS (BRACCINI, 2011).

Segundo Braccini (2011), a maior parte das comunidades de plantas anuais é regenerada através das sementes armazenadas no BSS. Em regiões semiáridas como a Caatinga, os bancos de sementes compõem elementos importantes da comunidade, na qual as plantas anuais caracterizam a maior parte da flora, e suas sementes podem permanecer viáveis por um longo tempo (MEIADO *et al.*, 2012). Geralmente, após a dispersão as sementes tendem a permanecer no solo até encontrarem condições para germinar (ALMEIDA-CORTEZ, 2004). A depender da época de produção das sementes, elas podem permanecer no solo durante semanas quando na estação chuvosa, ou permanecer durante vários meses quando se encontram na estação seca (MEIADO, 2014).

A análise da composição florística e densidade de espécies encontradas no banco de sementes são bons indicadores de restauração de ecossistemas, uma vez que, as sementes que compõem o banco são formadas por espécies representativas da vegetação atual, espécies de etapas sucessionais anteriores e espécies nunca antes presentes na área, mas que formam parte do banco (MARTINS, 2001; RODRIGUES; GANDOLFI, 1998; SORREANO, 2002). Sendo assim, ao avaliar a composição do banco de sementes é possível prever a composição inicial da vegetação após um distúrbio (MACHADO *et al.*, 2012).

De acordo com Welling e colaboradores (1988), as informações contidas no banco podem contribuir no entendimento da vegetação a partir da sua composição, da abundância relativa das espécies recentemente instaladas e pelo potencial de distribuição de cada espécie. Dessa forma, a análise do BSS pode ser considerada um dos melhores bioindicadores para avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração, bem como para determinar o potencial de autorregeneração de áreas a serem restauradas (SOUSA *et al.*, 2020).

3 OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar se a técnica de transposição de solo possibilita o advento de novas espécies da flora para compor o banco de sementes de uma área em recuperação na Caatinga.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar qual tratamento de transposição de solo proporcionou o maior incremento de riqueza, densidade e diversidade na área em processo de recuperação.
- Comparar a similaridade entre as áreas com transposição de solo (T15% e T30%), com a área em condução de regeneração natural, e a área conservada (área de referência positiva).
- Identificar a estrutura da comunidade presente no banco de sementes de cada área.

4 METODOLOGIA

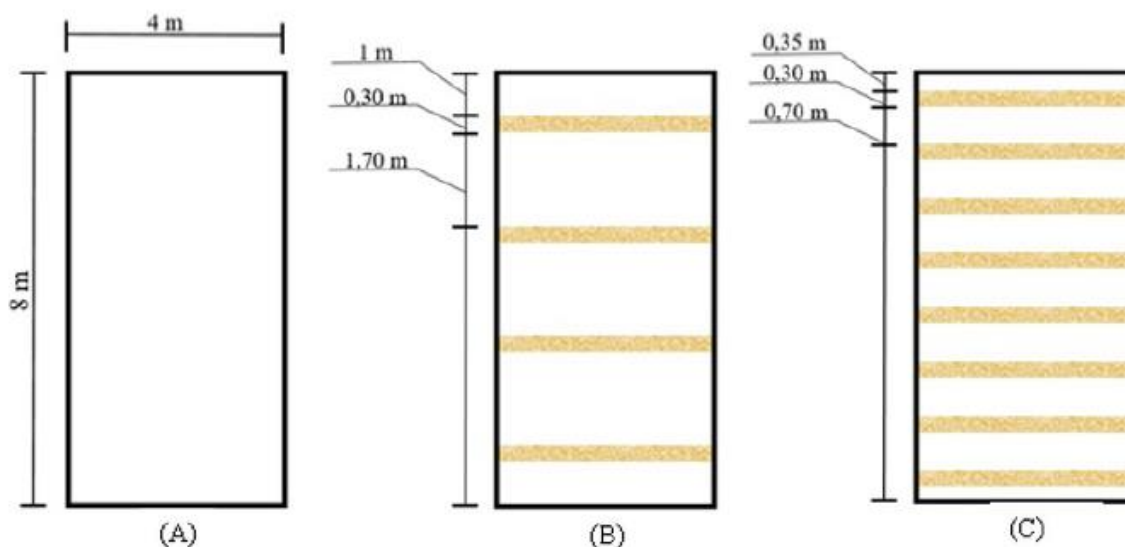
4.1 ÁREA DE ESTUDO E IMPLANTAÇÃO DO EXPERIMENTO

A pesquisa foi desenvolvida em uma área experimental localizada na Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, no município de Petrolina, Estado de Pernambuco. Segundo a classificação de Köppen, o clima na área de estudo é tropical semiárido tipo BSh, com temperatura média anual entre 24°C e 28°C e pluviosidade média anual de 535,5 mm (TEIXEIRA, 2010).

A área de estudo apresenta histórico de, pelo menos, 18 anos de degradação, cuja camada inicial de solo foi retirada para construção de uma via interna do *Campus* (R. G, Rodrigues, comunicação pessoal). Além disso, a intervenção de recuperação, a área encontrava-se em estágio avançado de degradação, com solo compactado e ausência de vegetação nativa. Atualmente, a área experimental encontra-se em processo de recuperação, onde está sendo desenvolvido um projeto de doutorado em parceria com Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental – NEMA.

Em março de 2019, a área experimental foi condicionada em parcelas de 4x8 metros (32m²), por meio da transposição do solo em faixas de 4 x 0,3 x 0,05 m, compondo três níveis (Figura 1): I) sem transposição do solo, considerada como área em condução da regeneração natural (ST); II) transposição de solo com quatro faixas, caracterizando 15% da área total da parcela (T15%); e III) transposição do solo com oito faixas, caracterizando 30% da área total da parcela (T30%). Previamente à transposição do solo, a área foi limpa e revolvida com gradagem de pelo menos 30 cm de profundidade para descompactação do solo. Este manejo prévio foi considerado como uma condução ao processo de regeneração natural nas parcelas sem a aplicação de transposição de solo (ST).

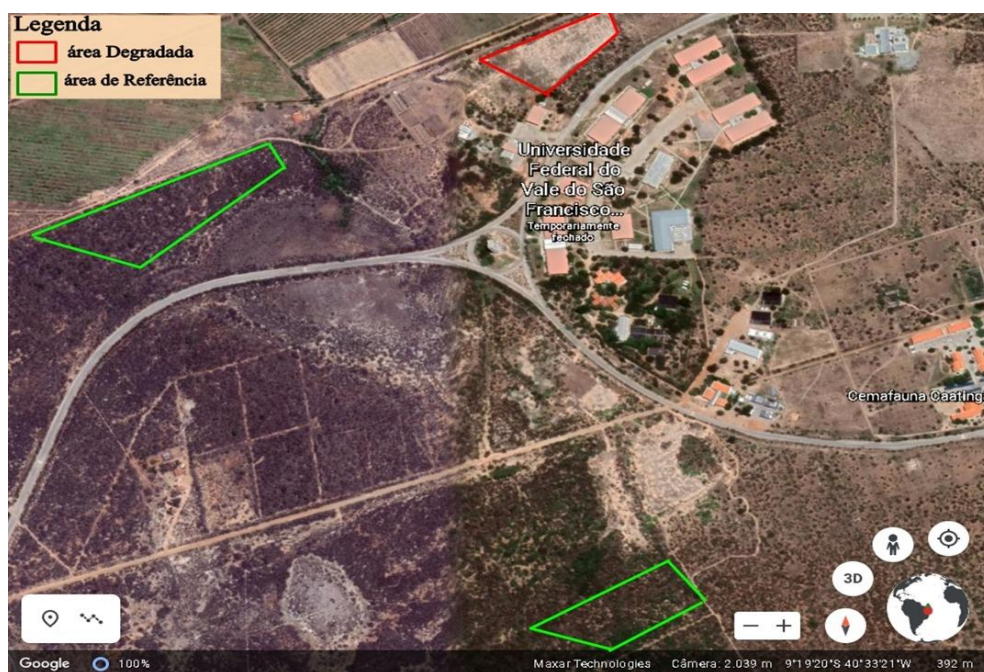
Figura 1 – Delineamento experimental dos tratamentos de transposição de solo para recuperação de área da Caatinga. A saber: A, sem aplicação de transposição (ST); B, transposição em 15% da parcela através da aplicação de quatro faixas de solo (T15%); C, transposição em 30% da parcela através da aplicação de oito faixas de solo (T30%).



Fonte: CASTRO, R. A. (2019).

O solo utilizado na implantação do experimento foi retirado de duas áreas de Caatinga (Figura 2), pertencentes ao *Campus*, e então, homogeneizadas formando uma amostra composta da qual retirou-se a quantidade de solo necessária para cada parcela. As áreas da Caatinga, possuindo 4,8 e 4,1 hectares, onde ocorreu o empréstimo do solo, foram denominadas como área de referência positiva (AR), e estão localizadas aproximadamente 400 e 920 m de distância, respectivamente, da área em processo de recuperação.

Figura 2 – Vista via satélite do *Campus* Ciências Agrárias – UNIVASF, com as áreas referentes ao estudo demarcadas pelas linhas em verde e vermelho.



Fonte: Google Earth (2021) Adaptado.

4.2 COLETA E AMOSTRAGEM DO BANCO DE SEMENTES

As coletas de unidades amostrais de solo foram realizadas no final da estação seca em novembro de 2021, após 2 anos e 8 meses da implantação dos tratamentos, das quais coletou-se oito amostras para cada tratamento (ST, T15% e T30%), além de oito amostras da área de referência. Para coleta das unidades amostrais, foram escolhidos pontos de modo aleatório dentro das parcelas, e utilizou-se um gabarito com 30 x 20 x 5 cm, de modo padronizar as coletas. De cada unidade amostral retirou-se 3 litros de solo, dos quais foram dispostos em bandejas de polipropileno (43,5 x 29,6 x 7,5 cm) furadas para drenagem da água, e alocadas em casa de vegetação sob tela sombrite de malha fina (30% de sombra) no NEMA/UNIVASF.

As bandejas foram irrigadas diariamente por 30 minutos através de microaspersores suspensos. Juntamente às bandejas com as amostras de solo, foram dispostas oito bandejas com substrato comercial compondo o controle metodológico, afim de identificar possível ocorrência de espécies espontâneas advindas da casa de vegetação, com posterior exclusão das mesmas. Durante 150 dias, as amostras foram avaliadas a cada 15 dias, registrando as espécies emergidas, bem como sua abundância. Vale ressaltar que, após 105 dias, sem a emergência de novos indivíduos, as amostras de solo foram reviradas de modo permitir a germinação de sementes que poderiam estar contidas no fundo das bandejas, prosseguindo a avaliação do banco até os 150 dias finais. A coleta de dados foi encerrada após estabilização na emergência de novos indivíduos nas bandejas.

Para identificação das espécies utilizou-se materiais de apoio, além de consulta ao herbário e especialistas do NEMA. Além disso, para facilitar na identificação, foram confeccionadas exsiccatas e transplântio das plântulas não identificadas para sacos com substrato, a fim de que as mesmas crescessem e possibilitasse a identificação. As plântulas emergentes identificadas e contabilizadas foram removidas da bandeja, de modo a não sombrear o solo e dispersar sementes no mesmo.

4.3 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

A partir da riqueza e abundância das espécies emergidas, foi calculada a diversidade de espécies contidas no banco de sementes para cada área pelo índice de Alpha de Fisher (FISHER; CORBET; WILLIAMS, 1943). A normalidade dos dados de riqueza, abundância e diversidade foram avaliados através do teste de Shapiro-Wilk, e posteriormente submetidos a ANOVA (dados normais) ou GLM da anova (dados não normais), afim de verificar diferença entre as médias. No caso de diferença estatística, os dados foram submetidos ao teste de Tukey (dados normais) ou Duncan (dados anormais), para comparação entre as médias.

Por meio da identificação das espécies e da abundância, realizou-se a análise de similaridade (ANOSIM) (CLARKE; GREEN, 1988) entre os tratamentos, e o escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS) (HOLLAND, 2008), afim de estabelecer o quão distante cada tratamento está um do outro em relação à composição de espécies. O Cluster da similaridade entre as áreas também foi plotado, a partir do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Além disso, foi analisado os parâmetros fitossociológicos para cada área, na qual para cada espécie calculou-se os valores absolutos e relativos de densidade e de frequência. Esses parâmetros foram calculados segundo proposto por Mueller-Dombois e Elleberg (1974):

$$\text{Densidade Absoluta (DA)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos por espécie}}{\text{Área total amostrada}}$$

$$\text{Densidade Relativa (DR)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de indivíduos da espécie}}{\text{n}^\circ \text{ total de indivíduos}}$$

$$\text{Frequência Absoluta (FA)} = \frac{\text{n}^\circ \text{ de parcelas com ocorrência da espécie}}{\text{n}^\circ \text{ total de parcelas amostradas}}$$

$$\text{Frequência Relativa (FR)} = \frac{\text{Frequência absoluta da espécie}}{\sum \text{FA espécies amostradas}}$$

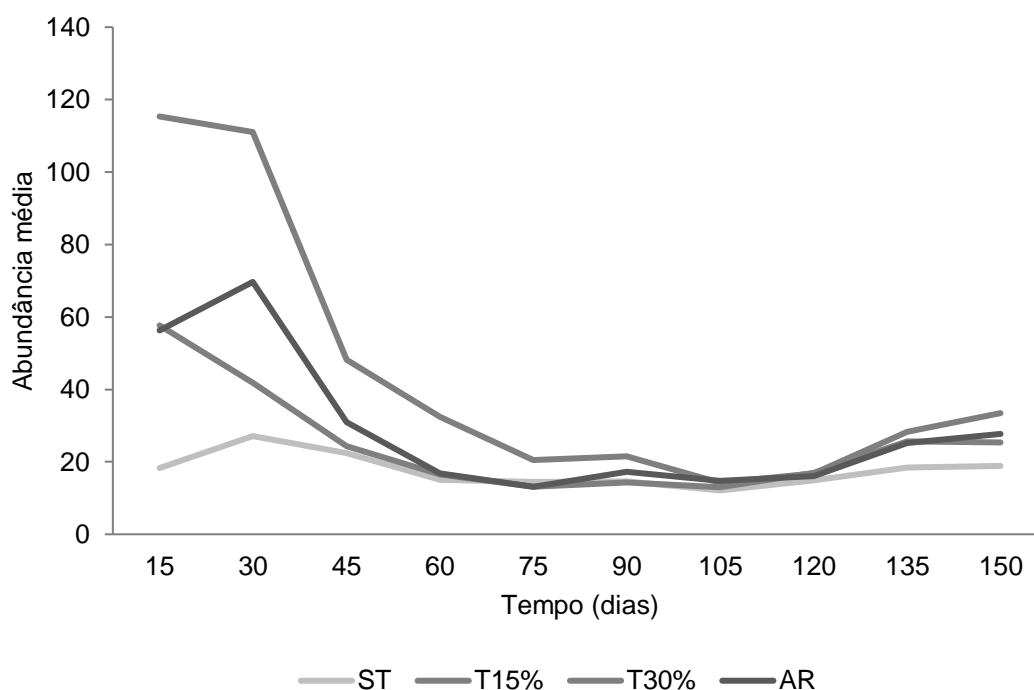
Além dos parâmetros anteriormente citados, também foi calculado o valor de importância (VI) somando-se a densidade relativa e a frequência relativa de cada espécie, de acordo como proposto por Fabricante *et al.* (2016). As análises estatísticas foram realizadas no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013), STATISTICA 13 (STATSOFT, 2012) e PAST (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

As primeiras plântulas emergiram nas bandejas logo nas primeiras semanas sob irrigação (Figura 3), demonstrando a rápida resposta germinativa das espécies na Caatinga em condições de umidade de solo. Essa rápida resposta também foi observada em outros estudos relacionados a banco de sementes do solo (BSS) na Caatinga (DUTRA JÚNIOR, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2020).

Figura 3 – Abundância média de indivíduos emergidos nas bandejas durante 150 dias. A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva.



Fonte: Autoria própria.

Segundo Costa e Araújo (2003), o BSS da Caatinga apresenta alta concentração de germinação sob condições de umidade do solo. A rápida resposta das sementes a condições favoráveis pode constituir uma estratégia das plantas da Caatinga para garantir maior taxa de sobrevivência e estabelecimento da planta num período curto de chuvas (SOUZA, 2021).

No estudo emergiram 7.090 indivíduos, sendo 760 nas bandejas com amostras da área em condução de regeneração natural (ST), 1.413 nas amostras da área com 15% de transposição de solo (T15%), 3.151 nas amostras da área com 30% de transposição (T30%) e 1.766 nas unidades amostrais da área de referência positiva (AR).

Esses indivíduos encontram-se distribuídos em 19 famílias, 38 gêneros e 66 espécies. Dentre as espécies encontradas, 13 não foram identificadas, sendo consideradas como indeterminadas, cinco foram identificadas a nível de família e sete identificadas a nível de gênero, como apresentado na tabela 1.

Tabela 1 – Lista de espécies que emergiram no banco de sementes, contendo suas respectivas famílias, hábito, área de ocorrência, origem e código da espécie. A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva; N, nativas do Brasil; EI, exótica invasora. Classificação de hábito e origem segundo o Flora e Funga do Brasil (2020).

Código Espécie	Família/Espécie	Hábito	Áreas				Origem
			ST	T15%	T30%	AR	
Asteraceae							
sp44	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Erva/Subarbusto	0	0	0	3	N
sp43	<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	Erva/Subarbusto	0	3	0	8	N
sp61	<i>Eclipta</i> sp.	Erva	0	1	0	0	N
sp32	<i>Gamochoaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	Erva	0	0	0	4	N
Boraginaceae							
sp45	<i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	Erva/Subarbusto	1	0	2	3	N
Burseraceae							
sp34	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Arbusto/Árvore	0	0	0	1	N
Cleomaceae							
sp22	<i>Physostemon lanceolatum</i> Mart. & Zucc.	Erva	0	1	11	1	N
Cyperaceae							
sp10	<i>Cyperus fugax</i> Liebm.	Erva	51	280	674	643	N
sp39	<i>Cyperus squarrosus</i> L.	Erva	6	43	225	207	N
sp4	<i>Cyperus subsquarrosus</i> (Muhl.) Batters	Erva	20	150	409	540	N
sp66	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Erva	4	0	0	0	N

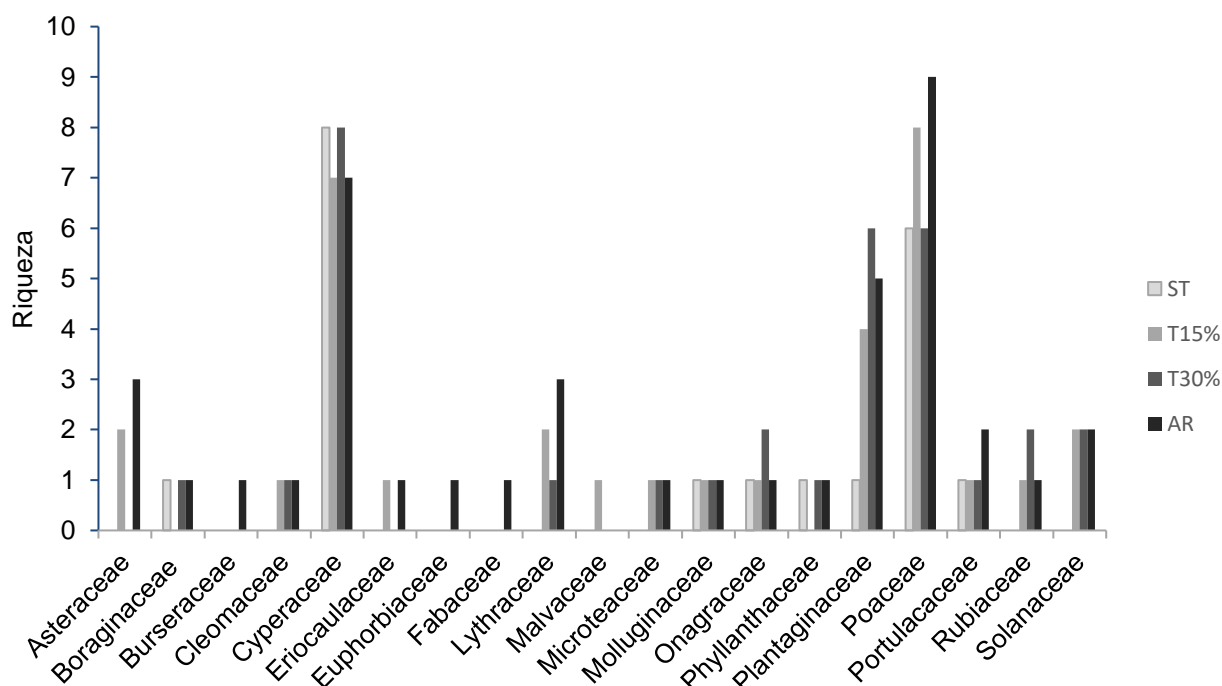
sp11	<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	Erva	1	30	45	0	N
sp9	<i>Eleocharis</i> sp.	Erva	22	16	42	1	N
sp13	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Erva	12	6	56	5	N
sp25	<i>Scleria</i> sp.	Erva	4	17	93	8	N
sp51	Cyperaceae sp.		0	0	7	4	
Eriocaulaceae							
sp19	<i>Eriocaulon</i> sp.	Erva	0	2	0	7	N
Euphorbiaceae							
sp12	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Erva	62	6	20	26	N
Fabaceae							
sp33	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Árvore/Arbusto/Subarbusto	0	0	0	3	N
Lythraceae							
sp52	<i>Ammannia latifolia</i> L.	Erva	0	0	0	1	N
sp35	<i>Cuphea circaeoides</i> Sm. ex Sims	Subarbusto	0	8	0	4	N
sp23	Lythraceae sp.		0	1	1	3	
Malvaceae							
sp46	<i>Sida galheirensis</i> Ulbr.	Subarbusto	0	1	0	0	N
Microteaceae							
sp24	<i>Microtea celosiooides</i> Moq. ex Sennikov & Sukhor.	Erva	0	2	1	6	N
Molluginaceae							
sp8	<i>Mollugo verticillata</i> L.	Erva	17	33	24	9	N
Onagraceae							
sp52	<i>Ludwigia erecta</i> (L.) H.Hara	Arbusto	1	70	132	120	N
sp6	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	Subarbusto/Arbusto	0	0	1	0	N
Phyllanthaceae							
sp16	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Erva/Subarbusto	11	0	5	4	N
Plantaginaceae							
sp49	<i>Bacopa gratiolooides</i> (Cham.) Edwall	Erva/Subarbusto	0	0	1	17	N
sp17	<i>Monopera micrantha</i> (Benth.) Barringer	Erva	0	5	5	2	N
sp7	<i>Scoparia dulcis</i> L.	Erva/Subarbusto	26	139	63	7	N

sp47	<i>Stemodia foliosa</i> Benth.	Erva/Subarbusto/Arbusto	0	18	5	16	N
sp20	Plantaginaceae sp1.		0	2	5	7	
sp40	Plantaginaceae sp2		0	0	1	0	
Poaceae							
sp1	<i>Aristida adscensionis</i> L.	Erva	72	145	149	4	EI
sp2	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	Erva	244	46	190	1	N
sp48	<i>Chloris</i> sp.	Erva	0	2	0	0	N
sp28	<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	Erva	2	3	3	0	EI
sp14	<i>Digitaria</i> sp1.	Erva	3	31	22	1	N
sp15	<i>Digitaria</i> sp2.	Erva	4	0	0	3	N
sp42	<i>Eragrostis</i> cf. <i>maypurensis</i> (Kunth) Steud.	Erva	0	1	0	0	N
sp41	<i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	Erva	0	0	3	0	EI
sp38	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	Erva	0	0	0	1	EI
sp37	<i>Eragrostis tenella</i> (L.) P.Beauv. ex Roem. & Schult.	Erva	0	1	0	1	EI
sp30	<i>Panicum trichoides</i> Sw.	Erva	0	0	0	22	N
sp31	<i>Pappophorum pappiferum</i> (Lam.) Kuntze	Erva	0	0	0	2	N
sp21	Poaceae sp.		95	29	114	13	
Portulacaceae							
sp3	<i>Portulaca elatior</i> Mart. ex Rohrb.	Erva	101	275	792	9	N
sp36	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Erva	0	0	0	3	EI
Rubiaceae							
sp26	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Erva	0	0	1	0	N
sp18	<i>Staelia virgata</i> (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum.	Erva/Subarbusto	0	37	39	5	N
Solanaceae							
sp27	<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L.	Erva	0	3	3	29	N
sp50	<i>Solanum caatingae</i> S. Knapp & Särkinen	Erva	0	4	2	1	N

Fonte: Autoria própria.

Em relação às famílias, as mais representativas foram Poaceae e Cyperaceae, com maior número de riqueza em todas as áreas do estudo (Figura 4). A família Plantaginaceae também foi bem representada, apesar de apresentar menos espécies na área em condução de regeneração natural (Figura 4). As famílias encontradas no estudo, de modo geral, foram semelhantes aos estudos de Dutra Júnior (2018), Sousa *et al.* (2020) e Pessoa *et al.* (2022), relacionados a avaliação de banco de sementes da Caatinga.

Figura 4 – Famílias encontradas no banco de sementes do solo da Caatinga, nas áreas em condução de regeneração natural (ST), em processo de recuperação com transposição de solo em 15% da área (T15%), em processo de recuperação com transposição de solo em 30% da área (T30%), e na área conservada, considerada como referência positiva (AR).



Fonte: Autoria Própria.

Sousa (2017), no estudo acerca do potencial da transposição do BSS como estratégia facilitadora na restauração ecológica de uma área degradada no Núcleo de Desertificação de Seridó, encontraram 17 famílias sendo as mais representativas, em ordem decrescente de espécies, Fabaceae, Poaceae, Euphorbiaceae, Malvaceae, Asteraceae, Convolvulaceae, Cyperaceae. Assim como no presente estudo, Cyperaceae e Poaceae fazem parte das famílias mais representativas.

Em relação ao hábito das espécies identificadas, 70,83% das espécies identificadas no estudo compõem o estrato herbáceo. O hábito erva/subarbusto (14,58%) e subarbusto (4,17%) foram, respectivamente, o segundo e terceiro hábito mais representativos (Tabela 2).

Tabela 2 – Riqueza de espécies identificadas para cada hábito encontrado, classificadas segundo o banco de dados Flora e Funga do Brasil (2022). A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva.

Hábitos	Áreas				
	Geral	ST	T15%	T30%	AR
Erva	34	16	23	21	26
Erva/Subarbusto	7	4	3	4	6
Subarbusto	2	0	2	0	1
Erva/Subarbusto/Arbusto	1	0	1	1	1
Subarbusto/Arbusto/Árvore	1	0	0	0	1
Subarbusto/Arbusto	1	0	0	1	0
Arbusto	1	1	1	1	1
Arbusto/Árvore	1	0	0	0	1

Fonte: Autoria própria.

Mimosa tenuiflora (Fabaceae) e *Commiphora leptophloeos* (Burseraceae) compõem o extrato arbóreo do banco de sementes, sendo estas emergidas apenas na área de referência positiva (tabela 2), representando 4,17% das espécies identificadas. Essas espécies são árvores pioneiras apresentando características especializadas para sobrevivência na Caatinga (CARVALHO, 2009; PESSOA *et al.*, 2022). Nos estudos de Pessoa *et al.* (2022) e Rodrigues *et al.*, (2014) *M. tenuiflora* foi a única arbórea presente.

A baixa emergência de espécies arbóreas encontradas no BSS pode ser decorrente de áreas em processo inicial de sucessão, além de não possuírem árvores matrizes em fragmentos conservados no entorno como fontes de propágulos (MACHADO *et al.*, 2013). Além disso, existem sementes que podem permanecer viáveis sem germinar por mais de um ano, compondo o banco de sementes persistentes (BSP). Normalmente, as sementes constituintes do BSP podem apresentar dormência, além de serem encontradas em maiores profundidades no banco de sementes (BRACINI, 2011).

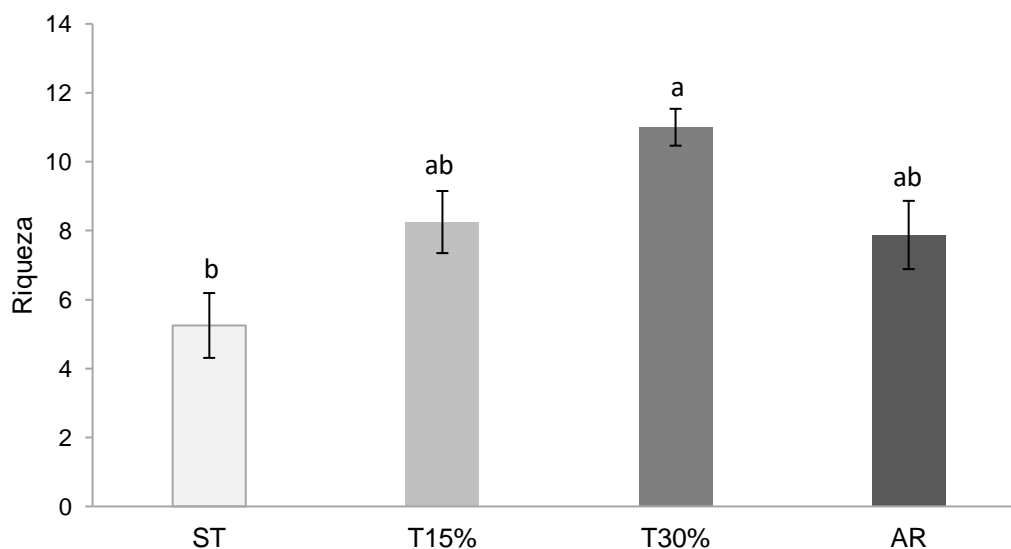
Segundo Costa e Araújo (2003), diversas espécies arbóreas produzem sementes com dormência, impedindo a germinação imediata das mesmas. Dessa

forma, a baixa ocorrência de espécies arbóreas e arbustivas no estudo, principalmente no BSS da área de referência positiva, pode ter decorrido da dormência presente nas sementes, ou das mesmas se encontrarem enterradas em profundidades superiores a estabelecida para coleta das unidades amostrais, não sendo amostradas no BSS.

A predominância do estrato herbáceo e menor emergência de espécies do estrato arbóreo, foram constatados em outros trabalhos acerca de estudos de BSS na Caatinga (FERREIRA *et al.*, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2017; SANTOS *et al.*, 2020; SOUSA *et al.*, 2020). As espécies herbáceas, principalmente pioneiras, são fundamentais no processo de sucessão, atuando no primeiro estágio de colonização do ambiente alterado e proporcionando um microclima favorável ao estabelecimento de outras espécies, através da proteção do solo, com consequente redução da incidência solar, manutenção da umidade do solo e alteração da fertilidade (FERREIRA *et al.*, 2014).

No que se refere a riqueza média observada de espécies, os dados apresentaram-se normais ($p= 0,2055$) e com diferença estatística significativa entre as áreas ST e T30% ($p= 0,0003$). A riqueza média observada nas áreas ST, T15%, T30% e AR, foram, respectivamente, $5,25 \pm 0,94$; $8,25 \pm 0,90$; $11 \pm 0,53$ e $7,88 \pm 0,99$ (Figura 5).

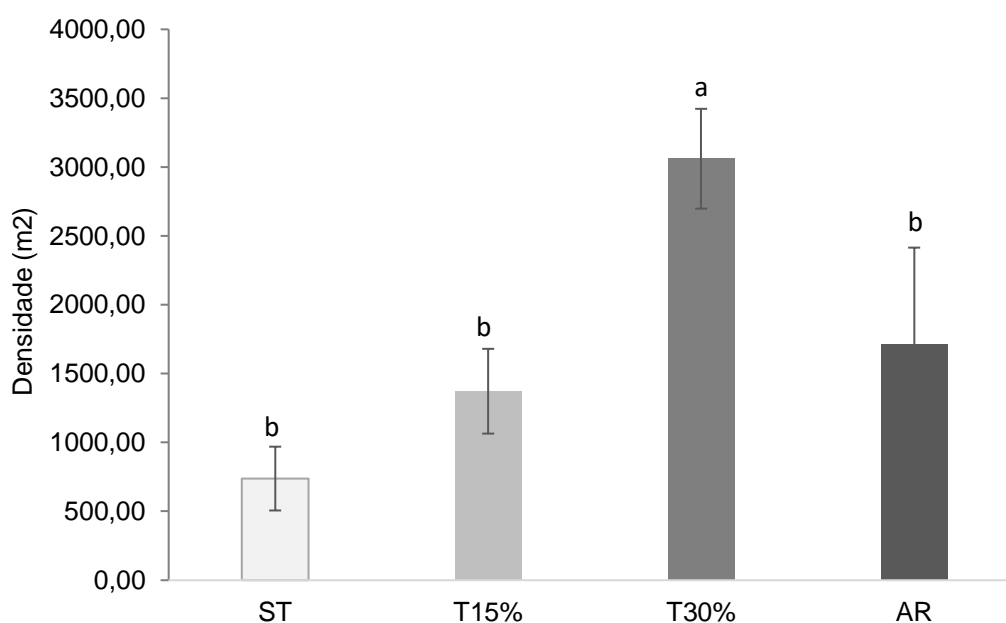
Figura 5 – Riqueza média de espécies emergidas no banco de sementes do solo das áreas de estudo, sendo ST, área de condução de regeneração natural, T15%, área com 15% de transposição do solo, T30%, área com 30% de transposição de solo e AR, área de referência positiva. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p<0,05$).



Fonte: Autoria própria.

Para densidade de indivíduos/m² nas áreas de estudo, os dados se mostram não normais ($p= 0,004$), porém a diferença estatística entre os tratamentos foi verificada pela GLM da ANOVA ($p= 0,009$). A densidade de indivíduos/m² emergidos no BSS nas áreas ST, T15%, T30% e AR, consistiu em, respectivamente, $738,15 \pm 231,56$, $1.372,32 \pm 307,81$, $3.060,41 \pm 362,33$ e $1.715,23 \pm 699,82$ (Figura 6).

Figura 6 – Densidade de indivíduos/m² emergidas no banco de sementes do solo das áreas de estudo, sendo ST, área de condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição do solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; e AR, área de referência positiva. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Duncan ($p<0,05$).



Fonte: Autoria própria.

O teste de Duncan ($p<0,005$) para densidade de indivíduos encontrado nas áreas de estudo confirmou diferença estatística entre elas, na qual a área com maior porcentagem de transposição de solo (T30%) difere das demais áreas em relação a densidade de indivíduos (Tabela 3).

Tabela 3 –Resultado do teste de Duncan ($p<0,05$) entre as médias de densidade de indivíduos/m². A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva.

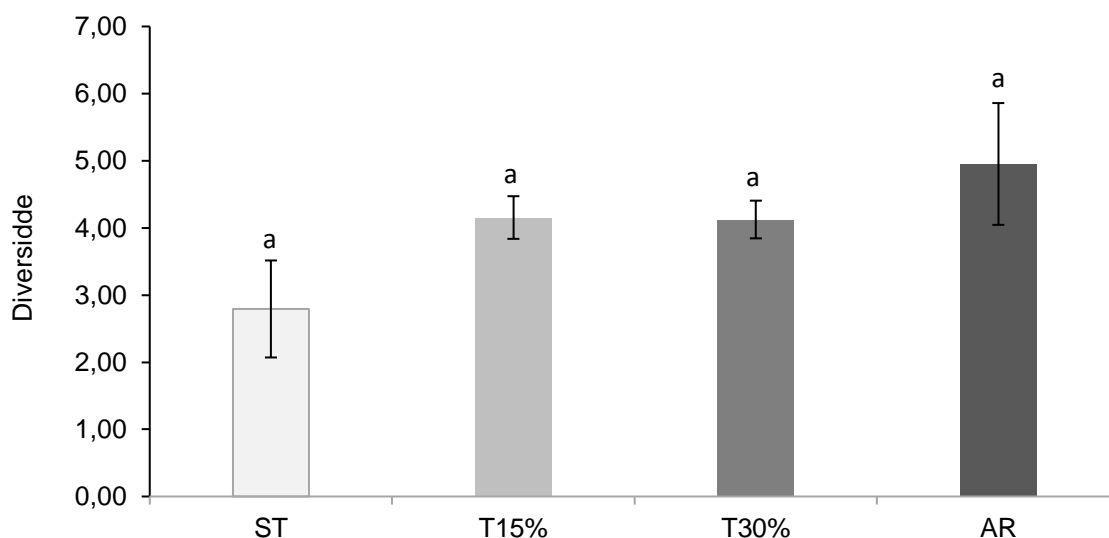
	ST	T15%	T30%	AR
ST	-	0,315400	0,001489	0,147252

T15%	-	-	0,014591	0,584934
T30%	-	-	-	0,038862
AR	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

Em relação a diversidade, os dados apresentaram-se como normais ($p=0,3175$). Apesar de haver diferença estatística para riqueza e densidade da área T30% em relação as demais, o índice de diversidade (Alpha de Fisher) mostrou-se sem diferença estatística para as áreas do estudo ($p=0,1224$). A diversidade, em média, para as áreas ST, T15%, T30% e AR, foram, respectivamente, $2,79 \pm 0,72$; $4,15 \pm 0,32$; $4,13 \pm 0,28$ e $4,95 \pm 0,91$ (Figura 7).

Figura 7 – Índice de diversidade (Alpha de Fisher). A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo. Médias seguidas de letras iguais não apresentam diferença significativa ($p=0,05$).



Fonte: Autoria própria.

O índice de diversidade nas áreas com transposição e na área de referência positiva foram semelhantes, enquanto a área em condução de regeneração obteve um índice de diversidade mais baixo (Figura 6). De acordo com Sousa *et al.* (2020), as áreas conservadas ou em estágios de sucessão avançado apresentam maior diversidade, quando comparada a áreas com níveis de perturbação.

O índice Alpha de Fisher relaciona o número de espécies ao número de indivíduos em uma comunidade (FISHER; CORBET; WILLIAMS, 1943), apresentando vantagens sobre outros índices de diversidade por ser pouco influenciado pelo tamanho da amostra ou pela abundância das espécies mais comuns (TAYLOR; KEMPTON; WOIWOD, 1976). Sendo assim, a não diferença estatística entre a diversidade das áreas pode estar relacionada com o fato do índice Alpha de Fisher dar importância às espécies raras, com apenas um indivíduo representante, observadas nas áreas amostradas, sobretudo na área de referência positiva cuja apresentou maior diversidade.

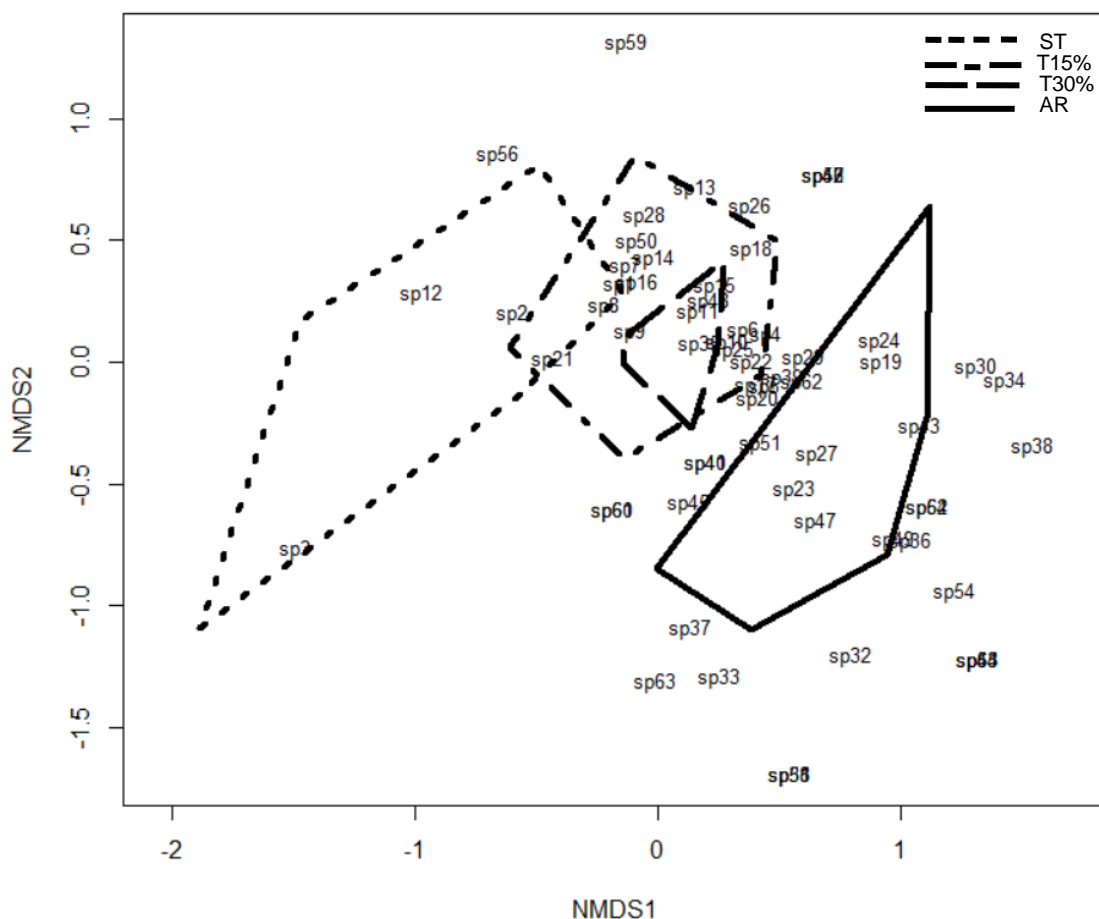
A análise de similaridade (ANOSIM), com 5% de significância, demonstrou que as áreas não são similares entre si como demonstrado na tabela 4. Os dados obtidos pelo NMDS (Figura 8) corroboram com o ANOSIM, na qual áreas de mostram distantes em relação a composição de espécies.

Tabela 4 – Resultado do ANOSIM ($p < 0,05$) entre as áreas de estudo. A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva.

	ST	T15%	T30%	AR
ST	-	0,016	0,001	0,001
T15%	-	-	0,037	0,02
T30%	-	-	-	0,003
AR	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria.

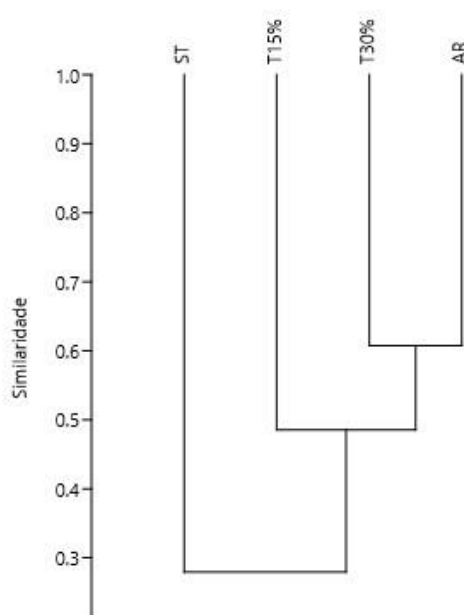
Figura 8 – Escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS) entre as espécies emergidas no banco de sementes das áreas de estudo. A saber: ST, área em condução de regeneração natural; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva. Verificar código das espécies na tabela 1.



Fonte: Autoria própria.

Apesar do ANOSIM indicar que as áreas do estudo apresentam composições distintas, o dendrograma a partir do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (Figura 9) demonstra que as áreas que receberam transposição do solo são mais similares entre si, e mais similares com a área de referência positiva, apresentando mais dissimilaridade com a área em condução de regeneração natural, que não recebeu solo transposto da área conservada.

Figura 9 – Dendrograma de similaridade entre as áreas do estudo por meio do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. A saber: T15%, área com 15% de transposição de solo; T30%, área com 30% de transposição de solo.



Fonte: Autoria própria.

A riqueza e abundância maiores, e com diferença estatística na área T30% podem ser explicadas pela presença do solo transposto em maior quantidade. A transposição do solo é uma técnica capaz de fornecer melhorias na qualidade de solo através de espécies facilitadoras, permitindo dessa forma, a ocupação por outras espécies. Partindo disso, a transposição de solo em 30% da área pode ter possibilitado o maior aporte de espécies provindas do banco de sementes da área conservada, além de matéria orgânica, macro e microfauna e nutrientes. Esses constituintes são responsáveis pela melhoria nas condições e estrutura do solo, que irá possibilitar o estabelecimento de novas espécies provindas de propágulos do entorno (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015; REIS *et al.*, 2003; SOARES, 2010).

Apesar de não haver diferença estatística para a transposição em 15% da área, percebe-se que a riqueza e densidade foram maiores quando comparados a área ST. A área em condução de regeneração não foi condicionada com solo transposto, sendo apenas realizada a descompactação do solo. Esse manejo, apesar de possibilitar o desenvolvimento de algumas espécies, não propiciou a melhoria na área como ocorreu nas áreas com transposição, podendo ter influenciado no advento de novas espécies.

Sousa (2017), após comparar os resultados da área degradada com os da área que receberam solo transposto, percebeu-se que houve o maior aporte de cobertura vegetal na área em recuperação, além do acréscimo de atividade microbiana e acréscimo da população da mesofauna por meio da técnica de transposição, evidenciando a eficiência da técnica para recuperação de solos degradados. Além disso, Sousa e colaboradores (2020) alcançaram sucesso na implantação da técnica de transposição do solo para recuperação de área da Caatinga no núcleo de desertificação do Seridó, do qual foi observado a incorporação de um novo banco de sementes diversificado na área de estudo, com consequente surgimento de novas espécies e estímulo da sucessão ecológica na área.

Apesar da técnica de transposição de solo se mostrar promissora para recuperação de áreas, dois fatores devem ser considerados para aplicação da técnica, sendo eles a disponibilidade do solo para ser transposto e a viabilidade do transporte do material da área doadora para área receptora (MACHADO *et al.*, 2021). Normalmente, o solo utilizado para aplicação da técnica é proveniente de abertura de novas áreas de exploração, como por exemplo, abertura de Jazidas pela exploração de Piçarra (MACHADO *et al.*, 2021), porém, no presente estudo, o solo foi retirado diretamente de áreas de Caatinga remanescente a área a ser recuperada, reduzindo o custo de transporte do material, tornando a técnica mais viável em ser aplicada. O impacto pela retirada de solo dessas áreas foi avaliado em outro estudo, dos quais foi visto que a riqueza de espécies desses locais de retirada retornou a riqueza inicialmente encontrada antes do impacto nas áreas conservadas (R. A. Castro, comunicação pessoal; dados não publicados).

A menor riqueza encontrada na área de referência positiva (área conservada), comparado com a área T15% e T30%, pode ser explicada pela presença de menos herbáceas no BSS, uma vez que se trata de uma área com sucessão ecológica mais avançada, sendo uma área mais estabilizada, sem chegada de propágulos em abundância como observado em áreas abertas. Estudos realizados na mesma área de referência positiva mostraram que ao longo de três anos, emergiram, em média, 4,1 espécies, em condições de campo, demonstrando a estabilidade na emergência de novas espécie em áreas conservadas (R. A. Castro, comunicação pessoal; dados não publicados). Além disso, a cobertura vegetal da área conservada é predominantemente composta pela espécie

Neoglaziovia variegata (Arruda) Mez (Bromeliaceae), o que pode dificultar a chegada de novos propágulos para compor o banco de sementes da área.

A colonização de ambientes depende da presença de propágulos, padrões espaciais do ambiente e da vegetação existente, além de fatores bióticos e abióticos (PILLAR, 1994). Na área de referência positiva, considerada como área estável, ocorre exclusão por competição e saídas de espécies da comunidade vegetal, isso porque áreas em estágios sucessionais mais tardios são compostas por espécies com mais capacidade em competir por luz quando comparado com espécies que compõem áreas em estágios iniciais de sucessão (PILLAR, 1994). Áreas com disponibilidade de espaços a serem colonizados e disponibilidade de fonte de propágulos, apresentam maior aporte de espécies por não haver competição por espaço e luz, sendo ambiente favorável para colonização de diversas espécies.

Alguns fatores podem influenciar diretamente na dispersão e no estoque de sementes do solo. Segundo Almeida (2016), entre esses fatores destacam-se a produção de sementes, os períodos de viabilidade, dormência, os processos de dispersão, competição e predação, além da presença ou ausência de fonte de propágulos. Para Costalonga (2006), BSS é formado, predominantemente, por propágulos de espécies que apresentam mecanismos eficientes de dispersão, alta produção de sementes, e longevidade elevada, sendo estas características comuns de espécies pioneiras. Segundo o autor, as espécies secundárias e clímax normalmente formam banco de plântulas devido apresentarem alta predação e baixa viabilidade.

5.2 ANÁLISE FITOSSOCIOLÓGICA

As áreas ST, T15% e T30% foram semelhantes em relação as espécies com maiores valores (considerando as 10 primeiras) de índice de importância (VI), sendo elas *Portulaca elatior* (Portulacaceae), *Cyperus fugax* (Cyperaceae), *Cenchrus echinatus* (Poaceae), *Aristida adscensionis* (Poaceae), *Cyperus subsquarrosus* (Poaceae) e espécie indeterminada 3 (Poaceae).

Como observado na tabela 5, juntas, as famílias Poaceae e Cyperaceae foram responsáveis por 60%, 60% e 70%, das 10 espécies com maiores VI nas áreas ST, T15% e T30%, respectivamente. Em AR, os valores de índice de impor-

tância foram distribuídos de forma mais distinta em relação as outras áreas, porém, as três espécies com maiores valores de índice de importância pertencem a família Cyperaceae, sendo elas *Cyperus fugax*, *Cyperus subsquarrosus* e *Cyperus squarrosus*.

A família Cyperaceae apresenta distribuição cosmopolita e suas espécies possuem estratégias reprodutivas variadas, podendo mudar de acordo com o habitat. Além disso, espécies dessa família apresentam colonização de ambientes perturbados favorecidos pela permanência de suas sementes nos bancos de sementes, até que as condições do ambiente sejam favoráveis (LECK; SCHUTZ, 2005). Em levantamento realizado por Simpson e Inglis (2001) a Família Cyperaceae mostrou-se promissora para utilização no controle de erosão, revegetação de áreas após distúrbios naturais, além de potenciais para correção e melhorias na fertilidade do solo. Poaceae trata-se de uma das famílias mais representativas do estrato herbáceo, sendo na maioria espécies consideradas como exóticas invasoras, oriundas da África, bem estabelecidas as condições semiáridas devido seu alto grau de invasão biológica (CARVALHO et al., 2022; PARENTE et al., 2013).

No geral, os valores de índice de importância não foram bem distribuídos entre as espécies na área de estudo, sendo estes distribuídos cerca de 50% para cinco espécies com maiores VI. Em ST, o maior VI foi atribuído a espécie *C. echinatus* (0,40), correspondendo a 20% das espécies, seguido de *P. elatior* (11,5%), espécie indeterminada 3 (9,5%), *Euphorbia hirta* (8,5%) e *A. adscensionis* (7,5%). Juntas, correspondem a 57% das espécies.

P. elatior foi a espécie com maior sucesso em habitar o ambiente em T15% e T30%, correspondendo a 13% e 15,5%, respectivamente, seguida por *C. fugax*, 13% e 13,5%, respectivamente. Outra espécie em comum nas duas áreas em relação ao VI foi *C. subsquarrosus* correspondendo a 8% das espécies em T15% e 9% em T30%. Em AR os maiores VI foram representados por *C. fugax* (0,43), *C. subsquarrosus* (0,37), *C. squarrosus* (0,18), *Ludwigia erecta* (0,11) e *Stemodia foliosa* (0,11). Juntas, essas espécies correspondem a 57,5% do índice de valor de importância da área de referência positiva. Esses valores de VI apresentados foram de modo geral atribuídos em peso, pelas maiores densidades relativas, com exceção de *E. hirta* e *S. foliosa* que apresentaram maiores frequências relativas mostrando-se bem distribuídas entre a área.

Tabela 5 - Parâmetros fitossociológicos das espécies emergidas no banco de sementes das áreas amostradas no estudo em ordem decrescente de VI da área com 30% de transposição. A saber: ST, área sem transposição de solo; T15%, área com 15% de transposição de solo; T30% área com 30% de transposição de solo; AR, área de referência positiva; FA, frequência absoluta; FR, frequência relativa; DA, densidade absoluta; DR, densidade relativa; e VI, índice de valor de importância.

Espécies	ST					T15%					T30%					AR				
	FA	FR	DA	DR	VI	FA	FR	DA	DR	VI	FA	FR	DA	DR	VI	FA	FR	DA	DR	VI
<i>Portulaca elatior</i> Mart. ex Rohrb.	0,88	0,10	0,82	0,13	0,23	1,00	0,07	2,06	0,19	0,26	1,00	0,05	5,94	0,25	0,31	0,63	0,04	0,07	0,01	0,05
<i>Cyperus fugax</i> Liebm.	0,63	0,07	0,42	0,07	0,14	0,88	0,06	2,10	0,20	0,26	1,00	0,05	5,06	0,21	0,27	1,00	0,07	4,82	0,36	0,43
<i>Cyperus subsquarrosus</i> (Muhl.) Batters	0,63	0,07	0,19	0,03	0,10	0,88	0,06	1,13	0,11	0,16	1,00	0,05	3,07	0,13	0,18	1,00	0,07	4,05	0,31	0,37
<i>Cyperus squarrosus</i> L.	0,25	0,03	0,06	0,01	0,04	0,63	0,04	0,32	0,03	0,07	1,00	0,05	1,69	0,07	0,13	1,00	0,07	1,55	0,12	0,18
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	0,88	0,10	1,89	0,30	0,40	0,88	0,06	0,35	0,03	0,09	1,00	0,05	1,43	0,06	0,11	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>Aristida adscensionis</i> L.	0,50	0,06	0,57	0,09	0,15	1,00	0,07	1,09	0,10	0,17	1,00	0,05	1,12	0,05	0,10	0,13	0,01	0,03	0,00	0,01
<i>Ludwigia erecta</i> (L.) H.Hara	0,13	0,01	0,02	0,00	0,02	0,63	0,04	0,53	0,05	0,09	1,00	0,05	0,99	0,04	0,10	0,63	0,04	0,90	0,07	0,11
Poaceae sp.	0,63	0,07	0,75	0,12	0,19	0,88	0,06	0,22	0,02	0,08	1,00	0,05	0,86	0,04	0,09	0,50	0,03	0,10	0,01	0,04
<i>Scleria</i> sp.	0,13	0,01	0,04	0,01	0,02	0,38	0,03	0,13	0,01	0,04	1,00	0,05	0,70	0,03	0,08	0,38	0,03	0,06	0,00	0,03
<i>Eleocharis</i> sp.	0,38	0,04	0,19	0,03	0,07	0,38	0,03	0,12	0,01	0,04	1,00	0,05	0,32	0,01	0,07	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>Scoparia dulcis</i> L.	0,50	0,06	0,23	0,04	0,09	0,88	0,06	1,04	0,10	0,16	0,88	0,05	0,47	0,02	0,07	0,25	0,02	0,05	0,00	0,02
<i>Mollugo verticillata</i> L.	0,63	0,07	0,17	0,03	0,10	0,63	0,04	0,25	0,02	0,07	0,88	0,05	0,18	0,01	0,05	0,13	0,01	0,07	0,01	0,01
<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.	0,13	0,01	0,02	0,00	0,02	0,50	0,03	0,23	0,02	0,05	0,75	0,04	0,34	0,01	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	0,38	0,04	0,12	0,02	0,06	0,50	0,03	0,05	0,00	0,04	0,63	0,03	0,42	0,02	0,05	0,13	0,01	0,04	0,00	0,01
<i>Staelia virgata</i> (Link ex Roem. & Schult.) K.Schum.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,28	0,03	0,04	0,50	0,03	0,29	0,01	0,04	0,38	0,03	0,04	0,00	0,03
<i>Euphorbia hirta</i> L.	0,75	0,09	0,52	0,08	0,17	0,38	0,03	0,05	0,00	0,03	0,50	0,03	0,15	0,01	0,03	0,50	0,03	0,20	0,01	0,05
<i>Digitaria</i> sp2.	0,25	0,03	0,04	0,01	0,04	0,63	0,04	0,23	0,02	0,06	0,38	0,02	0,17	0,01	0,03	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01
Plantaginaceae sp1. <i>Monopera micrantha</i> (Benth.) Barringer	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,02	0,00	0,02	0,38	0,02	0,04	0,00	0,02	0,13	0,01	0,05	0,00	0,01
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	0,13	0,01	0,02	0,00	0,02	0,13	0,01	0,02	0,00	0,01	0,38	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Stemodia foliosa</i> Benth.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,14	0,01	0,03	0,25	0,01	0,04	0,00	0,02	0,75	0,05	0,12	0,01	0,06
<i>Phyllanthus niruri</i> L.	0,25	0,03	0,10	0,02	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,01	0,04	0,00	0,02	0,25	0,02	0,03	0,00	0,02
<i>Schwenckia americana</i> Roo- yen ex L.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,02	0,00	0,02	0,25	0,01	0,02	0,00	0,01	0,63	0,04	0,22	0,02	0,06
Indeterminada 1 <i>Euploca procumbens</i> (Mill.) Diane & Hilger	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,01	0,02	0,00	0,01	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>Solanum caatingae</i> S. Knapp & Särkinen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,03	0,03	0,00	0,03	0,25	0,01	0,02	0,00	0,01	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01
<i>Chloris</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Physostemon lanceolatum</i> Mart. & Zucc.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,13	0,01	0,08	0,00	0,01	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01
Cyperaceae sp. <i>Eragrostis ciliaris</i> (L.) R.Br.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

<i>Bacopa gratioloides</i> (Cham.)																					
Edwall	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,38	0,03	0,13	0,01	0,03
<i>Microtea celosioides</i> Moq. ex																					
Sennikov & Sukhor.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,02	0,00	0,02	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,38	0,03	0,05	0,00	0,03	
Lythraceae sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,25	0,02	0,02	0,00	0,02	
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.)																					
P.H.Raven	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Plantaginaceae sp2.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>Panicum trichoides</i> Sw.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,63	0,04	0,17	0,01	0,05	
<i>Digitaria</i> sp2.	0,25	0,03	0,05	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,03	0,02	0,00	0,03	
<i>Portulaca oleracea</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,03	0,02	0,00	0,03	
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.)																					
Poir.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,03	0,02	0,00	0,03	
<i>Centratherum punctatum</i>																					
Cass.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,03	0,02	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,06	0,00	0,02	
<i>Cuphea circaeoides</i> Sm. ex																					
Sims	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,06	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,03	0,00	0,02	
<i>Gamochaeta americana</i>																					
(Mill.) Wedd.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,03	0,00	0,02	
Indeterminada 2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,02	0,02	0,00	0,02	
<i>Eriocaulon</i> sp.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,05	0,00	0,01	
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,02	0,00	0,01	
Indeterminada 3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,02	0,00	0,01	
<i>Pappophorum pappiferum</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,01	0,02	0,00	0,01	

(Lam.) Kuntze

Eragrostis tenella (L.)

P.Beauv. ex Roem. & Schult. 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Ammannia latifolia L.

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Eragrostis pilosa (L.)

P.Beauv.

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Indeterminada 4

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Indeterminada 5

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Indeterminada 6

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Indeterminada 7

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Indeterminada 8

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Commiphora leptophloeos

(Mart.) J.B.Gillett

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01

Eclipta sp.

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Eragrostis cf. *maypurensis*

(Kunth) Steud.

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Sida galheirensis Ulbr.

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Indeterminada 9

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Indeterminada 10

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Indeterminada 11

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Indeterminada 12

0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,13 0,01 0,01 0,00 0,01 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Cyperus surinamensis Rottb.

0,13 0,01 0,04 0,01 0,02 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Indeterminada 13

0,13 0,01 0,02 0,00 0,02 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00 0,00

Fonte: Autoria própria

O VI atribuído *P. elatior* nas áreas amostradas pode ser explicado pela alta produção de sementes, conferindo uma vantagem para obter sucesso em ocupar espaço. Segundo Lorenzi (2008), o gênero *Portulaca* é constituído de espécies muito prolíferas, na qual uma única planta pode produzir cerca de 10 mil sementes.

A. adscensionis, é conhecida como uma espécie exótica invasora e com relatos de invasão biológica na Caatinga (CASTRO *et al*, 2013). Segundo CASTRO e colaboradores (2013) essa espécie afeta a resiliência da área, inibindo a emergência de espécies de outras plantas devido seu caráter alelopático. No estudo a espécie ocorreu em todas as áreas, porém, apesar de se encontrar entre os 10 maiores índices de valor de importância, sua presença não deu indícios de afetar a emergência de outras plantas, inclusive de plantas nativas, porém em campo, essa espécie pode vir a influenciar o estabelecimento dessas espécies devido seu caráter alelopático.

Vale ressaltar que, as espécies *E. ciliares*, *E. pilosa*, *E. tenella*, *P. oleracea* e *D. aegyptium*, consideradas como espécies exóticas invasoras, apareceram no estudo, porém apresentaram FR, DR e VI baixos. No estudo de Fabricante e colaboradores (2016), *E. tenella* obteve maior VI juntamente com *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae), outra espécie exótica invasora, em áreas de Caatinga degradada. No mesmo estudo, na área de Caatinga não degradada, essas espécies tiveram redução em sua importância, caindo de 75,04% para 19,75%.

6 CONCLUSÕES FINAIS

O banco de sementes das áreas de estudo foi composto predominantemente pelo estrato herbáceo. As espécies herbáceas são fundamentais no processo de sucessão ecológica da área em recuperação, propiciando condições favoráveis para o estabelecimento de outras espécies.

A primeira hipótese desse estudo foi corroborada, em que as áreas com 15% e 30% da área com transposição de solo, obtiveram índice Alpha de Fisher similares a área de referência positiva, não havendo diferença estatística entre as áreas amostradas.

As áreas apresentam composições distintas, corroboradas pelo escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS). Com isso, a segunda hipótese do estudo foi corroborada, em que a área de referência positiva, em

condução de regeneração natural e em processo de recuperação apresentam composições distintas, sendo a área de referência positiva e com transposição de solo mais similares entre si, demonstrado pelo índice de dissimilaridade de Bray-Curtis.

A análise fitossociológica não corroborou a terceira e última hipótese do estudo. As espécies herbáceas apresentaram maiores índices de valores de importância (VI) em todas as áreas. Através da fitossociologia verificou-se que o maior VI, de cada área, corresponde a uma espécie nativa. As espécies exóticas invasoras, com exceção de *Aristida Adscensionis*, obtiveram VI relativamente baixos.

A transposição de solo como técnica condicionante de áreas degradadas, sobretudo em maior quantidade, mostrou-se promissora, enriquecendo o banco de sementes da área em processo de recuperação com novas espécies, podendo propiciar condições favoráveis para o estabelecimento de novas espécies advindas do entorno. Apesar disso, fatores como disponibilidade do material a ser transposto e viabilidade de transporte do material devem ser considerados no momento de aplicação da técnica, uma vez que, são fatores que irão influenciar diretamente no custo de implantação e na viabilidade de aplicação. No caso de áreas com alto nível de degradação, sem vegetação, semelhante a área do presente estudo, e com disponibilidade de material e viabilidade de transporte, a aplicação da transposição de solo é viável, proporcionando o advento de espécies para a área a ser recuperada por meio do banco de sementes contido no solo transposto.

REFERÊNCIAS

- ABREU, V. S.; DIAS, H. M.; KUNZ, S. H.; VAN DEN BERG, E.; GARBIN, M. L. The soil seed bank as an indicator of altitudinal gradient in a montane tropical forest. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 33, p. 473-481, 2021.
- ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Dispersão e banco de sementes. *In*: FERREIRA, A. G.; BORGUETTI, F. (Org.). **Germinação: do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, 2004. p. 225-235.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da mata atlântica**. 3. ed. Ilhéus: Editus, 2016.
- ALVES, J. J. A. **Geoecologia da caatinga no semiárido do Nordeste brasileiro**. CLIMEP: Climatologia e Estudos da Paisagem, Rio Claro, v.2, n.1, p. 58-71, 2007.
- ALVES, J. J. A.; DE ARAÚJO, M. A.; DO NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.
- ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes do solo e banco de plântulas em Floresta Estacional Decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, v.66, p.128-141, 2004.
- BAKER, H. G. Some aspects of the natural history of seed banks. **Ecology of soil seed banks**, p. 9-21, 1989.
- BASKIN, C. C.; BASKIN, J. M. **Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination**. San Diego: Elsevier, 2014.
- BERTACCHI, M. I. F. **Avaliação do Potencial do Banco de Sementes para Recuperação de Áreas Degradadas**. 2008.47f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, Botucatu, 2008.
- BONINI, C.S. B. **Restauração ecológica de um solo decapitado sob intervenção antrópica há 17 anos**. 2012. 191 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2012.
- BRACCINI, A. L. Banco de sementes e mecanismos de dormência em sementes de plantas daninhas. *In*: OLIVEIRA, R. S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M. H. (Ed.). **Biologia e manejo de plantas daninhas**. Curitiba, PR: Omnipax, 2011. Cap 2, p. 37-66.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Métodos de restauração florestal: áreas que não possibilitam o aproveitamento inicial da regeneração natural. **Restauração Florestal**. São Paulo: Oficina e Textos, p. 252-285, 2015.

CARVALHO, P. E. R. Imburana-de-Espinho *Commiphora leptophloeos*. **Embrapa Florestas-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)**, 2009.

CARVALHO, J. N.; BECKMANN-CAVALCANTE, M. Z.; RODRIGUES, R. G.; FONTANA, A. P.; PIFANO, D. S. Espécies nativas da caatinga para recuperação de áreas degradadas no semiárido brasileiro. **Revista Árvore**, v. 46, 2022.

CASTRO, R.A.; ARAÚJO, K.C.T.; FABRICANTE, J.R.; FURTADO, M.D.G.; SIQUEIRA-FILHO, J.A. *Aristida adscensionis* L. *In*: FABRICANTE, J.R. **Plantas exóticas e exóticas invasoras da caatinga**. Florianópolis: Bookess, 2013. p.13-19.

CLARKE, K. R.; GREEN, R. H. Statistical design and analysis for a 'biological effects' study. **Marine Ecology Progress Series**, p. 213-226, 1988.

COSTA, R. C.; ARAÚJO, F. S. Densidade, germinação e flora do banco de sementes no solo, no final da estação seca, em uma área de caatinga, Quixadá, CE. **Acta Botânica Brasílica**, v. 17, n. 2, p. 259-264, 2003.

COSTA, P. D.; ZILLI, J.; TONINI, H; XAUD, H. Recuperação de áreas degradadas e restauração ecológica de ecossistemas: definições e conceitos. **Embrapa Roraima-Documentos (INFOTECA-E)**, 2005.

COSTA, Y. T.; RODRIGUES, S. C. Relação entre cobertura vegetal e erosão em parcelas representativas de cerrado. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 9, n. 2, p. 61-75, 2015.

COSTALONGA, S. R. **Banco de sementes em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta natural, em Paula Cândido - MG**. 2006. 139 f. Dissertação (Mestrado em Manejo Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

DIAS, D. D. **Recrutamento e estabelecimento de plantas após transposição de topsoil para área degradada pela mineração de bauxita**. 2017. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) - Instituto de Ciências Exatas e Biológicas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2017.

DUTRA JÚNIOR, M. P. **Composição florística do banco de sementes e da regeneração natural em área de caatinga em processo de recuperação**. 2018. 50f. Trabalho de Conclusão de Curso (Monografia), Curso de Engenharia Florestal, Centro de Saúde e Tecnologia Rural, Universidade Federal de Campina Grande - Patos - Paraíba - Brasil, 2018.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. *In*: KAGEYAMA, P. Y.; Oliveira, R. E.; Moraes, L. F. D.; Engel, V. L. & Gandara, F. B. (orgs.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF. Botucatu, SP. 2003. p. 01-26.

FABRICANTE, J. R.; ARAÚJO, K. C. T.; OLIVEIRA, D. R. S.; OLIVEIRA, C.P.B.; CASTRO, R.A.; SIQUEIRA-FILHO, J.A. **Isso Vai Dar Bode! Ciência Hoje**, v.56, p.40-44, 2015.

FABRICANTE, J. R.; ARAÚJO, K. C.; CASTRO, R. A.; COTARELLI, V. M. Banco de sementes do solo de sítios de Caatinga sob influência do Projeto de Integração do Rio São Francisco. **Scientia Plena**, v. 12, n. 4, 2016.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; DE QUEIROZ, L. P. An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **Journal of Arid Environments**, 174, 104079, 2020.

FERREIRA, C. D.; SOUTO, P. C.; LUCENA, D. S.; SALES, FRANCISCO, C. V.; SOUTO, J. S. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural de Caatinga. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 4, p. 562-569, 2014.

FISHER, R. A.; CORBET, A. S.; WILLIAMS, C. B. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. **The Journal of Animal Ecology**, v. 12, n. 1, p. 42-58, 1943.

FONSECA, C. E. L.; RIBEIRO, J. F.; SOUZA, C. C.; REZENDE, R. P.; BALBINO, V. K. Recuperação da vegetação de matas de galeria: estudo de caso no Distrito Federal e entorno. *In*: RIBEIRO, JF; FONSECA, CEL; SILVA, JCS. (Ed.) **Cerrado: caracterização e recuperação de matas de galeria**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. p. 815-870..

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: identifying advances and gaps. **Forest ecology and Management**, v. 458, p. 117802, 2020.

GUIMARÃES, S.; MARTINS, S. V.; NERI, A. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, K. de A. Banco de sementes de áreas em restauração florestal em Aimorés, MG. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 34, n. 80, p. 357–368, 2014. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/ojs-3.2.1-3/index.php/pfb/article/view/437>. Acesso em: 22 ago. 2021.

HALL, J. B.; SWAINE, M. D. Seed stocks in Ghanaian forest soils. **Biotropica**, p. 256-263, 1980.

HAMMER, O; HARPER, D. A. T; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.

HOLLAND, S. M. Non-metric multidimensional scaling (MDS). **Department of Geology**, University of Georgia, Athens, Tech. Rep. GA, p. 30602-2501, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapa de Biomas do Brasil. **Escala 1:5.000**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2004.

IBGE. Agência de notícias. **IBGE retrata cobertura natural dos biomas do país de 2000 a 2018**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração**. Brasília, DF, 1990. 96 p.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B.; OLIVEIRA, R.E. Biodiversidade e restauração da floresta tropical. *In*: KAGEYAMA, P. Y., OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ENGEL, V. L. & GANDARA, F. B. (org.) **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. FEPAF. Botucatu, SP. 2003. pp. 27-48.

KIILL, L. H.; DRUMOND, M; LIMA, P.; de ALBURQUEQUE., S. G.; de OLIVEIRA, V. R. Preservação e uso da caatinga. **Área de Informação da Sede-Col Criar Plantar ABC 500P/500R Saber (INFOTECA-E)**, 2007.

LAL, R. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 352, n. 1356, p. 997-1010, 1997.

LEAL FILHO, N.; SANTOS, G. R.; FERREIRA, R. L. Comparando técnicas de nucleação utilizadas na restauração de áreas degradadas na Amazonia brasileira. **Revista Árvore**, v. 37, p. 587-597, 2013.

LECK, M. A.; SCHÜTZ, W. Regeneration of Cyperaceae, with particular reference to seed ecology and seed banks. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 7, p. 95-133, 2005.

LICKS, P. C. **Efeito da cobertura vegetal no processo erosivo e na regeneração natural da vegetação em área de empréstimo de solo**. 2007. 156 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia, Infraestrutura e meio ambiente) – Faculdade de Engenharia e Arquitetura, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo - RS, 2007.

LIMA, P. C. F. Áreas degradadas: métodos de recuperação no semi-árido brasileiro. *In*: **Embrapa Semiárido-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. *In*: REUNIÃO NORDESTINA DE BOTÂNICA, 27., 2004, Petrolina, PE. [Anais...]. Petrolina: SBB; Embrapa Semi-Árido; UNEB, 2004.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil**: terrestres, aquáticas e tóxicas. 4.ed. São Paulo: Ed. Instituto Plantarum, 2008. 640p.

MACHADO, V. M.; SANTOS, J. B.; PEREIRA, I. M.; LARA, R. O.; CABRAL, C. M.; AMARAL, C. S. Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em cerrado campestre. **Planta Daninha**, v. 31, p. 303-312, 2013.

MACHADO, F. S.; GONÇALVES, F. L. A.; SILVA, F. F.; LIMA, K. D. R.; CAVALCANTI, C. R.; CAMPELLO, E. F. C.; CUNHA, C. F.; ARAÚJO, J. E.; MARCELO ANTONIOL FONTES; RESENDE, A. S. Estratégias de recuperação ambiental de áreas de produção de petróleo e gás em terra na caatinga. *In*:

RESENDE, A. S.; CHAER, G. M. (ed.). **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília, DF: Embrapa, 2021. cap. 2, p. 40-97.

MAPBIOMAS - **Sistema de Validação e Refinamento de Alertas de Desmatamento com Imagens de Alta Resolução**. Versão 6.0. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 5 ago. 2022.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001. 146p.

MARTINS, D. A. P.; LANZARINI, A. C.; HEINZ, C. F.; VIEIRA, F. S.; BONATTO, R. A.; KANIESKI, N. R. Avaliação da transposição de serapilheira e do banco de sementes do solo em uma área degradada no planalto catarinense. **Floresta**, v. 47, n. 3, 2017.

MEIADO, M. V.; SILVA, F. F. S.; BARBOSA, D. C. A.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. Diásporos da Caatinga: uma revisão. In: SIQUEIRA-FILHO, J. A. **Flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação**. 1 ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio Editorial, 2012. Cap. 9, p. 306-365.

MEIADO, M.V. Banco de sementes no solo da Caatinga, uma Floresta Tropical Seca no Nordeste do Brasil. **Informativo Abrates**, v. 24, n. 3, p. 39-43, 2014.

MELO, F. P. L.; BASSO, F. A.; SIQUEIRA-FILHO, J. A. Restauração ecológica da Caatinga: desafios e oportunidades. SIQUEIRA-FILHO, J. A. **Flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação**. 1 ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio, 2012. Cap. 11, p. 394-421.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.; KAPOV, V.; GORDON, J. E. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **J. Biogeogr.**, v. 33, p. 491-505, 2006.

MOREIRA, F.M. S; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2. Ed. **Editora Ufla**, 2006. 729p.

MORGAN, R.P.C. **Soil erosion and conservation**. 3 ed. Australia: Blackwell Publishing, 2005.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H.A. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974.

MURER, B. M; FUTADA, S. M. **Unidades de conservação no Brasil**. Disponível em: <https://uc.socioambiental.org/pt-br/paineldedados#ambiente>. Acesso em: 06 set. 2022.

PARENTE, H. N., SILVA, D. S. D., MARIZ, T. M. D. A., VIANA, B. L., ANDRADE, A. P. D., ARAÚJO, K. D., & PARENTE, M. D. O. M. Evolução do estrato herbáceo em área de caatinga sob pastejo. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, Viçosa, v. 3, n. 2, p. 39-44, 2013.

PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. M. B.; MEDEIROS, S. S.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Revista Parcerias Estratégicas**, v.17, n. 34, p.87-106, 2012.

PESSOA, R. M. S.; SILVA, D. S.; BAKKE, I. A.; PEREIRA FILHO, J. M.; PEREIRA FERNANDO, E. M.; DUTRA JÚNIOR, M. P. Banco de sementes de áreas submetidas ao pastejo de caprinos e ovinos no sertão paraibano. **Conjecturas**, v. 22, n. 6, p. 779-791, 2022.

PILLAR, V. D. Dinâmica temporal da vegetação. **Departamento de botânica**, 1994.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. *In*: SILVA, J. C.; LEAL, I.; TABARELLI, M. (Eds.), **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**, Springer: Cham, 2017. cap.2 p. 23-63.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. 2013. Disponível em: <https://www.r-project.org/about.html>. Acesso em: 24 ago. 2021.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA, M. D.; VIEIRA, N. K.; & SOUZA, L. D. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**, v. 1, n. 1, p. 28-36, 2003.

REIS, A.; BECHARA, F. C.; TRES, D. R.; TRENTIN, B. E. Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, v. 24, p. 509-519, 2014.

RIBEIRO, T. O.; BAKKE, I. A.; SOUTO, P. C.; BAKKE, O. A.; LUCENA, D. S. Diversidade do banco de sementes em diferentes áreas de caatinga manejadas no semiárido da Paraíba, Brasil. **Revista Ciência florestal**, v. 27, n. 1, p. 203-213, 2017.

ROBERTS, H.A. Seed banks in the soil. *Advances in Applied Biology*, Cambridge, **Academic Press**, v.6, 55p. 1981.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; DIAS, L.; MELLO, J. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV, p. 203-215, 1998.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 34, p. 65-73, 2010.

RODRIGUES, R.G. Paisagens do sertão setentrional. *In*: SIQUEIRA-FILHO, J. A. **Flora das caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação**. 1 ed. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio, 2012. Cap. 4, 110-159.

RODRIGUES, A. B. M.; GIULIATTI, N. M.; JÚNIOR, A. P. Aplicação de metodologias de recuperação de áreas degradadas nos biomas brasileiros. **Brazilian Applied Science Review**, v. 4, n. 1, p. 333-369, 2020.

ROVEDDER, A. P. M.; ELTZ, F. L. F.; DRESCHER, M. S.; SCHENATO, R. B.; ANTONIOLLI, Z. I. Organismos edáficos como bioindicadores da recuperação de solos degradados por arenização no Bioma Pampa. **Ciência Rural**, v. 39, p. 1051-1058, 2009.

SÁ, I. B.; FOTIUS, G. A.; RICHÉ, G. R. Degradação ambiental e reabilitação natural no trópico semi-árido brasileiro. ESQUEL/PNUD/Governo do Ceará/BNB, **EMBRAPA-CPATSA**, 1994.

SÁ, I. B.; ANGELOTTI, F. Degradação ambiental e desertificação no Semi-Árido brasileiro. *In*: ANGELOTTI, F.; SÁ, I. B.; MENEZES, E. A.; PELLEGRINO, G. Q. (Ed.). **Mudanças climáticas e desertificação no Semi-Árido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2009. Cap 4, p. 53-76.

SÁ, I. B.; CUNHA, T. J. F.; TEIXEIRA, A. H. de C.; ANGELOTTI, F.; DRUMOND, M. A. Processos de desertificação no Semiárido brasileiro. *In*: SA, I. B.; SILVA, P. C. G. da. (Ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. cap. 4, p. 126-158.

SAMPAIO, E. V. S. B. Características e potencialidades. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; CESTARO, L. A. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília. DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. cap. 1, 29-48.

SANT'ANNA, C. S.; TRES, D. R.; REIS, A. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2011. 63p.

SANTOS, A. M. S. BRUNO, R. L. A.; CRUZ, J. O.; SILVA, I. F.; ANDRADE, A. P. Variabilidade espacial do banco de sementes em área de Caatinga no Nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, v. 30, p. 542-555, 2020.

SCARANO F. R.; SANTOS, I.; MARTINS, A. C. O.; SILVA, J. M. C.; GUIMARÃES, A.; ITTERMEIER, R. (Org.). **Biomas brasileiros, retratos de um país plural**. Rio de Janeiro: Casa da Palavra, 2012. 326p.

SCHIMTZ, M. C. Banco de sementes no solo em áreas do reservatório da UHE Paraibuna. *In*: KAGEYAMA, P. Y. **Recomposição da vegetação com espécies arbóreas nativas em reservatórios de usinas hidrelétricas da CESP**. SÉRIE IPEF, Piracicaba, v. 8, n.25, p. 7-8, 1992

SILVA, D. D.; PINTO, M. S. C.; GOMES, R. N.; FREITAS, A. J. F.; PINTO, M. G. C.; FERREIRA, V. S. G. Seed bank in soil in Caatinga areas under ruminant grazing. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 8, p. e503986021-e503986021, 2020.

SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. **Caatinga: The largest tropical dry forest region in South America**. Cahm: Springer International Publishing, 2017

SIMPSON, A. D.; INGLIS, A. C. Cyperaceae of economic, ethnobotanical and horticultural importance: a checklist. **Kew Bulletin**, p. 257-360, 2001.

SIQUEIRA-FILHO, J. A. **Flora das Caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação**. Andrea Jakobsson Estúdio, 2012.

SOARES, S.M.P. **Técnicas de restauração de áreas degradadas**. Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2010.

SOCOLOWSKI, F.; VIEIRA, D. C.; SOUZA, B. R.; MELO, F. P.; RODRIGUES, R. G. Restauración de la Caatinga: métodos propuestos para recuperar el más exclusivo y menos conocido ecosistema de Brasil. **Multequina**, v. 30, n. 2, p. 247-263, 2021.

SOLOMON, T. B. Soil seed bank dynamics in relation to land management and soil types in the semi-arid savannas of Swaziland. **African Journal of Agricultural Research**, v. 6, p. 2494-2505, 2011.

SORREANO, M. C. M. **Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades**. 2002. 145f. Dissertação (mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002. Disponível em: <http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/produzidos/dissertacoes/sorreano2002.pdf>. Acesso em: 09 de ago. 2022.

SOUSA, F. Q. de. **Transposição do solo para restauração de uma área degradada no núcleo de desertificação do Seridó, na Paraíba**. 2017. 90f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciências Fitotecnia e Ciências ambientais) – Universidade Federal da Paraíba, Areia-PB, 2017.

SOUSA, F. Q.; SOUTO, J. S.; LEITE, A. P.; DE HOLANDA, A. C.; AGRA, P. F. M.; DOS SANTOS, L. C. Transposição do banco de sementes do solo para restauração ecológica da caatinga no Núcleo de Desertificação do Seridó. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 50120-50138, 2020.

SOUZA, B. I.; ARTIGAS, R. C.; LIMA, E. R. V. Caatinga e desertificação. **Revista Mercado**, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015.

SOUZA, M. P., ALVES, A. R., BAKKE, I. A., LOPES, J. A., SANTOS, W. S., & FERNANDO, E. M. P. Banco de sementes do solo de Caatinga submetida a plano de manejo florestal sustentável em Cuité-PB. **Revista Scientia Forestalis**, v. 49, n. 130, p. e3494, 2021.

STATSOFT. STATISTICA 13. 2012. StatSoft South America. Disponível em <<http://www.statsoft.com.br>>. Acesso em: 09 ago. 2022.

TAVARES, S. R. L. Áreas degradadas: conceitos e caracterização do problema. In: Tavares, S. R. L. **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da ciência do solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. 228 p.

TAYLOR, L.R.; KEMPTON, R.A.; WOIWOD, I.P. Diversity statistics and the log-series model. **Journal of Animal Ecology** v. 45, p. 255-272, 1976.

TEIXEIRA, A. H. C. Informações agrometeorológicas do Polo Petrolina, PE/Juazeiro, BA-1963 a 2009. **Embrapa Semiárido-Documentos (INFOTECA-E)**, 2010.

THOMPSON, K.; GRIME, J. Pi. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. **The Journal of Ecology**, p. 893-921, 1979.

TRES, D. R. Tendências da restauração ecológica baseada na Nucleação. *In: Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética: conferências plenárias e Simpósios do 57º Congresso Nacional de Botânica*. Sociedade Botânica do Brasil, Porto Alegre, Brasil. 2006. p. 404-408.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon basin. **The Journal of Ecology**, p. 631-649, 1981.

VEZZANI, F. M. Solos e os serviços ecossistêmicos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, p. 673-684, 2015.

VIEIRA, Daniela Cristine Mascia. **Chuva de sementes, banco de sementes e regeneração natural sob três espécies de início de sucessão em uma área restaurada em Iracemápolis (SP)**. 2004. 87f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2004. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-13102004-144754/publico/daniela.pdf>. Acesso em: 06 set. 2022.

VIEIRA, N. K.; REIS, A. **O papel do banco de sementes na restauração de áreas degradadas**. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2001.

WELLING, CHARLES H.; PEDERSON, ROGER L.; VAN DER VALK, ARNOLD G. Recruitment from the seed bank and the development of zonation of emergent vegetation during a drawdown in a prairie wetland. **The Journal of Ecology**, p. 483-496, 1988.

YARRANTON, G. A.; MORRISON, R. G. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. **The Journal of Ecology**, p. 417-428, 1974