

UFRRJ
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS
AMBIENTAIS E FLORESTAIS

TESE

**Semeadura direta e transposição de topsoil para
revegetação de áreas degradadas por exploração de
petróleo na Caatinga**

Mailson Pereira de Souza

2022



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

Semeadura direta e transposição de *topsoil* na revegetação de áreas degradadas por exploração de petróleo na Caatinga

MAILSON PEREIRA DE SOUZA

Sob a Orientação do Professor

Guilherme Montandon Chaer

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Silvicultura e Manejo Florestal.

Seropédica, RJ

Agosto de 2022

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P719s Pereira de Souza, Mailson, 1989-
Semeadura direta e transposição de topsoil para
revegetação de áreas degradadas por exploração de
petróleo na Caatinga / Mailson Pereira de Souza. -
Seropédica, 2022.
117 f.

Orientador: Guilherme Montandon Cjaer.
Tese(Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio
de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais e Florestais, 2022.

1. transposição de topsoil. 2. regeneração natural.
3. semiárido. 4. extração mineral. 5. recuperação de
áreas degradadas. I. Montandon Cjaer, Guilherme, 1975
, orient. II Universidade Federal Rural do Rio de
Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais e Florestais III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E FLORESTAIS

MAILSON PEREIRA DE SOUZA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor em Ciências Ambientais e Florestais**, no Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de Concentração em Silvicultura e Manejo Florestal.

TESE APROVADA EM 31/08/2022

Guilherme Montandon Chaer. Dr. Embrapa Agrobiologia

Ivonete Alves Bakke. Prof^a. Dr^a. UFCG

Paulo Sergio dos Santos Leles. Prof. Dr. UFRRJ

Alexander Silva de Resende. Dr. Embrapa Agrobiologia

Juliana Muller Freire. Dr^a. Embrapa Agrobiologia



Emitido em 2022

TERMO Nº 1024/2022 - PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)

(Nº do Protocolo: NÃO PROTOCOLADO)

(Assinado digitalmente em 25/09/2022 20:27)

PAULO SERGIO DOS SANTOS LELES

PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR

DepSci (12.28.01.00.00.00.31)

Matricula: 2299335

(Assinado digitalmente em 27/09/2022 11:02)

IVONETE ALVES BAKKE

ASSINANTE EXTERNO

CPF: 826.399.064-53

(Assinado digitalmente em 26/09/2022 14:40)

GUILHERME MONTANDON CHAER

ASSINANTE EXTERNO

CPF: 035.580.036-59

(Assinado digitalmente em 23/09/2022 13:10)

ALEXANDER SILVA DE RESENDE

ASSINANTE EXTERNO

CPF: 035.567.497-18

(Assinado digitalmente em 27/09/2022 11:38)

JULIANA MÜLLER FREIRE

ASSINANTE EXTERNO

CPF: 075.376.787-23

Para verificar a autenticidade deste documento entre em <https://sipac.ufrrj.br/documentos/> informando seu número:
1024, ano: 2022, tipo: TERMO, data de emissão: 23/09/2022 e o código de verificação: d0e8396043

DEDICATÓRIA

*À minha família, em especial, à minha esposa, Marina e meu filho Thomas, meus pais,
Aldemar e Daguia, (in memoriam)*

AGRADECIMENTOS

Por Ele e para Ele são todas as coisas! Senhor, sem ti, nada do que está acontecendo teria acontecido. Nesse momento só tenho a te agradecer e te honrar com minha vida e com minhas conquistas.

À minha querida e amada esposa, Marina pelo empenho, dedicação, entendimento e compreensão, amo-te minha nega e essa conquista é nossa. Ao meu filho Thomas pela distração e entretenimento nas horas angustiantes.

Aos meus pais, Aldemar e Maria Da Guia (*in memoriam*) pelo amor recebido, cuidados prestados e conselhos dados. Talvez hoje eu esteja alcançando algo grande que vocês não alcançaram, mas não se equipara aos ensinamentos deixados, a respeito do amor, companheirismo, trabalho e honestidade. A verdade é que tenho orgulho de ser filho de dois agricultores analfabetos, mas que não mediram esforços para fazer com que eu pudesse alcançar este nível acadêmico.

Aos meus amados irmãos, Biá, Chiquinha, Divino, Nilton, Fia, Eromar, José Hailton, Belinha, Galego e Lical, meu agradecimento pelos exemplos deixados e incentivos dados, se hoje chego até aqui, não foi somente por esforço próprio. Devo muito do que sou a vocês, pois fui poupado de muito trabalho braçal, quando vocês assumiam as responsabilidades, deixando-me livre para estudar e me dedicar, então, sou grato aos “negros lá de casa”.

Ao meu orientador, Guilherme Montandon Chaer, agradeço-o, primeiramente, por ter aceitado me orientar sem conhecimento prévio ou pré-conceitos. Segundo, por ter sido compreensivo no que diz respeito às minhas limitações, cujos frutos, por mais que me esforce, carregarei por toda vida. No quesito orientação, sempre se prontificou para tirar todas as dúvidas relacionadas ao trabalho de tese. Além disso, ajudou de forma concreta na formação do meu conhecimento científico e didático. Agradeço-o tanto pelas duras palavras, que embora me desagradava, fazia-me refletir sobre meus erros, como por aquelas que me elogiavam, mas não me confortava ao ponto de me impedir de melhorar.

Obrigado aos irmãos em Cristo Jesus, pois vocês foram decisivos através de oração, ligações, conselhos e investimento financeiro na minha vida na hora que eu mais precisei, demonstrando na prática que mesmo sendo imperfeitos, Jesus nos transforma e nos molda de acordo com o gosto dEle.

Agradeço a UFERSA pelo apoio ao projeto, principalmente ao Vavá, pessoa querida e que foi peça fundamental no desenvolvimento de todo o meu doutorado.

Agradeço a Embrapa Agrobiologia, em especial aos membros do laboratório de leguminosas (pesquisadores, técnicos e alunos) que me ajudaram durante todo o curso em tudo o que precisei.

Agradeço ao meu amigo Carlos Fernando (famoso pastor) por toda a amizade e grande ajuda durante todo o meu doutorado.

Agradeço aos funcionários que me ajudaram nas atividades de campo representados aqui pelo Josias Jerônimo. Sem eles, eu não teria conseguido concluir essa jornada.

Agradeço a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais (PPGCAF/UFRRJ) e aos professores do Departamento de Silvicultura da UFRRJ, pela enorme contribuição em minha formação acadêmica e pessoal.

Agradeço também ao meu grande amigo Alex pela amizade e as viagens à Saquarema, onde pude me divertir e esquecer dos problemas.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), pela bolsa de estudos.

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001”

RESUMO GERAL

SOUZA, Mailson Pereira, **Semeadura direta e transposição de *topsoil* na revegetação de áreas degradadas por exploração de petróleo na Caatinga**. 2022. Tese (Doutorado em Ciências Florestais e Ambientais). Instituto de Florestas, Departamento de Silvicultura, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

Nas últimas décadas, a extração de piçarra (material de subsolo composto por silte, areia e cascalho) no estado do Rio Grande do Norte tem ocorrido em inúmeras jazidas para atender à construção de estradas de acesso e embasamentos para a instalação de estruturas usadas para a exploração e produção de petróleo e gás em terra. As áreas de onde a piçarra foi extraída ou utilizada apresentam baixa capacidade de se autorrecuperar após o descomissionamento das estruturas de exploração, demandando intervenções do homem para auxiliar o ecossistema a recuperar sua capacidade de resiliência. Algumas estratégias de revegetação dessas áreas, avaliadas em estudos prévios, mostraram que é possível obter sucesso na restauração das funções ecossistêmicas desses ambientes. A tese foi dividida em três capítulos e objetivou avaliar a eficiência de técnicas de aplicação de *topsoil*, plantio de mudas e de semeadura direta para a revegetação de áreas degradadas. O primeiro capítulo objetivou comparar o estabelecimento de 15 espécies arbóreas nativas plantadas em áreas que receberam ou não *topsoil* e *mulching* de bagana de carnaúba (resíduo da extração de cera das folhas de *Copernicia prunifera*) na coroa de mudas plantadas. Os resultados mostraram que o *topsoil* foi eficiente em promover a cobertura do solo com vegetação herbácea, enquanto o plantio de mudas, com a proteção do *mulching*, foi eficiente em promover o estabelecimento das espécies arbóreas na área. Das 15 espécies avaliadas, as espécies *Mimosa tenuiflora*, *Mimosa caesalpinifolia*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Piptadenia retusa*, *Erythrina velutina*, *Cenostigma bracteosum*, *Jatropha molissima* e *Tabebuia aurea* se sobressaíram pela alta sobrevivência e crescimento, indicando potencial para serem utilizadas na revegetação de áreas degradadas por extração de piçarra. O segundo capítulo avaliou a diversidade e densidade de propágulos do banco de sementes do solo de áreas adjacentes a quatro áreas degradadas no bioma. No total de amostras avaliadas foram identificadas 91 espécies de 29 famílias botânicas. As maiores densidades de propágulos e riqueza de espécies foram associadas a amostras coletadas durante a estação chuvosa em áreas com vegetação com menor grau de conservação. O banco de sementes no solo das áreas estudadas foi composto predominantemente por espécies de hábito herbáceo. Concluiu-se que banco de sementes de áreas com vegetação nativa próximas a áreas degradadas por atividades de exploração e produção de óleo e gás na Caatinga possui potencial para ser utilizado no processo de revegetação, especialmente por meio de técnicas de nucleação que demandam baixo volume de solo. O terceiro capítulo avaliou a eficiência da semeadura direta de oito espécies arbóreas da Caatinga em área degradada por extração de piçarra, em função da superação de dormência e do uso de hidrogel em berços de semeadura. A aplicação de hidrogel no berço de plantio não afetou a germinação ou a velocidade de emergência das espécies avaliadas. Entretanto, o tratamento para superação de dormência influenciou positivamente a taxa de germinação e a velocidade de emergência das espécies *M. caesalpinifolia*, *Libidibia ferrea*, *E. contortisiliquum*. De forma geral, as espécies que apresentaram maior potencial para utilização na semeadura direta para a revegetação de áreas degradadas nas condições estudadas foram *E. contortisiliquum*, *Pityrocarpa moniliformis*, *L. ferrea*, *M. caesalpinifolia* e *M. tenuiflora*.

Palavras-chave: regeneração natural; transposição de *topsoil*; semiárido; extração mineral; recuperação de áreas degradadas; reflorestamento.

GENERAL ABSTRACT

SOUZA, Mailson Pereira, **Direct sowing and *topsoil* transposition in the revegetation of areas degraded by oil exploration in the Caatinga**. 2022. Thesis (Doctor in Environment and Forest Science). Forest Institute, Department of Silviculture, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2022.

In the last decades, the extraction of *piçarra* (subsoil material composed of silt, sand and gravel) in the state of Rio Grande do Norte has occurred in numerous mining sites to serve the construction of access roads and foundations for the installation of structures used for the onshore oil and gas exploration and production. Areas where the *piçarra* was extracted or used have low ability to self-recover after the decommissioning of the exploration structures, demanding human interventions to help the ecosystem recover its resilience capacity. Some revegetation strategies in these areas, evaluated in earlier studies, showed that it is possible to succeed in restoring the ecosystem functions of these environments. The thesis was divided into three chapters and aimed to evaluate the efficiency of techniques such as use of topsoil, planting of seedlings and direct seeding for revegetation of the degraded areas. The first chapter aimed to compare the establishment of 15 native tree species planted in areas that received or not topsoil and carnauba bagana (residue from the extraction of wax from the leaves of *Copernicia prunifera*) as mulching material in the crown of planted seedlings. The results showed that topsoil was efficient in promoting the ground cover with herbaceous vegetation, while the planting of seedlings, with the protection of mulching, was efficient in promoting the establishment of tree species in the area. Of the 15 species evaluated, *Mimosa tenuiflora*, *Mimosa caesalpinifolia*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Piptadenia retusa*, *Erythrina velutina*, *Cenostigma bracteosum*, *Jatropha molissima* and *Tabebuia aurea* stood out for their high survival and growth, indicating potential to be used in the revegetation of areas degraded by extraction of *piçarra*. The second chapter evaluated the diversity and density of propagules from the soil seed bank in areas next to four degraded areas in the biome. In the total of samples evaluated, 91 species from 29 botanical families were identified. The highest propagule densities and species richness were associated with samples collected during the rainy season in areas with vegetation with a lower degree of conservation. The seed bank in the soil of the studied areas was composed predominantly by species of herbaceous habit. It was concluded that the seed bank from areas with native vegetation close to areas degraded by oil and gas exploration and production activities in the Caatinga has the potential to be used in the revegetation process, especially through nucleation techniques that demand a low volume of topsoil. The third chapter evaluated the efficiency of direct seeding of eight tree species from the Caatinga in an area degraded by *piçarra* extraction, as a function of breaking seed dormancy and the use of hydrogel in seeding cradles. The application of hydrogel did not affect the germination or emergence speed of the evaluated species. However, dormancy-breaking treatments positively influenced the germination rate and emergence speed of the species *M. caesalpinifolia*, *Libidibia ferrea*, *E. contortisiliquum*. In general, the species that showed the greatest potential for use in direct seeding for revegetation of degraded areas under the studied conditions were *E. contortisiliquum*, *Pityrocarpa moniliformis*, *L. ferrea*, *M. caesalpinifolia* and *M. tenuiflora*.

Keywords: natural regeneration; *topsoil* transposition; semiarid; mineral extraction; recovery of degraded areas; reforestation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Croqui da área experimental mostrando o delineamento em parcelas subdivididas, onde: área branca (P1 e P2): sem topsoil; área hachurada (P3 e P4): com topsoil; T1: sem plantio de mudas de árvores; T2: com plantio de mudas e T3: com plantio de mudas e a aplicação de mulch de bagana de carnaúba (A). Distribuição do topsoil anteriormente à subsolagem do terreno utilizando trator de esteira (B).....	31
Figura 2: Aplicação do mulch de bagana de carnaúba na J-1, Pendências, RN.....	32
Figura 3: Distribuição aleatória das bandejas contendo o banco de sementes do solo (serapilheira + solo) em casa de vegetação.	54
Figura 4: Registro fotográfico e coleta de material botânico para herborização.	55
Figura 5: Número de indivíduos emergidos no banco de sementes de amostras (solo e serrapilheira) coletadas em remanescentes florestais adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte. (J1 = jazidas J-1; J-8= jazida J-8; CR = central de resíduos; BP = base de poço; A= estação chuvosa; B= estação seca).	58
Figura 6: Número de espécies por família botânica e por estação encontradas no banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte.....	67
Figura 7: Percentual de espécies por forma de vida encontradas no banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte em amostras coletadas nas estações chuvosa e seca.	68
Figura 8: Imagem da área de estudo representada por uma cava de mineração de piçarra após o descomissionamento (Jazida J-1, Pendências, RN).....	82
Figura 9: Imagem da área experimental após a abertura dos berços de plantio no espaçamento de 1 m x 0,5 m em jazida de piçarra localizada em Pendências, RN.	85
Figura 10: Altura média de oito espécies arbóreas da Caatinga introduzidas em área de jazida de piçarra via semeadura direta ao longo de 14 meses após a emergência.	90
Figura 11: Taxa de sobrevivência e taxa de ocupação de berços de plantio (percentual de berços contendo pelo menos um indivíduo da espécie semeada) de oito espécies arbóreas da Caatinga aos 424 dias após a semeadura direta.	91

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Caracterização química de amostra de palha de carnaúba.	32
Tabela 2: Nome científico, nome comum e família do conjunto de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga plantadas em jazida de piçarra em Pendências, RN.	33
Tabela 3: Efeito da aplicação de topsoil e de mulching de bagana de carnaúba sobre a taxa de sobrevivência média (%) do conjunto de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga aos 13 e 23 meses após o plantio (MAP) em jazida de piçarra em Pendências, RN.....	35
Tabela 4: Efeito da aplicação de topsoil e de mulch de bagana de carnaúba sobre a taxa de sobrevivência (%) de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga 23 MAP em jazida de piçarra em Pendências, RN.....	36
Tabela 5: Altura total média, taxa de crescimento média e área da copa média de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga, plantadas em áreas com e sem topsoil e com e sem mulching de bagana de carnaúba aos 13 e 23 meses após o plantio (MAP).	37
Tabela 6: Taxa de crescimento em altura (cm/mês) de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga plantadas em áreas com e sem topsoil e com e sem mulching de bagana de carnaúba aos 23 meses após o plantio. (Pendências, RN).	39
Tabela 7: Hábito, número de famílias, número de espécies, índice de Shannon (H') e taxa de cobertura do solo da comunidade de plantas regenerantes (Tx. cob.) em jazida de piçarra, 24 meses após a instalação dos tratamentos, com e sem aplicação de topsoil.	42
Tabela 9: Identificação e localização das áreas de referência e caracterização do estado de conservação, altura média do dossel e tipo de vegetação das áreas com vegetação nativa adjacentes.....	52
Tabela 10: Características químicas de amostras provenientes do solo de remanescentes de vegetação nativa do bioma Caatinga – RN, na profundidade de 0-20 cm.....	53
Tabela 11: Índice de riqueza e densidade absoluta de plântulas obtidas a partir do banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte, coletados na estação das chuvas e seca. Médias por bandeja são apresentadas entre parênteses. (J1 = jazida J-1; J-8= jazida J-8; CR = central de resíduos; BP = base de poço).....	59
Tabela 12: Lista florística de espécies identificadas a partir do banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte, nas estações chuvosa e seca. (J1 = jazida J-1; J-8= jazida J-8; CR = central de resíduos; BP = base de poço).....	62

Tabela 13: Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Equabilidade de Pielou (J') obtido a partir do banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte.	71
Tabela 14: Caracterização química do solo da jazida de piçarra.....	83
Tabela 15: Nome, forma da semente e tratamento de superação de dormência utilizado para oito espécies arbóreas da Caatinga avaliadas no estudo de semeadura direta em jazida de piçarra em Pendências, RN.....	84
Tabela 16: Taxa de germinação e índice de velocidade de germinação (IVG) das oito espécies submetidas a tratamentos com superação de dormência (tratado) e sem superação (controle) sob condições de laboratório.	87
Tabela 17: Taxa de emergência (%) de oito espécies arbóreas nativas da Caatinga aos quatro meses após a semeadura sob efeito de tratamentos para superação de dormência (D1) e sem tratamento (D0), e aplicação de hidrogel no berço de plantio (H1) e sem aplicação (H0) em jazida de piçarra em Pendências, RN.	88
Tabela 18: Índice de velocidade de emergência (IVE) de oito espécies arbóreas nativas da Caatinga aos quatro meses após a semeadura sob efeito de tratamentos pré-germinativos com tratamento (D1) e sem tratamento (D0) e aplicação de condicionador de solo com hidrogel (H1) e sem hidrogel (H0) em jazida de piçarra em Pendências, RN.	89

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1 Geral.....	3
2.2 Específicos.....	3
3. HIPÓTESES.....	3
4. REVISÃO DE LITERATURA.....	4
4.1 O Semiárido brasileiro.....	4
4.2 Caracterização do Bioma Caatinga.....	5
4.3 Exploração de Piçarra.....	8
4.4 Recuperação de áreas degradadas (RAD).....	9
4.5 Plantio de espécies florestais.....	10
4.6 Transposição de solo superficial (“ <i>topsoil</i> ”).....	11
4.7 Semeadura direta.....	13
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	18
CAPÍTULO I.....	25
RESUMO.....	26
ABSTRACT.....	27
6. INTRODUÇÃO.....	28
6.1. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
6.1.1 Caracterização da área de estudo.....	30
6.1.2 Montagem do experimento.....	30
6.1.1.3 Monitoramento das espécies arbóreas e taxa de cobertura da regeneração natural.....	33
6.1.4 Análise dos dados.....	34
6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	35
6.2.1 Regeneração natural.....	42

6.3 CONCLUSÕES	44
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
CAPÍTULO II.....	47
RESUMO	48
ABSTRAT	49
7. INTRODUÇÃO.....	50
7.1 MATERIAL E MÉTODOS.....	52
7.1.1 Caracterização das áreas experimentais	52
7.1.2 Coleta e avaliação do banco de sementes do solo (solo e serapilheira).	53
7.1.4 Análise de dados e desenho experimental.....	56
7.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
7.2.1 Dinâmica de emergência de plântulas no banco de sementes	57
7.2.2 Densidade e riqueza do banco de sementes.....	58
7.2.3 Composições do banco de sementes e formas de vida.....	61
7.2.4 Diversidade florística	71
7.3 CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
CAPÍTULO III	77
RESUMO	78
ABSTRACT	79
8. INTRODUÇÃO.....	80
8.1 MATERIAL E MÉTODOS.....	82
8.1.1 Caracterização da área de estudo.....	82
8.1.2 Obtenção de sementes e testes de germinação	83
8.1.3 Implantação e condução do experimento em campo.....	84
8.1.4 Etapa I: Taxa de emergência e índice de velocidade de emergência	85
8.1.5 Etapa II: monitoramento da sobrevivência e crescimento das espécies.....	86

8.1.6 Análise dos dados.....	86
8.2 RESULTADOS	87
Etapa I: Taxa de emergência e índice de velocidade de emergência	87
Etapa II: Taxas de crescimento em altura e sobrevivência	89
8.3 DISCUSSÃO.....	92
8.3.1 Importância da superação de dormência	92
8.3.2 Uso do hidrogel na semeadura direta	92
8.3.4 Relação entre morfologia de sementes e desempenho na semeadura direta	93
8.3.5 Desempenho da semeadura direta das espécies avaliadas.....	95
8.4 CONCLUSÕES.....	96
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	97

1. INTRODUÇÃO GERAL

Historicamente, a Caatinga tem sido devastada para ceder lugar às atividades agropecuárias que ocupam vastas extensões do semiárido. O uso do solo na Caatinga baseia-se na pecuária, por meio do pastejo do gado bovino, caprino e ovino e na exploração agrícola, causa principal dos desmatamentos e queimadas desordenadas, inclusive, para servir como fonte energética para as famílias e pequenas indústrias de cerâmica, gesso e cimento da região. Somando-se a todos esses fatores, nas últimas décadas, a extração de bens de origem mineral no Rio Grande do Norte tem sido muito intensa e variada, destacando-se as explorações de areia, argila, argilito, água mineral, calcários sedimentares e metamórficos, caulim etc. (AGN/SEDEC, 2012). Essas atividades acarretam impactos negativos pontuais, mas significativos, que muitas vezes só podem ser revertidos com a intervenção do homem através de diferentes estratégias de recuperação de áreas degradadas.

Entre as atividades de mineração na Caatinga, a extração da piçarra que é originária de inúmeras jazidas, promove alterações na paisagem e nos fluxos hidrológicos, ocasionando a eliminação da diversidade biológica e degradação do solo (SHRESTHA; LAL, 2011; SILVA *et al.*, 2012). Para que seja extraída é necessária a retirada da vegetação nativa, seguido da raspagem do horizonte superficial do solo, iniciando assim a extração de piçarra em mina aberta numa profundidade que pode variar de 2 a 10 m. Dessa forma, a degradação do solo em áreas de extração mineral advém da remoção da cobertura vegetal e das camadas de solo fértil superficial, causando a eliminação do banco de sementes, o que dificulta o reestabelecimento da vegetação natural.

Atualmente, várias técnicas de recuperação de áreas degradadas têm se destacado, quando o principal objetivo é a recuperação das funções ecológicas outrora presentes nos ambientes degradados. Entre elas destacam-se: a transposição do solo superficial (“*topsoil*”), o plantio de espécies arbóreas e arbustivas e a semeadura direta. Essas técnicas têm alcançado resultados satisfatórios na recuperação de ambientes degradados por mineração, sendo desejável a introdução de espécies com altas taxas de crescimento e sobrevivência, promovendo o rápido recobrimento do solo, a alta produção de matéria orgânica e a proteção do solo contra erosão (; LIMA *et al.*, 2017; GONÇALVES 2020). Não obstante, a simples replicação dessas técnicas não se adequa ao ambiente semiárido na maioria das vezes, devido às condições climáticas características.

Nos últimos anos, houve um aumento no número de pesquisas que visam obter informações sobre a recuperação de áreas que tiveram o horizonte superficial removido por atividades de mineração no bioma Caatinga (LIMA *et al.*, 2017; GONÇALVES, 2020; RESENDE & CHAER 2021). No entanto, as informações geradas ainda são incipientes, sendo necessário aprofundar o estudo de espécies que melhor se adaptam às condições ambientais de jazidas de piçarra em ambiente semiárido e de técnicas alternativas de reflorestamento.

Essa tese está dividida em três capítulos e tem como objetivo geral avaliar a eficiência de técnicas de aplicação localizada de *topsoil* e de semeadura direta para a recuperação de áreas degradadas pela exploração e produção de petróleo na Caatinga. O primeiro capítulo objetivou comparar o estabelecimento (crescimento e sobrevivência) de 15 espécies arbóreas nativas plantadas em áreas que receberam ou não *topsoil* e *mulching* de bagana de carnaúba na coroa de mudas plantadas. O segundo capítulo avaliou o potencial do banco de sementes do solo das áreas adjacentes a áreas degradadas como fonte de propágulos vegetativos para a revegetação. O terceiro capítulo avaliou o potencial da semeadura direta de espécies arbóreas e arbustivas na recomposição de vegetação em área degradada utilizando estratégias de superação de dormência e uso de hidrogel no berço de plantio.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a eficiência de técnicas de aplicação de *topsoil* e de semeadura direta para a recuperação de áreas degradadas pela exploração e produção de petróleo na Caatinga.

2.2 Específicos

- Caracterizar quantitativa e qualitativamente o banco de sementes do solo de quatro áreas em diferentes situações ambientais;
- Avaliar o potencial regenerativo do banco de sementes do solo, visando sua utilização como técnica nucleadora na recuperação de áreas degradadas por atividade de mineração.
- Comparar o estabelecimento (crescimento e sobrevivência) de 15 espécies arbóreas nativas plantadas em áreas com e sem a aplicação de *topsoil* e com ou sem *mulching* formado a partir de palha de carnaúba (*Copernicia prunifera*).
- Avaliar a técnica de semeadura direta para o estabelecimento de espécies arbóreas e arbustivas nativas da Caatinga em áreas degradadas pela extração de piçarra.

3. HIPÓTESES

- Nem todas as espécies vegetais nativas do bioma Caatinga são aptas para revegetação de áreas degradadas por extração ou deposição de piçarra;
- O uso de *mulching* a base de bagana de carnaúba reduz a competição entre vegetação herbácea regenerante e espécies arbóreas plantadas em áreas que receberam *topsoil*, permitindo alcançar maiores taxas de cobertura do solo e diversidade de espécies vegetais nativas durante o processo de reflorestamento da área degradada;
- A sazonalidade climática influencia a dinâmica do banco de sementes de áreas nativas de Caatinga, sendo a riqueza e densidade de sementes maiores na estação chuvosa que na seca;
- O uso de tratamentos de quebra de dormência e aplicação de hidrogel influenciam positivamente nas taxas de germinação e estabelecimento de diferentes espécies arbóreas introduzidas via semeadura direta.

4. REVISÃO DE LITERATURA

4.1 O Semiárido brasileiro

O Semiárido brasileiro é composto por 1.262 municípios, dos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. Os critérios que delimitam e conceituam o Semiárido são: Precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm; Índice de Aridez de Thornthwaite igual ou inferior a 0,50 e percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano (SUDENE, 2021).

O Semiárido é um tipo de clima caracterizado pelo baixo índice pluviométrico. Na maioria dos meses do ano não chove e a umidade relativa do ar é muito baixa, ocasionando um índice de aridez classificado entre 0,21 e 0,50 e precipitação média anual que varia entre 300 mm e 800 mm (SAMPAIO, 2010; SILVA *et al.*, 2010). De forma geral, tem como característica principal a concentração de chuvas em poucos meses do ano, seguido de um grande período de estiagem (TROLEIS; SANTOS, 2011). No entanto, esse padrão pode variar conforme as condições climáticas, podendo ocorrer precipitações intensas, muitas vezes ultrapassando 100 mm em um único dia, e sazonalidade irregular, com a época de chuvas podendo iniciar-se em meses distintos, prolongar-se por períodos incertos e encerrar-se, também, em meses diferentes de um ano para outro (SAMPAIO, 2010).

Essa irregularidade é definida muitas vezes pelos aspectos de relevo que definem alguns locais com maiores altitudes, e, conseqüentemente, microclimas específicos, além disso, a proximidade com o oceano, em alguns locais, resulta na influência das frentes frias e maiores índices pluviométricos (CONTI; SCHROEDER 2013).

O semiárido brasileiro apresenta elevados índices de temperatura, cujas médias anuais são da ordem de 26° C a 28° C; no entanto, esse padrão não se aplica a toda sua extensão, desta forma, as porções de maiores altitudes possuem médias inferiores a 20° C. Em decorrência de altas temperaturas e em virtude da posição geográfica, a maior parte das áreas sob influência do clima semiárido sofre com a evapotranspiração, potencial de evapotranspiração é maior do que as precipitações, que por sua vez determina o déficit hídrico, ocasionando a seca (ARAÚJO, 2011).

Geologicamente, o ambiente semiárido é bastante variável, porém com predomínio de rochas cristalinas, seguidas de áreas sedimentares (CUNHA *et al.*, 2008). Os solos de origem sedimentar, lixiviados ao longo de milhões de anos, são pouco férteis, deficientes em fósforo e cálcio, sobretudo nas chapadas, que tendem a ser mais pobres em nutrientes que os dos

patamares intermediários, devido estes últimos receberem menos chuva e serem formados por camadas de descobrimento mais recente, logo, com menor intemperismo (SAMPAIO, 2010).

De forma muito genérica, há deficiência de fósforo em boa parte deles, mas não de potássio, cálcio e magnésio. Merecem destaque os solos aluviões (Neossolos Flúvicos) que, embora de composição muito distinta, em função do material depositado, costumam acumular camadas profundas e nutrientes lixiviados das encostas e depositados com as cheias dos rios, guardando boa fertilidade. Juntando com a disponibilidade hídrica dos lençóis freáticos, dão aos aluviões boas condições de crescimento das plantas (SAMPAIO, 2010).

O Semiárido brasileiro estende-se por aproximadamente 1.182.697 km², possuindo uma população estimada de 27.830.765 habitantes (SUDENE, 2017). Segundo o censo, a população do Semiárido está distribuída em aproximadamente 63% na área urbana e 37% na zona rural (IBGE, 2010). Considerando os dados da Articulação Semiárido Brasileiro (ASA), desde sua última delimitação, em 2017, o Semiárido brasileiro ocupa cerca 12% do território nacional

4.2 Caracterização do Bioma Caatinga

O bioma Caatinga tem seu domínio estendido por aproximadamente 900.000 km², correspondendo a 54% de toda região Nordeste e a 11% de todo o território brasileiro. Localizando-se entre as latitudes 2° 54` S a 17° 21` S, a Caatinga está presente em oito estados nordestinos: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, sudoeste do Piauí, partes do interior da Bahia e do norte do estado de Minas Gerais e a ilha de Fernando de Noronha (ANDRADE *et al.*, 2005; ANDRADE-LIMA 1981).

São vários os fatores que tornam a Caatinga um bioma peculiar, recebendo destaque a geologia, a morfologia, o clima e o solo. Queiroz (2009) discorre que do ponto de vista geomorfológico, a região incluída no semiárido está longe de ser uma região homogênea. Existe uma forte interação dos fatores do clima e do solo com a geomorfologia local permitindo reconhecer diferentes unidades de paisagem, das quais as principais são: as grandes depressões, também conhecidas como depressão sertaneja, às chapadas altas e as superfícies sedimentares. A Caatinga tem sua maior concentração na região semiárida, onde o clima, fortemente sazonal, caracteriza-se pela baixa pluviosidade (< 1.000 mm de chuvas anuais) fortemente concentrada nos primeiros meses do ano (fevereiro a junho). Em contraste com as baixas precipitações, a evapotranspiração potencial é alta, entre 1.500 e 2.000 mm por ano, submetendo a vegetação à deficiência hídrica sazonal. Dentre todas as variáveis climáticas, a precipitação, ou seja, a

disponibilidade hídrica é a mais marcante na caracterização desse bioma (VELLOSO *et al.*, 2002; QUEIROZ, 2009; SAMPAIO, 2010).

Essa variação e inconstância são resultantes da atuação de quatro fatores principais: (1) a complexidade dos sistemas de formações de chuvas, sendo estas originárias de vários quadrantes que perdem força à medida que penetram no centro do semiárido; (2) a disposição orográfica, ou seja, as serras e chapadas interceptam as massas úmidas impossibilitando a distribuição igualitária das chuvas; (3) o escoamento das águas que deixam as encostas mais secas e concentrando a umidade nos vales, contribuindo com a formação de rios e lagos; (4) a alta variabilidade dos solos, que apresentam uma variação na capacidade de retenção de água, devido as diferentes profundidades e texturas (SAMPALIO, 2010).

A diversidade de solos encontrados na região do bioma caatinga é considerada alta mesmo em escalas locais, produzindo assim um verdadeiro mosaico de difícil caracterização em uma escala mais ampla. Os solos predominantes na Caatinga são considerados de média a alta fertilidade natural, geralmente de pouca profundidade em decorrência do baixo grau de intemperismo químico (QUEIROZ, 2009; ALVES, 2009). De forma genérica há um predomínio dos seguintes tipos de solo: Argissolos, Latossolos, Neossolos Quartzarênicos e Litólicos, Luvisolos, Planossolos e os Vertissolos.

A variação espacial existente na região na qual o bioma Caatinga está inserido faz com que esse apresente desde terrenos cristalinos, poucos profundos e de difícil infiltração, até terrenos sedimentares que apresentam uma boa capacidade de drenagem, permitindo assim o surgimento de reservatórios de água subterrânea. Há uma predominância de solos pouco desenvolvidos, mineralmente ricos, pedregosos e com baixa capacidade de retenção de água, fator que limita a produção primária nessa região (ALVES; ARAÚJO; NASCIMENTO, 2009).

A Caatinga não se apresenta igualmente em toda parte, podendo ser dividida em oito áreas diferentes (ecorregiões), onde a flora e a fauna variam em consequência do clima, tipo de solo e da presença de rios e lagoas (PAREYN *et al.*, 2013). As oito ecorregiões são: Complexo de Campo Maior, Complexo Ibiapaba-Araripe, Depressão Sertaneja Setentrional, Planalto da Borborema, Depressão Sertaneja Meridional, Dunas do São Francisco, Complexo da Chapada Diamantina e Raso da Catarina (VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002).

Em detrimento dessa variação, a cobertura vegetal presente na Caatinga deve-se principalmente ao clima, relevo e embasamento geológico que, em suas múltiplas inter-relações, resultam em ambientes ecológicos considerados distintos, possivelmente decorrentes de dois gradientes de umidade, um no sentido norte-sul, que se manifesta em uma diminuição

das precipitações, e outro no sentido oeste-leste, que se expressa com um aumento do efeito da continentalidade. Somando-se a isto, as variações topográficas que ocorrem no interior dessa província contribuem para a ocorrência de gradientes menores (RODAL *et al.*, 2008).

De forma geral, a vegetação da Caatinga pode ser conceituada como floresta de porte baixo, com dossel geralmente descontínuo, folhagem decídua na estação seca, árvores com sistema radicular profundo e comumente armadas com espinhos e/ou acúleos (QUEIROZ, 2009). A vegetação, apesar de predominantemente arbórea e/ou arbustiva, também é rica no estrato herbáceo, o qual é abundante no período chuvoso.

A Caatinga possui uma flora muito diversa, sendo que a maior parte desta não é encontrada em outros biomas, o que garante a algumas espécies da mesma serem consideradas endêmicas (PAREYN *et al.*, 2013). Em função das diferentes ecorregiões na Caatinga, é possível encontrar diferentes tipos de vegetação, fato que permite explicar a grande diversidade de espécies de plantas. Segundo Tabareli *et al.* (2017) a Caatinga é uma região heterogênea com bioma altamente diversificada. Estima-se que a região abrigue uma diversidade impressionante de espécies nativas: 3.150 plantas com flores, 276 formigas, 386 peixes, 98 anfíbios, 79 répteis, 548 aves e 183 mamíferos. A hipótese de que a Caatinga é uma das terras secas mais diversificadas do mundo é sustentada por esses números. No entanto, esses números estão longe de ser definitivos, pois novas espécies têm sido descobertas e descritas em recentes esforços de pesquisa (TABARELLI *et al.*, 2017).

A região da Caatinga apresenta um dos menores índices sociais e econômicos do continente. A vulnerabilidade social de seus 27,6 milhões de habitantes os faz depender, pelo menos parcialmente, de recursos da Caatinga (SILVA *et al.*, 2017). Tal população está espalhada por centenas de cidades, vilas e assentamentos interligados por uma rede de estradas pavimentadas e não pavimentadas e outras infraestruturas, como barragens e linhas de transmissão (SILVA *et al.*, 2017). Desde a colonização brasileira, a Caatinga tem sido constantemente alterada por agricultura de corte e queima, extração de madeira e lenha, causando perda e degradação do habitat (SILVA *et al.*, 2017).

Apesar da sua importância, o bioma Caatinga tem sido degradado de forma exacerbada devido, principalmente, ao consumo de lenha nativa de forma criminosa. A Caatinga já perdeu metade de sua cobertura original (MMA, 2016), apesar das taxas de conversão de habitat serem mais baixas do que outras vegetações brasileiras devido, em parte, às barreiras climáticas para o estabelecimento bem-sucedido de grandes monoculturas (MapBiomas, 2019). A vegetação remanescente está hoje subdividida em 47.100 fragmentos de tamanhos variados e três quartos

da vegetação remanescente (32 milhões de ha) estão a apenas um quilômetro da borda mais próxima, expondo a maior parte da floresta seca para uso humano (ANTONGIOVANNI; VENTICINQUE; FONSECA, 2018).

Soma-se a esses fatores citados as atividades de exploração mineral, destacando-se as explorações de areia, argila, argilito, água mineral, calcários sedimentares e metamórficos, caulim e piçarra. A exploração mineral acarreta impactos pontuais (área reduzida), mas de intensidade elevada, fato que aumenta sobremaneira a complexidade e os custos de restauração do ambiente após o término da atividade exploratória.

As principais causas de distúrbios antropogênicos crônicos em fragmentos de habitat são o uso e consumo direto de recursos pelas comunidades locais e múltiplos efeitos colaterais causados pelas atividades de produção e desenvolvimento de infraestrutura (FOLEY *et al.*, 2005; MATTISON; NORRIS, 2005). O grau de perturbação de um fragmento de habitat pode variar muito dependendo de sua proximidade de diferentes vetores de perturbação, sendo que locais mais próximos a esses vetores sofrem mais com a perturbação antropogênica. Habitats naturais localizados próximos a assentamentos humanos e pastagens são mais suscetíveis a distúrbios antropogênicos crônicos devido a extração de madeira, pastoreio, caça furtiva e fogo (RIBEIRO *et al.*, 2015; TAVARES *et al.*, 2016).

4.3 Exploração de Piçarra

O desenvolvimento socioeconômico é importante para o progresso de uma sociedade. Não obstante, ele termina por trazer eventualmente consequências graves ao meio ambiente e que, não recebendo a atenção devida, termina por alcançar patamares irreversíveis.

São vários os vetores e causas que desencadeiam os processos degradativos na região semiárida do Brasil. Dentre estes destacam-se a exploração excessiva dos recursos madeireiros, a pecuária extensiva, o uso indiscriminado do fogo como trato cultural e as diferentes formas de extração mineral (SILVA *et al.*, 2005). Essas diferentes formas de exploração associadas às limitações hídricas da região levou a Caatinga a apresentar as maiores áreas em estado de desertificação dentro do território nacional (MMA/SBF, 2002).

A produção de petróleo em terra (“*onshore*”) no Brasil está concentrada nas áreas semiáridas do nordeste brasileiro (bioma Caatinga), constituindo uma das principais atividades econômicas no Estado do Rio Grande do Norte. Um dos impactos dessa atividade é causado pela extração de piçarra, material de subsolo composto principalmente por silte, areia e cascalho e usado na construção civil e na construção de acessos e bases para instalação das estruturas de

exploração e produção de petróleo e gás natural (LIMA *et al.*, 2015). O processo de mineração da piçarra consiste na retirada da vegetação nativa e extração da piçarra a uma profundidade de 2 a 10 m. Ao fim da atividade de mineração, a topografia da jazida escavada é suavizada e os aterros revejetados com espécies nativas do bioma (CHAER, *et al.* 2011).

Exigências legais impostas pelos órgãos ambientais visam mitigar os efeitos dessas práticas ao meio ambiente, tornando-se obrigatório a recuperação da área impactada de forma que o sítio degradado retorne a condições mínimas de utilização, visando obter estabilidade do ambiente (Decreto lei 97.632/89). A recuperação dessas áreas normalmente demanda a intervenção humana de modo a auxiliar o ecossistema degradado a recuperar sua capacidade de resiliência, uma vez que todo o horizonte superficial (parte mais fértil do solo e rica em propágulos) foi removido (LIMA, 2012).

Resende *et al.* (2010) ressaltam que para que a recuperação destes locais tenha êxito, algumas estratégias e medidas devem ser adotadas, como exemplo, o reordenamento topográfico, reintrodução de propágulos a exemplo de mudas de espécies nativas da Caatinga adaptadas a essa nova condição, construída por atividades antrópicas.

4.4 Recuperação de áreas degradadas (RAD)

A recuperação de áreas degradadas (RAD) tem como objetivo principal buscar ajudar a natureza a se recompor, fazendo com que os processos de sucessão ecológica, responsáveis pela dinâmica florestal, venham a se desenvolver na área antropizada, restaurando uma biodiversidade análoga com o clima regional e com as potencialidades locais do solo (REIS *et al.*, 2003; BRANCALION *et al.*, 2010). Moraes, Campello e Franco (2010) a RAD deve proporcionar o restabelecimento de florestas que sejam capazes de se autoperpetuar sem depender de intervenções humanas. Em síntese, as ações em um projeto de restauração buscam restaurar o ecossistema até um ponto em que ele seja resiliente e que tenha a capacidade de se autossustentar (SMA, 2011).

De forma consensual, acreditava-se que a resposta mais comum à degradação era o abandono da área e o seu isolamento dos fatores que outrora lhe degradavam, deixando por conta da regeneração natural e da dinâmica ecológica a função de reabilitar o ecossistema (LIMA, 2012). No entanto, em condições extremas, onde os estágios avançados de degradação são mais evidentes, vários fatores terminam inviabilizando o êxito desse mecanismo. Como exemplo de fatores que dificultam o progresso da regeneração natural e a autorrecuperação do

ambiente podem ser citadas as barreiras físicas, químicas ou biológicas que agem retardando ou até impedindo o avanço dos processos sucessionais (CHADA, 2001).

Os fatores ambientais intrínsecos ao bioma Caatinga dificultam a RAD, especialmente aqueles ligados à limitação hídrica da região. Em face dessa problemática, há a necessidade de desenvolver estratégias, modelos e técnicas de restauração adequadas às diferentes formas de degradação presentes no bioma e que atendam aos serviços ambientais almejados (ex., conservação do solo e da água, conservação da biodiversidade, fornecimento de produtos florestais madeireiros e não-madeireiros etc.), salvaguardando, assim, os interesses maiores da sociedade.

Recentemente vários trabalhos vêm sendo desenvolvidos com intuito de recuperar áreas degradadas em regiões áridas e semiáridas do Brasil e do mundo, sendo usadas diferentes técnicas de recuperação (RESENDE *et al.*, 2010; RIVERA *et al.*, 2014; MUÑOZ-ROJAS *et al.*, 2016; LIMA *et al.*, 2015; SOUTO *et al.*, 2017). Dentre estes estudos, técnicas nucleadoras ganham destaque com o plantio de mudas de espécies adaptadas e a transposição de solo superficial (*topsoil*).

Vários estudos vêm sendo conduzidos nas áreas de atuação da Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará (UO-RNCE/PETROBRAS) situado no estado do Rio Grande do Norte, especificamente nos municípios de Pendências, Areia Branca, Alto do Rodrigues e Assú (LIMA, *et al.*, 2015; 2017; SILVA, 2018). Lima *et al.* (2017) estudaram “Fauna edáfica como bioindicadora da RAD no bioma Caatinga” em áreas com (CT) e sem a adição de *topsoil* (ST) considerando a mata nativa como referencial (MT). Obtiveram como resultado um total de 45.740 organismos, distribuídos em 36 grupos taxonômicos, com o domínio de Acari, Diptera, Entomobryomorpha, Formicidae, Poduromorpha e Symphypleona, em todos os tratamentos (ST, CT, MT). Os valores de riqueza e diversidade foram maiores na MT, seguidos do CT e ST. Os autores concluíram que a fauna edáfica funcionou como bioindicadora da qualidade do solo.

4.5 Plantio de espécies florestais

A recuperação de áreas de mineração, cujo horizonte superficial foi removido, pode ser realizada pelo plantio de espécies florestais visando reativar os processos sucessionais do ecossistema. Essa estratégia é a mais indicada quando a área a ser recuperada não apresenta capacidade de se recuperar por processos naturais em médio a longo prazo (RESENDE, *et al.*, 2010). Nesse contexto, Chaer *et al.* (2011) salientam que é preferível a introdução de espécies

que apresentam altas taxas de crescimento bem como alta capacidade de sobrevivência ao invés de uma alta diversidade de espécies, mas pouco adaptadas às condições do sítio degradado. Espécies com alta taxa de crescimento podem promover um rápido recobrimento e proteção do solo, produzindo biomassa necessária para reativar os processos de ciclagem de nutrientes e de recolonização biológica do solo. Junto a isso, a recomposição gradual da matéria orgânica do solo e alterações no microclima devido ao sombreamento do solo propiciam o restabelecimento de outras espécies vegetais.

A escolha de espécies adaptadas é pressuposto para o sucesso da técnica de plantio de mudas; assim, antes de qualquer tomada de decisão é imprescindível à obtenção de informações sobre a florística e fitossociologia da área antes intacta ou de áreas circunvizinhas. Somando-se as características anteriormente citadas, informações ecológicas das espécies (pioneiras ou não) também são essenciais.

Cada espécie vegetal apresenta peculiaridades que restringem ou facilitam o seu desenvolvimento em determinado ambiente. Características desejáveis para a RAD são encontradas em espécies florestais da família Fabaceae (leguminosas), as quais geralmente apresentam elevada capacidade de produção de massa verde e alta capacidade de adaptação a solos degradados devido à capacidade de algumas espécies realizar a fixação biológica de N₂ através da simbiose com rizóbios (ALLEN; ALLEN, 1981; GRIFFITH; DIAS; JUCKSCH, 1994).

Resultados satisfatórios têm sido obtidos em estudos de RAD em ambientes semiáridos (FARIA *et al.* 2010; CHAER *et al.*, 2010, LIMA *et al.*, 2017). Lima *et al.* (2015), estudando o estabelecimento (crescimento e sobrevivência) de 20 espécies sendo 10 leguminosas nodulantes (inoculadas com FMA e rizóbios) e 10 espécies não-nodulantes (inoculadas apenas com FMA) em áreas degradadas por mineração de piçarra na Caatinga concluíram que as espécies que apresentaram melhores resultados foram: *Mimosa caesalpiniiifolia*, *Vachellia farnesiana* e *Pseudosamanea guachapele* e as não-nodulantes *Caesalpinia ferrea*, *Tabebuia caraiba*. De forma geral, espécies de leguminosas arbóreas nodulantes apresentaram maiores taxas de sobrevivência e crescimento em relação às espécies não-nodulantes. *M. tenuiflora* foi a espécie que mais se destacou, alcançando 100% de sobrevivência aos 20 meses após o plantio.

4.6 Transposição de solo superficial (“topsoil”)

O topsoil é constituído pela camada de solo superficial removido por raspagem por meio de máquinas durante o processo de remoção da vegetação natural para abertura de locais

operacionais, como jazidas, bases de poços e estradas de acesso (CHAER *et al.*, 2021). Dessa forma, o *topsoil* compreende a camada do solo mais rica em matéria orgânica, nutrientes e, especialmente, sementes, sendo um recurso valioso para revegetar áreas degradadas (SCOLESCIULLA; DEFALCO, 2009). Além disso, essa camada de solo contém fungos, bactérias simbiotes e outros microrganismos promotores de crescimento vegetal autóctone que facilitam o estabelecimento das plantas na área degradada (PILON *et al.*, 2018; SILVA *et al.*, 2019).

De acordo com Martins (2015), a técnica de transposição de *topsoil* consiste na transferência da camada superficial de um solo juntamente com a serapilheira de um local com boa fertilidade e rico em diásporos para um local de baixa fertilidade e pobre biologicamente para fins de restauração. Nesse processo busca-se a restauração natural por meios dos propágulos porventura existentes no material transportado. Dessa forma, espera-se que com o tempo essas áreas tornem-se núcleos com alta diversidade de espécies, possibilitando e viabilizando os processos sucessionais na área objeto de restauração. Essa técnica pode acelerar o processo de regeneração natural em áreas antropizadas, devido ao banco de sementes viáveis presentes no solo transposto (CALEGARI *et al.*, 2013).

A transposição de *topsoil* é um procedimento padrão na restauração de áreas mineradas, pois fornece uma fonte de propágulos através do banco de sementes do solo e propicia melhoria de propriedades físicas, químicas e biológicas do solo que auxiliarão no estabelecimento das plantas. Não obstante, a utilização da técnica de transposição necessariamente impõe um impacto às áreas doadoras do *topsoil*. Dessa forma, somente é factível a utilização de *topsoil* que advém de áreas que serão incorporadas pela atividade mineradora (CHAER *et al.*, 2021). Outrossim, deve-se atentar para o alto custo da técnica em razão dos elevados volumes de *topsoil* normalmente transpostos (1000 a 2000 m³/ha).

Muitos dos estudos que evidenciam o sucesso do uso do *topsoil* como técnica de restauração florestal em áreas severamente impactadas pela remoção dos horizontes superficiais do solo foram realizados em regiões úmidas. Nos últimos anos, foram feitos alguns esforços no sentido de testar a eficiência dessa técnica na recuperação de áreas degradadas pela atividade de exploração de piçarra, no Rio Grande do Norte. No estudo de Lima *et al.* (2015), a transposição de *topsoil* promoveu a melhoria das condições químico-físicas do solo e um rápido recobrimento do solo com vegetação majoritariamente herbácea. A combinação de aplicação de *topsoil* e plantio de mudas de espécies arbóreas se mostrou complementar, embora tenha reduzido a sobrevivência e crescimento daquelas espécies arbóreas de crescimento mais lento. Os autores sugerem que o menor crescimento das espécies quando plantadas sobre *topsoil* está

relacionado à textura arenosa do *topsoil* utilizado, que resultou em menor capacidade de retenção de água para as plantas, e à abundante regeneração das plantas herbáceas, as quais aumentaram a competição por água e nutriente com as plantas de interesse.

Ressalta-se que muito maior do que um possível impacto negativo sobre as espécies plantadas, sua aplicação nas áreas contendo piçarra propicia uma série de benefícios, especialmente o aumento da diversidade vegetal e um rápido recobrimento do substrato com vegetação herbácea, fato que irá conferir boa proteção contra a erosão hídrica (CHAER *et al.*, 2021). Outros benefícios decorrentes são a atração de fauna silvestre, a adição de carbono orgânico ao solo, com consequente promoção da atividade biológica e da ciclagem de nutrientes (Lima *et al.*, 2015), dentre outros.

4.7 Semeadura direta

O método de semeadura direta consiste na semeadura de sementes em alta densidade de diversos ciclos de vida, de modo a desencadear o processo de sucessão ecológica. Essa técnica tem sido utilizada em muitos países objetivando restaurar ecossistemas florestais, savânicos e campestres. No Brasil, este método ganhou destaque nas duas últimas décadas, sendo resultado de conhecimentos científicos e tradicionais (ROCHA *et al.*, 2020).

A semeadura direta é uma forma de ajudar na restauração de uma área degradada, de forma a propiciar o adensamento e enriquecimento do banco de sementes do solo. Através da semeadura direta de espécies nativas iniciais ou tardias é possível promover o recobrimento do solo e o enriquecimento de um ecossistema florestal degradado (ARAKI, 2005). Essa técnica vem sendo muito utilizada na RAD, devido a apresentar alta viabilidade, uma vez que a sua praticidade, rapidez e baixo custo de implantação são características determinantes (FERREIRA *et al.* 2007; SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2004).

Uma das principais vantagens da semeadura direta é o seu baixo custo quando comparado ao plantio de mudas (PELLIZZARO *et al.*, 2017; SOUZA; ENGEL, 2018). Ademais, a semeadura direta pode ser mais facilmente implementada em grandes áreas (ARAKI, 2005; DOUST *et al.*, 2006) ou ainda ser aplicada em áreas de difícil acesso, onde as condições de solo tornam o plantio de mudas caro ou inviável (CLOSE; DAVIDSON 2003). Alguns estudos demonstram que o baixo custo da semeadura direta justifica o uso da técnica para a recuperação florestal, muito embora o desempenho não seja satisfatório em várias situações (SOUZA; ENGEL 2018.)

A semeadura direta também apresenta algumas desvantagens, sendo destaque as baixas taxas de germinação em campo, maior período de manutenção das plantas por pelo menos dois anos pós-germinação. A baixa viabilidade das sementes de algumas espécies e a mortalidade elevada das plantas, principalmente, no primeiro ano, dificultam sobremaneira a aplicação desse método. Além disso, a eventual carência de micro sítios adequados para germinação e estabelecimento podem inviabilizar o seu uso (SOARES; RODRIGUES, 2008; LAMB 2011; AGUIRRE *et al.*, 2015).

O sucesso da semeadura direta está relacionado à criação de um microambiente com condições favoráveis para uma rápida emergência e estabelecimento das plântulas (SILVA *et al.*, 2015). Portanto, é desejável que a semeadura direta seja realizada em berços de plantio adequadamente preparados, principalmente para proteger e manter a umidade necessária à germinação das sementes. Tais condições podem ser fornecidas através da aplicação de condicionadores de solo, como adubos orgânicos, uso de cobertura morta e tratos culturais em geral.

Vários trabalhos com o uso de semeadura direta avaliaram o uso de protetores físicos de germinação, objetivando a redução da taxa de herbivoria e da temperatura e umidade da camada superficial do solo (micro sítios) (SANTOS JÚNIOR *et al.*, 2004; FERREIRA *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2012).

Santos *et al.* (2012) verificaram o estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta com e sem proteção física das sementes para RAD. Os autores observaram que o protetor de sementes (copos plásticos transparentes com o fundo cortado e enterrados 2 cm sobre a cova) foi eficaz no estabelecimento e crescimento inicial das plântulas de *Erythrina velutina*, *Bowdichia virgilioides*, *Guazuma ulmifolia*, *Lonchocarpus sericeus* e *Sapindus saponaria*. Outras características avaliadas que influenciaram na emergência das espécies e estabelecimento foram o tamanho e a massa específica das sementes. Para Santos Júnior *et al.* (2004), o uso do protetor de sementes foi eficaz na sobrevivência de todas as sete espécies estudadas, principalmente na defesa contra o ataque de formigas.

O uso da técnica de semeadura direta tem crescido nos últimos anos, sendo que a seleção adequada de espécies para semeadura direta, considerando as características fisiológicas das sementes e o grupo ecológico ou funcional da espécie, pode tornar a técnica operacionalmente mais vantajosa para uma rápida ocupação de áreas degradadas, a baixos custos (ENGEL; PARROTA, 2001). Ferreira *et al.* (2009) analisando a semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe ressaltam que o

estabelecimento das mudas pode estar ligado às características físicas como massa específica e tamanho das sementes.

Aguirre *et al.* (2015) analisando o potencial da sementeira direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia observaram que das 4.224 sementes semeadas, 14,93% germinaram (631 indivíduos) e dessas 86,84% conseguiram sobreviver e se estabelecer após o primeiro ano (548 indivíduos). Os autores ressaltam que a porcentagem total dos indivíduos estabelecidos varia consideravelmente em detrimento das espécies, assim o *Croton floribundus* obteve a maior taxa de germinação (30,11%), seguida por *Solanum lycocarpum* (26,70%), *Bauhinia forficata* (18,8%), *Ceiba speciosa* (12,87%) e *Erythrina falcata* (12,68%), porém as outras espécies tiveram um estabelecimento abaixo de 5%. Esses mesmos autores destacam que a proteção física exercida pela cobertura de terra e de folhas secas de gramíneas influenciou de forma positiva no estabelecimento e germinação das diferentes espécies.

Silva *et al.* (2015) estudando a sementeira direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica em viveiro florestal a céu aberto, concluíram que a cobertura de serapilheira apresentou viabilidade, proporcionando maior porcentagem de emergência e número de plântulas estabelecidas após o processo de sementeira, funcionando como uma proteção física.

Outra estratégia que visa melhorar a capacidade da sementeira direta é a associação das sementes com microrganismos como, por exemplo, a inoculação de leguminosas nodulantes com rizóbios. Soares e Rodrigues (2008), com o objetivo de avaliar o efeito da inoculação com rizóbios no estabelecimento e no crescimento inicial de leguminosas arbóreas nativas semeadas diretamente no campo, concluíram que a inoculação com rizóbios não causou diferença significativa em relação ao crescimento em altura das plantas após um ano de sementeira, com exceção de *Enterolobium contortisiliquum* e *Parapiptadenia rigida*. Esses autores salientam que a ausência de resposta dos inoculantes utilizados em relação à emergência de plântulas indica que a associação entre a planta e o microrganismo não foi consolidada nos estágios iniciais do desenvolvimento vegetal, estando assim, o sucesso da germinação estritamente relacionado com a própria capacidade de desenvolvimento embrionário, somados aos fatores climáticos.

O uso de tratamentos para superação de dormência também tem sido utilizado como estratégia para aumentar o potencial da sementeira direta. O fenômeno de dormência ocorre naturalmente em sementes de espécies florestais tropicais. Assim, a semente somente germinará

quando sua dormência for “quebrada”, ou seja, quando houver condições ambientais favoráveis. Este fenômeno possibilita, que mesmo estando viáveis e possuindo as condições favoráveis para sua germinação, sementes de diferentes espécies não germinem logo após dispersas, aguardando um sinal do ambiente (DAVIDE; SILVA, 2008). Dessa forma, a dormência funciona como um mecanismo natural de resistência a fatores adversos do meio, podendo manifestar-se de três formas: dormência imposta pelo tegumento, dormência embrionária e dormência devido ao desequilíbrio entre substâncias promotoras e inibidoras da germinação (BEWLEY; BLACK, 1994).

Nesse sentido, a dormência de sementes possibilita que as espécies vegetais aumentem a sua taxa de sobrevivência, uma vez que a germinação tem chance de ocorrer apenas quando é mais provável que as condições climáticas estejam ótimas para o estabelecimento das plântulas (MCIVOR; HOWDEN, 2000; FINCH-SAVAGE;). Essa estratégia é beneficiada em ambientes com regime hídrico irregular e estações climáticas bem definidas, tais como as ocorrentes no bioma Caatinga e no Cerrado. Na Caatinga por mais que as estações climáticas sejam bem definidas, o período chuvoso ocorre naturalmente em mais ou menos 3 a 4 meses, podendo variar no tempo e no espaço. Ou seja, grande parte da precipitação anual pode ocorrer tanto no início, quanto no final do período chuvoso, mudando sua incidência no espaço. Assim, a precipitação ocorrida em um local em certo ano pode ser diferente nos anos seguintes. Como o mecanismo de dormência das sementes é um fator evolucionário, o mesmo reserva informações sobre as variáveis climáticas de um determinado local, permitindo maior adaptação e garantia de disseminação e propagação das espécies vegetais (FINCH-SAVAGE; WAGNER 2011).

Contudo, pouco se sabe sobre o efeito deste mecanismo no sucesso do estabelecimento de espécies quando são submetidas a condições distintas das de seu habitat de origem, como é o caso especificamente das áreas de jazidas de piçarra, e de modo geral, de todas as áreas degradadas. Partindo dessa premissa, Pereira, Laura e Sousa (2013) questionaram se a dormência garantiria uma maior sobrevivência de plantas em habitats degradados, como ocorre em pastagens abandonadas no Cerrado, pois nestes locais as condições às quais as sementes são submetidas são distintas às dos habitats de origem, podendo interferir na sensibilidade das espécies em perceber as condições climáticas ótimas para a superação da dormência e estímulo da germinação, resultando conseqüentemente, na alteração dos padrões de recrutamento das espécies. Os autores concluíram que a superação de dormência de sementes aumentou a taxa de emergência da maioria das espécies arbóreas avaliadas e, conseqüentemente, a eficiência da

técnica de semeadura direta na restauração de pastagens degradadas no Cerrado. Também diminuiu o tempo de emergência em campo das espécies avaliadas e aumentou o recrutamento de plantas de *M. caesalpinifolia*, *P. dubium*, *D. mollis*, *C. langsdorffii* e *H. stigonocarpa* nos primeiros quatro meses após a semeadura.

Portanto, mesmo sendo um fenômeno adaptativo das espécies tropicais e naturalmente confira certos benefícios e vantagens na disseminação e estabilização de muitas espécies, a dormência pode dificultar ou até mesmo inviabilizar a adoção da técnica de semeadura direta de algumas espécies e seu uso na recuperação de áreas degradadas em ambientes sazonais como a Caatinga. Nesse sentido, métodos pré-germinativos são recomendados nestes ambientes para muitas espécies, com vista a aumentar e uniformizar a germinação que, na maioria dos casos, destinam-se a romper o tegumento, geralmente duro, como os característicos de espécies da família Fabaceae. (BORGES; RENA, 1993).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Reservas Nacionais de Petróleo e Gás Natural**. Disponível em: <<http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/anuario-estatistico-2018>>. Acesso em: 15 out. 2019.

AGUIRRE, A. G.; LIMA, J. T.; TEIXEIRA, J.; GANDOLFI, S. Potencial da semeadura direta na restauração florestal de pastagem abandonada no município de Piracaia, SP, Brasil. **Hoehnea**, v. 42, n. 4, p. 629-640, 2015.

ALVES, J. J. A. Caatinga do Cariri Paraibano. **Geonomos**, v. 17, n. 1, p. 19-25, 2009.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga** v. 22, n. 3, p. 126-135, 2009.

ALLEN, O. N.; ALLEN, E. K. **The Leguminosae**. Madison, University of Wisconsin, 1981, 812p.

ANDRADE-LIMA, D. The caatinga dominium. **Revista Brasileira Botânica**, v. 4, n. 2, p. 149-153, 1981.

ANDRADE, L.A.; PEREIRA, I.M.; LEITE, U.T.; BARBOSA, M.R.V. Análise de cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Revista Cerne**, v. 11, n. 3, p. 253-262, 2005.

ARAKI, D.F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 150f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ARAUJO, S. M. S. A região semiárida do Nordeste do Brasil: questões ambientais e possibilidades de uso sustentável dos recursos. **Revista Rios Eletrônica**. v. 5, n. 5, p. 89 – 98, 2011.

BEWLEY, J. D.; BLACK, M. **Seeds: physiology of development and germination**. New York: Plenum Press, 1994, 445 p.

BORGES, E. E. L.; RENA, A. B. Germinação de sementes. *In*: AGUIAR, I.B.; PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. **Sementes florestais tropicais**. Brasília: ABRATES, 1993. p. 83-135.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. YOSHIO. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. **Revista Árvore**, v. 34, n. 3, p.455-470, 2010.

CALEGARI, L.; MARTINS, S.V.; CAMPOS, L.C.; SILVA, E.; GLERIANE, J. M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v.37, n. 5, p. 871-880, 2013.

CHAER, G.M.; RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C.; DE FARIA, S.M.; BODDEY, R.M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, p. 139-149, 2011.

CHAER, G.M.; GONÇALVES, F.L.A.; SOUZA, M.P.; SILVA, F.F.; LIMA, K.D.R.; CAVALCANTE, C.R.; CAMPELLO, E.F.C.C.; CUNHA, C.F.; ARAÚJO, J.E.; FONTES, M.A.; 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 (eds.). **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF: Embrapa, 2021. p. 40-97.

CHADA, S. S. **Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis – RJ**. 2001, 105f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.

CLOSE D.C.; DAVIDSON, N.J. Revegetation to combat tree decline in the Midlands and Derwent Valley lowlands of Tasmania: Practices for improved plant establishment. **Ecological Management & Restoration**, v. 4, p. 29-36. 2003.

CONTI, I. L.; SCHROEDER, E. O. **Convivência com o Semiárido Brasileiro: Autonomia e Protagonismo Social**. Brasília: ed. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento e Sustentabilidade – IABS, 2013. 232p.

CUNHA, T. J. F.; SILVA, F. H. B. B.; SILVA, M. S. L.; GIONGO, V.; S A, I. B.; OLIVEIRA NETO, M. B.; CAVALCANTI, A. C. **Solos do Submédio do Vale do São Francisco: potencialidades e limitações para uso agrícola**. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2008. 60p.

DAVIDE, A.C.; SILVA, E. A. A. S. Sementes florestais. *In*: DAVIDE, A.C.; SILVA, E. A. A. S. (Eds). **Produção de sementes e mudas de espécies florestais**. Lavras: Ed. UFLA, 2008. p.11-82.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, 234, p. 333-34, 2006.

ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, p. 169-181, 2001.

FARIA, S.M.; CAMPELLO, E. F.; XAVIER, D. F.; BODDEY, R.M. **Multi-purpose fast-growing legume trees for smallholders in the tropics and sub-tropics: firewood, fencing and fodder**. In Comunicado Técnico. Embrapa Agrobiologia, Seropédica, 2010. 6p.

FERREIRA, R.A.; DAVIDE, A.C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M.S. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, v.13, n.3, p. 21-27, 2007.

FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS NETO, E. M.; REZENDE, A. M. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe, **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 81, p. 37-46, 2009.

FINCH-SAVAGE, W.E.; LEUBNER-METZGER, G. Seed dormancy and the control of germination. **New Phytologist**, v. 171, p.501-523, 2006.

FOLEY, J. A.; DE FRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, 309, p. 570–574, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>.

GONÇALVES, F. L. A. **Estratégias de recuperação de áreas degradadas pela exploração e produção de petróleo e gás natural na Caatinga**. 2020. 110f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2020.

LAMB, D. Ecological restoration. *In*: D. Lamb (ed.). *Regreening the bare hills: tropical forest restoration in the Asia-Pacific region*. **Springer**, p. 325-355, 2011.

LIMA, K.D.R. **Avaliação de espécies arbóreas e técnicas de plantio para recuperação de áreas degradadas por exploração de piçarra na caatinga, RN**. 2012. 83f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Semiárido, Mossoró. 2012.

LIMA, K. D. R., CHAER, G. M., ROWS, J. R. C., MENDONÇA, V., RESENDE, A. S. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p. 203 – 213, 2015.

LIMA, K. D. R.; CAMARA, RODRIGO.; CHAER, G. M.; PEREIRA, M. G.; RESENDE, A. S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 2, p. 401 – 411, 2017.

MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. *In*: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2ª edição. Viçosa-MG: editora UFV, 2015. 376p.

MATTISON, E. H.; NORRIS, K. Bridging the gaps between agricultural policy, land-use and biodiversity. **Trends in Ecology & Evolution**, 20, p. 610–616, 2005.

MERINO-MARTÍN, L.; COMMANDER, L.; MAO, Z.; STEVENS, J. C.; MILLER, BEM. P.; GOLOS, P. J.; MAYENCE, C. E.; DIXOX, K. Overcoming *topsoil* deficits in restoration of semiarid lands: Designing hydrologically favourable soil covers for seedling emergence. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 102-117, 2017.

M.M.A.Disponível em: file:///C:/Users/mps_e/Documents/Disserta%C3%A7%C3%A3o/informa%C3%A7%C3%A3o%20da%20caatinga/Minist%C3%A9rio%20do%20Meio%20Ambiente.html.

MCIVOR, J.; HOWDEN, S.M. Dormancy and germination characteristics of herbaceous species in the seasonally dry tropics of northern Australia. **Austral Ecology**, v. 25, p. 213-222, 2000. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2000.01026. x.

MMA/SBF – Ministério do Meio Ambiente / Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404p.

MORAES, L. F. D.; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n.2, p. 437-451, 2010.

MUÑOZ-ROJAS, MIRIAM.; ERICKSON, T. E.; DIXON, K. W.; MERRITT, D. J. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 2, p. 43-52, 2016.

PAREYN, F. MILLIKEN, W. BARACAT A, GARIGLIO, M.A, SANTOS. *In*: GALINDO, R.C.A.P. GASSON, P. GALLINDO, F.A.T. HASSETT, D.M. **Cuidando da Caatinga**. Associação Plantas do Nordeste (APNE), Royal Botanic Gardens, Kew. 2013. p. 1-24.

PELLIZZARO, K.F., CORDEIRO, A.O.O., ALVES, M., RIBEIRO, F., MOTTA, C.P., REZENDE, G.M., SILVA, R.R.P., SCHMIDT, I.B., “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, 40, 681–693, 2017.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, A. L. T. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p.148-156, 2013.

PILON, N. A.; BUISSON, E.; DURIGAN, G. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by *topsoil* and hay transfer. **Restoration Ecology**, v. 26, p. 73- 81, 2018. DOI: 10.1111/rec.12534.

QUEIROZ, L. P. **Leguminosas da Caatinga**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana: Royal Botanic Gardens, Kew: Associação Plantas do Nordeste, 2009. 914p.

RESENDE, A. S.; CHAER, G. M. **Manual para recuperação de áreas degradadas por extração de piçarra na Caatinga**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010. 78p.

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

RESENDE, A. S.; AZEVEDO, C. R. C.; MIRANDA, C. A. K.; ARAÚJO, J. E.; CHAER, G. M.; CAMPELLO, E. F. C. Plantio de espécies florestais em jazidas de extração de piçarra. *In*: RESENDE, A. S.; CHAER, G. M. **Manual para recuperação de áreas degradadas por extração de piçarra na Caatinga**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010. p. 29-50.

RESENDE, A.S.; CHAER, G.M.; CAMPELLO, E.F.C.; DE FARIA, S.M. Use of nitrogen-fixing legume trees to revegetate degraded lands. *In*: A.S.F. ARAÚJO.; M.V.B. FIGUEIREDO. **Microbial Ecology of Tropical Soils**. (Eds.) Nova Publishers, Nova York, 2010.

RESENDE, A.S.; CHAER, G. M. **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF: Embrapa, 2021. 155p.

RIBEIRO, E. M. S.; SANTOS, B. A.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; TABARELLI, M., SOUZA, G.; LEAL, I. R. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, 97, 1583–1592, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1122.1>.

RIVERA, D.; JÁUREGUI, B. M.; PECO, B. The fate of herbaceous seeds during *topsoil* stockpiling: Restoration potential of seed banks. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 94-101, 2012.

RIVERA, D.; MEJÍAS, V.; JÁUREGUI, B. M.; COSTA-TENORIO, MARGA.; LÓPEZ-ARCHILLA, A. I.; PECO, BEGOÑA. Spreading *Topsoil* Encourages Ecological Restoration on Embankments: Soil Fertility, Microbial Activity and Vegetation Cover. **Plos One**, v. 9, n. 7, p. 1-8, 2014.

ROCHA, G. B.; BASSO, I. Y.; VIEIRA, D. L. M.; ANTONIAZI, L. B.; SANTOS, T. R. **Semeadura direta para restauração: experiências diversas pelo Brasil**. 1. ed. - São Paulo: Agroicone, 2020.

RODAL, M. J. N.; COSTA, K. V. V.; SILVA, A. C. B. L. Estrutura da vegetação caducifólia espinhosa (Caatinga) de uma área do sertão central de Pernambuco. **Revista Hoehnea**, v. 35, n. 2, p. 209-217, 2008.

SAMPAIO, E. V. S.B. Características e Potencialidades. *In*: GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. V. S.B.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. (orgs). **Uso Sustentável e Conservação dos Recursos Florestais da Caatinga**. Brasília, Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 29-48.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar, **Cerne**, v.10, n. 1, p. 103-117, 2004.

SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de Semeadura direta para recuperação de áreas degradadas, **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012.

SHRESTHA, R. K., LAL, R., Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v. 161, n. 3-4, p. 168–176, 2011.

SMA. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Unidade de Coordenação do Projeto de Recuperação das Matas Ciliares. (Eds.) KUNTSCHIK, D.P.; EDUARTE, M.; ARMELIN, R.S. 1ª edição. São Paulo: SMA, 2011. 66p.

SILVA, G.A., TRUFEM S.F.B., SAGGIN JÚNIOR, O.S., MAIA, L.C. Arbuscular mycorrhizal fungi in a semiarid copper mining area in Brazil. **Mycorrhiza**, v.15, p. 47-53, 2005.

SILVA, R. R.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 34, n. 1, p. 1585-1592, 2010.

SILVA, F. F. **Uso de topsoil como fonte de inóculo de microrganismos simbiotes para leguminosas florestais usadas na recuperação de áreas degradadas na Caatinga**. 2018, 73f, 71p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica-RJ. 2018.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W. H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como Metodologia de restauração ecológica, **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015.

SILVA, F. F.; SANTOS, T. A.; JESUS, E. C.; CHAER, G. M. Characterization of rhizobia and arbuscular mycorrhizal fungi in areas impacted by gravel mining in Brazil. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 4, p. 995-1004, 2019. DOI: 10.1590/1983-21252019v32n416rc.

SILVA, J. M. C.; BARBOSA, L. C. F.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. “The Caatinga: understanding the challenges” In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds.) Caatinga. **The largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017, p. 3-19.

SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Forestalis**, v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008.

SOUZA, D. C.; ENGEL, V. L. Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. **Ecological Engineering**. 116, p. 35-44, 2018.

SOUTO, J. S.; NETO, J. H. N.; LEONARDO, F. A. PEREIRA.; SOUTO, P. C.; BORGES, C. H. A. Uso da técnica restauradora “BOCAJ” em área de Caatinga no Seridó da Paraíba, Brasil. **ACSA**, Patos-PB, v. 13, n. 2, p. 154-161, 2017.

SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Delimitação do semiárido – 2021 Recife. 2021.

TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; SCARANO, F. R.; SILVA, J. M. C. “The future of the Caatinga” In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (eds.) Caatinga. **The largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017, p. 461-474.

TAVARES, F. M.; SCHULZ, K.; PEREIRA, R. C. A.; CIERJACKS, A.; DE ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Floristic survey of the caatinga in areas with different grazing intensities, Pernambuco, Northeast Brazil. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, 1, 43–51, 2016. <https://doi.org/10.24221/jeap.1.1.2016.986.43-51>

TROLEIS, A. L.; SANTOS, A. C. V. **Estudos do Semiárido**. 2ª edição. Natal: EDUFRRN; 2011. 168p

VELLOSO, A. L. SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões – Propostas para o Bioma Caatinga**. Associação Plantas do Nordeste: Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil. Recife. 2002.

WAGNER, M.; R. F. PYWELL; T. KNOPP, J. M.; BULLOCK, M. S. HEARD. The germination niches of grassland species targeted for restoration: effects of seed pre-treatments. **Seed Science Research**, 21, p. 117-131, 2011.

CAPÍTULO I

EFEITO DA TRANSPOSIÇÃO DE *TOPSOIL* E DA APLICAÇÃO DE MULCHING DE *Copernicia prunifera* NA REVEGETAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA CAATINGA

Artigo aceito para publicação: SOUZA, M. P.; CHAER, G. M.; GONCALVES, F. L. A. Efeito da transposição de topsoil e mulching de *Copernicia prunifera* na revegetação de área degradada na Caatinga. **SCIENTIA FORESTALIS**, 2022.

RESUMO

A mineração de piçarra ocorre em inúmeras jazidas no estado do Rio Grande do Norte para atender às atividades de construção civil, entre elas, as ligadas à produção de petróleo e gás em terra. Ao final do ciclo de exploração as jazidas devem sofrer intervenções para minimizar o impacto gerado. Nesse estudo foi avaliada a eficiência de técnicas de revegetação de uma área degradada por exploração de piçarra localizada em ambiente de Caatinga no município de Pendências, RN (5° 25' S; 36°58' W). Em um delineamento em esquema de parcelas subdivididas foi avaliado o efeito da aplicação de *topsoil* (com e sem *topsoil*) em parcelas; e do plantio de mudas, em subparcelas, conforme os seguintes tratamentos: sem plantio de mudas (controle); plantio de 15 espécies arbóreas nativas e plantio das 15 espécies com aplicação de *mulch* à base de bagana de carnaúba - resíduo da extração de cera das folhas de *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore (Arecaceae) - na coroa das plantas. Foram realizadas avaliações biométricas aos seis, 13 e 23 meses após o plantio. Das 15 espécies avaliadas, *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. (jurema-preta), *Mimosa caesalpinifolia* Benth. (sabiá), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (orelha-de-macaco), *Piptadenia retusa* (Jacq.) P.G. Ribeiro, Seigler & Ebinger (jurema-branca), *Erythrina velutina* Willd. (mulungu), *Cenostigma pyramidale* (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis, *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill. (pinhão-manso) e *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore (caraibeira) apresentaram superioridade pela alta sobrevivência e crescimento, indicando aptidão para serem utilizadas na revegetação de áreas degradadas por extração de piçarra. A adição de *topsoil* sobre o substrato degradado não interferiu na taxa de sobrevivência ou na altura das plantas. O *topsoil*, porém, promoveu uma maior cobertura do solo com vegetação (75% a 100% de cobertura vs. 5% a 25% no tratamento controle; $p < 0,05$) e maior riqueza de espécies herbáceas regenerantes (44 espécies vs. 35 espécies no controle). O *mulching* de bagana de carnaúba promoveu maior crescimento das espécies arbóreas aos 13 meses quando na presença de *topsoil*, com um aumento significativo da altura (113 cm de altura média vs. 93 cm no controle; $p < 0,05$) e da área de copa das plantas aos 23 meses (0,30 m² de diâmetro vs. 0,20 m²; $p < 0,05$). Os resultados indicam que a combinação da aplicação de *topsoil*, do plantio de mudas de espécies selecionadas e do uso de *mulching* na coroa das mudas é uma estratégia eficiente para a revegetação de áreas degradadas por mineração na Caatinga.

Palavras-chave: recuperação de áreas degradadas; semiárido; mineração de piçarra; remoção de horizonte superficial.

ABSTRACT

The piçarra mining (subsoil material composed of silt, sand, and gravel) takes place in numerous mining sites in the Rio Grande do Norte state to meet the activities of onshore oil and gas production. At the end of the exploration cycle, the deposits must undergo interventions to rectify and revegetate the landscape. In this study, the efficiency of revegetation techniques was evaluated in an area degraded by piçarra exploitation, located in the municipality of Pendências, RN (5° 25' S; 36° 58' W), in the Tropical Dry Forest (Caatinga). In a split-plot experiment, the effect of *topsoil* application (in plots), and planting of seedlings (splitted plots) was evaluated according to the following treatments: T1 – without planting of seedlings (control); T2 – planting of 15 native tree species and T3 – planting of the 15 species with application of mulch of the Brazilian palm tree *Copernicia prunifera* (Mill.) in the crown of the plants. Biometric evaluations were performed at 6, 13 and 23 months after planting. Of the 15 species evaluated, the *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir, *Mimosa caesalpinifolia* Benth, *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Piptadenia retusa* (Jacq.) P.G. Ribeiro, Seigler & Ebinger, *Erythrina velutina* Willd, *Cenostigma pyramidale* (Tul.) Gagnon & G.P.Lewis, *Jatropha molissima* (Pohl) Baill. and *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore stood out for their high survival and growth, showing suitability to be used in the rehabilitation of areas degraded by piçarra extraction. The addition of *topsoil* on the degraded substrate did not affect the survival rate or plant height. *Topsoil*, however, promoted better vegetation cover (75% a 100% of coverage vs. 5% to 25% in the control treatment; $p < 0.05$), and greater biodiversity of regenerating herbaceous species. The mulching promoted greater growth of tree species at 13 months when in the presence of *topsoil* (113 cm average height vs. 93 cm in the control; $p < 0.05$), and the canopy area of the plants at 23 months (0.30 m² in diameter vs. 0.20 m²; $p < 0.05$). The results show that the combination of *topsoil* application, planting of seedlings of selected species and application of mulching in the crown of tree seedlings is an efficient strategy for the recovery of areas degraded by mining in the Caatinga.

Keywords: recovery of degraded areas; seasonal dry forest; gravel mining; surface horizon removal.

6. INTRODUÇÃO

No estado do Rio Grande do Norte (RN), a atividade de extração de piçarra (material de subsolo composto principalmente por silte, areia e cascalho) ocorre em inúmeras pequenas jazidas para atender à construção de estradas de acesso e embasamentos para a instalação de estruturas utilizadas para a exploração e produção de petróleo e gás em terra. A exploração da piçarra promove mudanças na paisagem, que vão desde a remoção de toda a vegetação à escavação do subsolo a profundidades que variam de 2 a 15 m em cavas abertas (RESENDE; CHAER, 2021).

Ao final do ciclo de exploração, as jazidas de piçarra devem passar por um processo de reabilitação (Decreto lei 97.632/89), visando reestabelecer um nível de funcionamento do ecossistema para a provisão renovada e continuada de serviços ecossistêmicos (GANN *et al.*, 2019). O processo de reabilitação pode envolver etapas de ordenamento físico da paisagem para regularização dos fluxos d'água, a descompactação e melhoria das condições físicas do substrato e a reintrodução assistida de vegetação nativa por meio do plantio de mudas, sementes e/ou aplicação de solo superficial (*topsoil*) (CHAER *et al.*, 2021). Entretanto, a revegetação dessas áreas mineradas mostra-se um grande desafio, tanto pelas restrições impostas pela condição de degradação dessas áreas quanto pelo clima semiárido da região, com pluviosidade baixa (400 a 700 mm/ano) e bastante irregular.

Para a recuperação de ambientes que sofreram alterações extremas, a exemplo de áreas mineradas, é necessário primeiramente, testar e definir um conjunto mínimo de espécies nativas que sejam capazes de se adaptar e desenvolver sob as condições da área degradada, de modo a promoverem o rápido recobrimento e proteção do solo (RESENDE *et al.*, 2013). Uma alternativa é a transposição de *topsoil*, que permite repor parte da camada de solo fértil do banco de sementes removido durante o processo de exploração mineral (MUKHOPDHYAY, MAITI, & MASTOS, 2014). Ambas as estratégias, plantio de mudas e transposição de *topsoil*, podem ser implementadas conjuntamente, visando acelerar o recobrimento do solo e garantir uma comunidade vegetal biodiversa e resiliente (CHAER *et al.*, 2021).

O primeiro trabalho objetivando a seleção de espécies vegetais nativas e exóticas para o reflorestamento de jazidas de piçarra em ambiente de Caatinga foi realizado por Lima *et al.* (2015). Nesse estudo, realizado em cinco jazidas de piçarra do RN, foram testadas 20 espécies arbóreas, sendo 13 pertencentes à flora da Caatinga e outras sete, espécies exóticas. Após 20 meses de monitoramento, sete espécies se sobressaíram pela alta taxa de sobrevivência e

crescimento, sendo cinco nativas da Caatinga: *Mimosa tenuiflora* (jurema-preta), *Mimosa caesalpiniiifolia* (sabiá), *Vachellia farnesiana* (acácia-farnesiana), *Libidibia ferrea* (pau-ferro) e *Tabebuia aurea* (caraibeira). Também foi observado nesse estudo que a aplicação de *topsoil* nas áreas permitiu o rápido recobrimento do substrato com vegetação herbácea, embora a matocompetição intensa desta vegetação herbácea tenha reduzido a taxa de sobrevivência e de crescimento das espécies arbóreas introduzidas, especialmente daquelas com ritmo de crescimento mais lento.

A competição exercida pela vegetação herbácea regenerante em áreas que receberam *topsoil* sobre mudas introduzidas via plantio de mudas, pode potencialmente ser controlada pelo uso de *mulching* (ou *mulch*). Essa é uma técnica de recobrimento do solo com materiais naturais (ex., folhas, palha, serragem, composto etc.) ou artificiais (ex., papelão, filme plástico etc.), usado tanto para o controle de plantas indesejáveis e pragas quanto para a conservação da umidade no solo, redução das variações de temperatura e melhoria da qualidade do solo (SOUSA *et al.*, 2016; FERREIRA *et al.*, 2018; GONÇALVES *et al.*, 2020). Nesse contexto, a bagana de carnaúba, resíduo derivado da extração da cera das folhas da palmeira carnaúba - *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore (Arecaceae) -, pode ser uma alternativa para uso como *mulching* em reflorestamentos de áreas degradadas na região.

Nesse estudo foi comparado o estabelecimento (crescimento e sobrevivência) de 15 espécies arbóreas nativas plantadas em áreas que receberam ou não *topsoil* em área total e *mulching* de bagana de carnaúba na coroa de mudas plantadas em uma jazida de piçarra com operação encerrada, localizada em ambiente de Caatinga no estado do Rio Grande do Norte. Desse modo, os objetivos do trabalho foram: (1) avaliar se o uso do *mulching*, quando na presença do *topsoil*, reduz a matocompetição sobre espécies arbóreas introduzidas através do plantio de mudas; (2) definir práticas que proporcionem maior cobertura do solo e maior diversidade de plantas e (3) indicar espécies arbóreas mais aptas para revegetação de jazidas de piçarra.

6.1. MATERIAL E MÉTODOS

6.1.1 Caracterização da área de estudo

O local de estudo está inserido em área de atuação da Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará (UO-RNCE/PETROBRAS), situado na bacia Potiguar, estado do Rio Grande do Norte. Uma jazida de piçarra descomissionada (sem extração de piçarra), localizada no município de Pendências-RN (5° S; 36° W), foi selecionada para o estudo. Durante o processo de exploração, a área teve a vegetação e as camadas de solo superficial removidas, seguido da escavação para a retirada da piçarra em uma cava com profundidade variando entre 2 e 3 m, em uma área total de aproximadamente 2 ha.

O clima da região é do tipo BSw^h, caracterizado como quente e seco, com estação chuvosa de janeiro a maio e estação seca, de junho a dezembro. A temperatura média anual é de 27,4 °C, apresentando precipitação anual média de 673 mm (ALVARES, STAPE, SENTELHAS, GONÇALVES, & GERD SPAROVEK, 2014), concentrada de janeiro a maio, e com estação seca (com ausência de pluviosidade) de sete a oito meses.

6.1.2 Montagem do experimento

O experimento foi instalado em maio de 2018 em um delineamento em esquema de parcelas subdivididas, com duas repetições. Cada parcela foi constituída de uma área homogênea de 25 m x 20 m (Figura 1A). O tratamento com *topsoil* foi aplicado em nível de parcela, com a aplicação de 40 m³ de *topsoil* por parcela, distribuído com trator de esteira, o que resultou em uma camada sob a superfície do solo de aproximadamente 8 cm (Figura 1B). O *topsoil* utilizado foi proveniente da abertura de nova locação de poço petrolífero nas intermediações da jazida em área contendo, originalmente, vegetação nativa (tipo vegetacional de caatinga arbustiva-arbórea densa) (VELOSO; AMPAIO; PAREYN, 2002).

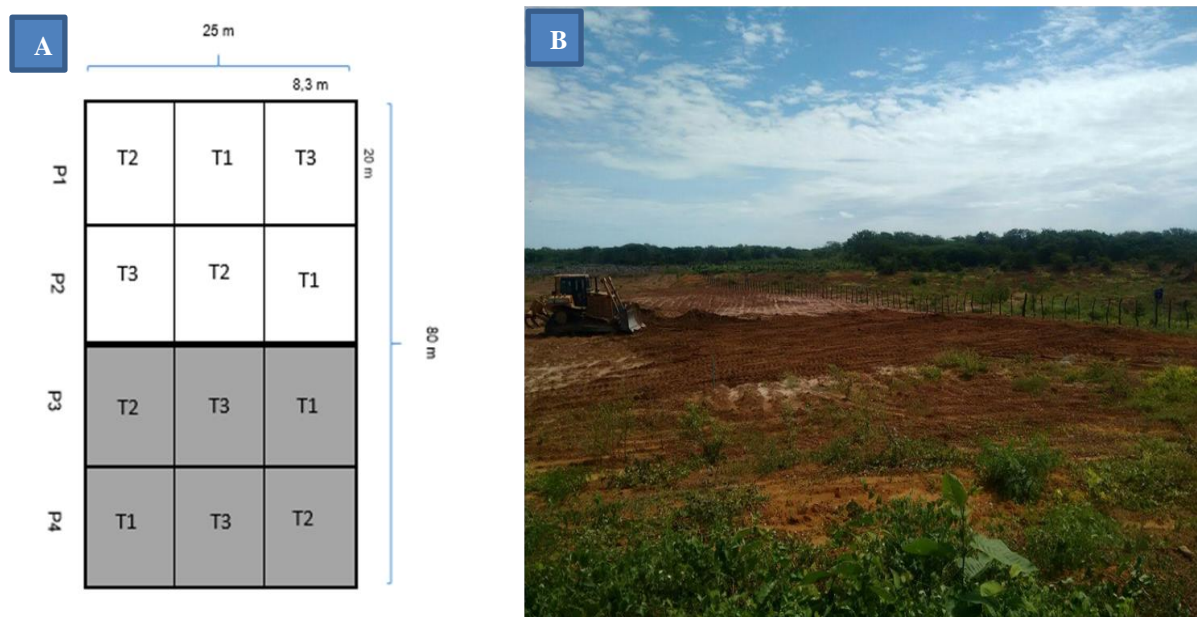


Figura 1: Croqui da área experimental mostrando o delineamento em parcelas subdivididas, onde: área branca: parcelas P1 e P2 sem topsoil; área hachurada: parcelas P3 e P4 com topsoil; T1: sem plantio de mudas de árvores; T2: com plantio de mudas e T3: com plantio de mudas e aplicação de *mulch* de bagana de carnaúba (A). Distribuição do topsoil anteriormente à subsolagem do terreno utilizando trator de esteira (B).

Cada parcela foi subdividida em três subparcelas de 8,3 m x 20 m para receber os seguintes tratamentos: T1 – sem plantio de mudas; T2 – plantio de mudas; T3 – plantio de mudas com aplicação de *mulch* de bagana de carnaúba (Figura 1A). A *mulch* foi aplicada na quantidade de 10 L de material, distribuído em um raio de aproximadamente 30 cm formando uma coroa em cada planta (Figura 2).



Figura 2: Aplicação do mulch de bagana de carnaúba na J-1, Pendências, RN.

Para a caracterização química da bagana de carnaúba, foram coletadas amostras do material e realizadas análises cujos resultados são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização química de amostra de palha de carnaúba.

	N	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S	Bo	Zn	Mn	Fe	Cu
	g/kg						mg/Kg				
palha	25	1,3	9,6	7,1	2,3	3,2	51,83	29,3	115	1320	11,2

Nas subparcelas com plantio de mudas, 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga foram plantadas em espaçamento de 2 m x 2 m, totalizando 40 mudas por subparcela (2 a 3 mudas/espécie) (Tabela 2). O critério de seleção das espécies utilizadas foi a disponibilidade de mudas arbóreas nativas em viveiros comerciais da região na época da montagem do experimento.

Anteriormente ao plantio, as covas (30 cm x 30 cm x 30 cm) receberam 1,5 L de composto orgânico, 10 g de FTE BR12 (coquetel de micronutrientes, composto por Mo, B, Zn, Cu e Mn) e 1 L de hidrogel (*copolímero poliacrílico de potássio poliacrilamida).

Tabela 2: Nome científico, nome comum e família do conjunto de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga plantadas em jazida de piçarra em Pendências, RN.

Nome científico	Nome comum	Família
<i>Myracrodruon urundeuva</i> M. Allemão	aroeira	Anacardiaceae
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	umbu	Anacardiaceae
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	caraiqueira	Bignoniaceae
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill	pinhão-manso	Euphorbiaceae
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis	catingueira	Fabaceae
<i>Erythrina velutina</i> Willd	mulungu	Fabaceae
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	orelha-de-macaco	Fabaceae
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	jatobá	Fabaceae
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth	sabiá	Fabaceae
<i>Mimosa laticifera</i> Rizzini & A.Mattos	unha-de-gato	Fabaceae
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir	jurema-preta	Fabaceae
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	turco	Fabaceae
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	jurema-branca	Fabaceae
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	catanduva	Fabaceae
<i>Pseudobombax marginatum</i> (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) A.Robyns	imbiratanha	Malvaceae

6.1.1.3 Monitoramento das espécies arbóreas e taxa de cobertura da regeneração natural

Foram realizadas avaliações biométricas das plantas ao final da estação seca do mesmo ano do plantio (novembro de 2018, seis meses após o plantio) e no final da estação chuvosa dos dois anos posteriores (julho de 2019 e abril de 2020, ou seja, aos 13 e 23 meses após o plantio). As variáveis mensuradas em campo foram: o número de plantas vivas, a altura total (AT) e o diâmetro de copa das mudas de cada espécie plantada individualmente. O diâmetro de copa, expresso em metros, foi mensurado tanto na direção correspondente ao maior diâmetro (D1) e na direção perpendicular a esta (D2) para o cálculo da área de copa (AC), utilizando a fórmula da área da elipse:

$$AC (m^2) = \pi * \left(\frac{D1}{100}\right) * \left(\frac{D2}{100}\right) / 2$$

A partir dos dados de altura, foi calculada a taxa de crescimento em altura (TCA), expressa em cm/mês, conforme a equação abaixo:

$$TCA (cm/mês) = \left(\frac{\text{Altura média final (cm)} - \text{Altura média inicial (cm)}}{N^{\circ} \text{ de dias desde a primeira medição}} \right) \times 30$$

Por fim, foi calculada a taxa de sobrevivência das plantas (TS), expressa em percentual, por meio da seguinte equação:

$$TS (\%) = 100 - \left[\left(\frac{N^{\circ} \text{ de mudas vivas}}{N^{\circ} \text{ de mudas plantadas}} \right) \times 100 \right]$$

Para a avaliação da taxa de cobertura e regeneração natural (análise fitossociológica da regeneração natural e sua estrutura horizontal) foram considerados apenas os tratamentos aplicados nas parcelas (aplicação ou não de *topsoil*), uma vez que não houve efeito dos plantios de mudas sobre essas variáveis.

A avaliação da taxa de cobertura foi realizada ao final do 24^o mês após o plantio, com a quantificação do percentual de recobrimento dos indivíduos de porte herbáceo, arbustivo e arbóreo. A cobertura foi determinada de acordo com a escala de Braun-Blanquet (1964). A escala de Braun-Blanquet (1964) é uma medida subjetiva que estima visualmente a cobertura de cada espécie em valores percentuais, onde 1 refere-se a cobertura menor que 5%; 2, a cobertura entre 5% e 25%; 3, entre 25% e 50%; 4, entre 50% e 75% e 5, a cobertura entre 75% e 100%. Assim, atribuiu-se uma nota da escala a cada táxon identificado, a qual possui um valor de cobertura média associado, expresso em porcentagem da área ocupada dentro de cada parcela.

O registro fotográfico do material botânico foi feito para todos os indivíduos amostrados em campo para posterior identificação e classificação realizada com auxílio de especialistas botânicos e consulta à bibliografia. A diversidade de espécies de cada tratamento foi expressa por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H').

6.1.4 Análise dos dados

Os valores médios referentes à AT (cm), AC (m²), TCA (cm/mês) e TS (%) obtidos foram submetidos à análise de variância (ANOVA), considerando um delineamento em parcelas subdivididas e tendo como fontes de variação os fatores *topsoil*, em nível de parcela, e bagana de carnaúba e espécies arbóreas, em nível de subparcelas. A significância entre os níveis dos fatores *topsoil* e bagana de carnaúba e de sua interação foram verificadas por meio do teste F da ANOVA (p < 0,05). As análises foram realizadas em ambiente R (Development Core Team, 2014).

6.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O conjunto de 15 espécies arbóreas nativas plantadas na jazida de piçarra apresentou alta taxa de sobrevivência, independentemente do tratamento. Aos 23 meses após o plantio (MAP), as plantas sob o tratamento com *topsoil* apresentaram 88% (sem *mulch*) a 90% (com *mulch*) de sobrevivência, enquanto aquelas sob o tratamento sem *topsoil*, independentemente da aplicação de *mulching*, apresentaram 97% de sobrevivência (Tabela 3).

Tabela 3: Efeito da aplicação de topsoil e de mulching de bagana de carnaúba sobre a taxa de sobrevivência média (%) do conjunto de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga aos 13 e 23 meses após o plantio (MAP) em jazida de piçarra em Pendências, RN.

Tratamentos	Taxa de sobrevivência (%)		
	Com <i>mulch</i>	Sem <i>mulch</i>	Média
----- 13 MAP -----			
Com <i>topsoil</i>	93 Aa	96 Aa	94 A
Sem <i>topsoil</i>	97 Aa	100 Aa	98 A
Média	95 a	98 a	
----- 23 MAP -----			
Com <i>topsoil</i>	90 Aa	88 Aa	89 A
Sem <i>topsoil</i>	97 Aa	97 Aa	97 A
Média	93 a	93 a	

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha (entre com e sem *mulching*) e maiúsculas na coluna (entre com e sem *topsoil*), diferem entre si pelo teste F da análise de variância a 95% de probabilidade.

Quando consideradas as espécies individualmente, *P. moniliformes* (catanduva) e *M. laticifera* (unha-de-gato) tiveram maior mortalidade quando aplicado o *topsoil*, reduzindo de 100% para 63%; e de 88% para 38%, respectivamente, na presença de *topsoil* (Tabela 4). *S. tuberosa* (umbu) e *M. laticifera* foram as únicas espécies que apresentaram maior sobrevivência em resposta ao *mulching*, de 50% para 100%; e de 50% para 75%, respectivamente. As demais espécies avaliadas apresentaram taxas elevadas de sobrevivência, independentemente dos tratamentos (Tabela 4).

Tabela 4: Efeito da aplicação de topsoil e de mulch de bagana de carnaúba sobre a taxa de sobrevivência (%) de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga 23 MAP em jazida de piçarra em Pendências, RN.

Espécie		Com <i>mulch</i>		Sem <i>mulch</i>		Média	
<i>M. urundeuva</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>T. aurea</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>P. moniliformis</i> **	Com <i>topsoil</i>	75	aA	100	a A	88	A
	Sem <i>topsoil</i>	50	bA	100	a A	75	A
	Média	63	b	100	a		
<i>C. bracteosum</i>	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>P. imarginatum</i>	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	75	a A	100	a A	88	A
	Média	88	a	100	a		
<i>H. courbaril</i>	Com <i>topsoil</i>	75	a A	100	a A	88	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	88	a	100	a		
<i>P. retusa</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>M. tenuiflora</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>E. velutina</i>	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	83	a A	100	a A	92	A
	Média	92	a	100	a		
<i>E. contortisiliquum</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>J. mollissima</i>	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	83	a A	83	a A	83	A
	Média	92	a	92	a		
<i>M. caesalpiniifolia</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>P. aculeata</i> *	Com <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	100	a	100	a		
<i>S. tuberosa</i> **	Com <i>topsoil</i>	50	a B	50	a B	50	B
	Sem <i>topsoil</i>	100	a A	100	a A	100	A
	Média	75	a	75	a		
<i>M. laticifera</i> **	Com <i>topsoil</i>	50	b A	100	a A	75	A
	Sem <i>topsoil</i>	25	b A	75	a A	50	B
	Média	38	b	88	a		

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha (entre com e sem *mulching*) e maiúsculas na coluna (entre com e sem topsoil), diferem entre si pelo teste F da análise de variância a 95% de probabilidade.

* Espécies com maiores taxas de sobrevivência; ** Espécies com menores taxas de sobrevivência.

Ambos os fatores estudados - *topsoil* e *mulching* - afetaram significativamente o crescimento das plantas quando considerado o conjunto de espécies. A aplicação do *mulching* com bagana de carnaúba aumentou significativamente a altura média total das plantas, tanto

aos 13 quanto aos 23 meses após o plantio. Independentemente da presença de *topsoil*, esse aumento foi de 14% aos 13 meses (92 cm para 105 cm) e de 19% aos 23 meses (99 cm para 118 cm) em plantas que receberam *mulch* (Tabela 2). Em áreas que receberam *topsoil*, na medição realizada aos 13 meses após o plantio (MAP), o efeito do *mulching* foi mais pronunciado, levando a um aumento de 22% na altura das plantas (93 para 113 cm) (Tabela 5).

Tabela 5: Altura total média, taxa de crescimento média e área da copa média de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga, plantadas em áreas com e sem *topsoil* e com e sem *mulching* de bagana de carnaúba aos 13 e 23 meses após o plantio (MAP).

Trat.	Altura total (cm)			Taxa de crescimento (cm/mês)			Área de copa (m ²)		
	Com <i>mulch</i>	Sem <i>mulch</i>	Média	Com <i>mulch</i>	Sem <i>mulch</i>	Média	Com <i>mulch</i>	Sem <i>mulch</i>	Média
----- 13 MAP -----									
Com <i>topsoil</i>	113 Aa	93 Ab	103 A	4,1 Aa	3,2 Aa	3,7 A	0,28Aa	0,28Aa	0,28A
Sem <i>topsoil</i>	98 Aa	91 Aa	95 A	3,8 Aa	3,1 Aa	3,5 A	0,34Aa	0,30Aa	0,32A
Média	105 a	92 b		3,9 a	3,2 a		0,31 a	0,29 a	
----- 23 MAP -----									
Com <i>topsoil</i>	119 Aa	96 Aa	107 A	2,3 Aa	1,9 Aa	2,1A	0,25Ba	0,24Ba	0,24 B
Sem <i>topsoil</i>	118 Aa	103 Aa	111 A	3,0 Aa	2,2 Aa	2,6A	0,35Aa	0,28Ab	0,31 A
Média	118 a	99 b		2,7 a	2,1 a		0,30 a	0,26 b	

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha (entre com e sem *mulching*) e maiúsculas na coluna (entre com e sem *topsoil*), diferem entre si pelo teste F da análise de variância ($p < 0,05$).

O *mulching* apresentou efeito positivo sobre as variáveis altura total aos 13 MAP ($p < 0,05$). Já aos 23 MAP, também houve efeito positivo sobre as variáveis altura total e área de copa das plantas ($p < 0,05$) das plantas que receberam a aplicação do *mulching*. Porém, esse efeito somente foi significativo sobre a variável área de copa das plantas no tratamento sem aplicação do *topsoil*. Nesse caso, o aumento médio observado na área de copa foi de 25% em relação ao tratamento sem *mulch* (Tabela 5).

O tratamento com *topsoil* afetou negativamente a área de copa das árvores aos 23 MAP. Independentemente da aplicação de *mulching*, esse tratamento reduziu a área de copa em aproximadamente 23% (0,30 para 0,26 m²) em relação ao tratamento sem *topsoil* (Tabela 5).

Tabebuia aurea (caraibeira) aumentou a taxa de crescimento em 87% quando aplicado *mulching* e *topsoil* (Tabela 6). Ao contrário, *J. mollissima* (pinhão-manso) e *E. velutina* (mulungu) reduziram a taxa de crescimento quando foi usado *mulching*, embora a primeira tenha sido na ausência e a segunda na presença de *topsoil* (Tabela 6). Em relação a variável altura total, verificou-se que algumas espécies sofreram influência dos tratamentos, como a *T. aurea* (caraibeira), que quando aplicado *topsoil* com *mulching* teve um incremento de 78 cm em sua altura em relação ao tratamento sem *mulching*; o mesmo ocorreu nas espécies *E. contortisiliquum* (orelha-de-macaco), *M. caesalpinifolia* (sabiá) e *M. laticifera* (unha-de-gato), as quais apresentaram incrementos de 65 cm, 64 cm e 85 cm, respectivamente, em relação ao tratamento sem *mulching*.

Tabela 6: Taxa de crescimento em altura (cm/mês) de 15 espécies arbóreas nativas da Caatinga plantadas em áreas com e sem topsoil e com e sem mulching de bagana de carnaúba aos 23 meses após o plantio. (Pendências, RN).

Espécie		Com <i>mulch</i>		Sem <i>mulch</i>		Média	
<i>M. urundeuva</i> **	Com <i>topsoil</i>	1,2	a A	0,6	a A	0,9	A
	Sem <i>topsoil</i>	1,2	a A	0,4	a A	0,8	A
	Média	1,2	a	0,5	a		
<i>T. aurea</i> *	Com <i>topsoil</i>	7,1	a A	5,2	a A	6,1	A
	Sem <i>topsoil</i>	3,8	a B	5,9	a A	4,8	A
	Média	5,4	a	5,5	a		
<i>P. moniliformis</i> **	Com <i>topsoil</i>	0,8	a A	0,7	a A	0,7	A
	Sem <i>topsoil</i>	0,9	a A	0,6	a A	0,7	A
	Média	0,8	a	0,7	a		
<i>C. bracteosum</i>	Com <i>topsoil</i>	1,9	a A	1,8	a A	1,8	A
	Sem <i>topsoil</i>	0,7	a A	1,0	a A	0,9	A
	Média	1,3	a	1,4	a		
<i>P. imarginatum</i>	Com <i>topsoil</i>	1,2	a A	3,2	a A	2,2	A
	Sem <i>topsoil</i>	0,2	a A	1,5	a A	0,9	A
	Média	0,7	a	2,4	a		
<i>H. courbaril</i> **	Com <i>topsoil</i>	0,2	a A	1,8	a A	1,0	A
	Sem <i>topsoil</i>	0,2	a A	1,0	a A	0,6	A
	Média	0,2	a	1,4	a		
<i>P. retusa</i> *	Com <i>topsoil</i>	3,3	b A	5,9	a A	4,6	A
	Sem <i>topsoil</i>	4,1	a A	3,3	b A	3,7	A
	Média	3,7	a	4,6	a		
<i>M. tenuiflora</i> *	Com <i>topsoil</i>	4,4	a A	5,0	a A	4,7	A
	Sem <i>topsoil</i>	5,2	a A	3,8	a A	4,5	A
	Média	4,8	a	4,4	a		
<i>E. velutina</i>	Com <i>topsoil</i>	2,2	b A	4,9	a A	3,5	A
	Sem <i>topsoil</i>	2,7	a A	2,8	a A	2,7	A
	Média	2,4	a	3,8	a		
<i>E. contortisiliquum</i>	Com <i>topsoil</i>	2,6	a A	3,2	a A	2,9	A
	Sem <i>topsoil</i>	1,5	a A	2,3	a A	1,9	A
	Média	2,0	a	2,7	a		
<i>J. mollissima</i>	Com <i>topsoil</i>	2,1	a A	3,3	a A	2,7	A
	Sem <i>topsoil</i>	1,7	b A	4,3	a A	3,0	A
	Média	1,9	a	3,8	a		
<i>M. caesalpiniifolia</i> *	Com <i>topsoil</i>	5,7	a A	3,9	a A	4,8	A
	Sem <i>topsoil</i>	4,6	a A	2,6	a A	3,6	A
	Média	5,1	a	3,3	a		
<i>P. aculeata</i> **	Com <i>topsoil</i>	0,0	a A	0,7	a A	0,4	A
	Sem <i>topsoil</i>	1,1	a A	0,5	a A	0,8	A
	Média	0,6	a	0,6	a		
<i>S. tuberosa</i> **	Com <i>topsoil</i>	0,5	a A	1,9	a A	1,2	A
	Sem <i>topsoil</i>	1,2	a A	0,5	a A	0,8	A
	Média	0,8	a	1,2	a		
<i>M. laticifera</i>	Com <i>topsoil</i>	2,1	a A	2,5	a A	2,3	A
	Sem <i>topsoil</i>	0,0	a A	2,4	a A	1,2	A
	Média	1,0	a	2,4	a		

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha (entre com e sem *mulching*) e maiúsculas na coluna (entre com e sem topsoil), diferem entre si pelo teste F da análise de variância a 95% de probabilidade.

* Espécies com maiores taxas de crescimento; ** Espécies com menores taxas de crescimento.

A regeneração natural em jazidas de piçarra na Caatinga tratadas apenas com *topsoil* (Lima *et al.*, 2015) após oito anos apresentou uma baixa abundância de indivíduos e baixa

riqueza de espécies de porte arbustivo ou arbóreo (dados não publicados). Ao contrário, as áreas do estudo de Lima *et al.* (2015) que receberam *topsoil* com o concomitante plantio de mudas mostraram uma maior diversidade de plantas e uma fisionomia vegetal mais próxima à da Caatinga natural. Essas observações indicam que a combinação da aplicação de *topsoil* com o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas da Caatinga tem o potencial de promover a reabilitação mais eficiente desses ambientes em longo prazo.

O conjunto de resultados apresentados neste trabalho demonstrou que o plantio de mudas, concomitantemente à aplicação de *topsoil* e *mulching* à base de bagana de carnaúba, promoveu a formação de uma cobertura vegetal abundante (75 a 100 %) e biodiversa (maior riqueza de espécies), corroborando Lima *et al.* (2015), em que a aplicação de *topsoil* resultou em abundante regeneração de espécies herbáceas, fato que levou a uma melhor cobertura do substrato da jazida durante o período de chuvas. Ao contrário de Lima *et al.* (2015), a aplicação de *topsoil* não influenciou significativamente na sobrevivência das árvores plantadas quando avaliadas em conjunto (Tabela 2). Salienta-se que no presente estudo não foram feitas roçada, e nem capitas, para o controle da matocompetição. Dentre as variáveis de crescimento mensuradas, a aplicação do *topsoil* causou a redução, apenas, na área de copa das plantas aos 23 MAP (Tabela 3). Não obstante, a presença de *mulching* não atenuou o efeito do *topsoil* sobre a área de copa das árvores, rejeitando a hipótese do uso do *mulching* como controlador de matocompetição.

Uma possível explicação para a ausência de efeito do *topsoil* sobre as espécies arbóreas neste estudo pode estar relacionada à camada de material distribuída na área. Lima *et al.* (2015) aplicaram uma camada de 20 cm, superior à camada de aproximadamente 8 cm usada nesse estudo. Uma camada mais espessa pode garantir o aporte de uma maior quantidade de sementes e permitir que as plantas desenvolvam suas raízes em um substrato com melhores condições químicas e biológicas. Entretanto, os resultados aqui apresentados demonstraram que a aplicação de uma camada menos espessa de *topsoil* foi suficiente para promover a regeneração natural e cobertura do substrato, sem prejuízo ao crescimento das espécies arbóreas plantadas. Cabe ressaltar ainda que a aplicação de uma camada menor de *topsoil* terá como benefício adicional a redução do custo de transporte e de disponibilidade

Vários estudos avaliaram o uso de cobertura morta sobre o crescimento de mudas de espécies arbóreas. Gonçalves *et al.* (2020) avaliaram a influência da bagana de carnaúba na sobrevivência e crescimento inicial de três espécies, no qual foi encontrado um percentual global de mudas sobreviventes aos 13 MAP de 58%. Naquele estudo, o tratamento empregando

mulching de bagana de carnaúba foi o que apresentou melhor resultado, com plantas apresentando 70% de sobrevivência ao final do período avaliado.

A influência positiva da bagana de carnaúba sobre algumas espécies avaliadas pode também estar relacionada à melhor retenção da umidade no substrato, ou ainda, pela liberação de nutrientes para a planta durante sua decomposição (SOUSA *et al.*, 2015; SOUSA *et al.*, 2016; ARAÚJO *et al.*, 2017). No entanto, estima-se que o possível efeito de liberação de nutrientes seja limitado, dada a aparente baixa mineralização do material observada ao longo do período monitorado (observação *in loco*). Não obstante, em longo prazo, com a decomposição, poderá ocorrer a liberação gradual dos nutrientes para absorção pelas plantas (GONÇALVES *et al.*, 2020).

Dentre o conjunto de 15 espécies avaliadas, aquelas que apresentaram as maiores taxas de crescimento em altura foram *T. aurea*, *M. caesalpinifolia*, *M. tenuiflora* e *P. retusa*. Enquanto os menores valores ocorreram para *H. courbaril*, *S. tuberosa*, *P. moniliformis*, *M. urundeuva* e *P. aculeata* (Figura 2). Dentre as 20 espécies arbóreas avaliadas por Lima *et al.* (2015), *T. aurea*, *M. caesalpinifolia* e *M. tenuiflora* (caraibeira, sabiá e jurema-preta), igualmente, foram as que mais se destacaram quanto à taxa de crescimento. Naquele estudo não foi avaliada a espécie *P. retusa* (jurema-branca).

A maioria das espécies citadas com alta taxa de crescimento *M. tenuiflora*, *P. retusa* e *M. caesalpinifolia* (jurema-preta, jurema-branca e sabiá) são pertencentes à Fabaceae, com capacidade de fixar nitrogênio em simbiose com rizóbios (CHAER *et al.*, 2011). Ao contrário, dentre as de crescimento lento, a maioria pertence a outras famílias botânicas, à exceção da *P. moniliformis* (Catanduva). A boa adaptação e rápido crescimento em áreas degradadas de várias leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio foi destacado por Chaer *et al.* (2011). No próprio estudo realizado por Lima *et al.* (2015) em jazidas de piçarra na mesma região, a sobrevivência e crescimento de 10 leguminosas arbóreas nodulantes foram bastante superiores aos de 10 outras espécies não-nodulantes. Portanto, essas espécies têm sido recomendadas para a revegetação de áreas degradadas na Caatinga. Entretanto, outras espécies que apresentam crescimento mais lento, mas altas taxas de sobrevivência, podem também fazer parte do rol de espécies indicadas, promovendo uma maior diversidade e provimento de serviços ecossistêmicos ao ambiente em recuperação.

A taxa média de sobrevivência das espécies arbóreas plantadas nesse estudo é superior àquela encontrada em estudos que avaliaram a recomposição florestal na Caatinga a partir do plantio de mudas em áreas que não sofreram mineração (FIGUEIREDO *et al.*, 2012; LIMA *et*

al., 2015; GONÇALVES *et al.*, 2020). Esse fato pode estar associado à conformação topográfica das jazidas, cuja depressão do terreno favorece um maior acúmulo de água das chuvas e, conseqüentemente, maior umidade no solo em relação ao terreno original. Não diferente, cavas de mineração frequentemente formam lagos temporários ou permanentes em cotas mais baixas do terreno, principalmente quando são formadas cavas profundas no terreno. Esse não é o caso da área de estudo desse trabalho, onde o processo de mineração resultou em uma cava homogênea e relativamente plana. Entretanto, mesmo nessas condições, o substrato pode permanecer relativamente mais úmido em relação ao terreno em cota mais elevada, como naturalmente ocorre em topossequências (SILVA; CAMPAMGNA; LIPP-NISSINEN, 2018). Esse argumento também pode explicar o efeito limitado do *mulching* sobre a sobrevivência das plantas, visto que um dos benefícios potenciais do *mulching* é a maior retenção de umidade no solo.

6.2.1 Regeneração natural

Não houve efeito dos tratamentos aplicados em subparcelas (plantio de mudas e aplicação de *mulch*) sobre as variáveis relacionadas à regeneração natural da vegetação. Portanto, os resultados são apresentados apenas comparando a regeneração nos tratamentos com e sem aplicação de *topsoil*.

No total, foram encontradas 60 espécies e morfoespécies regenerantes nos tratamentos com e sem *topsoil* (Tabelas 7). Na presença do *topsoil* foram encontradas 44 espécies. Já no tratamento sem *topsoil*, foram encontradas 35 espécies, sendo 19 delas de ocorrência comum aos dois tratamentos (Tabela 7).

Tabela 7: Distribuição relativa das espécies quanto ao hábito, número de famílias, número de espécies, índice de Shannon (H') e taxa de cobertura do solo (Tx. cob.) da comunidade de plantas regenerantes em jazida de piçarra, 24 meses após a instalação dos tratamentos com e sem aplicação de *topsoil*.

Tratamentos	Hábito (%)				Nº de famílias	Nº de espécies	H'	Tx. cob.* (%)
	Erva	Liana	Árvore	Arbusto				
Com <i>topsoil</i>	56,8	11,36	6,81	6,81	11	44	3,37	75 a 100
Sem <i>topsoil</i>	82,8	5,71	2,85	2,85	12	35	3,55	5 a 25

*Escala de Braun-Blanquet (1964).

As espécies presentes nos dois tratamentos são em grande maioria pertencentes ao hábito herbáceo (70%), existindo apenas três espécies do estrato arbóreo a saber: *S. tuberosa* (umbu), *J. mollissima* (pinhão-manso) e *C. pyramidale* (catingueira) (5%), sendo de ocorrência exclusiva no tratamento com aplicação de *topsoil*.

A riqueza de espécies foi superior no tratamento com *topsoil*; não obstante, o índice de diversidade de Shannon (H') se mostrou similar (Tabela 7).

A baixa regeneração de espécies de porte arbóreo-arbustivo a partir do *topsoil* aplicado também foi observado por Lima *et al.* (2015). O *topsoil* utilizado em ambos os estudos foi originado de área contendo vegetação nativa de Caatinga, a qual naturalmente apresenta alta diversidade de espécies de porte arbóreo e arbustivo. A razão pela qual indivíduos arbóreos são pouco representativos dentre os regenerantes a partir do *topsoil* transposto pode estar associado ao tratamento prévio. Estudo realizado em região semiárida na Austrália, o *topsoil* armazenado em pilhas de 6 m de comprimento, 1,5 m de largura e 1 m de altura tiveram significativo declínio no banco de sementes após um ano de estocagem, com queda de 68% na viabilidade após dois anos (GOLOS; DIXON, 2014). Segundo os autores, a maior longevidade do banco de sementes em ambientes áridos ou semiáridos está diretamente relacionada à extensão do período de baixa umidade no solo. Sob solo seco, há menor probabilidade de germinação e de perda de sementes por envelhecimento devido ao umedecimento (LONG *et al.*, 2009). A colocação de uma cobertura à prova d'água sobre a pilha do *topsoil* estocado, protegendo-a das chuvas, aumentou em 3,5 vezes a emergência de plantas em comparação à ocorrida a partir de *topsoil* cujas pilhas não foram cobertas (GOLOS; DIXON, 2014). O *topsoil* utilizado no presente estudo e naquele realizado por Lima *et al.* (2015), também foram armazenados por período superior a um ano, podendo também ter sofrido redução da viabilidade do banco de sementes, possivelmente favorecendo a abundância relativa de espécies herbáceas. Estudos adicionais devem ser conduzidos para avaliar essa hipótese.

Foi observada uma elevada riqueza de espécies regenerantes no tratamento que recebeu *topsoil* (44 espécies / morfoespécies), mas incluindo apenas três exemplares de espécies arbóreas. A abundante regeneração de plantas herbáceas no tratamento com solo superficial durante o período das chuvas também foi observada por Silva *et al.* (2015). Segundo esses autores, apesar de não mensurado tal comportamento, mas apenas observado, constatou-se que após as primeiras chuvas, houve um crescimento vigoroso de várias espécies herbáceas, recobrando praticamente 100% do solo. Segundo Araújo *et al.* (2004), as sementes de espécies herbáceas espontâneas têm a função de ocupar áreas degradadas, reiniciando o processo de

sucessão desde os primeiros estádios de colonização. Ferreira *et al.* (2014) ressaltam que as ervas são as primeiras a se dispersarem, dando origem ao processo inicial de sucessão, criando assim, condições para que ocorra a sucessão com as diferentes formas de vida (arbustiva e arbórea).

No tratamento sem *topsoil* também houve regeneração de 35 espécies/morfoespécies, sendo todas de porte herbáceo, uma riqueza relativamente alta, mas com ocorrência dispersa e pouco abundante na área. O acompanhamento em longo prazo da área permitirá avaliar se na ausência de *topsoil* será possível uma maior colonização do substrato por estas e outras espécies e de forma a recobrir e proteger o substrato.

6.3 CONCLUSÕES

A combinação do *topsoil* e do *mulching* se mostrou uma estratégia eficiente para melhoria do processo de revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na Caatinga.

A deposição de uma camada de *topsoil* de 8 cm de espessura sobre o substrato de uma área degradada por mineração de piçarra promoveu uma melhor cobertura do solo e o aumento da biodiversidade de espécies herbáceas. Esse tratamento não interferiu significativamente na taxa de sobrevivência da maioria das espécies arbóreas plantadas ou no crescimento em altura; no entanto, originou árvores com menor área de copa aos 23 MAP.

A aplicação de *mulching* à base de bagana de carnaúba na coroa das espécies arbóreas plantadas, na proporção de 10 L/planta e em um raio de 30 cm do coleto, promoveu um maior crescimento médio das plantas.

Das 15 espécies avaliadas no presente estudo, seis destacaram-se pela alta sobrevivência e crescimento. São elas: *M. tenuiflora* (jurema-preta), *P. retusa* (jurema-branca), *M. caesalpiniifolia* (sabiá), *T. aurea* (caraibeira), *E. contortisiliquum* (orelha-de-macaco) e *C. pyramidale* (catingueira).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; GERD SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeit**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.
- ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes no solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 1, n. 66, p. 128-141, 2004.
- ARAÚJO, E. F.; AGUIR, A. S.; ARAÚJO, A. M. S.; GONÇALVES, E. O.; ALMEIDA, C. N. S. Crescimento e qualidade de mudas de paricá produzidas em substratos à base de resíduos orgânicos. **Revista Nativa**, v. 5, n. 1, p. 16-23, 2017. doi: 10.31413/nativa.v5i1.3701.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde**. 3rd Edition. Berlin: Springer-Verlag, 1964.
- CHAER, G.M.; GONÇALVES, F.L.A.; SOUZA, M.P.; SILVA, F.F.; LIMA, K.D.R.; CAVALCANTE, C.R.; CAMPELLO, E.F.C.C.; CUNHA, C.F.; ARAÚJO, J.E.; FONTES, M.A.; 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 (eds.). **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF, Embrapa, 2021. p. 40-97.
- CHAER, G.M.; RESENDE, A.S.; CAMPELLO, E.F.C.; DE FARIA, S.M.; BODDEY, R.M. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree Physiology**, v. 31, p. 139-149, 2011.
- FERREIRA, C. D.; SOUTO, P. C.; LUCENA, D. S.; SALES, F. 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.
- FERREIRA, F. F.; RESENDE, A. S.; SANTOS, T. A.; CHAER, G. M. Use of cardboard disks for crowning seedlings in reforestation. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 1, p. 201-261, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.026116>.
- FIGUEREDO, J. M.; ARAÚJO, J. M.; PEREIRA, O. N.; BAKKE, I. A.; BAKKE, O. A. Revegetation of degraded Caatinga sites. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 24, n. 3, p. 332-343, 2012.
- GANN, G. D.; MCDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J.; NELSON, C. R.; JONSON, J.; HALLETT, J. G.; EISENBERG, C.; GUARIGUATA, M.; LIU, J.; HUA, F.; ECHEVERRIA, C.; GONZALES, E.; SHAW, N.; DECLEER, K.; DIXON, K. W. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**. v. 27, n. 1, p. 1- 46, 2019.

GOLOS, P. J.; DIXON, K. W. Waterproofing *topsoil* stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. **Restoration Ecology**, v. 22, n. 1, p. 495-501, 2014. doi: 10.1111/rec.12090.

GONÇALVES, M. P. M.; FELICIANA, A. L. P.; SILVA, A. P.; L. B.; SILVA, K. M.; SILVA JÚNIOR, F. S.; GRUGIKI, M. A.; SILVA, M. I. O. Desenvolvimento em campo de espécies da Caatinga com o uso de resíduo de carnaúba. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 1188-1200, 2020. Doi:10.34117/bjdv6n1-083.

LIMA, K. D. R.; CHAER, G. M.; ROWS, J. R. C.; MENDENÇA, V.; RESENDE, A. S. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. **Revista Caatinga**, v. 28, n. 1, p. 203-213, 2015.

LONG, R. L.; STEADMAN, K. J.; JANETTA, F. D.; ADKINS, S. W. Soil type does not affect seed ageing when soil water potential and temperature are controlled. **Plant and Soil**, v. 320, n. 1, p. 131-140, 2009. doi: 10.1007/s11104-008-9878-8.

RESENDE, A. S.; CHAER, G. M.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, A. P.; LIMA, K. D. R.; CURCIO, G. R. Uso de leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas. *In: Tópicos em Ciências do Solo*. Brasília: SBCS, v. 8, p. 71-92, 2013.

RESENDE, A.S.; CHAER, G. M. **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF: Embrapa, 2021. 155p.

R CORE TEAM (R): A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2014. URL <http://www.R-project.org/>.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W. H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015. doi: dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12185.

SILVA, I. A.; CAMPAGNA, A. R.; LIPP NISSINEN, K. H. Recuperação de áreas degradadas por mineração: uma revisão de métodos recomendados para garimpos. **Pesquisas em Geociências**, v. 45, n. 1, p. 06-91, 2018. doi: <https://doi.org/10.22456/1807-9806.91386>.

SOUSA, L. B., LUSTOSA-FILHO, J. F., AMORIM, S. P. N., NOBREGA, R. S. A., & NOBREGA, J. C. A. Germinação, crescimento e nodulação natural de *Enterolobium contortisiliquum* em substratos regionais. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 11, n. 4, p. 345-353, 2016. doi: <https://doi.org/10.34117/bjdv7n7-187>.

SOUSA, L. B.; NOBREGA, R. S. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; AMORIM, S. P. N., FERREIRA, L. V. M.; NOBREGA, J. C. A. Cultivo de *Sesbania virgata* (Cav. Pers) em diferentes substratos. **Revista Ciência Agrária**, v. 58, n. 3, p. 240-247, 2015. doi:10.32929/2446-8355.2017v26n2p191-202.

VELLOSO, A. L. SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões – Propostas para o Bioma Caatinga**. Associação Plantas do Nordeste: Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil. Recife. 2002.

CAPÍTULO II

POTENCIAL REGENERATIVO DO BANCO DE SEMENTES DO SOLO PARA USO NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NA CAATINGA

RESUMO

O conhecimento do banco de sementes do solo fornece informações essenciais sobre o potencial de regeneração de determinada área, ou ainda do potencial desta em fornecer propágulos para a restauração de áreas degradadas vizinhas. Nesse estudo, objetivou-se caracterizar quantitativa e qualitativamente o banco de sementes do solo de áreas adjacentes a áreas degradadas por atividades de exploração de petróleo em terra na Caatinga em duas épocas diferentes. Foram coletadas amostras de solo superficial e serrapilheira em transectos em áreas florestais em torno de duas jazidas de piçarra (J1 e J8), uma base de poço (BP) e uma central de resíduos (CR) durante as estações chuvosa (março/2019) e seca (outubro/2019). O material foi colocado para germinar em bandejas em casa de vegetação e monitorado durante sete meses (março a setembro/2019 e outubro a abril/2019-2020), sendo avaliadas a composição e a densidade das espécies herbáceas, subarborescentes, arbustivas e arbóreas. Nas 80 amostras avaliadas emergiram 2.923 indivíduos pertencentes a 29 famílias botânicas e 91 espécies. Amostras coletadas na estação chuvosa mostraram maior densidade e riqueza de espécies no banco de sementes das áreas de vegetação adjacentes às duas jazidas, sendo estas as com menor grau de conservação. Os valores de densidade e riqueza de espécies pertencentes ao hábito herbáceo foram elevados em todas as áreas, sendo em média equivalentes a 87% e 80% do total avaliado, respectivamente. Ao contrário, espécies de hábito arbóreo-arbustivo representaram apenas 12% do total de espécies e 10% do total de indivíduos. Os resultados permitem concluir que o banco de sementes de áreas com vegetação nativa próximas a áreas degradadas apresenta potencial de fornecimento de propágulos de uma grande quantidade de espécies para utilização como estratégia de nucleação na revegetação de áreas degradadas na Caatinga.

Palavras chaves: regeneração natural; transposição de solo e serrapilheira; restauração de jazida de piçarra; nucleação com topsoil.

ABSTRACT

Knowledge of the soil seed bank provides essential information about the regeneration potential of a given area, or even its potential to supply propagules for the restoration of neighboring degraded areas. In this study, the goal was to quantitatively and qualitatively characterize the soil seed bank in areas adjacent to areas degraded by onshore oil exploration activities in the Caatinga in two different seasons. Surface soil and litter samples were collected in transects in forest areas around two piçarra deposits (J1 and J8), a pumpjack base (BP) and a waste deposit center (CR) during the rainy (March/2019) and dry (October/2019) seasons. The material was placed to germinate in trays in a greenhouse and monitored for seven months (March to September/2019 and October to April/2019-2020), and the composition and density of herbaceous, subshrub, shrub and tree species were evaluated. In the 80 samples evaluated, 2,923 individuals emerged belonging to 29 botanical families and 91 species. Samples collected in the rainy season showed higher density and species richness in the seed bank of the vegetation areas next to the two deposits, which were the ones with the lowest degree of conservation. The values of density and richness of species belonging to the herbaceous habit were high in all areas, being on average equivalent to 87% and 80% of the total evaluated, respectively. On the contrary, species of arboreal-shrubby habit represented only 12% of the total of species and 10% of the total of individuals. The results allow us to conclude that the seed bank of areas with native vegetation close to degraded areas has the potential to supply propagules of a large number of species for use as a nucleation strategy in the revegetation of degraded areas in the Caatinga.

Keywords: natural regeneration; soil and litter transposition; restoration of piçarra mines; nucleation with *topsoil*.

7. INTRODUÇÃO

A exploração e produção de petróleo e gás, sobretudo em campos terrestres (*onshore*), constitui uma das principais atividades econômicas do estado do Rio Grande do Norte (ANP, 2018). O modelo de exploração do petróleo em terra ocorre em milhares de bases de poço, onde estruturas de bombeamento (*pumpjacks*) são instaladas (Resende *et al.*, 2021). Para o embasamento das bases de poço e construções de estradas de acesso e outras estruturas necessárias a essa indústria é utilizada a piçarra, material de subsolo composto principalmente por cascalho, areia e silte, e extraído de diversas pequenas jazidas espalhadas na região. Após o processo de exploração, as áreas de jazidas, bases de poço e outras estruturas descomissionadas devem ser recuperadas buscando o retorno do sítio degradado a uma forma de utilização de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando à obtenção de uma estabilidade do meio ambiente (Decreto lei 97.632/89).

Dentre as etapas do processo de recuperação das áreas degradadas citadas, a última constitui a de revegetação da área, prioritariamente com espécies nativas do bioma (detalhes das etapas de recuperação de áreas degradadas por exploração de óleo e gás em terra são descritos em (RESENDE; CHAER, 2021). A intervenção para promover a revegetação é necessária, pois esses ambientes apresentam baixa capacidade de recolonização vegetal por processos naturais, uma vez que ainda antes do início da exploração das áreas, a camada superficial do solo é totalmente removida e, junto a ela, os propágulos de diferentes espécies nativas (CHAER *et al.*, 2021).

Técnicas de transposição de *topsoil* e o plantio de mudas de espécies nativas têm sido utilizadas com êxito para a revegetação de áreas degradadas por atividades de exploração mineral na caatinga (RIVERA *et al.*, 2012; LIMA *et al.*, 2015). Lima *et al.* (2015), avaliando a transposição de *topsoil* e o plantio de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga, concluíram que a combinação dessas estratégias promoveu a melhoria das condições químico-físicas do solo e um rápido recobrimento do solo com vegetação majoritariamente herbácea.

Apesar das técnicas de transposição de *topsoil* e plantio de mudas apresentarem resultados satisfatórios para a revegetação de áreas de piçarra, há limitações relevantes ao uso dessas técnicas. A disponibilidade de *topsoil* é regulada pela abertura de novas frentes de exploração em áreas sob vegetação nativa, fato que ocorre em ritmo inferior à demanda por material para a restauração de áreas pós-exploração, devido à demanda por uma grande

quantidade de material (entorno de 2.000 m³/ha), além do alto custo da operação. Já o plantio de mudas de espécies arbóreas nativas apresenta a limitação de não promover o recobrimento do solo pelo extrato herbáceo no curto e médio prazo, o que mantém o solo vulnerável a processos erosivos (CHAER *et al.*, 2021).

Uma alternativa aos métodos tradicionais de revegetação pode ser o aproveitamento da serrapilheira e banco de sementes do solo de áreas com vegetação nativa próximas às áreas degradadas. O banco de sementes constitui-se no estoque de sementes viáveis existentes no solo desde a superfície até as camadas mais profundas, em uma dada área e em um dado momento, servindo como fonte de propágulos de espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas (MARTINS *et al.*, 2008; BECHARA *et al.*, 2016; PAZ, SILVA, ALMEIDA-CORTEZ, 2016).

O banco de sementes representa um dos componentes mais importantes no processo de regeneração florestal em áreas degradadas, por isso, sua caracterização (riqueza e abundância de espécies) é importante para a definição de metodologias diferenciadas de restauração. A avaliação do banco de sementes do solo possibilita ainda realizar previsões sobre o potencial florístico e autorregenerativo do processo de sucessão de uma determinada área (NOBREGA *et al.*, 2009; BECHARA *et al.*, 2016).

A densidade e riqueza do banco de sementes do solo, sobretudo em regiões de clima semiárido, podem variar no espaço e no tempo (SILVA *et al.*, 2013). Santos *et al.* (2010), estudando a variação espaço-temporal do banco de sementes em uma área de floresta tropical seca (caatinga) em Pernambuco, apontaram que a sazonalidade climática exerce efeito mais forte na profundidade de 0-5 cm, onde ocorrem diferenças significativas na densidade de sementes no solo, sendo que o maior número de sementes germinadas encontrado no banco de sementes coletado na época das chuvas. Essa observação foi corroborada por Ferreira *et al.* (2017) em estudo realizado em área de caatinga no Seridó paraibano.

Considerando a influência da sazonalidade climática e do estado de conservação sobre a dinâmica do banco de sementes do solo as hipóteses são: (1) o melhor período de coleta de banco de sementes é no período chuvoso, quando haverá maior riqueza e densidade de sementes; (2) o melhor local para coleta são os fragmentos mais conservados, que apresentam maior diversidade de espécies.

Este trabalho teve como objetivo caracterizar e comparar quantitativa e qualitativamente o banco de sementes do solo de fragmentos adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de petróleo em terra na bacia Potiguar, estado do Rio Grande do Norte, em diferentes estados de conservação.

7.1 MATERIAL E MÉTODOS

7.1.1 Caracterização das áreas experimentais

Os locais de estudo compreenderam as imediações de quatro áreas de atuação da Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará (UO-RNCE/PETROBRAS), RN, contendo vegetação natural de caatinga. As áreas compreenderam duas jazidas de piçarra, uma base de poço e uma central de resíduos. Todas as áreas encontravam-se descomissionadas durante a realização do estudo (Tabela 8)

Tabela 8: Identificação e localização das áreas de referência e caracterização do estado de conservação, altura média do dossel e tipo de vegetação das áreas com vegetação nativa adjacentes.

Área de referência	Localização	Coordenadas	Estado de conservação	Altura do dossel (m)	Tipo de vegetação do entorno
Jazida J-8	Assú-RN	5°S/36°W	Baixo	4	Caatinga arbustiva aberta baixa
Jazida J-1	Pendências-RN	5°S/36°W	Médio	6	Caatinga arbustiva densa ou aberta
Central de resíduos	Assú-RN	5°S/36°W	Alto	8	Caatinga arbustiva densa ou aberta
Base do poço	Assú-RN	5°S/36°W	Alto	8	Caatinga arbustiva densa ou aberta

A área nativa adjacente à jazida J-8 (J-8) possui sinais intensos de antropização, com a vegetação apresentando baixo porte em quase toda sua extensão. Essa área se encontra próxima à zona urbana, sendo frequentemente explorada para obtenção, principalmente, de madeira para diversos usos, afetando sobremaneira a sua estrutura fitossociológica. A composição florística do estrato arbóreo tem como predominância de indivíduos das espécies: *Poincianella pyramidalis* (Tul.) L. P. Queiroz, *Cereus jamacaru* DC., *Croton sonderianus* Müll.Arg., *Combretum leprosum* Mart., *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc e *Mimosa tenuiflora* (Willd.). De acordo com Silva *et al.* (2019) o solo dessa área possui textura arenosa com 79 % de areia, 15% de silte, 4% de argila.

A jazida J-1 (J-1) tem vegetação com porte médio de 6 m de altura. Sua composição florística é representada principalmente por indivíduos das espécies *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson, *Cenostigma bracteosum* (Tul.) L.P.Queiroz, *Piptadenia stipulacea* (Benth.), *M. tenuiflora*, *C. jamacaru*, *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill, *C.*

sonderianus e *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz. A exploração da vegetação pela população local também ocorre nessa área, mas de forma menos intensa comparada à área J-8, devido à maior distância de centros urbanos. O solo nessa área apresenta textura arenosa com 86% de areia, 6% de silte e 7% de argila (Silva, 2019).

As áreas de vegetação nativa adjacentes à central de resíduos (CR) e a base do poço (BP) encontram-se em bom estado de conservação, com a vegetação arbórea apresentando porte mais elevado com indivíduos com até 9 m de altura e ausência de sinais de antropização. Os indivíduos arbóreos dominantes na área são das espécies *P. moniliformis*, *M. tenuiflora*, *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Amburana cearensis* (Allemão) A.C.Sm, *Ximenia americana*, *C. jamacaru* e *C. sonderianus*. Os resultados da análise de fertilidade das quatro áreas experimentais são apresentados na (Tabela 9). Ambas as áreas CR e BP possuem solo com textura arenosa com médias de 89% de areia, 9% de silte e 2% de argila (Silva, 2019).

Tabela 9: Características químicas de amostras provenientes do solo de remanescentes de vegetação nativa do bioma Caatinga – RN, na profundidade de 0-20 cm.

Área	pH	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	N	MO
	(H ₂ O)	----- mg/L -----	-----	----- cmol _c /dm ³ -----	-----	-----	%	%
Jazida J-8	6,77	3,68	146,84	3,41	1,08	0,00	0,10	0,86
Jazida J-1	7,47	26,71	236,17	9,45	1,35	0,00	0,14	1,11
Central de resíduos	7,78	24,46	362,57	8,23	1,07	0,00	0,17	1,73
Base de poço	5,68	6,98	74,80	2,57	0,74	0,00	0,08	0,80

*pH (potenciometria), P (colorimetria), K (fotometria de chama), Ca e Mg (absorção atômica), Al (titulação) e N (Kjeldahl) (EMBRAPA, 2005).

O clima da região é semiárido do tipo BSh de acordo com a classificação de Köppen, sendo muito seco e muito quente, com duas estações bem definidas. A característica principal é uma longa estação seca que vai geralmente de junho a janeiro e uma curta estação chuvosa entre fevereiro e maio com chuvas torrenciais em períodos irregulares variando entre 400 mm e 600 mm anuais (ALVARES *et al.*, 2014).

7.1.2 Coleta e avaliação do banco de sementes do solo (solo e serapilheira).

Para avaliar o banco de sementes nas áreas selecionadas, foi traçado um transecto à 50 m de distância da borda e a cada 50 m foi coletado uma amostra de (solo e serapilheira). Foram coletadas 10 amostras do banco de sementes do solo, totalizando 80 amostras. Para coleta do material foi utilizado um gabarito de cano de PVC nas dimensões 30 cm x 30 cm x 3 cm,

coletando todo material que se encontrava no seu interior (serapilheira e solo), até cerca de três centímetros de profundidade. A primeira coleta foi feita após o início da estação chuvosa (março de 2019) a segunda coleta foi feita durante a estação seca (outubro de 2019). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, etiquetadas com o número da parcela e transportadas para o Viveiro Florestal da Embrapa Agrobiologia na cidade de Seropédica-RJ. O material de cada parcela foi acondicionado em bandejas de plástico com dimensões de 45 cm x 30 cm x 7 cm, perfuradas para drenar o excesso de água. Cada bandeja recebeu primeiramente uma camada de 3 cm de vermiculita, previamente lavada e autoclavada e, em seguida, todo o material coletado em cada ponto amostral dos transectos. As bandejas (40 por estação) foram devidamente identificadas e dispostas aleatoriamente em bancadas em casa de vegetação, sendo irrigadas diariamente com regador. Como controle da chuva de sementes local, foram também dispostas na casa de vegetação em posições aleatórias entre as bandejas contendo o solo/serrapilheira, oito bandejas com areia lavada e esterilizada em autoclave (Figura 3).



Figura 3: Distribuição aleatória das bandejas contendo o banco de sementes do solo (serapilheira + solo) em casa de vegetação.

O método utilizado para determinar o número de sementes no banco de sementes do solo foi o da emergência de plântulas (não considerando a densidade de sementes dormentes na amostra), seguindo a metodologia adotada por Silva *et al.* (2013). As contagens das plântulas emergidas foram realizadas durante o período de sete meses, em intervalos semanais. As plântulas foram acompanhadas desde a emergência até o momento da floração, sendo retiradas para impedir a dispersão de propágulos e superestimar a densidade (Figura 4)



Figura 4: Registro fotográfico e coleta de material botânico para herborização.

Para classificação das espécies foi adotado o sistema APG IV (2016), sendo classificadas, quando possível, até o nível de espécies. Para avaliar a diversidade de espécies em cada área, foram obtidos os índices de Riqueza (R), de Diversidade de Shannon-Wiener (H') e de Equabilidade de Pielou (J) (Tabela 7). Para identificação dos indivíduos do estrato arbóreo e arbustivos, os mesmos foram transplantados para vasos, e sua identificação se deu através das características dendrológicas tais como: formato de folhas, presença de acículas, características da casca.

Tabela 10: Fórmulas usadas para o cálculo dos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') e Equabilidade de Pielou (J').

Índices	Designação	Fórmula
Diversidade	Shannon-Weaver (H')	$H' = -\sum_{i=1}^S \left[\left(\frac{n_i}{n} \right) \ln \left(\frac{n_i}{n} \right) \right]$
Equabilidade	Pielou (J')	$J = \frac{H'}{\ln(S)}$

7.1.4 Análise de dados e desenho experimental

Para análise do banco de sementes, foi utilizado um delineamento inteiramente ao acaso em arranjo fatorial (4 x 2). O primeiro fator foi composto por quatro níveis (4 áreas) e o segundo fator foi composto por duas épocas de coleta (chuvosa e seca). Cada bandeja, representando cada amostra de serrapilheira e solo, foi considerada uma unidade amostral, sendo 10 repetições para cada tratamento.

Para a variável Riqueza (R), foi considerado o número de espécies (presença) ocorrentes nas diferentes parcelas. Já para a variável densidade, foi considerado o número máximo de indivíduos por bandeja (parcelas). Para que fossem conferidas as pressuposições de normalidade e homocedasticidade, as variáveis densidade e riqueza foram transformadas utilizando o método Box-Cox. Em seguida foi realizada a análise de variância e a comparação de médias pelo teste de Scott-Knott. As análises foram realizadas com auxílio do software Sisvar (FERREIRA, 2008), ao nível de significância de 5%.

7.2 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.2.1 Dinâmica de emergência de plântulas no banco de sementes

O início da emergência de plântulas nas bandejas sob condições de casa de vegetação iniciou-se a partir do terceiro dia. Observou-se um aumento linear do número de indivíduos nas primeiras semanas de avaliação na estação chuvosa, com pico na quarta semana, a partir da qual houve uma gradativa redução da emergência (Figura 5A). Já no material coletado na estação seca foi observado um comportamento diferente, sendo que houve uma maior emergência após o primeiro mês. (Figura 5B).

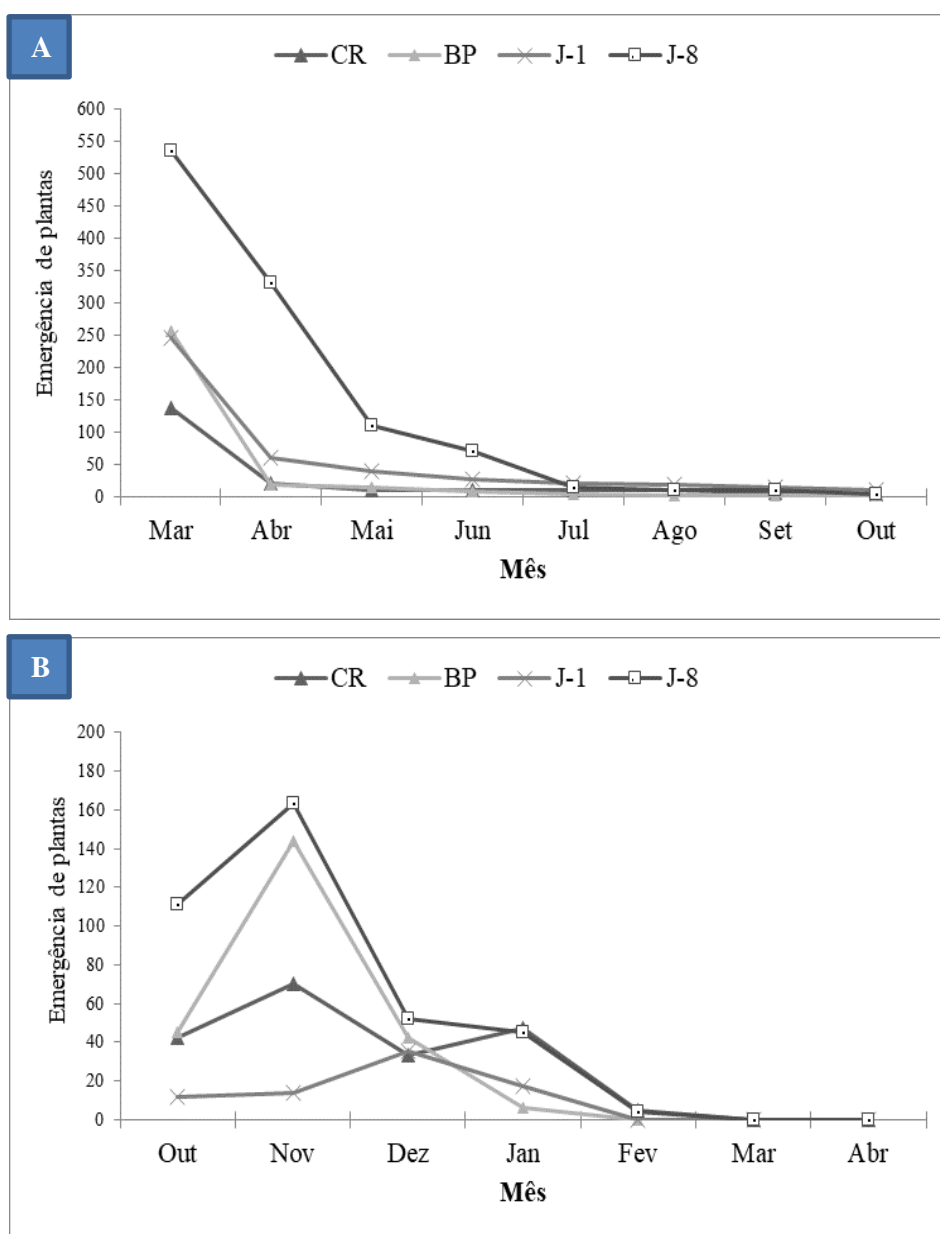


Figura 5: Número de indivíduos emergidos no banco de sementes de amostras (solo e serrapilheira) coletadas em remanescentes florestais adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte. (J1 = jazidas J-1; J-8= jazida J-8; CR = central de resíduos; BP = base de poço; A= estação chuvosa; B= estação seca).

O comportamento da emergência das plântulas, favorecido pela irrigação diária nas condições controladas, também é normalmente observado durante o início do período de chuvas em ambientes semiáridos (COSTA; ARAÚJO, 2003). Tal comportamento pode propiciar a utilização desse material na recuperação de áreas degradadas. Chaer *et al.* (2021) enfatizam que a aplicação de *topsoil* em áreas degradadas por extração ou deposição de piçarra propicia uma série de benefícios, especialmente o aumento da diversidade vegetal e um rápido recobrimento do substrato com vegetação herbácea, fato que irá conferir boa proteção contra a erosão hídrica.

Das 2035 sementes germinadas a partir do material coletado na estação chuvosa nas quatro áreas, 87% germinaram nos três primeiros meses. Já na estação seca, germinaram 887 sementes no total, sendo que 86% germinaram nos três primeiros meses observados. Esses resultados mostram-se superiores aos obtidos por Gonçalves *et al.* (2011) que avaliou o banco de sementes do solo de uma área de Caatinga sujeita a alagamento sazonal no município de Sossego-PB, invadida por *Parkinsonia aculeata* L. Esses autores encontraram uma taxa de 76% de germinação nas primeiras 20 semanas. Souza *et al.* (2021), analisando a diversidade florística e fitossociológica do banco de sementes em uma área de Caatinga submetida a plano de manejo florestal sustentável em Cuité, PB, observaram que 53% do total de plantas recuperadas do banco de sementes germinou dentro dos três primeiros meses.

A rápida resposta da germinação às condições favoráveis pode ser considerada uma estratégia das plantas da Caatinga para garantir uma maior sobrevivência e crescimento durante o período chuvoso, tornando-as mais aptas para enfrentar as condições de seca subsequentes (SOUZA *et al.*, 2021). Essa observação é corroborada por Baskim e Baskim (2005) ao relatarem que esse fenômeno acontece devido à presença de sementes quiescentes, que em grande maioria são de espécies pertencentes ao estrato herbáceo e de ciclo curto de vida.

7.2.2 Densidade e riqueza do banco de sementes

Os fatores estudados (área e estação climática) apresentaram interação significativa entre si para a variável riqueza ($p < 0,01$). Já para a variável densidade, apenas o fator área apresentou diferença significativa (Tabela 11). A riqueza de espécies foi influenciada positivamente pela estação chuvosa, mas apenas na área J-8. Essa mesma área, além da J-1,

apresentou maiores valores de densidade absoluta de plantas emergidas durante a época chuvosa (Tabela 11).

Quando as áreas foram comparadas entre si, a maior riqueza de espécies foi encontrada em J-8 com uma média 39 espécies considerando as duas estações, seguido de CR, onde foram encontradas 29 espécies em média nas duas estações. Quando considerado a densidade de indivíduos m² entre estações climáticas, houve diferenças apenas nas áreas J-8 e J-1, sendo que os maiores números se deram na estação chuvosa (1082 ind/ m²) na J-8 e (437 ind/ m²) na J-1.

Tabela 11: Índice de riqueza e densidade absoluta de plântulas obtidas a partir do banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte, coletados na estação das chuvas e seca. Médias por bandeja são apresentadas entre parêntesis. (J1 = jazida J-1; J-8= jazida J-8; CR = central de resíduos; BP = base de poço).

Área	Riqueza (R)			Densidade absoluta (indiv.m ²)		
	Chuva	Seca	Média	Chuva	Seca	Média
J-8	45 (10,9aA)	32 (5,9bA)	39 (8,4A)	1082 (74aA)	375 (38bA)	728 (56A)
J-1	17 (3,5aC)	18 (3,2aB)	18 (3,4C)	437 (19aB)	78 (8bA)	257 (13B)
CR	30 (6,5aB)	28 (5,7aA)	29 (6,1B)	207 (15aB)	197 (20aA)	202 (17B)
BP	24 (3,7aC)	23 (4,1aB)	24 (3,9C)	305 (27aB)	237 (24aA)	321 (25B)
Média	29 (6,2a)	25 (4,7b)		507 (34a)	221 (22a)	

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha e maiúsculas na coluna, diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Nas 80 bandejas oriundas das quatro jazidas emergiram 2.923 indivíduos, sendo 2.036 na estação chuvosa e 887 na seca. Desse total de indivíduos, 437, 1.086, 306 e 207 foram observados no material (serrapilheira e solo) das áreas J-1, J-8, BP e CR, respectivamente, na estação chuvosa. Já na estação seca emergiram um total de 78, 375, 237 e 197 indivíduos nas áreas J-1, J-8, BP e CR, respectivamente.

A riqueza de espécies e a densidade de sementes do solo medidos neste estudo estão dentro da faixa de variação (45-121 espécies e 360–8978 sementes/m²) encontradas em estudos realizados em regiões áridas e ambientes semiáridos no Brasil (SANTOS *et al.*, 2013; MENDES *et al.*, 2014; FERREIRA *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2017 e SOUZA *et al.*, 2021).

A hipótese de que a riqueza e densidade do banco de sementes do solo são influenciadas pelas condições climáticas, foi parcialmente comprovada nesse estudo, uma vez que a maior riqueza e/ou densidade no período chuvoso ocorreram em somente duas das quatro

áreas avaliadas. A influência da sazonalidade na dinâmica do banco de sementes já era esperada, sendo este efeito observado em alguns estudos em ambientes semiáridos.

Segundo Santos *et al.* (2016) a variação sazonal da precipitação influencia o comportamento do banco de sementes do solo, assim, a composição florística, a riqueza de espécies e a densidade do banco de sementes do solo são moldados por ela. Esse fator segue o padrão das florestas secas, pois a composição, a riqueza e a densidade de sementes mudam mais rapidamente com a variação sazonal nesses ambientes (SANTOS *et al.*, 2010; MENDES *et al.*, 2014; FERREIRA *et al.*, 2017). Portanto, na hipótese de utilização da transposição de solo superficial e serrapilheira com o objetivo de uso na recuperação de áreas degradadas por exploração ou uso de piçarra na Caatinga, a época de coleta pode influenciar na quantidade de propágulos presentes no material.

Para Chaer *et al.* (2021), o *topsoil* removido de áreas abertas para exploração deve ser aplicado na área de destino no menor intervalo de tempo possível, pois a estocagem do mesmo em pilhas pode levar à redução da viabilidade do banco de sementes, conforme observado em outros estudos (GOLOS; DIXON, 2014). Esse processo pode ser facilitado quando as áreas a serem utilizadas no empréstimo de banco de semente do solo são vizinhas às áreas degradadas e quando são utilizados baixos volumes de material para o emprego de técnicas de nucleação. Nesse aspecto, sempre que possível, a operação de retirada da área doadora deve ocorrer em paralelo ao transporte e à distribuição na área receptora.

O resultado referente à densidade total expresso nas duas estações climáticas foi de (3.247 sementes/m²) sendo (2.262 sementes/m²) na estação chuvosa e (985 sementes/m²) na estação seca. Esses resultados quando comparados a outros trabalhos realizados em ambiente semiárido, mostrou-se dentro do intervalo de variação 219-8620 sementes/m² (SANTOS *et al.*, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2014; SANTOS *et al.*, 2016; SOUSA *et al.*, 2017; RIBEIRO *et al.*, 2017; SOUZA *et al.*, 2021).

O maior número de sementes germinadas no banco de sementes da jazida J-8 pode ser atribuído ao baixo porte e distribuição mais rala da vegetação remanescente, o que influencia diretamente na incidência de raios solares, responsáveis pela ativação das sementes de espécies do estrato herbáceo que se desenvolvem e realizam a dispersão dos diásporos, além de facilitar a ação do vento, um dos principais mecanismos de dispersão das sementes de espécies herbáceas presentes na Caatinga (FERREIRA *et al.*, 2017). Outro fator pode estar relacionado ao menor estado de conservação da vegetação da área J-8, pois a maioria das espécies presentes em fragmentos em estágio de sucessão inicial são pertencentes ao grupo das pioneiras, cujas

espécies apresentam o tipo de estratégia r de sobrevivência com produção de grande quantidade de sementes (ARAÚJO *et al.*, 2014).

Diante dos resultados destacados anteriormente, torna-se importante analisá-los de maneira criteriosa, pois eles influenciarão nas estratégias que visam a recuperação de áreas degradadas através do processo de nucleação, tal como a transposição de solo, ou seja, transposição do banco de sementes do solo. Dessa forma, tanto a densidade quanto a riqueza de espécies presentes no banco de sementes determinam futuras ações que podem influenciar desde a quantidade de solo a ser transposta até o enriquecimento deste com propágulos vegetativos dos diferentes estratos vegetacionais.

7.2.3 Composições do banco de sementes e formas de vida

A composição florística do banco de sementes do solo das quatro áreas estudadas nas duas estações climáticas foi representada por 91 espécies, pertencentes a 71 gêneros distribuídos em 29 famílias botânicas, das quais 5 espécies foram identificadas apenas em nível de gênero, 10 em nível de família e 28 morfoespécies não identificadas (Tabela 12). Dessas espécies, 62 foram encontradas na estação chuvosa, enquanto na estação seca a riqueza foi representada por 59 espécies.

O número de espécies encontrado neste trabalho se mostrou inferior aos relatados por Ferreira *et al.* (2014), que estudando a florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural de Caatinga encontraram 71 gêneros e 94 espécies distribuídos em 29 famílias botânicas. Santos *et al.* (2016), estudando a composição, riqueza de espécies e densidade do banco de sementes do solo germinadas ao longo de quatro anos em floresta jovem e madura na região semiárida brasileira, registraram um total de 121 espécies no banco de sementes do solo, sendo destas 86 espécies encontradas na floresta jovem e 109 na floresta madura.

Tabela 12: Lista florística de espécies identificadas a partir do banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte, nas estações chuvosa e seca. (J1 = jazida J-1; J-8= jazida J-8; CR = central de resíduos; BP = base de poço).

Família / Espécie	Hábito	Unidades experimentais/Estações climáticas							
		Chuvosa				Seca			
		J-8	J-1	CR	BP	J-8	J-1	CR	BP
Total		1086	437	207	306	375	78	197	237
Acanthaceae									
<i>Ruellia asperula</i> (Mart. e Nees) Lindau	erva	2							
Amaranthaceae									
<i>Alternanthera tenella</i> Colla	subarbusto	18				10			
<i>Froelichia humboldtiana</i> (Roem. & Schult.) Seub.	erva					4			
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	erva			1			2		
Branca-peluda / morfoespécie 1	erva					5		1	
Anacardiaceae									
<i>Myracrodium urudeuva</i>	árvore				1				
Apocynaceae									
<i>Poincianella bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz	árvore					2		2	
<i>Calotropis procera</i>	arbusto							1	
Asteraceae									
<i>Centratherum punctatum</i> Cass.	erva	22			1	2			
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex Wight	erva			2		1	1		
Boraginaceae									
<i>Euploca polyphyllum</i> Lehm	erva	4							
Compositae									
<i>Bidens pilosa</i> L.	erva	16							
Convolvulaceae									
<i>Jacquemontia evolvuloides</i> (Moric.) Meisn.	liana	2				2			
<i>Ipomoea aristolochiifolia</i> G. Don	liana	1						1	3

<i>Jacquemontia gracillima</i> cf	liana						1	4		
Cyperaceae										
<i>Bulbostylis capillaris</i> (L.) C. B. Clarke	erva	79	45	10			30	6	7	
<i>Cynodon dactylon</i>	erva	27		7			10		4	2
<i>Cyperus esculentus</i> L.	erva	11		1						
Capim-trigo / morfoespécie 2	erva	60		15	9		1		5	8
Euphorbiaceae										
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	arbusto	6								1
<i>Croton sonderianus</i> Müll.Arg.	árvore				1					1
<i>Euphorbia hirta</i> L.	erva	85	137	1	7					
<i>Euphorbia hyssobifolia</i>	erva	15								
<i>Sebastiania</i> sp.	árvore				3					
<i>Euphorbia</i> sp.	erva						2	1	31	
Fabaceae										
<i>Chamaecrista supplex</i> (Mart. ex Benth.)	erva		1						2	
<i>Zornia latifolia</i> Sm.	erva				1				2	
<i>Stylosanthes vsicosa</i> (L.) Sw	erva	1								
<i>Macroptilium atropurpureum</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Urb.	erva	5	1		4		3			1
<i>Senna</i> sp.	árvore			1						1
<i>Centrosema brasilianum</i> (L.) Benth.	erva									1
<i>Pityrocarpa moniliformes</i>	árvore							29		
<i>Bauhinia cheilantha</i>	árvore							1		
<i>Stemodia durantifolia</i> (L.) Sw.	erva						44		1	
<i>Chamaecrista duckeana</i> (P.Bezerra & Afr.Fern.) H.S.Irwin.	erva						1			1
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	árvore							2	1	
Gentianaceae										
<i>Schultesia guianensis</i> (Aubl.) Malme	erva	3								
Lamiaceae										
<i>Marsypianthes chamaedrys</i> (Vahl) Kuntze	erva	2	19	2	211		5	3	40	179

<i>Stachys arsenais</i> L.	erva	1				4			
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	erva								43
Leguminosaceae									
Feijão-amarelo / morfoespécie 3	erva	2				4			
<i>Mimosa tenuiflora</i>	árvore					1	1		
Loganiaceae									
<i>Spigelia anthelmia</i>	erva							1	
Malvaceae									
<i>Melochia corchorifolia</i> L.	erva	1			1				
<i>Herissantia tiubae</i> (K.Schum.) Brizicky	erva				1				
<i>Melochia corchorifolia</i> L.	erva		3						
Molluginaceae									
<i>Mollugo verticillata</i> L.	erva	14		7					
Nyctaginaceae									
<i>Boerhavia diffusa</i> L.	erva	4							
Onagraceae									
<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	arbusto	187		2		23			
Oxalidaceae									
<i>Oxalis</i> sp. (<i>Oxalis divaricata</i> Mart. ex Zucc.)	erva		1		2	1	1		1
<i>Oxalis latifolia</i> Kunth	erva		1						
Phyllantgaceae									
<i>Phyllanthus niruri</i>	erva	100	14						
<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	erva	10		7				8	
Plantaginaceae									
<i>Scoparia dulcis</i> L.	erva	7	1	26	5	1	2	1	5
<i>Stemodia durantifolia</i> (L.) Sw.	erva	85	4	9	2		1		
Poaceae									
Capim-cotonete / morfoespécie 4	erva	32		1	10	36			
<i>Capim rabo de raposa</i> / morfoespécie 5	erva			14	6	5		19	14

Capim-pólvora / morfoespécie 6	erva	130	146	32	28					
Capim-arpiste / morfoespécie 7	erva					2		3		
<i>Dactyloctenium aegyptium</i> (L.) Willd.	erva					5		4		
Portulacaceae										
<i>Portulaca</i> sp.	erva			8				2	2	
<i>Portulaca elatior</i> Mart.	erva	5		2		2				
<i>Portulaca oleracea</i> L.	erva	2				52		2		
Mini-suculenta-rasteira / morfoespécie 8	erva	16	3	8	1					
Polygalaceae										
<i>Polygala paniculata</i> L.	erva			1						
Rubiaceae										
<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	erva	56	42	28	1			1	5	
<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	erva	23	14	6	5	113	23		2	
<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	erva	4		1		1		9	1	
Branca / morfoespécie 8	erva					1		1		
Solanaceae										
<i>Physalis angulata</i> L.	erva				1					
Talinaceae										
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn	erva			6						
Verbanaceae										
<i>Stachytarpheta jamaicensis</i> cf.	erva						1			
Famílias não-identificadas										
Beijinho / morfoespécie 9	erva	13				2				
Cabeludinha / morfoespécie 10	erva	20			1					
Cruzadinha / morfoespécie 11	erva	1			1		1			
Delicadazinha / morfoespécie 12	erva				1				1	
Espada / morfoespécie 13	erva	1								
Espadinha / morfoespécie 14	erva	1	1							
Espetinho / morfoespécie 15	erva			1						

Falsa samambaia / morfoespécie 16	erva	7	4	6	2		
Falsa-suculenta / morfoespécie 17	erva			1			
Falso-alecrim / morfoespécie 18	erva				1		
Vermelhinha / morfoespécie 19	erva	5					
Amarela-peluda / morfoespécie 20	erva					1	
Azul-peludinha / morfoespécie 21	erva						1
Balãozinho-verde / morfoespécie 22	erva						1
Brinco-branco / morfoespécie 23	erva					1	5
Pinheirinho / morfoespécie 24	erva				1		
Espinhenta / morfoespécie 25	erva						1

J-1= Jazida 111; J-8= Jazida 118; CR= Central de resíduos; BP= Base de poço.

As famílias que apresentaram o maior número de espécies na estação chuvosa foram Euphorbiaceae (cinco espécies) e Fabaceae (cinco), seguidas por Portulacaceae (quatro), Cyperaceae (quatro), Poaceae (três), Rubiaceae (três) e Amaranthaceae (duas). Já na estação seca, a família representada pelo maior número de espécies foi a Fabaceae, com dez espécies, seguida pelas famílias Poaceae (quatro), Rubiaceae (quatro), Amaranthaceae (quatro), Euphorbiaceae (três), Portulacaceae (três) e Cyperaceae (três) (Figura 6).

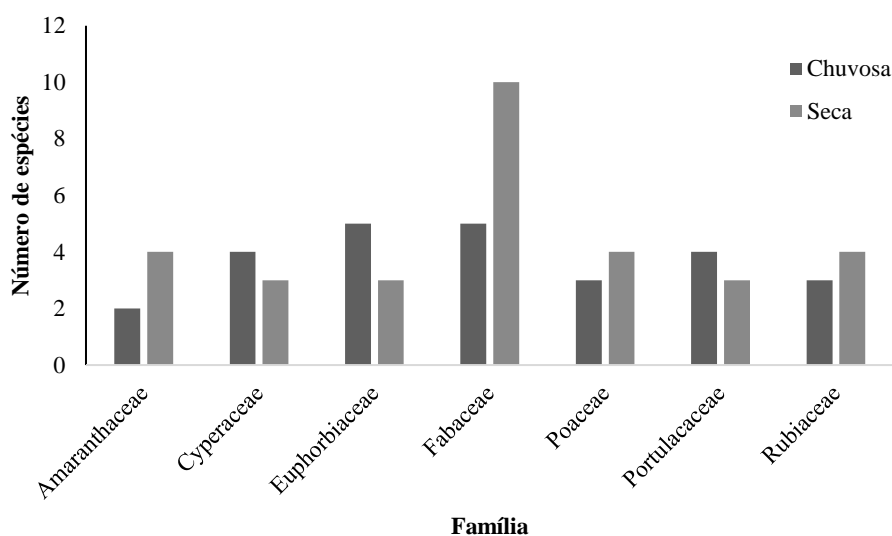


Figura 6: Número de espécies por família botânica e por estação encontradas no banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte.

As famílias botânicas com maior representatividade neste estudo foram encontradas frequentemente em outras pesquisas realizadas com banco de sementes no solo em área de Caatinga (SANTOS *et al.*, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2014; FERREIRA *et al.*, 2014; RIBEIRO *et al.*, 2017). De acordo com Queiroz (2009), as espécies da família Fabaceae são encontradas em praticamente todos os ambientes terrestres.

As famílias Fabaceae e Poaceae ganham destaque em estudos de banco de sementes do solo. A primeira tem como característica a associação de várias espécies com bactérias fixadoras de nitrogênio que habitam nódulos nas raízes, fato que lhes conferem vantagens para colonizar ambientes pobres em nitrogênio, além disso, em geral as fabáceas tendem a produzir sementes na estação seca e quando chegam na época chuvosa, muitas já foram predadas. Talvez, esse fator explique a diferença entre um número maior de espécies na estação seca que na estação chuvosa. Já a família Poaceae desempenha um papel fundamental na prevenção dos

processos erosivos do solo por apresentar sistema radicular fasciculado e geralmente em populações com alta densidade de indivíduos (JUDD *et al.*, 2009; LORENZI; SOUZA, 2012).

Estudos de banco de sementes possibilitam o entendimento da dinâmica do ecossistema, uma vez que as espécies encontradas são adaptadas à área degradada, com grandes possibilidades de comporem os estratos superiores da floresta e conduzir o processo de sucessão (LUO *et al.*, 2017). Entretanto, o hábito das espécies identificadas nas áreas de estudo foi predominantemente herbáceo, representando 85% e 73% nas duas estações climáticas. Os arbustos e árvores representaram em conjunto, 9% na estação chuvosa e 16% na estação seca (Figura 7).

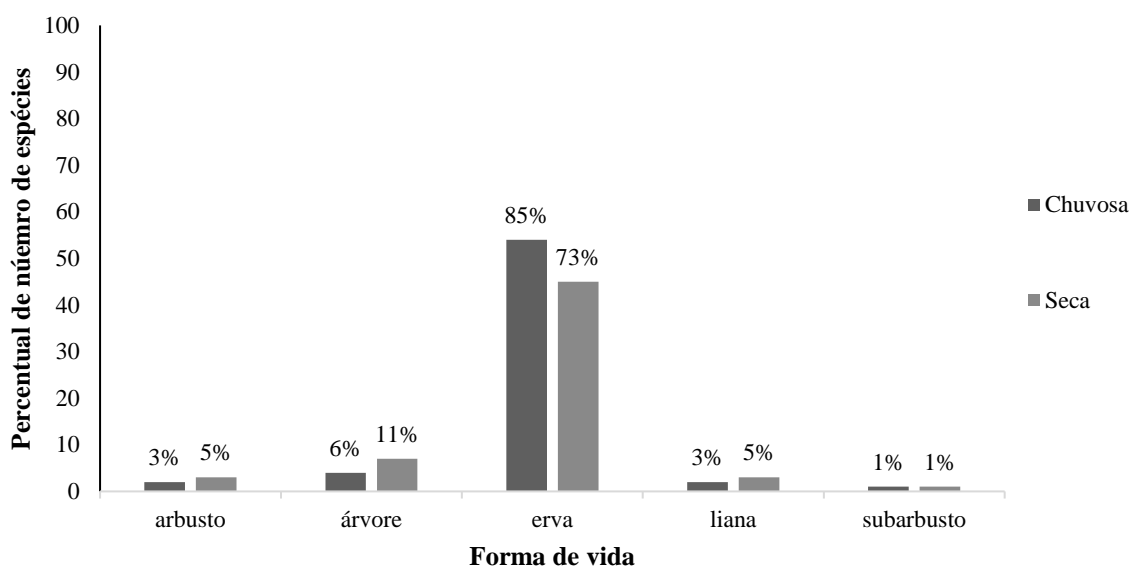


Figura 7: Percentual de espécies por forma de vida encontradas no banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte em amostras coletadas nas estações chuvosa e seca.

Os resultados obtidos para o banco de sementes, nas quatro áreas de estudo e nas duas estações climáticas, indicam que houve predominância na quantidade de indivíduos herbáceos sobre a de indivíduos lenhosos (Figura 7). A predominância das herbáceas pode conferir proteção ao solo, reduzindo não apenas os níveis de radiação incidente, mas também as oscilações de temperatura, manutenção da umidade na superfície do solo, alterando a fertilidade dos solos e favorecendo o crescimento de outras espécies vegetais (RIBEIRO *et al.*, 2017).

Vários estudos relatam que a predominância do número de indivíduos do hábito herbáceo sobre os demais é comum em banco de sementes do solo. Nesse sentido, Sousa *et al.* (2020) encontraram valores médios de 95%. Nos resultados relatados por Souza *et al.* (2021),

as espécies de hábito herbáceo foram o grupo mais representativo, com 65% do total, sendo arbustos e árvores apenas 8% e 10% do total de espécies encontradas, respectivamente.

O predomínio de espécies herbáceas também é evidenciado em estudos desenvolvidos em outras regiões do país. Calegari *et al.* (2013) e Piaia *et al.* (2017), avaliando o potencial da transposição do banco de sementes para restauração ecológica em Minas Gerais e Rio Grande do Sul, observaram que a forma de vida herbácea foi predominante em todos os tratamentos, 61% e 81%, respectivamente.

O maior número de espécies herbáceas pode ser atribuído ao curto ciclo de sua vida e por produzir grande número de sementes, o que faz com que em pouco tempo novas sementes estejam aptas a germinar (FERREIRA *et al.*, 2014; SOUSA *et al.*, 2017). Assim, estes indivíduos ganham vantagem em ambientes como o da Caatinga, onde a precipitação anual é baixa e bastante irregular (SANTOS *et al.*, 2010; FERREIRA *et al.*, 2014).

As sementes de espécies herbáceas espontâneas têm a função de ocupar áreas degradadas, iniciando o processo de sucessão desde os primeiros estágios de colonização. As ervas são as primeiras a se dispersarem, dando origem ao processo inicial de sucessão, criando, assim, condições para que outras formas de vida (arbustiva e arbórea) mais exigentes, se estabeleçam (ARAÚJO *et al.*, 2004). Assim, as espécies herbáceas desempenham funções de grande importância em ambientes impactados, especialmente em solos de florestas tropicais, pois são fontes de recrutamento de plântulas após algum distúrbio auxiliando na regeneração dos ecossistemas florestais (ARAÚJO *et al.*, 2001).

Em relação ao menor percentual de indivíduos de espécies arbustivas e arbóreas no banco de sementes na estação chuvosa em relação à estação seca, acredita-se que grande parte das sementes já haviam germinado devido as condições favoráveis de umidade, tendo em vista que a coleta do material foi feita no meio da estação chuvosa (março). Corroborando com os resultados deste trabalho, Bakke *et al.* (2006), argumentam que a germinação das sementes de inúmeras espécies arbustivas e arbóreas tem forte relação com a época do ano, em um comportamento cíclico, no qual muitas plântulas são observadas logo no início da estação chuvosa, presumivelmente em decorrência da maior presença de sementes e maior teor de água no solo, que favorece a germinação, decrescendo este número à medida que progride a estação seca.

Independentemente dessa diferença, observou-se uma baixa densidade e diversidade de espécies de hábito arbustivo e arbóreo em todas as áreas avaliadas. Portanto, o enriquecimento do solo a ser transposto para a área degradada com sementes de espécies de hábito arbóreo e

arbustivo pode ser uma boa estratégia para aumentar a diversidade de espécies de diferentes hábitos de crescimento que irão regenerar na área de destino.

Ao analisar os resultados referentes a estação chuvosa, nota-se que espécies arbóreas ocorreram apenas nas áreas BP e CR (*Myracrodruon urundeuva*, *Sebastiania* sp e *Croton sonderianus*). Tal fato pode estar associado ao estado mais conservado em que se encontram esses remanescentes. Na estação seca foi observado o aparecimento de *Croton sonderianus* (4 indivíduos/J-8 e CR), (1 indivíduo/BP), *Senna* sp (1 indivíduos /BP), *Pityrocarpa moniliformis* (29 indivíduos/J-1), *Baunhinia cheilantha* (1 indivíduos /J-1) e *Piptadenia stipulacea* (indivíduos /J-1 e CR).

O estado de conservação no qual se encontra o fragmento ocasiona efeitos diferentes em relação a riqueza e densidade de indivíduos dos diferentes estratos vegetativos. Observa-se que quanto menos conservado é o remanescente florestal, maior será a densidade e riqueza de espécies pertencentes ao estrato herbáceo. Não obstante, fragmentos florestais mais conservados apresentam maiores densidade e riqueza de indivíduos pertencentes ao estrato arbóreo-arbustivo. Dessa forma, a hipótese formulada neste trabalho é parcialmente confirmada, pois no que diz respeito a diversidade de espécies pertencentes aos estratos arbóreo-arbustivo, os fragmentos mais conservados foram os que apresentaram maior diversidade.

Os resultados desse trabalho são corroborados por Araújo *et al.* (2014), que observaram um maior número de espécies arbóreas na floresta madura do que na jovem. Dessa forma, acredita-se que, com o amadurecimento da floresta, ocorra uma redução na densidade de sementes viáveis, bem como na densidade de sementes herbáceas e finalmente um aumento na densidade de sementes arbustivas e arbóreas (SOUZA *et al.*, 2021). Calecari *et al.* (2013), avaliando do banco de sementes do solo de cinco áreas (pasto sujo, pasto limpo, capoeira, plantio de eucalipto e mata nativa) para fins de restauração florestal, concluíram que a área de floresta nativa devido ao seu ótimo estágio de conservação apresentou um maior número de espécies arbórea-arbustiva do que as demais áreas.

Assim, acredita-se que esse material tem o potencial para ser utilizado na recuperação de áreas degradadas, contribuindo diretamente com o enriquecimento de espécies arbórea-arbustivas. Além disso, esse material segundo Silva *et al.* (2015) o, pode propiciar aumento da fertilidade do solo superficial e ciclagem de nutrientes no sistema. Nesse sentido, Sousa *et al.* (2020), concluíram que a transposição de núcleos de solo traz para a área em estudo um novo banco de sementes que, devido ao seu revolvimento e transporte, favorece rápido recrutamento

de espécies novas para o novo sítio, sendo, portanto, uma das técnicas de nucleação mais eficiente para a restauração de áreas degradadas (CALEGARI *et al.*, 2013; MARTINS *et al.*, 2015; PAIA *et al.*, 2017).

7.2.4 Diversidade florística

O índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') na estação chuvosa variou de 1,40-2,90 nats.ind⁻¹ e, na estação seca, variou de 1,21-2,42 nats.ind⁻¹ (Tabela 8). Os valores referentes ao índice de Pielou foram de 0,63, 0,76, 0,44 e 0,84 para as áreas J-1, J-8, BP e CR, respectivamente, na estação chuvosa e de 0,70, 0,70, 0,39 e 0,76, respectivamente, na estação seca (Tabela 13).

Tabela 13: Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e Índice de Equilíbrio de Pielou (J') obtido a partir do banco de sementes de áreas com vegetação nativa adjacentes a quatro áreas degradadas por atividades de exploração de óleo e gás em terra no estado do Rio Grande do Norte.

Índices	Estação chuvosa				Estação seca			
	J-8	J-1	CR	BP	J-8	J-1	CR	BP
Índice (H')	2,90	1,78	2,86	1,40	2,42	1,95	2,54	1,21
Índice (J')	0,76	0,63	0,84	0,44	0,70	0,70	0,76	0,39

Os valores aqui encontrados são semelhantes aos relatados por Sousa *et al.* (2020). Esses autores avaliaram o potencial da transposição do banco de sementes do solo como estratégia facilitadora da restauração ecológica em uma área degradada, no Núcleo de Desertificação do Seridó, Paraíba. Para isso, selecionaram sete áreas (com características de estágio sucessional avançado) para a transposição do solo, sendo todas de microrregiões que englobam o semiárido da Paraíba. As áreas foram caracterizadas como: MSO – microrregião do Seridó Ocidental Paraibano; MPS – microrregião de Patos; MSA – microrregião de Sousa; MCR – microrregião de Catolé do Rocha; MPO – microrregião do Piancó; MIA – microrregião de Itaporanga e MCS – microrregião de Cajazeiras.

Nesse estudo, os tratamentos que apresentaram o maior número de espécies também apresentaram os maiores índices de diversidade e equabilidade, com maiores valores encontrados nos tratamentos MPS (3,34 e 0,68, respectivamente) e MCR (3,25 e 0,67, respectivamente); enquanto os índices menores foram observados nos tratamentos Controle (1,97 e 0,42, respectivamente) e MCS (1,71 e 0,41, respectivamente).

As áreas com menores valores de índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), foram as J-1 na estação chuvosa e BP na estação seca (1,78 e 1,21). Os valores para a J-1 podem ser explicados pelo maior nível de degradação no qual ela se encontra, já o valor para a BP, pode ser explicado pela baixa equabilidade, a qual foi motivada pela elevada abundância de indivíduos em um pequeno número de espécies, particularmente (SOUSA et al., 2020).

7.3 CONCLUSÕES

O banco de sementes no solo apresentou variação sazonal nas áreas com menor grau de conservação da vegetação (jazidas J-1 e J-8) quatro áreas avaliadas, registrando valores mais elevados de riqueza e emergência de plântulas na época chuvosa.

O banco de sementes no solo das áreas estudadas é composto predominantemente por espécies de hábito herbáceo.

O estado de conservação em que se encontram os fragmentos estudados influencia na qualidade e quantidade do banco de sementes do solo.

O banco de sementes de áreas com vegetação nativa próximas a áreas degradadas por atividades de exploração e produção de óleo e gás na Caatinga possui potencial para ser utilizado no processo de revegetação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APG IV-ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, p. 1-20, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO. **Reservas Nacionais de Petróleo e Gás Natural**. Disponível em: <http://www.anp.gov.br/publicacoes/anuario-estatistico/anuario-estatistico-2018>. Acesso em: 15 out. 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; GERD SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeit**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C.; LIMA, C. A. T. Densidade e Composição Florística do Banco de Sementes do Solo de Florestas Sucessionais na Região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, n. 59, p. 115-130, 2001.

ARAÚJO, M. M.; LONGHI, S. J.; BARROS, P. L. C.; BRENA, D. A. Caracterização da chuva de sementes, banco de sementes no solo e banco de plântulas em floresta estacional decidual ripária Cachoeira do Sul, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 128-141, 2004.

ARAÚJO, V. K. R.; SANTOS, D. M.; SANTOS, J. M. F. F.; SILVA, K. A.; SOUZA, D. N. N. ARAÚJO, E. L. Influência do *status* da floresta e da variação sazonal sobre o banco de sementes no semiárido brasileiro. **Gaia Scientia**, v. 8, n. 1, p. 136-149, 2014.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. Seed dormancy in trees of climax tropical vegetation types. **Tropical Ecology**, v. 46, n. 1, p. 17-28, 2005.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 11, p. 2021-2034, 2016.

BAKKE, I. A.; OLIVEIRA F.; BAKKE, A. L. Water and sodium chloride effects on *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poiret seed germination. **Revista Caatinga**, v. 19, p. 261-267, 2006.

CHAER, G.M.; GONÇALVES, F.L.A.; SOUZA, M.P.; SILVA, F.F.; LIMA, K.D.R.; CAVALCANTE, C.R.; CAMPELLO, E.F.C.C.; CUNHA, C.F.; ARAÚJO, J.E.; FONTES, M.A.; 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 (eds.). **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF, Embrapa, 2021. p. 40-97.

CALEGARI, L.; MARTINS, S.V.; CAMPOS, L.C.; SILVA, E.; GLERIANE, J.M. Avaliação do banco de sementes do solo para fins de restauração florestal em Carandaí, MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 5, p. 871-880, 2013.

FERREIRA, D. F. SISVAR: Um programa para análises e ensino de estatística. **Revista Symposium**, v. 6, p. 36-41, 2008.

FERREIRA, C. D.; SOUTO, P. C.; LUCENA, D. S.; SALES, F. C. V.; SOUTO, J. S. Fitossociologia do banco de sementes em diferentes estágios de regeneração natural de caatinga, Seridó paraibano. **Agropecuária Científica no Semiárido**. Patos-PB, v. 12, n. 3, p. 301-318, 2017.

FERREIRA, C. D.; SOUTO, P. C.; LUCENA, D. S.; SALES, F. 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.

GOLOS, P. J.; DIXON, K. W. Waterproofing *topsoil* stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment. **Restoration Ecology**, v. 22, p. 495-501, 2014. DOI: 10.1111/rec.12090.

GONÇALVES, G. S; ANDRADE, L. A.; FORTE, K. R. X; OLIVEIRA, L. S. B.; MOURA, M. A. Estudo do banco de sementes do solo em uma área de caatinga invadida por *Parkinsonia aculeata* L. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 4, p. 428-436, 2011.

JUDD, W. S; CAMPBELL, C. S; KELLOGG, E. A; STEVENS, P.F; DONOGHUE, M.J. **Sistemática vegetal - um enfoque filogenético**. 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 632p.

LIMA, K. D. R.; CAMARA, RODRIGO.; CHAER, G. M.; PEREIRA, M. G.; RESENDE, A. S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 2, p. 401– 411,2017.

LIMA, K. D. R.; CHAER, G. M.; ROWS, J. R. C.; MENDONÇA, V.; RESENDE, A. S. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. **Revista Caatinga**, v. 28, n.1, p.203 – 213, 2015.

LORENZI, H.; SOUZA, V. C. **Botânica Sistemática: Guia ilustrativo para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG III**. 3.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 2012. 768p.

LUO, X.; CAO, M.; ZHANG, M.; SONG, X.; LI, J.; NAKAMURA, A.; KITCHING, R. Soil seed banks along elevational gradients in tropical, subtropical and subalpine forests in Yunnan Province, southwest China. **Plant Diversity**, v. 39, p. 273-286, 2017.

MARTINS, S. V.; ALMEIDA, D. P.; FERNANDES, L. V.; RIBEIRO, T. M. Banco de sementes como indicador de restauração de uma área degradada por mineração de caulim em Brás Pires, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1081-1088, 2008.

MAMEDE, M.A., ARAÚJO, F.S., Effects of slash and burn practices on a soil seed bank of Caatinga vegetation in Northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 72, p. 458-470, 2008.

MARTINS, S. V.; BORGES, E. E. L.; SILVA, K. A. O banco de sementes do solo e sua utilização como bioindicador de restauração ecológica. *In: MARTINS, S. V. Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2ª edição. Viçosa-MG: editora UFV, 2015. 376p.

MENDES, L. B.; SILVA, K. A.; SANTOS, D. M.; ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L. What happens to the soil seed bank 17 years after clear cutting of vegetations? **Revista de Biología Tropical** v. 63, n. 2, p. 321-332, 2014.

NÓBREGA, A. M. F.; VALERI, S. V.; PAULA, C. R.; CARMO, M. M. D. P.; SILVA, S. A. Banco de sementes de remanescentes naturais e de áreas reflorestadas em uma várzea do Rio Mogi Guaçu – SP. **Revista Árvore**, v. 33, n. 3, p. 403-41, 2009.

PAZ, G. V.; SILVA, K. A.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. Banco de sementes em áreas de caatinga com diferentes graus de antropização. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 1, n. 1, p.61-69, 2016.

PIAIA, B. B.; ROVEDDER, A. P. M.; COSTA, E. A.; FELKER, R. M.; PIAZZA, E. M.; STEFANELLO, M. M. Transposição do banco de sementes para restauração ecológica da floresta estacional no Rio Grande do Sul. **Revista agrária**, v. 12, n. 2, p. 227-235, 2017.

QUEIROZ, L. P. **Leguminosas da Caatinga**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana: Royal Botanic Gardens, Kew: Associação Plantas do Nordeste, 2009. p. 914.

RESENDE, A.S.; CHAER, G. M. **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF: Embrapa, 2021. 155p.

RIVERA, D.; JÁUREGUI, B. M.; PECO, B. The fate of herbaceous seeds during *topsoil* stockpiling: Restoration potential of seed banks. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 44, p. 94-101, 2012.

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. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 203-213, 2017.

SANTOS, D. M.; SILVA, K. A.; SANTOS, J. M. F.; LOPES, C. G. R.; PIMENTEL, R. M. M.; ARAÚJO, E. Variação espaço-temporal do banco de sementes em Uma área de floresta tropical seca (caatinga) – Pernambuco. **Revista de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 234-254, 2010.

SANTOS, D. M.; ALBUQUERQUE, U. P.; LOPES, C. G. R.; ARAÚJO, E. L. Can spatial variation and inter-annual variation in precipitation explain the seed density and species richness of the germinable soil seed bank in a tropical dry forest in north-eastern Brazil? **Flora**, v. 208, p. 445– 452, 2013.

SANTOS, D. M.; SILVA, K. A.; ARAÚJO, V. K. R.; ARAÚJO, E. L. Composition, species richness, and density of the germinable seed bank over 4 years in young and mature forests in Brazilian semiarid regions. **Journal of Arid Environments**, v. 129, p. 93-101, 2016.

SILVA, F.F.; SANTOS, T.A.; JESUS, E.C.; CHAER, G.M. Characterization of rizhobia and arbuscular mycorrhiza fungi in areas impacted by gravel mining in Brazil. **Revista Caatinga**, v. 32, n. 4, p. 995-1004, 2019.

SILVA, K. A.; SANTOS, D. M.; SANTOS, J. M.F.F.; ALBUQUERQUE, U. P; FERRAZ, E. M.N. C.; ARAÚJO, E. L. Spatio-temporal variation in a seed bank of a semi-arid region in northeastern Brazil. **Acta Oecologica**, v. 46. p, 25-32, 2013.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; NETO, A. M.; CAMPOS, W. H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como metodologia de restauração ecológica. **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015.

SOUSA, F. Q.; ANDRADE, L. A.; SILVA. P. C. C.; SOUZA, B. C. Q.; XAVIER, K. R. F. Banco de sementes do solo de caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. **Agrária**, v. 12, n. 2, p. 220-226, 2017.

SOUSA, F.Q.; SOUTO, J. S. ; LEITE, A. P. ; HOLANDA, A. C. ; AGRA, P. F. M. ; 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, p. 50120-50138, 2020. DOI:10.34117/bjdv6n7-605.

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. **Scientia Forestalis**, 49 (130), e3494, 2021.

CAPÍTULO III

SEMEADURA DIRETA DE ESPÉCIES ARBÓREAS EM ÁREA DEGRADADA NA CAATINGA SOB EFEITO DA SUPERAÇÃO DE DORMÊNCIA E USO DE HIDROGEL

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência da introdução de espécies arbóreas da Caatinga via sementeira direta em área degradada por extração de piçarra, utilizando estratégias para aumentar a germinação e estabelecimento das plantas. Foram obtidas sementes das espécies *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (angico-vermelho), *Aspidosperma pyriforme* Mart. & Zucc (pereiro), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (Timbaúba), *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz (pau-ferro), *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (sabiá), *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir (jurema-preta), *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke (jurema-branca) e *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson (catanduva) a partir de matrizes arbóreas da região. O estudo foi realizado em uma jazida de piçarra descomissionada localizada em Alto do Rodrigues, RN. Um experimento fatorial (2 x 2) em delineamento inteiramente casualizado foi montado para cada espécie para avaliar os efeitos da superação de dormência das sementes e do uso de hidrogel em berços de sementeira. Para cada tratamento foram preparados 9 berços onde foram semeadas 5 sementes em cada. Durante os primeiros meses foram analisadas a taxa de germinação e o índice de velocidade de emergência (IVE) e, após 14 meses, foram avaliadas a taxa de sobrevivência e de crescimento em altura das plantas. O tratamento para superação de dormência aumentou a taxa de germinação e o IVE de *M. caesalpiniiifolia*, *L. ferrea* e *contortisiliquum*. Após 14 meses, *P. moniliformis* e *L. ferrea* apresentaram menor taxa de sobrevivência quando aplicado o hidrogel no berço de plantio, enquanto estas mesmas espécies apresentaram maior sobrevivência quando as sementes passaram por tratamento para superação de dormência antes da sementeira. No geral, as espécies *E. contortisiliquum*, *P. moniliformis*, *L. ferrea*, *M. caesalpiniiifolia* e *M. tenuiflora* mostraram-se adequadas para o reflorestamento via sementeira direta em áreas degradadas por extração de piçarra na Caatinga por apresentarem alta germinação das sementes e sobrevivência e crescimento das plantas.

Palavras-chave: semiárido; exploração mineral; recuperação de áreas degradadas; reflorestamento.

ABSTRACT

The aims of this study were to evaluate the efficiency of introducing Caatinga tree species via direct seeding in an area degraded by piçarra extraction, using strategies to increase germination and plant establishment. Seeds of the species *Anadenathera colubrina* (Vell.) Brenan (angico-vermelho), *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc (pereiro), *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong (timbaúba), *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz (ironwood), *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth. (thrush), *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir (black jurema), *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke (white jurema) and *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson (catanduva) were obtained from mother trees in the region. The study was conducted in a decommissioned piçarra deposit found in Alto do Rodrigues, RN. A factorial experiment (2 x 2) in a completely randomized design was set up for each species to evaluate the effects of overcoming seed dormancy and the use of hydrogel in sowing holes. For each treatment, nine holes were prepared and 5 seeds were sown in each. During the first months, germination rate and emergence speed index (IVE) were analyzed and, after 14 months, survival rate and plant height growth. Treatments to overcome dormancy increased the germination rate and the IVE of *M. caesalpiniiifolia*, *L. ferrea* and *E. contortisiliquum*. After 14 months, *P. moniliformis* and *L. ferrea* showed a lower survival rate when the hydrogel was applied in the planting hole, while these same species showed greater survival when the seeds underwent treatment to overcome dormancy before sowing. In general, the species *E. contortisiliquum*, *P. moniliformis*, *L. ferrea*, *M. caesalpiniiifolia* and *M. tenuiflora* proved to be suitable for reforestation via direct seeding in areas degraded by piçarra extraction in the Caatinga because of their high seed germination and plant survival and growth.

Keywords: semiarid; mineral exploration; recovery of degraded areas; reforestation.

8. INTRODUÇÃO

A extração de piçarra (material de subsolo composto principalmente por silte, areia e cascalho) é uma atividade minerária que ocorre em inúmeras jazidas na Bacia Potiguar, RN, principal polo produtor de gás e petróleo em terra do Brasil. A piçarra é utilizada em maior parte como embasamento para a construção das estruturas utilizadas na exploração e produção de óleo e gás (bases de poço, centrais de resíduos etc.) e como pavimento das estradas de acesso a essas estruturas. A exploração da piçarra promove profundas mudanças na paisagem, com a remoção da cobertura vegetal e das camadas de solo fértil superficial, dificultando o reestabelecimento de comunidades florestais após a fase de exploração (SILVA *et al.*, 2012; RESENDE; CHAER, 2021).

O método mais comumente empregado para a revegetação de jazidas de piçarra no semiárido é o plantio de mudas de espécies nativas capazes de se estabelecer e desenvolver nesses ambientes (LIMA *et al.*, 2015). Porém, esse método apresenta elevados custos com operações de preparo de área, plantio e manutenção, sobretudo onde as condições ambientais resultam em lentidão de crescimento de mudas, além da baixa disponibilidade de um conjunto amplo de espécies nativas dos diferentes estratos vegetacionais (HOLL; AIDE, 2011).

Estudos recentes que avaliaram os efeitos de diferentes técnicas na recuperação de áreas que tiveram o horizonte superficial removido por atividades de mineração de piçarra, na Caatinga, encontraram resultados positivos (LIMA *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2017). Não obstante, algumas limitações se apresentaram, tais como a baixa densidade no estande de plantas relativo ao ambiente natural e o número de espécies plantadas majoritariamente pertencentes ao estrato arbóreo. O uso de *topsoil*, em conjunto ao plantio de mudas, tem sido proposto como alternativa para melhorar a diversidade de espécies, sobretudo de herbáceas nesses ambientes (LIMA *et al.*, 2015), porém a baixa disponibilidade de *topsoil*, devido à menor abertura de novas frentes de exploração e os altos custos da operação de transposição limitam o uso dessa técnica (CHAER *et al.*, 2021).

A semeadura direta ganhou destaque como método alternativo para a restauração florestal apenas recentemente, destacando-se pelo seu baixo custo de aplicação e versatilidade (PALMA; LAURANCE, 2015; PELLIZZARO *et al.*, 2017; SILVA; VIEIRA, 2017). Estima-se que os custos da restauração por meio da semeadura direta sejam de 30 a 40% do custo do plantio de mudas (GROSSNICKLE; IVETIĆ, 2017; RAUPP *et al.*, 2020). A semeadura direta apresenta ainda a vantagem ecológica de facilitar a introdução de espécies de diferentes estádios

sucessionais em altas densidades, podendo-se atingir estandes de plantas próximos aos encontrados em locais resilientes após distúrbios (FREITAS *et al.*, 2019).

Entretanto, vários fatores podem reduzir a eficiência da semeadura direta, tais como a imprevisibilidade da taxa de germinação em campo, a necessidade de maior controle da matocompetição nos primeiros anos após a germinação, a baixa viabilidade e ocorrência de dormência em sementes de muitas espécies e a mortalidade elevada das plantas, principalmente no primeiro ano (LAMB, 2011; RODRIGUES *et al.*, 2011). Logo, são fundamentais estudos para a seleção de espécies viáveis para a semeadura direta, ou seja, que apresentem alta capacidade de germinação e estabelecimento nos ambientes a serem revegetados. Igualmente importante, são os estudos que objetivam estabelecer ambientes e condições favoráveis de modo a aumentar as chances de germinação e estabelecimento das espécies em campo. Nesse sentido, vários estudos têm proposto o uso de práticas de condicionamento do berço de plantio com materiais orgânicos e hidrogel (SILVA;VIEIRA, 2017; SILVA *et al.*, 2015b), o uso de protetores de germinação (SANTOS *et al.* 2012) e o uso de tratamentos de superação de dormência das sementes (JESUS *et al.*, 2017; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013).

Na semeadura direta, para assegurar um rápido recobrimento do solo é necessário que as sementes germinem rapidamente. Não obstante, grande parte das espécies tropicais apresentam mecanismo de dormência, os quais são importantes como estratégia de perpetuação das espécies, pois evita a germinação das mesmas em épocas ou condições desfavoráveis (DAVIDE; SILVA, 2008). Por outro lado, a superação artificial da dormência para uso da semeadura direta pode promover a redução do tempo de emergência de plântulas, resultando em melhor aproveitamento das sementes disponíveis e na velocidade de revegetação do ambiente. Outra técnica que pode melhorar a embebição e germinação das sementes é o uso de hidrogel ou gel de plantio nos berços de semeadura. Este condicionador de solo tem sido frequentemente utilizado em berços de plantio no setor florestal, uma vez que pode garantir fornecimento de água às mudas recém-plantadas em períodos sem chuva (FONSECA *et al.*, 2017). Entretanto, não foram encontrados na literatura estudos que avaliassem os possíveis benefícios do hidrogel quando aplicado à semeadura direta em ambiente semiárido.

Nesse estudo foi avaliado o efeito de tratamentos de superação de dormência e de condicionamento de berços de plantio com hidrogel sobre as taxas de germinação e no estabelecimento de oito espécies arbóreas da Caatinga em uma área degradada por extração de piçarra. O estudo também objetivou selecionar as espécies mais aptas para a revegetação de áreas degradadas no bioma utilizando a semeadura direta.

8.1 MATERIAL E MÉTODOS

8.1.1 Caracterização da área de estudo

O local de estudo compreende uma jazida de piçarra (jazida J-1) localizada no município de Pendências, RN (5°S; 36°W) em área de atuação da Unidade de Operações de Exploração e Produção do Rio Grande do Norte e Ceará (UO-RNCE/PETROBRAS) situado no estado do Rio Grande do Norte. A jazida, com área aproximada de 6,5 ha, encerrou a operação de extração mineral em 2017. O modelo de exploração foi em cava plana com profundidade aproximada de 3 m (Figura 8). Em maio de 2017 foi realizada a subsolagem a 0,5 m de profundidade e 0,5 m de espaçamento entre sulcos de forma a promover a descompactação do substrato. A caracterização química do substrato é apresentada na tabela 14. O substrato apresentou 86% de areia, 6,15% de silte, 7,84% de argila sendo classificado como de textura arenosa.



Figura 8: Imagem da área de estudo representada por uma cava de mineração de piçarra após o descomissionamento (Jazida J-1, Pendências, RN).

O clima da região é do tipo BSw^h, conforme a classificação de Köppen, sendo quente e seco com estação chuvosa de janeiro a maio e estação seca de junho a dezembro (ALVARES

et al. 2014). A temperatura média anual é de 27,4°C, apresentando precipitação anual média de 673 mm.

Tabela 14: Caracterização química do solo da jazida de piçarra.

pH (H ₂ O)	N	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	(H+ AL)	CTC	V	MO
	%	... mg.L ⁻¹
			
5,3	0,24	1,3	49	2,3	3,5	1,2	3,3	9,12	64	0,4

8.1.2 Obtenção de sementes e testes de germinação

Sementes de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong, *Anadenathera colubrina* (Vell.), *Mimosa caesalpinifolia* Benth., *Libidibia ferrea* (Mart. Ex Tul.) L.P. Queiroz, *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir, *Piptadenia stipulacea* (Benth.) Ducke, *Aspidosperma pyrifolium* Mart. & Zucc e *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson foram coletadas de matrizes situadas nos municípios de Assú, Pendências e Alto do Rodrigues localizados no estado do Rio Grande do Norte. A escolha das espécies ocorreu em função da disponibilidade de sementes para coleta à época e a importância fitossociológica das espécies em áreas com vegetação nativa da região.

As sementes foram beneficiadas e amostras enviadas para a Embrapa Agrobiologia para a realização de testes de germinação sob condições de laboratório. Para cada espécie foram avaliados o percentual de germinação e o índice de velocidade de germinação (IVG) antes e após tratamento para superação de dormência.

Para isso, as sementes foram colocadas em germinador tipo B.O.D. com temperaturas alternada entre 25°C a 30°C a cada 12 hs. A germinação das sementes foi monitorada por até 30 dias. Para o cálculo do IVG foi utilizada a seguinte fórmula (POPINIGS, 1977):

$$IVE/IVG = \frac{x_1}{y_1} + \frac{x_2}{y_2} + \frac{x_3}{y_3} + \dots + \frac{x_n}{y_n}$$

onde,

x – número de sementes germinadas na data;

y – dias transcorridos a partir da data de incubação.

Os tratamentos aplicados para superação de dormência envolveram a imersão em H₂SO₄ por período recomendado para cada espécie conforme recomendações previamente publicadas (Tabela 15). Para *A. colubrina* (angico), entretanto, a superação de dormência foi realizada pela

imersão das sementes em água por período de 8 h. As sementes de *A. pyrifolium* (pereiro) não apresentam dormência, contudo, aplicou-se o mesmo tratamento de embebição feito para *A. colubrina*.

Tabela 15: Nome, forma da semente e tratamento de superação de dormência utilizado para oito espécies arbóreas da Caatinga avaliadas no estudo de semeadura direta em jazida de piçarra em Pendências, RN.

Nome científico	Nome comum	Forma da semente	Superação de dormência	Referência
<i>Anadenathera colubrina</i> (Vell.) Brenan	angico	achatada	imersão água/8 h	MAGALHÃES et al. (2021)
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart. & Zucc *	pereiro	achatada	imersão água/8 h	-
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	timbaúba	volumosa	H ₂ SO ₄ /30 min	SILVA et al. (2013)
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Ex Tul.) L.P	pau-ferro	volumosa	H ₂ SO ₄ /30 min	SILVA (2007)
<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth	sabiá	intermediária	H ₂ SO ₄ /10 min	SILVA (2007)
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir	jurema-preta	intermediária	H ₂ SO ₄ /10 min	SILVA (2007)
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	jurema-branca	volumosa	H ₂ SO ₄ /10 min	SILVA (2007)
<i>Pityrocarpa moniliformis</i> (Benth.) Luckow & R.W.Jobson	catanduva	intermediária	H ₂ SO ₄ /15 min	AZEVEDO et al. (2010)

*espécie cujas sementes não apresenta dormência.

8.1.3 Implantação e condução do experimento em campo

Para cada uma das oito espécies foi montado um experimento em delineamento inteiramente casualizado em arranjo fatorial (2 x 2) com nove repetições no interior da cava da jazida J-1. Como tratamentos, foram avaliados o efeito da superação de dormência das sementes (fator 1 com 2 níveis) e do condicionamento do berço de semeadura com hidrogel (copolímero poliacrílico de potássio poliacrilamida) (fator 2 com 2 níveis) sobre a emergência das sementes e estabelecimento das espécies. Os ensaios foram instalados em meados de abril de 2019, final do período de chuvas na região.

Cada unidade experimental consistiu em um berço de plantio com dimensões de 15 cm de diâmetro x 25 cm de profundidade dispostas no espaçamento de 1 m x 0,5 m (Figura 9). Todos os berços de plantio receberam 1 L de composto orgânico formado a partir da compostagem de esterco bovino e de aviário (50% umidade; 15% C-org; pH 6,0; 1% N-total; C/N 18; 80 mmol_c kg⁻¹).



Figura 9: Imagem da área experimental após a abertura dos berços de plantio no espaçamento de 1 m x 0,5 m em jazida de piçarra localizada em Pendências, RN.

Para aplicação do tratamento com hidrogel, o polímero foi previamente hidratado na proporção de 5 g para cada litro de água e um litro do gel foi aplicado no berço onde, previamente à sementeira, foi misturado na cova juntamente com o composto orgânico. Finalmente, em cada berço foram semeadas 5 sementes de determinada espécie a cerca de 2 cm de profundidade. Logo, para cada espécie foram contabilizados 36 berços, sendo 45 sementes por tratamento.

8.1.4 Etapa I: Taxa de emergência e índice de velocidade de emergência

Após a sementeira, foi realizado o monitoramento da emergência e sobrevivência aos 6, 7, 10, 20, 28, 35, 50, 103 e 132 dias.

Foram consideradas emergidas as plântulas que apresentaram protófilos visíveis, sendo a taxa de emergência para cada berço de plantio calculada conforme a seguinte fórmula:

$$Tx. \text{ de emergência/berço} = \left(\frac{N^{\circ} \text{ de sementes germinadas}}{N^{\circ} \text{ total de sementes plantadas}} \right) / NC \times 100$$

O índice de velocidade de emergência (IVE) por berço de plantio foi obtido conforme adaptação da fórmula usada para o cálculo do IVG:

$$IVE/berço = \frac{x_1}{y_1} + \frac{x_2}{y_2} + \frac{x_3}{y_3} + \dots + \frac{x_n}{y_n}$$

onde,

x – número de sementes emergidas;

y – dias transcorridos a partir da data da sementeira.

8.1.5 Etapa II: monitoramento da sobrevivência e crescimento das espécies

Aos 424 dias após a sementeira foram avaliadas as taxas de sobrevivência e de crescimento das espécies arbóreas. Para o cálculo da taxa de sobrevivência foi considerada a relação entre a quantidade de plantas vivas no berço aos 424 dias e o total de plântulas emergidas no respectivo berço até a última avaliação da etapa 1 (132 dias), conforme a seguinte equação:

$$Tx. sobrevivência/berço = \left[\left(\frac{N^{\circ} \text{ de plantas vivas}}{N^{\circ} \text{ de plantas emergidas}} \right) \times 100 \right]$$

Para a análise do crescimento em altura foi plotada a altura média em relação ao tempo em dias após a emergência (70, 103, 132, 344, 385 e 424 dias).

Para a obtenção da taxa de crescimento (cm/mês) para cada espécie foi utilizada a razão entre a altura média obtida na última avaliação (424 dias) e o tempo em meses decorrido entre a última avaliação de altura e o momento da sementeira, de acordo com a seguinte fórmula:

$$Tx. crescimento = \left(\frac{\text{Altura média final em cm}}{N^{\circ} \text{ de dias após a sementeira}} \right) \times 30$$

8.1.6 Análise dos dados

As variáveis obtidas foram submetidas à análise de variância (ANOVA) considerando o delineamento fatorial (2 x 2) inteiramente casualizado com duas fontes de variação (tratamentos para superação de dormência e aplicação de hidrogel). A significância entre os níveis dos dois fatores e de sua interação foram verificadas por meio do teste F, considerando o limite de 5% de probabilidade de aceitação da hipótese nula. As análises foram realizadas no programa Sisvar (FERREIRA, 2008).

8.2 RESULTADOS

Sob condições de laboratório, os tratamentos aplicados para a superação da dormência resultaram em aumento da taxa de emergência e do IVG de *P. stipulacea*, *M. caesalpinifolia*, *M. tenuiflora* e *P. moniliformis* (Tabela 16). O tratamento para superação de dormência também aumentou o IVG de *E. contortisiliquum* e *L. ferrea*. Como esperado, o tratamento de imersão em água não afetou *A. pyrifolium*, espécie cujas sementes não apresentam dormência. Já para *A. colubrina*, a imersão das sementes em água por 8 h resultou em redução significativa da taxa de germinação e do IVG (Tabela 15). Nesse caso, observou-se que as sementes que foram embebidas apresentaram sinais de apodrecimento precoce durante o período de incubação.

Tabela 16: Taxa de germinação e índice de velocidade de germinação (IVG) das oito espécies submetidas a tratamentos com superação de dormência (tratado) e sem superação (controle) sob condições de laboratório.

Espécies	Taxa de germinação (%)		IVG	
	Tratado	Controle	Tratado	Controle
<i>A. colubrina</i>	33b	91a	10b	20a
<i>A. pyrifolium</i> *	91 ^a	100a	11a	9.1a
<i>E. contortisiliquum</i>	100a	100a	11a	1,8b
<i>L. ferrea</i>	72 ^a	60a	11a	4,9b
<i>M. caesalpinifolia</i>	98 ^a	30b	23a	2,9b
<i>M. tenuiflora</i>	83 ^a	26b	19a	6,7b
<i>P. moniliformis</i>	83 ^a	22b	23a	2,6b
<i>P. stipulacea</i>	100a	71b	22a	15b

Médias seguidas por letra minúscula iguais na linha, dentro de cada variável, não se diferenciam entre si a 95% de probabilidade. *espécie cujas sementes não apresenta dormência.

Etapa I: Taxa de emergência e índice de velocidade de emergência

Sob condições de campo, três espécies apresentaram aumento na taxa de emergência e no IVE quando as sementes foram previamente tratadas para a superação da dormência. Assim, *M. caesalpinifolia* aumentou a taxa de emergência de 5,3% para 34,4% e o IVE de 0,10 para 0,49; *L. ferrea* aumentou a taxa de emergência de 6,7% para 55,6% e o IVE de 0,06 para 1,03, enquanto *E. contortisiliquum* aumentou a taxa de emergência de 26,7% para 90% e o IVE de 0,32 para 1,95 quando foi feita a superação de dormência ($p < 0,05$; Tabelas 17 e 18). *A. colubrina* não apresentou germinação quando submetida simultaneamente aos tratamentos com

superação de dormência e aplicação de hidrogel (Tabela 17) e *P. moniliformis*, apesar da superação de dormência não ter afetado a taxa de emergência, esse tratamento aumentou significativamente a velocidade de emergência com o índice IVE passando de 0,02 para 0,57 (Tabela 18).

Tabela 17: Taxa de emergência (%) de oito espécies arbóreas nativas da Caatinga aos quatro meses após a semeadura sob efeito de tratamentos para superação de dormência (D1) e sem tratamento (D0), e aplicação de hidrogel no berço de plantio (H1) e sem aplicação (H0) em jazida de piçarra em Pendências, RN.

Espécie	Hidrogel\Dormência	D0		D1		Média Geral	
<i>A. colubrina</i>	H0	6,7	aA	4,4	aA	5,6	A
	H1	11,1	A	-		5,6	
	Média Geral	8,9		2,2			
<i>A. pyrifolium</i>	H0	2,2	aA	2,2	aA	2,2	A
	H1	17,8	aA	8,9	aA	13,3	A
	Média Geral	10	a	5,6	a		
<i>E. contortisiliquum</i>	H0	28,9	bA	88,9	aA	58,9	A
	H1	24,4	bA	91,1	aA	57,8	A
	Média Geral	26,7	b	90	a		
<i>L. ferrea</i>	H0	6,7	bA	55,6	aA	31,1	A
	H1	6,7	bA	55,6	aA	31,1	A
	Média Geral	6,7	b	55,6	a		
<i>M. caesalpinifolia</i>	H0	4	bA	33,3	aA	18,7	A
	H1	6,7	bA	35,5	aA	21,1	A
	Média Geral	5,3	b	34,4	a		
<i>M. tenuiflora</i>	H0	20	aA	28,9	aA	24,4	A
	H1	8,9	aA	28,9	aA	18,9	A
	Média Geral	14,4	a	28,9	a		
<i>P. moniliformis</i>	H0	24,1	aA	6,7	aA	6,7	A
	H1	4,4	aA	11,1	aA	11,1	A
	Média Geral	8,9	a	8,9	a		
<i>P. stipulacea</i>	H0	13,3	aA	6,7	aA	10	A
	H1	4,4	aA	11,1	aA	7,8	A
	Média Geral	8,9	a	8,9	a		

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha (entre com e sem tratamentos para superação de dormência) e maiúsculas na coluna (entre com e sem hidrogel), diferem entre si pelo teste F da análise de variância a 95% de probabilidade.

O tratamento com aplicação de hidrogel no berço de plantio não afetou a germinação nem o índice de velocidade de emergência (IVE) das espécies avaliadas ($p < 0,05$).

Semelhante ao comportamento observado na taxa germinativa, quatro espécies tiveram o IVE influenciado positivamente pela quebra de dormência ao nível de significância definido ($p < 0,05$). Foram elas a *M. caesalpinifolia* (sabiá), *P. moniliformis* (catanduva), *L. ferrea* (jucá) e o *E. contortisiliquum* (timbaúba) (Tabela 18).

Tabela 18: Índice de velocidade de emergência (IVE) de oito espécies arbóreas nativas da Caatinga aos quatro meses após a sementeira sob efeito de tratamentos pré-germinativos com tratamento (D1) e sem tratamento (D0) e aplicação de condicionador de solo com hidrogel (H1) e sem hidrogel (H0) em jazida de piçarra em Pendências, RN.

Espécie	Hidrogel\Dormência	D0		D1	Média Geral	
<i>A. colubrina</i>	H0	0,13	aA	0,12	aA	0,13 A
	H1	0,9	aA	-	aA	0,45 A
	Média Geral	0,52	a	0,06	a	
<i>A. pyrifolium</i>	H0	0,02	aA	0,02	aA	0,02 A
	H1	0,13	aA	0,08	aA	0,11 A
	Média Geral	0,08	a	0,05	a	
<i>E. contortisiliquum</i>	H0	0,33	bA	1,88	aA	1,11 A
	H1	0,31	bA	2,01	aA	1,16 A
	Média Geral	0,32	b	1,95	a	
<i>L. ferrea</i>	H0	0,06	bA	1,01	aA	0,54 A
	H1	0,06	bA	1,05	aA	0,56 A
	Média Geral	0,06	b	1,03	a	
<i>M. caesalpinifolia</i>	H0	0,1	bA	0,44	aA	0,27 A
	H1	0,1	bA	0,54	aA	0,32 A
	Média Geral	0,1	b	0,49	a	
<i>P. moniliformis</i>	H0	0,001	bA	0,62	aB	0,38 A
	H1	0,035	bA	0,52	aA	0,27 A
	Média Geral	0,02	b	0,57	a	
<i>M. tenuiflora</i>	H0	0,37	aA	0,61	aA	0,49 A
	H1	0,25	aA	0,56	aA	0,4 A
	Média Geral	0,31	a	0,58	a	
<i>P. stipulacea</i>	H0	0,2		0,01	aA	0,15 A
	H1	0,1		0,17	aA	0,13 A
	Média Geral	0,15	a	0,13	a	

Médias seguidas de letras distintas, minúsculas na linha (entre com e sem tratamentos pré-germinativos) e maiúsculas na coluna (entre com e sem hidrogel), diferem entre si pelo teste F da análise de variância a 95% de probabilidade.

Etapa II: Taxas de crescimento em altura e sobrevivência

Os tratamentos aplicados para superação de dormência e aplicação de hidrogel no berço de plantio não afetaram significativamente o crescimento e sobrevivência das plantas que

emergiram durante a etapa I de monitoramento. Portanto, são apresentados os resultados das diferenças de crescimento e sobrevivência das espécies avaliadas.

A figura 10 apresenta a dinâmica de crescimento médio em altura das oito espécies. Em geral, é possível notar um período de baixo crescimento que corresponde ao período de estiagem (julho a janeiro), após o qual ocorre um maior incremento em altura no período das chuvas (janeiro a maio). Dentre as espécies avaliadas, quatro se destacaram quanto ao crescimento em altura: *M. caesalpinifolia* (sabiá), *L. ferrea* (jucá), *M. tenuiflora* (jurema-preta) e *E. contortisiliquum* (timbaúba) (Figura 10). Assim, aos 14 meses após a sementeira, *E. contortisiliquum* apresentou em média 38 cm de altura, *M. tenuiflora*, 28 cm, *L. ferrea*, 25 cm e *M. caesalpinifolia* atingiu média de 23 cm de altura. As demais espécies apresentaram valores inferiores a 7 cm médios aos 14 meses após a sementeira.

A dinâmica de crescimento em altura de *M. tenuiflora* apresentou um comportamento peculiar em relação às demais espécies, apresentando um baixo crescimento após a emergência, mas uma rápida aceleração a partir do início do período chuvoso do ano subsequente (Figura 10).

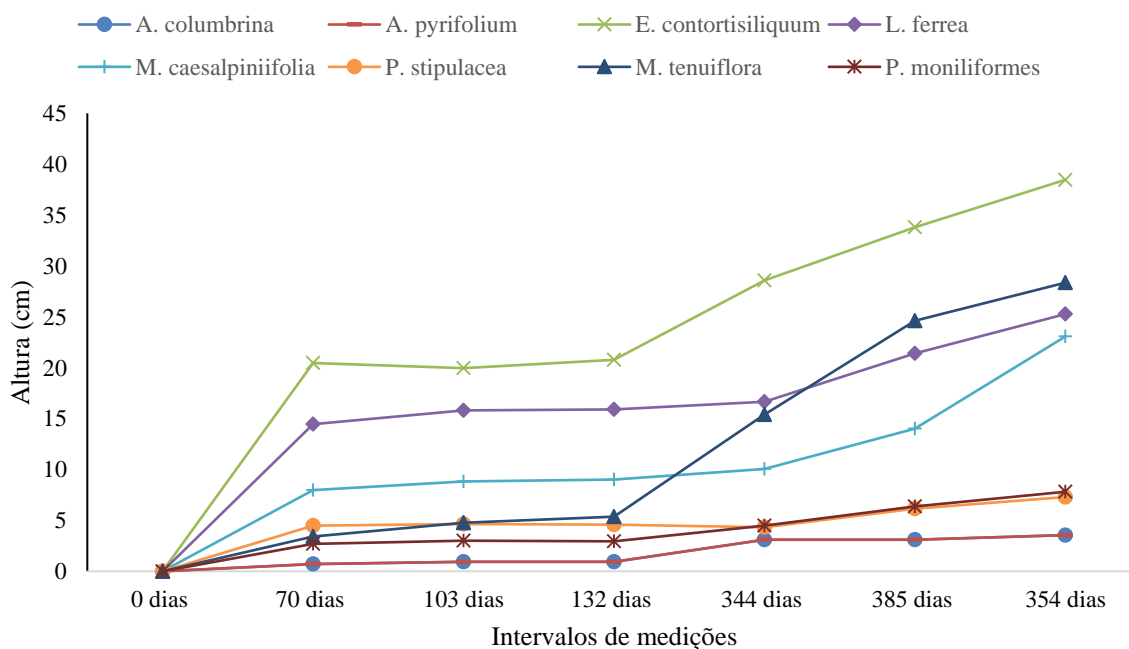


Figura 10: Altura média de oito espécies arbóreas da Caatinga introduzidas em área de jazida de piçarra via sementeira direta ao longo de 14 meses após a emergência.

De maneira geral, a taxa de sobrevivência se mostrou diferente entre as espécies. A taxa de sobrevivência aos 423 dias após a sementeira, relativa ao total de sementes que germinaram

e emergiram, variou entre 50% e 65% para as espécies *E. contortisiliquum*, *P. moniliformis*, *L. ferrea* e *M. caesalpiniiifolia* (Figura 11). As menores taxas de sobrevivência foram observadas para *A. pyriformium* e *A. colubrina*, com valores variando entre 8% e 12%. *M. tenuiflora* (45%) e *P. stipulacea* (30%) apresentaram valores intermediários de sobrevivência.

Uma segunda medida de ordem mais prática obtida foi o percentual de berços ocupados por pelo menos uma planta, já que na prática, em longo prazo, a presença de dois indivíduos na mesma posição não é necessária ou mesmo desejável. Nesse aspecto, *E. contortisiliquum* se destacou por apresentar 100% dos berços de plantio ocupados (Figura 5). Dentre as demais espécies, *M. tenuiflora* apresentou 67% dos berços ocupados, seguido por *L. ferrea* (64%), *P. moniliformis* (52) e *M. caesalpiniiifolia* (45%). *A. colubrina* apresentou apenas 14% dos berços ocupados e *A. pyriformium* 25%.

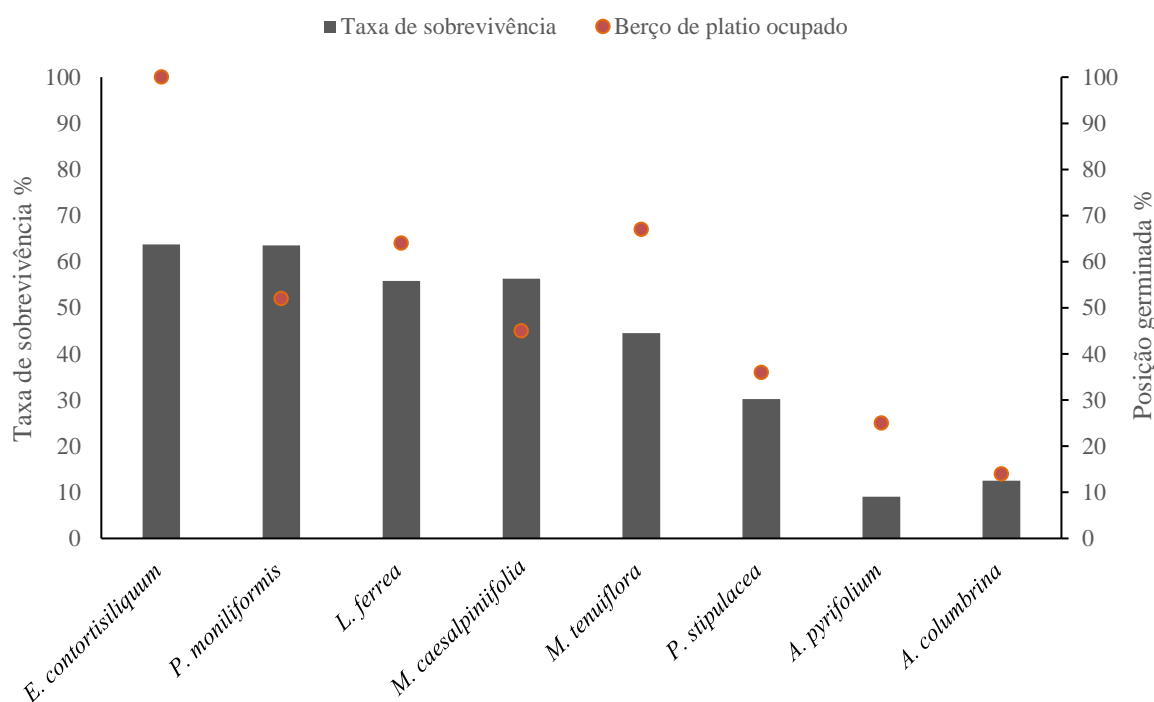


Figura 11: Taxa de sobrevivência e taxa de ocupação de berços de plantio (percentual de berços contendo pelo menos um indivíduo da espécie semeada) de oito espécies arbóreas da Caatinga aos 424 dias após a sementeira direta.

8.3 DISCUSSÃO

8.3.1 Importância da superação de dormência

O uso do método de quebra de dormência, nas avaliações em campo, aumentou a taxa de emergência e o índice de velocidade de emergência de três espécies: *M. caesalpiniiifolia*, *L. ferrea* e *contortisiliquum* (Tabelas 17 e 18). A superação de dormência sincroniza a germinação das sementes ao início das chuvas, mas aumenta o risco de mortalidade por efeitos estocásticos, como veranicos ou ataque de herbívoros (SILVA *et al.*, 2015; JESUS *et al.*, 2017). Entretanto, tratamentos de superação de dormência aumentaram a eficiência da semeadura direta em projetos de restauração de áreas degradadas no Cerrado ao promover maior emergência das sementes e o estabelecimento das plantas (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013a).

A quebra de dormência, além de possibilitar uma maior velocidade de emergência das sementes, também aumenta significativamente a taxa de emergência de muitas espécies. A sincronia dessas duas variáveis ocasiona um recobrimento mais rápido dos solos nos sítios degradados (FERREIRA *et al.*, 2009). Soma-se a isso, a diminuição na possibilidade de predação das sementes por vetores desconhecidos (AERTS *et al.*, 2006).

Nesse sentido, Ferreira *et al.* (2007) observaram que a utilização do tratamento para superar dormência de sementes mostrou-se eficiente em promover a emergência de plântulas das espécies *Senna multijuga* (L.C. Rich) Irwin et Barneby e *Senna macranthera* (Collad.) Irwin et Barneby.

Os resultados observados para algumas espécies do presente estudo são corroborados pelas observações feitas por Pereira, Laura, Souza (2013a) que estudando a eficiência da semeadura direta no reflorestamento através da semeadura direta de pastagem no Cerrado, concluíram que a superação de dormência ocasionou redução significativa do tempo de emergência e estabelecimento de todas as espécies avaliadas e também aumentou o recrutamento de *Mimosa caesalpiniiifolia* Benth, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub, *Dimorphandra mollis* Benth., *Copaifera langsdorffii* Desf. e *Hymenaea stigonocarpa* Mart. Ex Hayne.

8.3.2 Uso do hidrogel na semeadura direta

Um dos fatores de sucesso na semeadura direta compreende a manutenção da umidade no solo durante o período de embebição e emergência (FERREIRA *et al.*, 2009). Esse é um

fator crítico no bioma Caatinga, considerando ser comum a ocorrência de precipitações irregulares temporal e espacialmente.

Embora o uso de condicionadores de solo, como os polímeros hidroretentores (hidrogel), seja prática corriqueira nos plantios de mudas de espécies florestais, pois aumentam a sobrevivência e ampliam o período de plantio para além da época chuvosa (FONSECA *et al.*, 2017), esse material não tem sido utilizado em técnicas de semeadura direta, carecendo de informações sobre sua influência sobre a eficiência de germinação de sementes e sobrevivência de plantas. Os resultados deste trabalho sugerem que o hidrogel não influencia na taxa de germinação ou na velocidade de emergência. Uma possível explicação para esse resultado é que após a semeadura ocorreram constantes eventos de precipitação, fato que pode ter mascarado o efeito do hidrogel de garantir umidade à semente. Portanto, a umidade advinda da precipitação pode ter sido suficiente para garantir condições ótimas para germinação das sementes e manutenção das plântulas. De fato, a ausência de efeito do hidrogel em períodos de chuva foi relatado em estudo prévio, onde foram avaliados os efeitos do uso do hidrogel e da pré-hidratação de sementes na germinação a campo e na sobrevivência de *Acacia polyphylla*, *Albizia hasslerii*, *Apuleia leiocarpa*, *Jacaranda cuspidifolia* e *Triplaris americana* em área de Cerrado, no estado de Mato Grosso do Sul (DUBOC;NASCENTES, 2017). Entretanto, permanece a possibilidade de que o hidrogel possa ter efeitos favoráveis sobre a germinação e sobrevivência das espécies na eventualidade de estiagens após a semeadura.

8.3.4 Relação entre morfologia de sementes e desempenho na semeadura direta

Em geral, as taxas de germinação em campo das espécies avaliadas foram inferiores ao potencial observado em laboratório, principalmente quando as sementes passaram por tratamento de superação de dormência. Diversos fatores podem ter contribuído para o baixo percentual de emergência das espécies sob as condições da área experimental. Por exemplo, como não há proteção do substrato por vegetação, em eventos de precipitação, o escoamento superficial de água e sedimentos pode causar o soterramento das sementes, aumentando a camada de terra que deve ser rompida para emergência. Esse fator, associado à morfologia do cotilédone das espécies, sendo este último relacionado às características morfológicas da plântula -sementes maiores tendem a ter cotilédones hipógeo-armazenadores, enquanto sementes menores tendem a ter plântulas com cotilédones epígeo-foliáceos (RESSEL *et al.*, 2004; BARALOTO; FORGET, 2007; LOBO, 2012), pode ter dificultado ou até mesmo inviabilizado a emergência em campo de algumas espécies, a exemplo de *A. pyriforme* e *A.*

colubrina que apresentam cotilédones epígeo-foliáceos (RESSEL *et al.*, 2004; LOBO, 2012). Plântulas de cotilédone epígeo-foliáceo podem ter maior dificuldade em romper o solo ou a camada de serapilheira durante sua emergência, comparadas a plântulas de cotilédone hipógeo (SILVA; VIEIRA, 2017). Outros fatores que podem estar relacionados à menor emergência em campo são a predação por animais herbívoros e a ocorrência de condições subótimas de temperatura e umidade.

Silva e Vieira (2017), avaliando o efeito do tamanho e forma das sementes, bem como os tratamentos de profundidade de plantio (superfície e enterrada) e utilização de “*mulch*” (sem cobertura, cobertura de 5 cm e cobertura de 10 cm de palhada de braquiária) sobre a emergência, estabelecimento e crescimento de 16 espécies de árvores nativas do cerrado, observaram que sete das oito espécies de sementes achatadas obtiveram maior taxa de emergência quando semeadas na superfície do solo que enterradas.

A taxa germinativa também pode estar relacionada às características morfológicas das sementes, tais como a massa específica e o tamanho. Geralmente, observa-se uma correlação positiva entre o tamanho das sementes e a taxa de emergência devido ao conteúdo de reserva energética ser maior em sementes de maior tamanho (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013a; PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013b). Ferreira *et al.* (2009) verificaram que as espécies que apresentaram maior massa específica e maior tamanho apresentaram emergência mais rápida e maior sobrevivência aos 90 dias após a semeadura.

Nesse mesmo sentido, Santos *et al.* (2012) avaliando o estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas, em dois subsistemas com diferentes tipos de uso do solo, localizados em um agroecossistema, em Sergipe, observaram que o crescimento em altura e diâmetro de plantas de *E. velutina* nos dois ambientes foi típico do grupo ecológico das espécies pioneiras, principalmente devido ao rápido crescimento em campo. Além disso, outro fator que também pode ter contribuído para o seu desenvolvimento, foi o tamanho de suas sementes, uma vez que isso tem relação com o crescimento inicial das plantas, efeito esse que diminui à medida que elas se desenvolvem.

Algumas espécies da família Fabaceae com sementes maiores que 100 mg podem se estabelecer em áreas sem controle de plantas daninhas, enquanto espécies com sementes menores que 50 mg somente se estabelecem em áreas com controle de mato-competição, crescendo mais rápido que as espécies com sementes maiores (PEREIRA; LAURA; SOUZA, 2013a).

A espécie *E. contortisiliquum* (timbaúba), a qual apresentou uma das maiores taxas de sobrevivência (Figura 11), possui as sementes com os maiores valores de massa (g) dentre as estudadas, fato que corrobora os estudos citados que relacionam tamanho e germinação. Todavia, para uma resposta mais assertiva a respeito dessa hipótese, seria necessário aumentar o número de espécies testadas, adotando-se uma estratégia focada em estudar os efeitos de classes de peso de sementes sobre a taxa de emergência e sobrevivência na semeadura direta.

8.3.5 Desempenho da semeadura direta das espécies avaliadas

Baseado nos resultados aqui apresentados, entre as oito espécies arbóreas utilizadas neste estudo, além de *E. contortisiliquum*, as espécies *M. tenuiflora*, *L. ferrea* e *M. caesalpiniiifolia* se destacaram tanto com maiores valores de taxa de crescimento em altura quanto nos de taxa de sobrevivência aos 14 meses após a emergência (Figuras 10 e 11). Desse modo, essas espécies podem ser consideradas as mais aptas para uso na revegetação por semeadura direta de áreas degradadas por exploração ou deposição de piçarra na Caatinga. Estudos com outras espécies devem ser realizados para aumentar o rol de espécies recomendadas. Entretanto, o potencial de sementes de espécies de menor desempenho em germinação e crescimento também pode ser aproveitado, considerando a necessidade de se trabalhar com maiores densidades de sementes para garantir o estande de plantas desejado.

8.4 CONCLUSÕES

O tratamento para superação de dormência aumentou a taxa e velocidade de emergência na semeadura direta das espécies *E. contortisiliquum* (timbaúba), *L. ferrea*, (jucá) e *M. caesalpiniifolia* (sabiá) sob condições de um sítio degradado por exploração de piçarra na Caatinga.

A aplicação de hidrogel no berço de semeadura não afetou a emergência ou a velocidade de emergência das espécies avaliadas.

Tratamentos para superação de dormência ou condicionamento do berço de plantio com hidrogel não influenciaram na taxa de sobrevivência ou no crescimento das espécies aos 14 meses após a semeadura direta.

De forma geral, as espécies que apresentaram maior potencial para utilização na semeadura direta para a revegetação de áreas degradadas nas condições estudadas foram *E. contortisiliquum*, *P. moniliformis*, *L. ferrea*, *M. caesalpiniifolia* e *M. tenuiflora*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; GERD SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeit**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

AERTS, R.; MAES, W.; NOVEMBER, E.; NEGUSSIE, A.; HERMY, M.; MUYS, A. Restoring dry afro-montane forest using bird and nurse plant effects: direct sowing of *Oleauropea* ssp. *cuspidate* seeds. **Forest Ecology and Management**, v. 30, p. 23-31, 2006.

BARALOTO, C.; FORGET, P.M. Seed size, seedling morphology, and response to deep shade and damage in neotropical rain forest trees. **American Journal of Botany**, v. 94, n. 6, p. 901-911, 2007.

CHAER, G.M.; GONÇALVES, F.L.A.; SOUZA, M.P.; SILVA, F.F.; LIMA, K.D.R.; CAVALCANTE, C.R.; CAMPELLO, E.F.C.C.; CUNHA, C.F.; ARAÚJO, J.E.; FONTES, M.A.; 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 (eds.). **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF, Embrapa, 2021. p. 40-97.

DAVIDE, A.C.; SILVA, E.A.A.S. Sementes florestais. *In*: DAVIDE, A.C.; SILVA, E.A.A.S. (Eds). **Produção de sementes e mudas de espécies florestais**. Lavras: Ed. UFLA, 2008. p.11-82.

DOUST, S.J.; ERSKINE, P.D.; LAMB, D. Direct seeding to restore rainforest species: Microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. **Forest Ecology and Management**, 234: p.333-34, 2006.

DUBOC, E.; NASCENTES, T. F. Germinação a campo de arbóreas nativas com o uso de hidrogel. *In*: **Simpósio de Ciências Agrárias e Ambientais**. Monte Carmelo, 2017.

FERREIRA, R.A.; DAVIDE, A.C.; BEARZOTI, E.; MOTTA, M.S. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 3, p. 21-279, 2007.

FERREIRA, D. F. Análise estatística por meio do SISVAR (Sistema para Análise de Variância) para Windows versão 4.0. *In*: **Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria**, 45., 2000, São Carlos. Anais...São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FERREIRA, R. A.; SANTOS, P. L.; ARAGÃO, A. G.; SANTOS, T. I. S.; SANTOS NETO, E. M.; REZENDE, A. M. S. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe, **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 81, p. 037-046, 2009.

FONSECA, L.; ROITMAN, I.; JACOBSON, T. K. B.; OGATA, R. S.; SOLARI, A. F.; RIBEIRO, J. C. Viabilidade do Hidrogel na Recuperação de Cerrado sensu stricto com Espécies Nativas. **Floresta e Ambiente**; 24: e20160227, 2017.

FREITAS, M.G.; RODRIGUES, S.B.; CAMPOS-FILHO, E.M.; CARMO, G.H.P.; VEIGA, J.M.; JUNQUEIRA, R.G.P.; VIEIRA, D.L.M. Forest ecology and management evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 224–232, 2019.

GROSSNICKLE, S.C.; IVETIĆ, V. Direct seeding in performance review reforestation field. **Reforesta**, v. 4, p. 94–142, 2017. doi:dx.doi.org/10.21750/.

HOLL, K.D.; AIDE, T.M. Forest ecology and management when and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, 261, p.1558–1563, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>.

JESUS, J. B.; FERREIRA, R. A.; GAMA, D. C.; GOES, J. H. A. Estabelecimento de Espécies Florestais Nativas Via Semeadura Direta no Rio Piauitinga – Sergipe, **Floresta e Ambiente**, v. 24, p. e20150288, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.028815>.

LAMB, D. Ecological restoration. *In*: D. Lamb (ed.). **Regreening the bare hills: tropical forest restoration in the Asia-Pacific region**. Springer, New York, 2011. p. 325-355.

LIMA, K. D. R., CHAER, G. M., ROWS, J. R. C., MENDONÇA, V., RESENDE, A. S. Seleção de espécies arbóreas para revegetação de áreas degradadas por mineração de piçarra na caatinga. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, n. 1, p. 203 – 213, 2015.

LIMA, K. D. R.; CAMARA, RODRIGO.; CHAER, G. M.; PEREIRA, M. G.; RESENDE, A. S. Soil fauna as bioindicator of recovery of degraded areas in the caatinga biome. **Revista Caatinga**, v. 30, n. 2, p. 401 – 411, 2017.

LOBO, G. A. **Ensaio para a validação de metodologias para germinação de diásporos de espécies arbóreas do cerrado**. Dissertação de Mestrado em Biologia Vegetal - Universidade de Uberlândia, Uberlândia, MG. 2012.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. v.1. 351p.

MAGALHÃES, S. C.; TEIXEIRA, M. C. S. A.; MENDES, M. R. A.; LEMOS, J. R.; RODRIGUES, B. J. S. Morfometria de frutos e sementes e métodos para superação da dormência de *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (Fabaceae). **Research, Society and Development**, v. 10, n. 3, e6010313034, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i3.13034>.

MELO, A. F. R.; NOGUEIRA JUNIOR, L. R.; GUIMARÃES, M. C.; AMORIM, J. R. A. Semeadura Direta de Espécies Arbóreas da Caatinga e Mata Atlântica na Recomposição de Áreas de Reserva Legal e Mata Ciliar no Agreste Sergipano: Observações Iniciais. **In: IV Seminário de Iniciação Científica e Pós-Graduação da Embrapa Tabuleiros Costeiros**, 2014.

PALMA, A.C.; LAURANCE, S.G.W. A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? **Applied Vegetation Science**, 18, p. 561–568, 2015. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>.

PELLIZZARO, K.F.; CORDEIRO, A.O.O.; ALVES, M., RIBEIRO, F.; MOTTA, C.P.; REZENDE, G.M.; SILVA, R.R.P.; SCHMIDT, I.B. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, p. 681–693, 2017. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, L. T. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 148-156. 2013 DOI: 10.1590/S0100-204X2013000200004.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, L. T. Establishment of Fabaceae Tree Species in a Tropical Pasture: Influence of Seed Size and Weeding Methods Restoration **Ecology** v. 21, n. 1, p. 67–74, 2013. doi: 10.1111/j.1526-100X.2011.00858.x.

POPINIGIS, F. **Fisiologia da semente**. Brasília: Ministério da Agricultura, 1977. 232 p.

RAUPP, P. P.; FERREIRA, M. C.; ALVES, M.; CAMPOS-FILHO, E. M.; SARTORELLI, P. A. R.; CONSOLARO, H. N.; VIEIRA, D. L. MASCIA. Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105-788, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105788>.

RESENDE, A.S., & CHAER, G. M. **Recuperação ambiental em áreas de produção de petróleo e gás em terra na Caatinga**. Brasília-DF, Embrapa, 2021. 155p.

RESSEL, K.; GUILHERME, A. G. F.; SCHIAVINI, I.; OLIVEIRA, P.E. Ecologia morfofuncional de plântulas de espécies arbóreas da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 2, p. 311-323, 2004.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A.G.; ARONSON, J.; BARRETO, T.E.; VIDAL, C.Y.; BRANCALION, P.H.S. Forest ecology and management large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1605–1613, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>.

SALES, F. C. V.; BAKKE, O. A.; BAKKE, I. A.; SOUZA, B. V.; FERREIRA, C. D.; BAKKE, E. A. How do Native Trees Establish on Degraded Caatinga Sites? **Journal of Experimental Agriculture International**, 32 (1), p.1-9, 2019.

SANTOS JÚNIOR, N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar, **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2004.

SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de Semeadura direta para recuperação de áreas degradadas, **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012.

SILVA, C. F. et al. Fungos micorrízicos arbusculares e proteína do solo relacionada à glomalina em área degradada por extração de argila e revegetada com eucalipto e acácia. **Ciência Florestal**, v. 22, n. 4, p. 749-761, 2012.

SILVA, A. C. F., SILVEIRA, L. P., NUNES, I. G., & SOUTO, J. S. (2013). Superação de dormência de *Enterolobium contortisiliquum* Mor. (Vell.) Morong. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4, p. 1-6, 2013.

SILVA, K. A.; MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; CAMPOS, W. H. Semeadura direta com transposição de serapilheira como Metodologia de restauração ecológica, **Revista Árvore**, v. 39, n. 5, p. 811-820, 2015.

SILVA, R.R.P.; OLIVEIRA, D.R.; DA ROCHA, G.P.E.; VIEIRA, D.L.M. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 393-401, 2015.

SILVA, R.R.P.; VIEIRA, D.L.M., Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, v. 20, p. 410–421, 2017. <https://doi.org/10.1111/avsc.12281>