



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ**  
**CENTRO DE CIÊNCIAS DEPARTAMENTO**  
**DE BIOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**JUAN GUILLERMO CADENA MORENO**

**INFLUÊNCIA DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA PARA SEQUESTRO DE**  
**CARBONO EM ÁREAS TROPICAIS SEMI-ÁRIDAS SUBMETIDAS A**  
**PROCESSOS DE DESERTIFICAÇÃO**

**FORTALEZA**

**2024**

JUAN GUILLERMO CADENA MORENO

INFLUÊNCIA DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA PARA SEQUESTRO DE  
CARBONO EM ÁREAS TROPICAIS SEMI-ÁRIDAS SUBMETIDAS A  
PROCESSOS DE DESERTIFICAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Profa. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
vaSistema de Bibliotecas  
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

M842i Moreno, Juan Guillermo Cadena.  
Influência da restauração ecológica para sequestro de carbono em áreas tropicais semi-áridas submetidas a processos de desertificação / Juan Guillermo Cadena Moreno. – 2024. 61 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Fortaleza, 2024. Orientação: Prof. Dr. Maria Eugenia Ortiz Escobar.

1. Desertificação. 2. Caatinga. 3. Solos. 4. Carbono. 5. Biomassa. I. Título.

CDD 577

---

JUAN GUILLERMO CADENA MORENO

INFLUÊNCIA DA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA PARA SEQUESTRO  
DE CARBONO EM ÁREAS TROPICAIS SEMI-ÁRIDAS  
SUBMETIDAS A PROCESSOS DE DESERTIFICAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de Concentração: Ecologia e Recursos Naturais

Aprovada em: 19/02/2024

BANCA EXAMINADORA

---

Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dr. Rafael Carvalho da Costa  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dr. Kaio Gráculo Vieira Garcia  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar por agradecer a Deus por me ter dado a coragem necessária para superar cada um dos meus obstáculos acadêmicos e a sabedoria para ultrapassar as diferentes adversidades que experimentei durante meu processo de formação como Mestre em Ecologia e Recursos Naturais; não há dúvida de que a fé foi a chave para o meu desenvolvimento profissional longe do meu país e dos meus entes queridos.

Em segundo lugar, gostaria de dedicar esta investigação à minha querida mãe María del Pilar Moreno Agudelo, que foi a pessoa que nunca duvidou do meu potencial e que me motivou, desde criança, o valor do empenho e da disciplina, que têm sido duas ferramentas fundamentais para cumprir cada uma das minhas conquistas pessoais e profissionais.

Em terceiro lugar, tive o privilégio de conhecer uma série de pessoas maravilhosas que se tornaram a minha família adotiva durante os períodos acadêmicos, amigos a quem chamo irmãos e irmãs que, tal como eu, deixamos os nossos países com o desejo de realizar um sonho, razão pela qual a solidão só pode ser compreendida por quem a vive. Sem medo de me enganar, esta família adotiva: Yenny Torres, Waldir Gallo, Winston Gallardo, Carlos Guitierrez, Victor Tegoma, Alex Cañar, Atilas Rodrigues, Evelyn Quinteros, Elmer Espino, Alber Costa, Rodrigo Bezerra e muitas outras pessoas a quem devo meu mais sincero afeto porque contribuíram de forma positiva ao desafio de me formar e viver num país desconhecido.

Em quarto lugar, e não menos importante, agradeço de forma especial a todo o grupo de professores do programa em Ecologia e Recursos Naturais, ao grupo de professores do departamento de Ciências do Solo e à equipe de pesquisa "Qualidade do Solo e Química Ambiental - QSQA" liderado pela minha orientadora María Eugenia Ortiz Escobar, uma mulher admirável, incansável e determinada que testou todos os meus níveis de pressão para alcançar os melhores resultados possíveis. Obrigado, professora, coincidir com você me enche de orgulho. Finalmente, gostaria de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa do mestrado e à Universidade Federal do Ceará por me dar a oportunidade de continuar a minha formação como pesquisador.

## RESUMO

O nordeste do Brasil enfrenta processos de desertificação devido ao seu clima semiárido. Essa região é reconhecida por ser uma das mais povoadas do mundo e com elevado índice de pobreza. Essa população depende dos recursos naturais para o desenvolvimento de suas atividades diárias, e o mau uso dos recursos como a criação do gado e desmatamento da caatinga é um problema crescente no semiárido. Assim, o objetivo deste trabalho foi identificar o potencial da restauração do Bioma caatinga através de estoques de carbono e biomassa. Neste trabalho, foram analisadas três áreas (A - Área degradada, B - Área de restauração, C - Área Testemunha) no município de Jaguaribe - CE, comparando atributos físicos e químicos do solo, (indicadores de fertilidade e disponibilidade de nutrientes, atividade microbiana - RBS) e cálculo de biomassa vegetal com base no diâmetro do caule ao nível do solo. Os resultados indicam que a área de restauração melhorou significativamente seus atributos físicos e químicos do solo de uma forma que não diferiu estatisticamente da área de testemunha. Além disso, os estoques de carbono nas áreas avaliadas  $A = 9,10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ,  $B = 15,16 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $C = 17,80 \text{ Mg ha}^{-1}$  aumentaram consideravelmente, o que possibilitou a revegetação e, conseqüentemente, a produção de biomassa  $B = 36,2 \text{ t ha}^{-1}$  e  $C = 43,8 \text{ t ha}^{-1}$ . A área A não apresentou vegetação durante o estudo, razão pela qual o estoque de biomassa não foi estimado, o que corrobora que a restauração ecológica é uma solução baseada na natureza para contribuir com a mitigação das mudanças climáticas e fornecer serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono e geração de biomassa, benéficos para todas as espécies, inclusive para os seres humanos.

**Palavras-chave:** desertificação; caatinga; solos; carbono; biomassa.

## ABSTRACT

The northeast of Brazil is facing desertification due to its semi-arid climate. This region is known for being one of the most populated in the world and for having a high poverty rate. This population depends on natural resources for their daily activities, and the misuse of resources such as cattle farming and deforestation of the caatinga is a growing problem in the semi-arid region. The aim of this study was therefore to identify the potential for restoring the caatinga biome through carbon and biomass stocks. In this work, three areas were analyzed (A- Degraded Area, B - Restoration Area, C - Test Area) in the municipality of Jaguaribe - CE, comparing physical and chemical soil attributes (indicators of fertility and nutrient availability, microbial activity - RBS) and calculating plant biomass based on stem diameter at ground level. The results indicate that the restoration area significantly improved its physical and chemical soil attributes in a way that did not differ statistically from the control area, which corroborates that ecological restoration is a nature-based solution to contribute to climate change mitigation and provide ecosystem services, such as carbon sequestration and biomass generation, beneficial to all species, including humans. The results indicate that the restoration area significantly improved its physical and chemical soil attributes in a way that did not differ statistically from the control area. In addition, the carbon stocks in the evaluated areas  $A = 9.10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ,  $B = 15.16 \text{ Mg ha}^{-1}$  and  $C = 17.80 \text{ Mg ha}^{-1}$  increased considerably, which enabled revegetation and, consequently, biomass production  $B = 36.2 \text{ t ha}^{-1}$  and  $C = 43.8 \text{ t ha}^{-1}$ . Area A has no vegetation, which is why the biomass stock was not estimated. This corroborates that ecological restoration is a nature-based solution to help mitigate climate change and provide ecosystem services, such as carbon sequestration and biomass generation, which are beneficial to all species, including humans.

**Keywords:** desertification; caatinga; soils; carbon; biomass.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição geográfica das terras secas, delimitada por índice de aridez.....	11
Figura 2 - Núcleos de desertificação do estado Ceará.....	15
Figura 3 - Principais Biomas do Nordeste Brasileiro .....	15
Figura 4 - localização da área de estudo.....	22
Figura 5 - Núcleos de desertificação do Ceará.....	23
Figura 6 - Área Degradada (A), Área Restauração (B), Área Testemunha (C) .....	25
Figura 7 - Densidade para as três áreas.....	32
Figura 8 - Valores de pH e CE das três áreas avaliadas.....	34
Figura 9 - Macronutrientes, micronutrientes e acidez potencial do solo nas três áreas .....	36
Figura 10 - Teor de nitrogénio nas três zonas avaliadas .....	38
Figura 11 - Respiração Basal do Solo (RBS) nas três áreas avaliadas.....	39
Figura 12 - Conteúdo Carbono orgânico total e Matéria Orgânica.....	41
Figura 13 - Estoques de Carbono do Solo nas três áreas avaliadas .....	43
Figura 14 - Espécies da Caatinga na Área de Restauração .....	44
Figura 15 - Espécies da Caatinga na Área de Testemunha .....	45

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Ações antrópicas motivadoras e intensificadoras da desertificação .....	12
Tabela 2 - Principais causas naturais da desertificação .....	13
Tabela 3 - Degradações manifestadas em decorrência da ação do homem .....	17
Tabela 4 - intervenções na área de restauração .....	26
Tabela 5 - Granulometria do solo nas três áreas avaliadas .....	33
Tabela 6 - Análise de variância para atributos do solo nas três áreas avaliadas .....	37
Tabela 7 - Análise de variância para micronutrientes do solo nas três áreas avaliadas .....	38
Tabela 8 - Índices de Diversidade na Área de Restauração .....	47
Tabela 9 - Índices de Diversidade na Área Testemunha .....	47

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	9
2	REVISÃO DE LITERATURA.....	10
2.1	Desertificação no mundo.....	10
2.1.1	<i>Desertificação no Brasil e Mudanças climáticas</i> .....	14
2.2	Restauração Ecológica como uma Solução Baseada na Natureza (SBN) .....	18
2.2.1	<i>Estoques de carbono como um serviço ecossistêmico</i> .....	20
3	MATERIAIS E MÉTODOS .....	22
3.1	Caracterização da área de estudo .....	22
3.2	Histórico das Áreas.....	25
3.2.1	<i>Área Degradada (A)</i> .....	25
3.2.2	<i>Área de Restauração (B)</i> .....	25
3.2.3	<i>Área Testemunha (C)</i> .....	27
3.3	Coleta das amostras de solo .....	27
3.3.1	<i>Análises laboratoriais</i> .....	28
3.4	Coleta e análises da biomassa vegetal.....	30
3.5	Análise de dados .....	32
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	32
4.1	Propriedades físicas do solo nas áreas avaliadas .....	32
4.2	Propriedades químicas do solo nas áreas avaliadas. ....	34
4.3	Atividade Microbiana do Solo.....	39
4.4	Teor de Carbono Orgânico do Solo e Estoques de Carbono .....	41
4.5	Estoques de Carbono.....	43
4.6	Estoques da Biomassa e Diversidade da Caatinga .....	44
4.7	Análise de componentes principais PCA .....	50
5	CONCLUSÕES .....	51
	REFERÊNCIAS .....	52

## 1 INTRODUÇÃO

Segundo a Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (UNCCD, 2008), desertificação é a degradação de terras nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas, em decorrência de ações antrópicas e mudanças climáticas. Dentre os fatores que causam a desertificação, pode-se citar o uso intensivo do solo sem manejo adequado, o desmatamento de grandes áreas, as queimadas indiscriminadas, a sobrecarga animal, a erosão hídrica e eólica, as secas prolongadas e as enchentes.

O semiárido brasileiro é um deserto em formação, devido à ruptura do equilíbrio instável desse ambiente, considerando a atividade humana como a principal causa do processo de desertificação (Vasconcelos, 2004). A desertificação é um fenômeno que afeta a qualidade do solo, reduz os recursos naturais, restringe o desenvolvimento econômico local e ameaça diretamente os meios de subsistência de bilhões de pessoas em todo o mundo (Guo et al., 2017).

A restauração ecológica é, portanto, um processo fundamental para mitigar os impactos da desertificação e das mudanças climáticas, pois restaura e/ou aprimora os serviços ecossistêmicos que são benéficos para todos. Também é válido afirmar que a restauração ecológica contribui positivamente para o cumprimento das metas de desenvolvimento sustentável propostas pelas Nações Unidas para a agenda 2030 (ONU, 2019).

Em 2014, a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (Funceme) implementou um projeto que visava a recuperação de cinco hectares severamente degradados, em caráter experimental, na bacia do riacho Brum, no município de Jaguaribe (FUNCEME, 2016). O riacho Brum faz parte de um dos três núcleos de desertificação do estado do Ceará. "Núcleo III - Médio Jaguaribe na bacia hidrográfica do riacho Brum Ceará", onde o uso da terra é caracterizado por exploração madeireira, queimadas e desmatamentos sem quaisquer práticas conservacionistas (PAE-CE, 2010).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi identificar o potencial da restauração no bioma caatinga como reservatório de carbono, para ajudar a mitigar as mudanças climáticas, por meio dos componentes físico-químicos do solo que influenciam a capacidade de gerar biomassa e fixar carbono, fundamentais para os serviços ecossistêmicos abordados neste trabalho.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Desertificação no mundo

O problema da desertificação não é um fenômeno pertinente apenas à sociedade atual. Relatos históricos evidenciam esse problema em pelo menos três regiões do Mundo em tempos pretéritos: Mediterrâneo, Mesopotâmia, e Loess Chineses (Nascimento, 2013). A desertificação é a degradação do solo em áreas áridas, semiáridas e subúmidas secas, conhecidas coletivamente como terras secas, resultante de muitos fatores, incluindo atividades humanas e variações climáticas (IPCC, 2018).

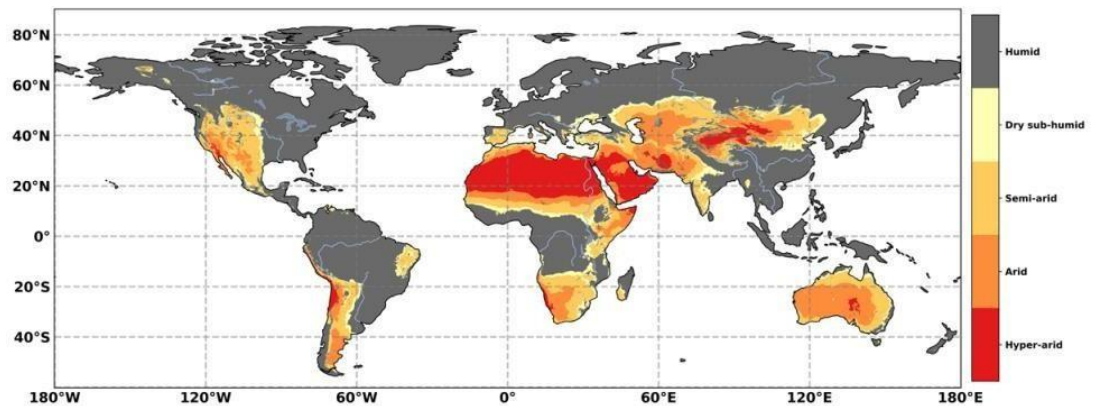
Um terço da superfície terrestre, mais de 4 bilhões de hectares, está ameaçada pela desertificação (Tahim, 2023). As terras secas constituem mais de 41% da superfície da Terra, povoada por mais de 2 bilhões de pessoas (Banaag, 2006). Assim, a intensidade da desertificação aumentou em algumas áreas de terras secas nas últimas décadas (IPCC, 2019a).

A desertificação foi identificada como um dos maiores desafios para o desenvolvimento sustentável durante a Cúpula da Terra do Rio 1992. Dois anos depois, em 1994, a Assembleia Geral estabeleceu a Convenção das Nações Unidas de Luta à Desertificação (UNCCD) e declarou o Dia 17 de junho "Dia Mundial de Combate à Desertificação e à Seca".

Mais tarde, em 2007, a ONU declarou a Década das Nações Unidas para os Desertos e a Luta contra a desertificação 2010-2020 para mobilizar ações globais para combater a degradação do solo e desde 2017, a UNCCD tem apoiado os países a desenvolver planos de ação nacionais para reduzir os desastres causados pela seca, em áreas áridas, semiáridas e secas subúmidas, que muitas vezes abrigam os ecossistemas e as pessoas mais vulneráveis (ONU, 2018).

Deve-se ressaltar que o Índice de Aridez (IA) é utilizado como parâmetro mundial para delimitar, do ponto de vista climático, as ASD (áreas suscetíveis à desertificação). O IA resulta do quociente entre a Precipitação Média Anual e a Evapotranspiração Potencial Anual, que foi desenvolvido por Thornthwaite (1941).

Figura 1. Distribuição geográfica das terras secas, delimitada por índice de aridez.



Fonte: (IPCC, 2019a)

Existem evidências de que a desertificação ameaça a capacidade dos ecossistemas e das economias em fornecer os bens e serviços de que a sociedade necessita (Rosenzweig *et al.*, 2008). As perdas econômicas globais causadas pela desertificação e pela seca atingem US\$  $4,2 \times 10^{10}$  por ano (Li *et al.*, 2018). A preocupação está formalizada em distintos manifestos, como a "Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável", a qual estabeleceu os objetivos do controle da desertificação e reversão da degradação da terra (Li *et al.*, 2018). Segundo Middleton e Thomas (1997) os processos de desertificação possuem múltiplas origens por que têm uma complexa interação de fatores culturais, sociais, políticos e econômicos, além disso a transversalidade entre esses fatores ocorre de maneiras distintas. As peculiaridades da desertificação dependem de características do desenvolvimento de cada localidade.

Com base em estudos perpetrados por Vasconcelos Sobrinho (1971), Rodrigues (2006) e Lemos (2012), é possível mencionar alguns dos fatores motivadores e intensificadores da desertificação, com origem no homem e sua interação com a natureza (Tabela1).

Tabela 1 Ações antrópicas motivadoras e intensificadoras da desertificação.

<b>AÇÃO</b>	<b>CARACTERIZAÇÃO</b>
<b>ANTRÓPICA</b>	
<b>Mau uso do solo em atividades agropecuárias</b>	O uso dos recursos naturais sem respeitar os períodos de recuperação desses ambientes pode ocasionar perda gradativa da resiliência até a extenuação físico-biológica.
<b>Desmatamento descontrolado</b>	A perda da cobertura vegetal deixa o solo desprotegido, exposto ao sol e sem reposição de matéria orgânica, suscetível à erosão.
<b>Uso excessivo de fertilizantes e defensivos agrícolas</b>	Os defensivos agrícolas e fertilizantes, ao serem utilizados sem a devida assistência técnica, podem ocasionar a contaminação do solo e do lençol freático, além de promover impactos negativos em agentes polinizadores e em toda fauna local.
<b>Pecuária extensiva</b>	O confinamento de grandes rebanhos em limitadas áreas de pastagem promove um excesso de pisoteamento e consequente compactação e endurecimento do solo. Isto torna o solo suscetível à erosão, fazendo com que a chuva, por não poder infiltrar.
<b>Concentrações populacionais superiores à capacidade de suporte do ambiente</b>	A concentração de elevado número de habitantes em pequenas propriedades forçará os seus moradores a buscar outras porções de terra para o plantio. Assim, como meeiros, arrendam fragmentos de grandes propriedades que desflorestam, queimam e preparam a terra para o plantio e, como pagamento, dividem a sua produção. Passado o período chuvoso, essa terra é devolvida aos proprietários, sem cobertura vegetal e, sem uso, fica exposta ao sol, perdendo, cada vez mais, sua capacidade produtiva.
<b>Elevada concentração da propriedade da terra</b>	A concentração de grandes propriedades nas mãos de poucos proprietários e o elevado número de pequenas propriedades (até 5ha), obstruem o desenvolvimento de uma agricultura sustentável, respeitando períodos de pousio e rotação de culturas.
<b>Uso irracional das águas</b>	As águas do subsolo em localidades que apresentam condições geológicas predominantemente cristalinas, possuem alto teor de sódio e, quando usadas na agricultura, podem danificar permanentemente o solo.

Fonte: Vasconcelos Sobrinho (1971), Rodrigues (2006) e Lemos (2012).

Adicionalmente, o rigor das condições climáticas é evidenciado por Vasconcelos Sobrinho (2004), quando enuncia as principais causas naturais da desertificação, apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Principais causas naturais da desertificação

<b>1</b> Profundidade dos solos	<b>2</b> Composição e espessura dos horizontes que servem de substrato à cobertura vegetal
<b>3</b> Incapacidade de retenção das águas da chuva	<b>4</b> Escassez de chuvas
<b>5</b> Distribuição irregular das precipitações pluviométricas	<b>6</b> Elevadas temperaturas do solo e do ar
<b>7</b> Baixa umidade relativa do ar	<b>8</b> Alta luminosidade e amplo fotoperíodo

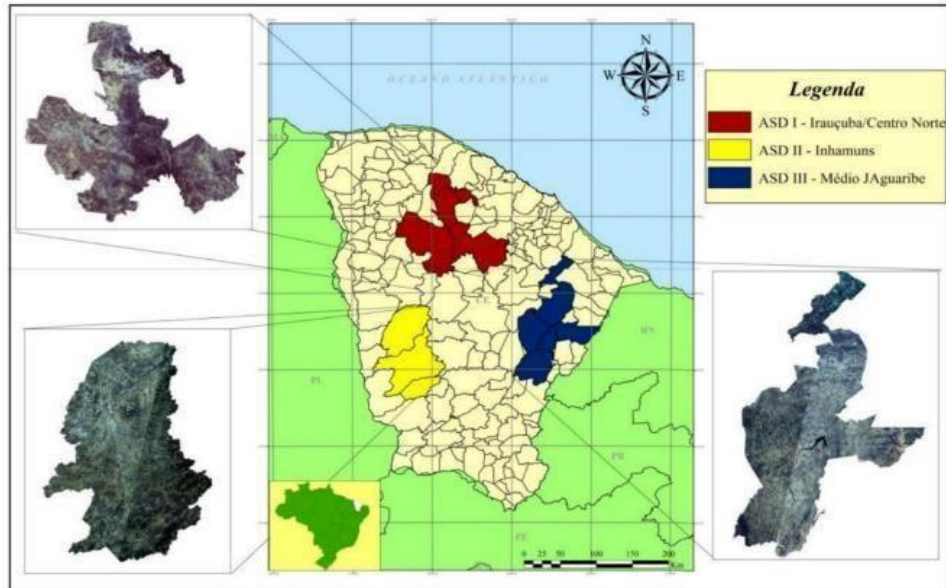
Fonte: Vasconcelos Sobrinho (2004).

### **2.1.1 Desertificação no Brasil e Mudanças climáticas**

A Região Nordeste do Brasil tem baixos indicadores socioeconômicos, que são mais críticos nas áreas rurais (Monteiro, 2003). O Nordeste contribui com aproximadamente 13,65% do PIB nacional, valor bem inferior se comparado ao da Região Sudeste, que chega a 58,18% (Souza; Oliveira, 2002). Além disso é a região com os maiores problemas ambientais de degradação e desertificação do solo, com um total de 1.143.491 km<sup>2</sup> de áreas suscetíveis à desertificação (ASD). Cerca do 13% da população nacional vivem na Região Semiárida do Nordeste Brasileiro (RNBS) (IBGE, 2018), tornando-a uma das regiões secas mais povoadas do Brasil e do mundo (RÊGO, 2012). Aproximadamente mais de 53 milhões de habitantes e uma densidade populacional de cerca de 34 habitantes por km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).

A região semiárida do nordeste brasileiro, apresenta uma delimitação oficial baseada em três critérios: a) pluviosidade média anual de 800 mm ou menos; b) índice de aridez (Thornthwaite, 1941) até 0,5 e c) percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60% (BRASIL, 2016). O Brasil não possui áreas com clima árido, apenas semiárido e subúmido seco (BRASIL, 2004) o que explica em parte sua menor capacidade de resposta/adaptabilidade em relação ao aumento da vulnerabilidade à seca e à degradação/desertificação (Vieira *et al.*, 2020). No Ceará o Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca (PAE-CE), estabeleceu três núcleos de desertificação: Núcleo I - Irauçuba/Centro- Norte, Núcleo II – Inhamuns, e Núcleo III - Médio Jaguaribe (PAE-CE, 2010), onde se desenvolveu a presente pesquisa (figura 2).

Figura 2 Núcleos de desertificação do estado Ceará

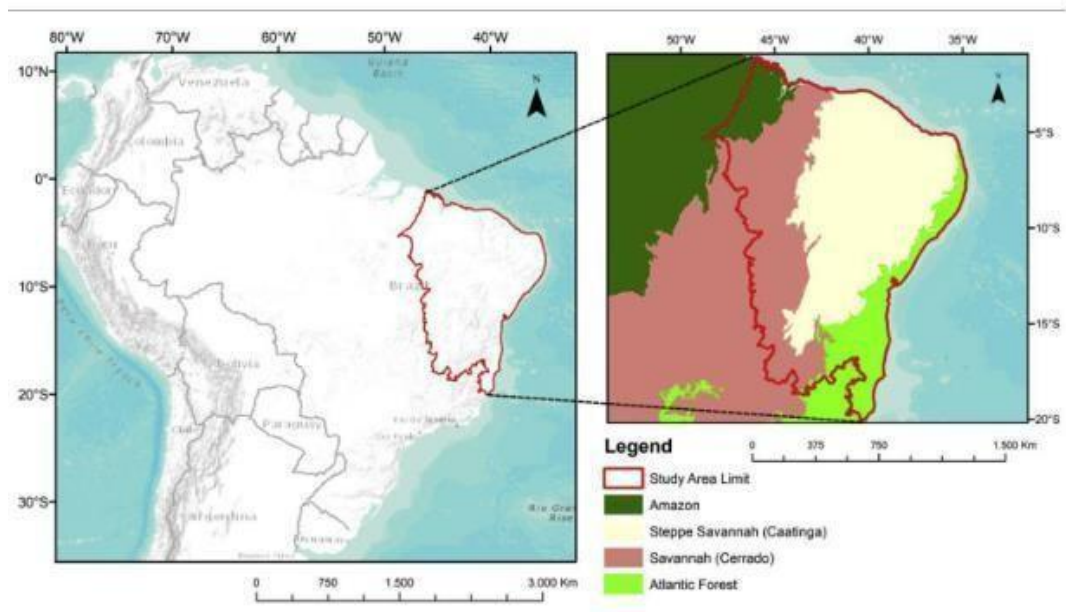


Fonte: Oliveira, Almeida e Teixeira, 2017

Quanto aos solos, sabe-se que os núcleos de desertificação apresentam tipos de solos das classes Luvisolos, Neossolos Litólicos, Planossolos e Argissolos (Galindo, 2007).

O Nordeste do Brasil tem uma área total de 1.797.123 km<sup>2</sup> (aproximadamente 20% do território brasileiro), dos quais 969.589 km<sup>2</sup> são classificados como semiáridos (Vieira *et al.*, 2020), degradadas devido a secas prolongadas e à pecuária (IPCC, 2019). A região inclui quatro biomas como podemos ver na figura 3.

Figura 3 Principais Biomas do Nordeste Brasileiro



Fonte: (Vieira *et al.*, 2020)

A maior parte da região é coberta pelo bioma Caatinga, o único bioma exclusivamente brasileiro devido a sua biodiversidade endêmica. A região também inclui porções dos biomas Cerrado e Mata Atlântica (Bezerra *et al.*, 2020). A Caatinga, é considerada uma das maiores e mais diversas florestas secas do mundo (Da silva, 2018). É o bioma dominante, caracterizada por condições bioclimáticas, geomorfológicas e biogeográficas particulares, a Caatinga cobre 11% da superfície de todo o território brasileiro, 45% da região Nordeste do Brasil (Porto de lima; Camara, 2013). A vegetação é composta de arbustos espinhosos e pequenas árvores decíduas. Contudo, as mudanças no uso da terra ameaçam de extinção cerca de 28 espécies de plantas nativas (Leal *et al.* 2006).

A desertificação causa perturbações e danos à vegetação, afetando a biodiversidade e diversos serviços do ecossistema, como produção de biomassa, dinâmica da matéria seca e o ciclo do carbono (Raj *et al.*, 2020).

Souza (2002) destaca alguns pontos que contribuiriam com a desertificação no Ceará:

- Surgimento brusco nos sistemas ambientais semiáridos e subúmidos secos de processos físicos de degradação de terras que são próprios das terras áridas;
- Declínio da produtividade biológica das terras com degradação dos solos e da cobertura vegetal;
- Desorganização dos sistemas socioeconômicos em face da degradação ambiental;
- Acentuação do descompasso entre capacidade produtiva dos recursos naturais e sua capacidade de resiliência;
- Atividades incompatíveis com a capacidade de suporte do ambiente (subrepastoreio, agricultura praticada com sistemas tecnológicos muito rudimentares, extrativismo vegetal não compatível com a capacidade de suporte dos recursos naturais, dentre outras) (Souza, 2002).

Estudos sobre mudanças climáticas projetam aumentos de temperatura, redução da precipitação e uma tendência a períodos mais longos com dias secos consecutivos, levando a secas mais frequentes e intensas e uma tendência à aridez na região (Marengo *et al.*, 2017). Portanto, os efeitos combinados das condições biofísicas e socioeconômicas tornam a região semiárida brasileira um foco de vulnerabilidade tanto para a mudança climática quanto para a desertificação (Bezerra *et al.*, 2020).

As mudanças climáticas afetam, ainda, o sistema hidrológico terrestre e a tendência é de aumento de ocorrência e de frequência de eventos extremos, como secas e inundações (Switzerland, 2001). Uma análise do impacto do clima para o ano 2100 na América do Sul, apontam um aumento da temperatura e conseqüentemente, da evaporação, escassez de água, maior empobrecimento da vegetação da caatinga, aumento das áreas semidesérticas e a agricultura será ainda mais difícil (Nobre *et al.*, 2004).

A Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (Rio 92), destacou, além das secas típicas das regiões semiáridas, cinco degradações manifestadas em decorrência da ação do homem (Tabela 3).

Tabela 3 Degradações manifestadas em decorrência da ação do homem

- 
1. Degradação das populações animais e vegetais (degradação biótica ou perda da biodiversidade) de vastas áreas do semiárido devido à caça e à extração de madeira;
  2. Degradação do solo, que pode ocorrer por efeito físico (erosão hídrica ou eólica e compactação causada pelo uso da mecanização pesada) ou por efeito químico (salinização ou sodificação);
  3. Degradação das condições hidrológicas de superfície devido à perda da cobertura vegetal;
  4. Degradação das condições geohidrológicas (águas subterrâneas) devido a modificações nas condições de recarga;
  5. Degradação da infraestrutura econômica e da qualidade de vida dos assentamentos humanos.
- 

Fonte: Brasil, 2004.

Além disso, a discussão sobre pobreza e a desertificação evidencia que as questões ambientais e socioeconômicas são indissociáveis. Essa relação foi aprofundada no Relatório de Brundtland, conhecido como Nosso Futuro Comum, um documento precursor que evidencia a relação entre pobreza e degradação (Brundtland, 1987).

Os impactos das mudanças climáticas, da seca e da desertificação estão estreitamente relacionados e são vivenciados de forma mais aguda pelas populações cuja subsistência depende principalmente dos recursos naturais (Stringer *et al.*, 2009).

A biodiversidade está envolvida na maioria dos serviços prestados pelos ecossistemas de terra firme e é afetada negativamente pela desertificação. Diferentes espécies vegetais contribuem para a formação do solo e para o ciclo dos nutrientes à medida que se decompõem. Todas as plantas suportam a produção primária que, em última instância, fornece alimentos e, sequestra carbono, regulando assim o clima global. Os solos de terras secas contêm mais de um quarto de todas as reservas de carbono orgânico do mundo, estimativas de 300 milhões de toneladas de carbono são dispersas na atmosfera a cada ano a partir de terras secas como resultado da desertificação (Safriel; Zafar, 2005). A superexploração da vegetação leva a perdas na produção primária e, portanto, também à redução do sequestro de carbono.

Neste sentido, a desertificação deve ser abordada urgentemente entre os atores locais e os formuladores de políticas para uma gestão holística que inclua soluções baseadas na natureza que forneçam soluções preventivas e sustentáveis, reconhecendo o papel dos ecossistemas e a importância do conhecimento local acumulado ao longo de milênios (Regos, 2022).

## **2.2 Restauração Ecológica como uma Solução Baseada na Natureza (SBN)**

As SBNs são definidas como "ações destinadas a proteger, administrar e restaurar de forma sustentável ecossistemas naturais ou modificados que abordam os desafios da sociedade de forma eficaz e adaptável, ao mesmo tempo em que proporcionam bem-estar humano e benefícios para a biodiversidade"(IUCN, 2016). No entanto, as soluções baseadas na natureza devem ser entendidas como um termo transdisciplinar e deve ser introduzido gradualmente, para dar tempo para uma avaliação cuidadosa de sua aplicação (Albert; Spangenberg; Schröter, 2017).

A restauração ecológica, por outro lado, é o processo de promover a recuperação de um ecossistema que tenha sido degradado ou destruído, para restaurar a sua saúde e integridade (Rosenzweig *et al.*, 2008). Deve-se notar também que de acordo com seu estado degradado é muito difícil fazê-lo sem qualquer tipo de assistência.

Além disso, de acordo com a Organização para Agricultura e Alimentação da Organização das Nações Unidas (FAO), entre 2021 e 2030 é considerado pelas nações unidas. A Década para a Restauração dos Ecossistemas ajudará os países na corrida contra os efeitos das mudanças climáticas e a perda da biodiversidade (UNEP, 2019).

Assim, o apoio político, a pesquisa científica e a capacidade financeira para ampliar a restauração a partir de iniciativas piloto bem sucedidas, são necessários para cobrir áreas de milhões de hectares. Pesquisas mostram que mais de 2 bilhões de hectares de paisagens desmatadas e degradadas em todo o mundo têm potencial para restauração (UNEP, 2019).

A solução baseada na natureza (SBN) tem o potencial de mitigar as mudanças climáticas, melhorar a saúde humana, preparar para desastres, e promover segurança alimentar e hídrica. As SBN procuram administrar o desenvolvimento sustentável de ecossistemas naturais e modificados para otimizar a biodiversidade e benefícios para o bem-estar humano (Nyika; Dinka, 2022).

Adicionalmente, a proteção dos ecossistemas intactos existentes e a restauração de ecossistemas degradados têm o potencial de contribuir para mais de um terço do total da mitigação das mudanças climáticas necessárias até 2030 (Strassburg *et al.*, 2020). As medidas de mitigação contra a degradação dos ecossistemas melhoram a resiliência climática, ao aumentar o sequestro de carbono (Nyika; Dinka, 2022).

### **2.2.1 Estoques de carbono como um serviço ecossistêmico**

Os serviços de ecossistema são processos ou funções ecológicas que têm um valor, monetário ou não, para os indivíduos ou para a sociedade como um todo. São geralmente classificados em: 1) serviços de apoio, (manutenção de produtividade, biodiversidade); 2) serviços de abastecimento, (alimentos, fibras); 3) serviços de regulação, (regulação climática, sequestro de carbono); e 4) serviços culturais, (turismo, diversão espiritual, estética) (IPCC, 2019).

O aumento das concentrações atmosféricas de CO<sub>2</sub> e seu potencial para causar mudanças climáticas globais levou a um interesse renovado na ciclagem do carbono e nas estratégias de sequestro de carbono (Valadares; Sampaio; Lúcia, 2011). Grandes fontes pontuais de CO<sub>2</sub> estão concentradas nas proximidades de grandes áreas industriais e urbanas (IPCC, 2019). Adicionalmente, a atual crise climática global afetará potencialmente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas, causando a extinção ou redução na faixa geográfica de muitos taxa (Carvalho, 2021).

A Lei 9985/00 do Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza (SNUC), estabelece critérios e normas para a criação, implementação e gestão da unidade de conservação (BRASIL, 2000), pois este bioma apresenta alto potencial para obter recursos financeiros através de créditos de carbono (Candido, 2018a).

O Projeto de Lei do Senado nº 222, de 2016, institui a Política de Desenvolvimento Sustentável da Caatinga, com vistas à preservação do meio ambiente, à erradicação da pobreza e à redução das desigualdades sociais no território desse bioma (BRASIL, 2016). Na estrutura da década de restauração ecológica, Moçambique tornou-se o primeiro país a receber pagamentos de um fundo fiduciário do Banco Mundial para reduzir as emissões resultantes da desflorestação e degradação florestal, popularmente conhecido como REDD+ (Maputo, 2021).

As SBN protegem sumidouros de carbono, como florestas e áreas úmidas (Moomaw *et al.*, 2018), impedindo que o carbono armazenado seja liberado na atmosfera enquanto maximiza seu potencial de remoção e armazenamento. A restauração florestal, que geralmente requer baixo custo e baixo insumo técnico (Jin *et al.*, 2020), é vista como uma forma viável de aumentar a captura e armazenamento de carbono para reduzir a concentração de CO<sub>2</sub> na atmosfera (Zhang *et al.*, 2020).

Assim, as SBN se concentram no reordenamento da terra (ou seja, conversão do uso da terra em terra natural/semi-natural, como a conservação de florestas, reflorestamento/florestamento e restauração), prometem remover CO<sub>2</sub> da atmosfera a um custo relativamente baixo e, portanto, têm sido amplamente consideradas como opções potenciais de política climática (Griscom *et al.*, 2017).

Atualmente, os cientistas pensam em formas de agregar valor monetário aos serviços ambientais, já que todos os anos há toneladas de solo que se perdem por falta de cobertura vegetal. A caatinga é ideal para recuperar essas áreas (Campelo, 2016).

Por estas razões, soluções baseadas na natureza podem ser consideradas como uma forma eficiente de enfrentar os processos de desertificação no semiárido brasileiro e no resto do mundo, juntamente com uma equipe transdisciplinar que apoia, gerencia e contribui com ações para restaurar ou conservar as áreas já delimitadas como Áreas Sensíveis de Desertificação (ASD).

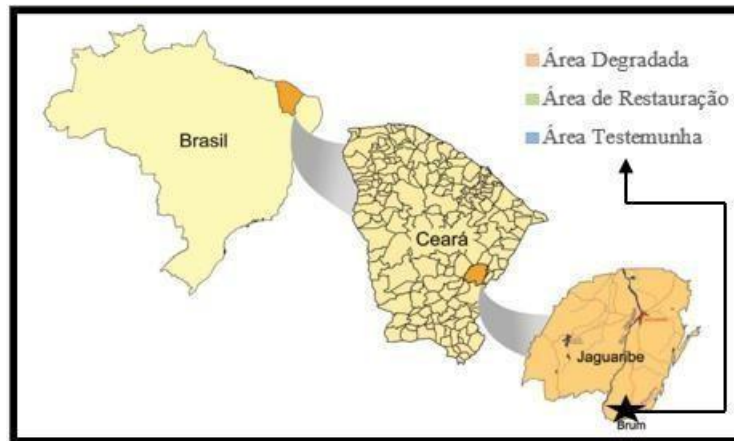
### 3 MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1 Caracterização da área de estudo

A pesquisa tem como objeto de estudo três áreas com diferentes graus de degradação. Uma delas está fortemente degradada com ausência de vegetação (Área degradada = A), outra está em processo de restauração ecológica (Área restauração = B), outra área e outra área de referência que tem sido pouco antropizada (Área testemunha = C). As duas áreas com vegetação são dominadas por espécies de caatinga e cada uma das áreas tem cerca de 5 hectares, na localidade do Brum, Distrito de Mapuá, situada no município de Jaguaribe, estado do Ceará. As áreas encontram-se entre os paralelos  $06^{\circ} 11' 01''$  e  $06^{\circ} 11' 15''$  de latitude sul e os meridianos  $38^{\circ} 39' 39''$  e  $38^{\circ} 39' 29''$  de longitude a oeste de Greenwich, estando a montante do açude Castanhão, fazendo parte da Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe (Figura 4) (FUNCEME, 2016).

A precipitação pluvial média é de 677 mm, distribuída de janeiro a abril, e a temperatura média varia de  $26^{\circ}$  a  $28^{\circ}$ , sendo classificada como BSw'h' segundo Köppen, ou clima tropical com estação seca em pelo menos oito meses do ano (Barbosa, 2016).

Figura 4 localização da área de estudo



Fonte: (FUNCEME, 2016)

As áreas utilizadas incluirão aquela estudada pelo Projeto Brum (FUNCEME, 2016), e estão inseridas no Núcleo III- Médio Jaguaribe (Figura 4), com maior suscetibilidade à desertificação no estado, segundo o PAE-CE (CEARÁ, 2010).

Figura 5. Núcleos de desertificação do Ceará

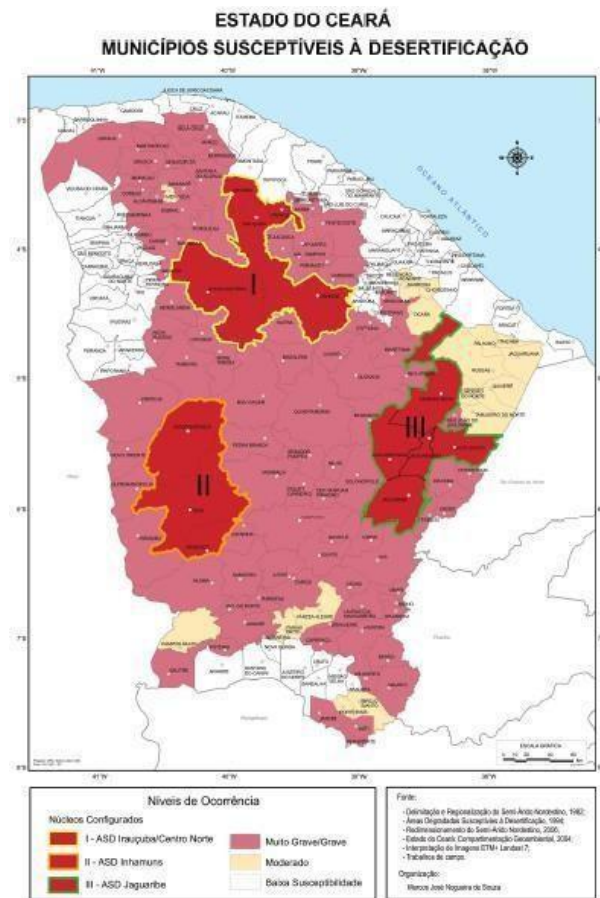


Figura 5 apresenta I- Irauçuba/Centro-Norte, II Inhamuns e III- Jaguaribe Fonte: (Barbosa, 2016).

Os solos de Caatinga na área de estudo são geralmente mais rasos e menos desenvolvidos do que os solos das regiões tropicais úmidas do Brasil, os principais processos pedogenéticos nos solos de Caatinga são a formação in situ da argila (De Souza, 2022) Leptosols, regosols e luvisols representam 35% da área (Santos, 2016). Portanto, é importante levar em conta que as áreas avaliadas correspondem à classificação de LUVISSOLO CRÔMICO Órtico, conforme estudos realizados anteriormente por Barbosa, (2016).

Os Luvisolos são solos minerais eutróficos, normalmente com o contato lítico dentro de 100 cm de profundidade, com presença de horizonte B textural (Bt) e argila de atividade alta associada à alta saturação por bases (EMBRAPA, 2006). São normalmente solos pouco profundos (60 a 120 cm), apresentam seqüência de horizontes A-Bt-C ou A-E-Bt-C, normalmente apresentam pedregosidade superficial. O horizonte B textural (Bt), comumente tem estrutura bem desenvolvida e cores avermelhadas, bruno-amareladas e, menos frequentemente, brunadas ou acinzentadas. (EMBRAPA, 2013).

Oliveira (2008) atribuiu o alto risco erosivo nos Luvisolos, além de suas feições morfológicas, tais como a mudança textural abrupta, ao fato desses solos estarem situados, na região semiárida do Brasil onde a concentração das chuvas aumenta o potencial erosivo.

Sá *et al.* (2010) enquadram os Luvisolos como a principal classe pedológica das áreas do Nordeste do Brasil em processo de desertificação em nível de degradação severa, sendo o Ceará o segundo estado com maior área degradada (28,98%) de seu território, com predomínio de Luvisolos, seguido pelos Neossolos, Argissolos e Planossolos, respectivamente.

### 3.2 Histórico das Áreas

Como mencionado acima, a classificação do solo para as três áreas avaliadas corresponde a LUVISSOLO CRÔMICO Órtico, a vegetação predominante nas três áreas corresponde à caatinga, essas três áreas foram escolhidas por estarem próximas umas das outras, além disso, é importante ressaltar que foi escolhida para cada uma das áreas uma amplitude de 5 hectares, todas as três áreas foram cercadas antes da amostragem pelos proprietários, situação que facilitou a delimitação de cada uma delas. Para a avaliação das três áreas foram coletadas amostras de solo e dados da vegetação, levando em conta o princípio da aleatoriedade e parcelas definidas para a realização dos objetivos, as zonas foram definidas da seguinte forma:

Figura 6 Área Degradada (A), Área Restauração (B), Área Testemunha (C)



Fonte: Pelo autor.

#### 3.2.1 Área Degradada (A)

Tem aproximadamente 5 hectares de solo fortemente degradada, nesta área não foi feita nenhuma amostragem de vegetação, devido à ausência de vegetação expressiva. Esta zona foi historicamente sujeita a culturas de algodão, extrativismo de lenha indiscriminado e à criação de gado, o que agravou a qualidade e as funções do solo, e atualmente está abandonada a cerca de duas décadas (Figura 5).

#### 3.2.2 Área de Restauração (B)

As primeiras ações realizadas pela Funceme para a restauração dos cinco ha degradados começaram em 2012, executadas por pessoas da região, treinadas e orientadas, para a implementação do projeto. Cabe ressaltar que a Funceme realizou um diagnóstico sócio- ambiental, além da caracterização da área de estudo, incluindo: a localização, os aspectos sócio- econômicos da comunidade, os aspectos geológicos, hidrológicos, climatológicos e vegetacionais.

A partir desse diagnóstico algumas práticas de intervenção foram implementadas, tais como:

Tabela 4 intervenções na área de restauração

---

**Barragem de contenção de sedimento:** consiste em uma estrutura de pedra solta arrumada em forma de cunha, distribuídas em um formato de arco romano deitado, implantada na rede de drenagem dentro da área de estudo. A construção das barragens de pedras teve como objetivo principal promover a retenção de sedimentos gerados pelos processos erosivos, provocados por longos anos de manejo incorreto do solo e da vegetação do local, com a finalidade de contribuir na redução da salinidade nos leitos dos riachos e promover, gradualmente, a fertilização dos sedimentos retidos entre uma obra e outra; proporcionar o ressurgimento espontâneo de diversas formas de vida vegetal e animal.

**Terraceamentos:** construído a intervalos apropriados, no sentido transversal ao declive do terreno, que permite a contenção das enxurradas, induzindo a absorção da água pelo solo ou drenagem lenta e segura do excesso de água. A construção dos terraços foi iniciada em fevereiro de 2014, após as primeiras chuvas da estação na área, e foram utilizados implementos manuais (enxadas, chibancas, alavancas, picaretas e pás), em função do tamanho e do grau de degradação da área. Os terraços tiveram grande impacto no controle da erosão e no acúmulo de umidade na área, contribuindo significativamente para o reaparecimento da vegetação.

**Escarificação:** é uma prática agrônômica que tem como objetivo único romper camadas compactadas do solo, atingindo profundidade de trabalho de pelo menos 20 a 25 cm, devido ao elevado grau de compactação, a escarificação foi realizada em toda a área sem vegetação, esta prática foi utilizada visando aumentar a taxa de infiltração da água e aeração do solo, melhorar a penetração das raízes, diminuir o encharcamento superficial e evitar a erosão.

**Sulcamento:** De acordo com o Método Duque (2004), na área restaurada o sulcamento foi executado na área escarificada, contornando as curvas de nível, visando auxiliar a retenção de água, controlar a erosão e receber a serapilheira e o esterco de curral. Os sulcos foram feitos com profundidade de 15cm, com espaçamento de 8 cm entre sulcos, utilizando-se o arado de aiveca, adaptado ao cultivador, puxado à tração animal. Dentre as vantagens é possível destacar: diminuição do custo de preparo primário do solo; menor mobilização do solo, reduzindo as perdas por erosão hídrica; e melhoria do stand da cultura, motivado pela maior disponibilidade de água às plantas, desta forma a melhor penetração do sistema radicular da planta.

**Serapilheira:** consiste na implementação da Técnica do Inoculo, de acordo com Mendes (2002). Na área trabalhada, escarificada e sulcada, onde não havia cobertura vegetal, foi feita a aplicação dos insumos,

---

---

serapilheira e esterco de curral como matéria orgânica, para proporcionar melhorias nas características físicas e biológicas do solo, criando condições para o desenvolvimento da vegetação. A serapilheira são restos de sementes e propágulos vegetativos de ervas, arbustos e árvores, de várias espécies, encontrada na superfície da Caatinga, da área testemunha.

**Matéria orgânica:** A aplicação de matéria orgânica é uma prática de caráter edáfico que incorpora ao solo adubo orgânico de origem vegetal, como restos de culturas, ou animal, tais como o esterco. A influência da matéria orgânica se faz notar ainda, na cor, consistência, permeabilidade, aeração, temperatura e outras propriedades físicas do solo e na biologia do solo a matéria orgânica tem importância como fonte de energia e de nutrição para os microrganismos heterotróficos.

---

Fonte: FUNCEME, 2016.

### **3.2.3 Área Testemunha (C)**

A área testemunha refere-se a uma área não muito antropizada, pois foi cercada para evitar a passagem de pessoas e animais, não passou por intervenções, consiste em vegetação secundária com cerca de duas décadas em desenvolvimento, com o objetivo de recuperar a área através de uma sucessão, no entanto, atividades de apicultura são realizadas na área e, além disso com eventuais visitas de animais para pastoreio.

### **3.3 Coleta das amostras de solo**

Foram realizadas três saídas de campo para reconhecimento das áreas, posterior coleta de amostras de solo e dados para análises físicas, químicas e microbiológicas, além da coleta de dados necessários para estimar a biomassa vegetal da caatinga presente nas áreas a serem avaliadas.

Os pontos de coleta foram dispostos aleatoriamente nas três áreas. As amostras foram coletadas na profundidade de 0-20 cm porque, nessa profundidade, espera-se um maior desenvolvimento das raízes, acondicionadas em sacos plásticos e identificadas, totalizando 30 amostras compostas de 1 kg cada uma e, por sua vez, cada amostra composta foi determinada por 3 repetições de amostras simples, posteriormente encaminhadas para o Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará.

As amostras de solo foram secas ao ar e passadas por uma peneira de malha de 2 mm. Para a análise microbiológica, foi necessário extrair subamostras de solo e armazenadas em sacos de plástico, refrigeradas no campo e no laboratório, até as análises. Para a coleta de amostras não deformadas, foi seguido o método anel, utilizou-se paquímetro

para medir o diâmetro (d) e a altura (h) dos anéis volumétricos de cilindro metálico, que foi introduzido no solo com cuidado no manuseio para evitar deformação da amostra; com o auxílio de uma marreta, foi batendo até a profundidade 0 - 20 cm. O excesso de solo foi removido do cilindro utilizando-se uma faca serrilhada e tesoura para extrair raízes presentes, igualando às bordas do anel, para que o volume da amostra resultasse no mesmo volume do anel volumétrico.

### **3.3.1 Análises laboratoriais**

Para a determinação dos atributos químicos e físicos foram seguidas as metodologias descritas pela (EMBRAPA, 2017). Na caracterização química, foi determinado o pH em água, condutividade elétrica, as bases trocáveis ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Na}^+$ ) sendo extraídas utilizando uma solução de acetato de amônio a pH 7,0 e sua quantificação foi realizada através de fotometria de chama para  $\text{K}^+$  e  $\text{Na}^+$ , e espectrometria de absorção atômica, para  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . A acidez potencial ( $\text{H}^+$ + $\text{Al}^{3+}$ ) foi obtida pela extração com solução de acetato de cálcio e titulada com NaOH. Com os resultados obtidos, foi possível calcular a soma de bases (SB) e a capacidade de troca de cátions (CTC).

Os micronutrientes (Cu, Zn, Fe e Mn) foram extraídos utilizando a solução Mehlich- 1, e quantificados por espectrometria de absorção atômica. O carbono orgânico total (COT), determinado por oxidação com dicromato de potássio em ambiente ácido, com aquecimento externo (Yeomans; Breoman, 1988).

Para determinação dos atributos físicos foi realizada a granulometria, com separação da fração areia por peneiramento e argila pelo método da pipeta, para a determinação da densidade do solo, foi seguido o método do anel, é o método padrão que mantém a estrutura do solo preservada. (EMBRAPA, 1997).

A densidade do solo foi determinada utilizando-se a equação:

$$D_s = M_{ss} / V_s$$

Em que:  $D_s$  = densidade do solo, ( $\text{g cm}^{-3}$ );  $M_{ss}$  = massa de solo seco (g);  $V_s$  = volume do anel,  $\text{cm}^3$ .

A avaliação biológica consistiu na determinação da atividade microbiana do solo, por meio da respiração basal do solo (RBS), utilizando-se potes respirométricos de vidro com capacidade de 1,7 litros, com tampa de rosca contendo 100 g de solo pré-incubado. Posteriormente os solos de cada uma das áreas foram homogeneizados e a umidade ajustada para 60% da capacidade de campo. Os frascos foram vedados, mantidos no escuro à temperatura ambiente. Em cada pote respirométrico foi inserido um copo descartável com 20 mL de hidróxido de sódio (NaOH) 1 M, e outro com 25 ml de água destilada, para manter a umidade no interior do frasco. Para remover o efeito da contaminação de C-CO<sub>2</sub> da atmosfera ambiente foram adicionados quatro potes sem solo (branco). A atividade respiratória dos micro-organismos foi determinada como a quantidade de carbono orgânico liberado na forma de C- CO<sub>2</sub> após a absorção pelo hidróxido de sódio (NaOH), precipitado com cloreto de bário (BaCl<sub>2</sub>) e titulado com HCl 0,5 M (Alef; nannipieri, 1995). Para o cálculo da RBS, segundo a equação:

$$RBS = ((Vb - Va) \times M \times 6 \times V1V2)$$

Onde:

RBS = carbono oriundo da respiração basal do solo (mg de C-CO<sub>2</sub> 100 g<sup>-1</sup>); Vb (mL) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco); Va (mL) = volume gasto na titulação da amostra;

M = molaridade do HCl;

6 = equivalente grama do C-CO<sub>2</sub>;

V1(mL) = volume total de NaOH usado na captura de CO<sub>2</sub>; V2 (mL) = volume total de NaOH usado na titulação de CO<sub>2</sub>.

### 3.4 Coleta e análises da biomassa vegetal

A coleta de dados para a quantificação da biomassa vegetal da caatinga foi realizada por meio de amostragem sistemática, seguindo a metodologia proposta por Felfili, (2011), de modo que foram delimitadas 10 parcelas, cada uma com medidas iguais de 10 x 20 m para a área de restauração e a área de testemunha, totalizando 20 parcelas fixas, já que a área degradada apresenta ausência da vegetação.

Os dados coletados dentro das parcelas são o perímetro no nível do solo de cada uma das árvores lenhosas. O perímetro deve ser medido com a ajuda de uma fita métrica, necessário para calcular o DGL (Diâmetro ao nível do solo - cm). As árvores que foram medidas devem ter um diâmetro mínimo de 3 cm na base.

Foi necessário implementar a fórmula para o diâmetro de um círculo  $D=P/\pi$ , essa medida foi tomada na base de cada uma das espécies de arbóreas da caatinga desde a base ou caule ao nível do solo, a partir desse cálculo, foi possível estimar a biomassa seca de cada árvore (kg), com a ajuda da seguinte equação alométrica das espécies da caatinga do semiárido brasileiro (DGL, cm):

$$Biomassa = 0.0644 * DGL^{2.3948}$$

Fonte: (Sampaio; Silva, 2005)

A fim de calcular a biomassa total, todos os dados coletados de campo foram inseridos em uma folha de Excel, com a respectiva equação mencionada acima.

Foram identificadas as espécies das árvores medidas em cada uma das parcelas, a fim de estimar os indicadores de biodiversidade, por meio dos índices de Shannon e Simpson (Forman, 1995). O índice de Simpson (D) (Simpson, 1949), é definido como:

$$D = \sum p i^2$$

Em que:

$p_i$  = abundância relativa (proporção) da

espécie  $i$  na amostra  $p_i = n_i/N$

$n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$

$N$  = Número de indivíduos total da amostra

Produzindo valores de 0 a 1, nessa fórmula, quanto maior o valor de  $D$  vai ser menor a diversidade.

O Índice de Diversidade de Shannon ( $H$ ) (Shannon & Weaver, 1949) é provavelmente o mais utilizado e é definido como:

$$H = - \sum p_i * \ln p_i$$

Em que:

$p_i$  = abundância relativa (proporção) da

espécie  $i$  na amostra  $p_i = n_i/N$

$n_i$  = número de indivíduos da espécie  $i$

$N$  = Número de indivíduos total da amostra

Geralmente valores entre 1,5 e 3,5 (raramente acima de 5,0), que representa o número de espécies que seria esperado encontrar na comunidade se todas as espécies tivessem a mesma abundância (equabilidade máxima); os índices de diversidade combinam avaliações da riqueza e da regularidade.

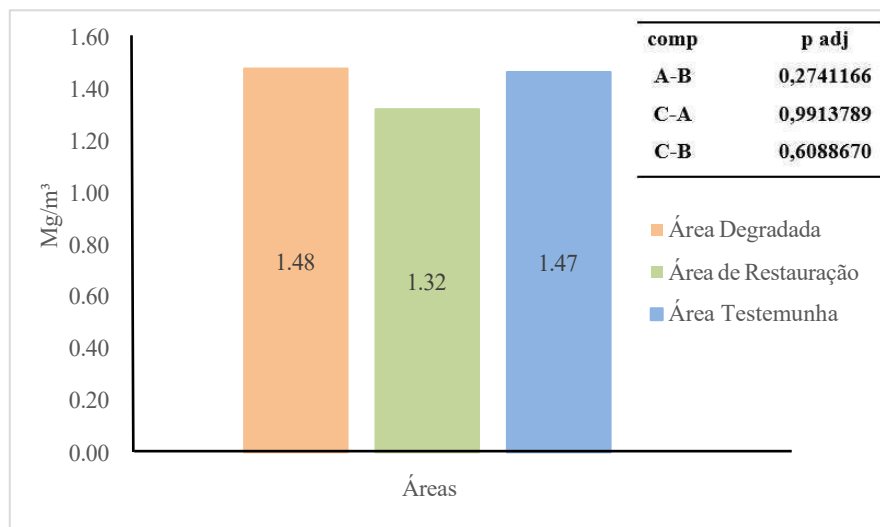
### 3.5 Análise de dados

Os dados foram submetidos à análise de variância, as variáveis foram padronizadas para comparação de médias pelo teste de Tukey e análise de componentes principais para revelar similaridades e diferenças entre níveis de degradação do solo. A análise de componentes principais é um dos métodos de análise de dados multivariados mais amplamente usados, que permite investigar conjuntos de dados multidimensionais com variáveis quantitativas (Marchetti *et al.*, 2015).

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Propriedades físicas do solo nas áreas avaliadas

Figura 7 Densidade para as três áreas



A Figura 7 mostra A = área degradada; B = área de restauração; C = área testemunha.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os solos do semiárido, em geral, têm baixa fertilidade natural e esta situação se agrava com o desmatamento da vegetação para estabelecimento de sistemas agropecuários e/ou comercialização da madeira (Lira *et al.*, 2012), o que ocasiona a redução dos níveis de matéria orgânica (M.O) e de nutrientes do solo (Araújo filho, 2008). Situações semelhantes ocorreram nas áreas avaliadas de acordo com seu histórico de uso do solo.

Os usos e manejo do solo dos sistemas tradicionais, alteram os atributos físicos e também os teores de matéria orgânica, os quais são os mais sensíveis às modificações. Aquelas alterações podem limitar a penetração de raízes pelo

comprometimento do espaço poroso (Martins *et al.*, 2015).

Assim, a compactação do solo aumenta a sua densidade e a resistência mecânica (Silva *et al.*, 2006) e diminui a continuidade dos poros (Dexter, 2004), com reduções significativas no volume dos macroporos, no entanto os microporos permanecem praticamente inalterados (Hillel, 2013). A compactação do solo pode limitar a adsorção e, ou, absorção de nutrientes, a infiltração e a redistribuição de água e as trocas gasosas (Bicki; Siemens, 1991), resultando em decréscimo da produção vegetal e aumento da erosão (Soane, 1990). A Figura 7 mostra os valores de densidade para as três áreas avaliadas.

A densidade do solo para as três áreas avaliadas varia entre 1,32 Mg/m<sup>3</sup> e 1,48 Mg/m<sup>3</sup>, sendo que a área degradada obteve o maior valor de densidade e a área de restauração obteve o menor valor de densidade. Resultados similares foram encontrados por Ferreira (2015) ao comparar áreas com solos com sobre pastejo e áreas com presença de cobertura vegetal, e atribuo à retirada dos animais e ao teor considerável de matéria orgânica como responsáveis pela diminuição da densidade dos solos nas áreas de exclusão de sobre pastejo, mesmo ciente de que o tempo de exclusão (14 anos) ainda não foi suficiente para deixar esses solos abaixo da densidade crítica que, de acordo com Reichert, Reinert e Braida (2003), esses valores críticos para a densidade em solos com textura franco – arenosa (Tabela 5), estão na faixa de 1,6 Mg/m<sup>3</sup> a 1,8 Mg/m<sup>3</sup>, valores inferiores aos resultados obtidos nas três áreas avaliadas.

Os dados de densidade nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para densidade rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o <p adj= (valor de p após ajuste para comparações múltiplas) é maior que 0.05 em todas as comparações, apresentados na Figura 7.

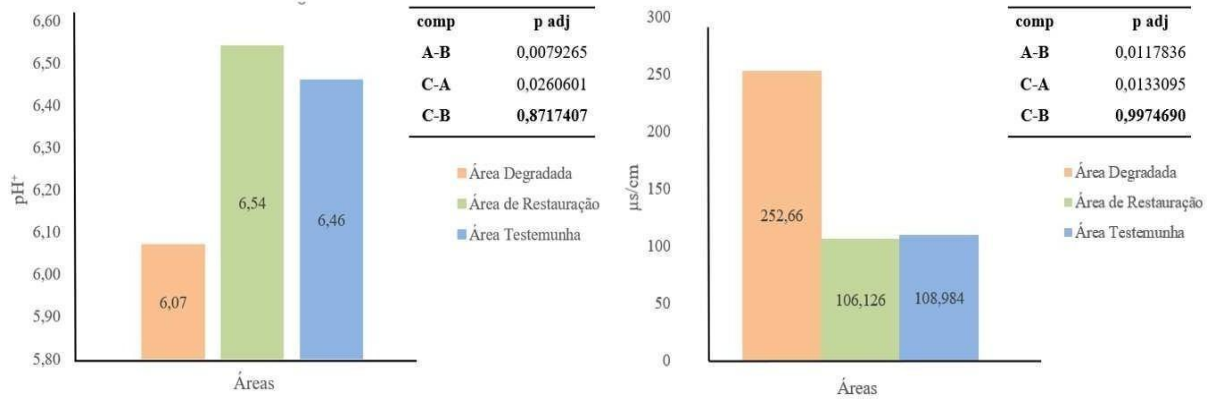
Tabela 5 Granulometria do solo nas três áreas avaliadas\*

Áreas	Areia	Silte	Argila	Sil/Arg	Textura
<b>Degradada</b>	666	197	137	0,07	Franco-arenoso
<b>Restauração</b>	658	221	121	0,06	Franco-arenoso
<b>Testemunha</b>	771	147	82	0,04	Franco-arenoso

\*Método da pipeta. Fonte: Elaborado pelo autor.

## 4.2 Propriedades químicas do solo nas áreas avaliadas.

Figura 8 Valores de pH e CE das três áreas avaliadas



A Figura 8 mostra A = área degradada; B = área de restauração; C = área testemunha.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Segundo Lira *et al.* (2012), os indicadores químicos do solo apresentaram relevância nos estudos agrônômicos e ambientais, aqueles indicadores podem ser agrupados em 4 classes: 1) aqueles que indicam o comportamento do solo (pH, CE e carbono orgânico); 2) aqueles que indicam a capacidade do solo de resistir à troca de cátions (tipo de argila, CTC, CTA); 3) aqueles que indicam as necessidades nutricionais das plantas (N, P, K, Ca, Mg e micronutrientes) e 4) aqueles que indicam a contaminação ou poluição (metais pesados, nitrato, fosfato e agrotóxicos).

Os indicadores químicos como o pH e condutividade elétrica referem-se às condições que afetam a relação entre o solo e a planta, bem como a qualidade e a disponibilidade de água e nutrientes para as plantas e os microrganismos. Valores de pH entre 6,0 e 7,5 são ideais para o crescimento da maioria das culturas. Além disso, o pH do solo afeta a atividade de microrganismos benéficos e a disponibilidade de nutrientes. No caso da condutividade elétrica (Ce), valores entre 0-0,8 dS/m (0-800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) são aceitáveis para o crescimento das culturas (Luters; Salazar, 1999). A figura 9 mostra os valores médios de pH e CE para as três áreas avaliadas.

De acordo com a escala de classificação de pH, os resultados obtidos nesta pesquisa oscilam entre 6,07 e 6,54, o que os coloca na categoria de levemente ácidos que vai de 6,1 a 6,5, quanto aos resultados obtidos pela condutividade elétrica, a área degradada obteve o valor superior de 252,66  $\mu\text{S}/\text{cm}$  mais do dobro para a área restaurada 106,126  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e controle 108,984  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , de acordo com a escala para classificar os solos de acordo com sua salinidade

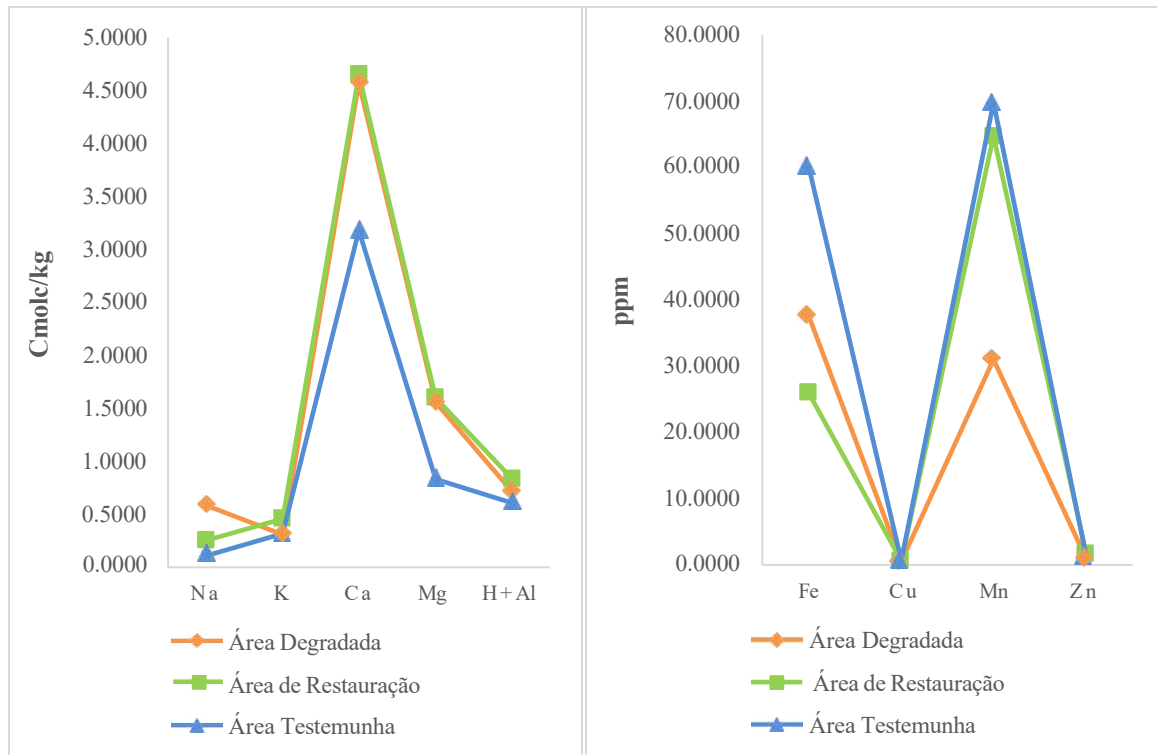
de Abrol *et al.* (1988), as três áreas estão na categoria não salina, que vai de 0 a 1000  $\mu\text{s}/\text{cm}$ .

Os dados de pH nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para pH rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $\langle p \text{ adj} \rangle$  (valor de p após ajuste para comparações múltiplas) é maior que 0.05 na comparação  $\langle C - B \rangle$  apresentados na figura 8 no lado esquerdo e em negrito.

Os dados de CE nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para CE rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $\langle p \text{ adj} \rangle$  (valor de p após ajuste para comparações múltiplas) é maior que 0.05 na comparação  $\langle C - B \rangle$  apresentados na figura 8 no lado direito e em negrito.

Nas três áreas avaliadas os teores de  $\text{Ca}^{+2}$  foram superiores aos de  $\text{Mg}^{+2}$ . Ferreira (2015) encontrou resultados semelhantes e atribuiu esse fato à série de retenção de cátions que, de acordo com Quaggio (2000) isso determina que o  $\text{Ca}^{+2}$  é mais fortemente retido na matriz coloidal do solo do que o  $\text{Mg}^{+2}$  e do material de origem (gnaisse). Na Figura 9, podemos ver os valores médios dos atributos químicos e de micronutrientes do solo nas três áreas avaliadas.

Figura 9 Macronutrientes, micronutrientes e acidez potencial do solo nas três áreas avaliadas



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os valores médios dos atributos químicos do solo foram submetidos à análise estatística, conforme mostrado na Tabela 8. Em relação com o  $\text{Na}^+$  possui uma diferença estatística na área Degradada e essas concentrações de íons de sódio nos tecidos das plantas podem inibir a fotossíntese, bem como diminuir o potencial hídrico do solo, resultando em problemas de compactação que limitam o movimento da água e o desenvolvimento das raízes (Numan *et al.*, 2018).

Em relação a acidez potencial (H + Al) possui uma diferença estatística na área de Restauração, relacionado com a entrada de matéria orgânica na área. Houve diferença estatística da área degradada e área restauração para CTC, já que na área degradada ocorre a presença de maior intensidade de erosão, havendo perdas das camadas superficiais do solo, que frequentemente são ricas em argila e nutrientes, deixando camadas mais ricas em minerais, como cálcio e magnésio, apresentando maior quantidades destes elemento na caracterização (BRASIL, 1981); fazendo que haja maior soma de bases, assim na área Restauração apresenta essa CTC se diferindo pela a entrada dessas bases trocáveis na área , por meio da incorporação de resíduos vegetais e esterco de curral, contribui para aumentos na fertilidade do solo (FUCEME, 2016).

Tabela 6 Análise de variância para atributos do solo nas três áreas avaliadas

Áreas	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	H+Al	CTC
	cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>					
<b>Degradada</b>	0,31	0,59*	4,56	1,55	0,71	7,73*
<b>Restauração</b>	0,46	0,25	4,64	1,6	0,83*	7,80*
<b>Testemunha</b>	0,32	0,11	3,17	0,83	0,61	5,05

Médias seguidas de \* diferem do grupo da área Testemunha pelo teste de Dunnett 1 % de significância. Fonte: Elaborado pelo autor.

A análise de variância da média dos micronutrientes do solo apresenta-se na Tabela 9. Em relação aos micronutrientes, a área Degradada e Restauração têm teores de Fe menor que a área de Testemunha, portanto houve perdas desse elemento por causa de seu histórico de uso, e mesmo com aporte de resíduos e ações feitas na área de restauração não foram suficientes para tornar os valores próximos.

O Mn apresentou um valor significativo na área Degradada, com perda aproximadamente 50 % em relação a área de Testemunha, sua perda representa dificuldade para manutenção da saúde das plantas na área, pois é um micronutriente essencial relacionado ao crescimento. Na área de Restauração não houve diferença nos teores de Cu, Mn y Zn indica a retomada dos elementos para ciclagem que evidenciam a influência das ações de manejo adotadas, contribuindo para aumento da fertilidade do solo (Pavinato; Rosolem, 2008).

Tabela 7 Análise de variância para micronutrientes do solo nas três áreas avaliadas

Áreas	Fe	Cu	Mn	Zn
	ppm			
<b>Degradada</b>	37,62*	0,51	31,03*	0,93
<b>Restauração</b>	25,97*	0,63	64,71	1,72
<b>Testemunha</b>	60,14	0,65	69,8	1,34

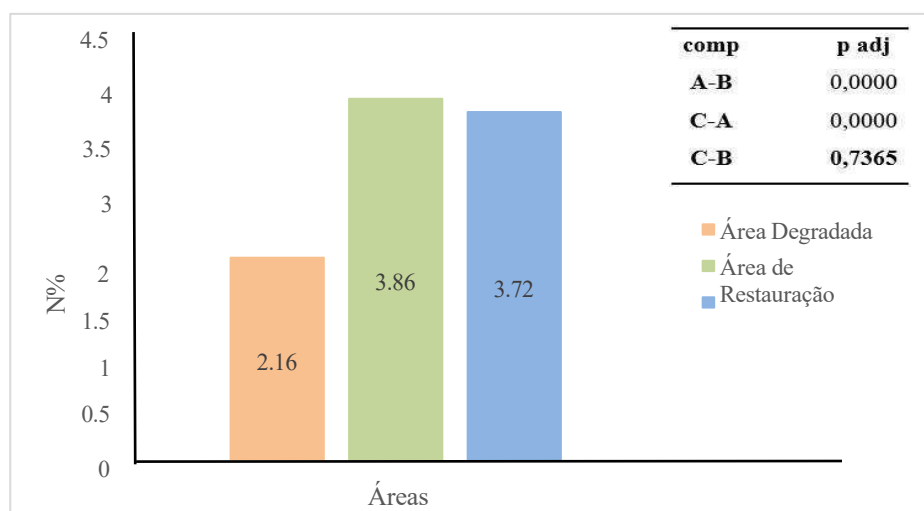
Médias seguidas de \* diferem do grupo da área Testemunha pelo teste de Dunnett 1 % de significância.

Fonte: Elaborado pelo autor.

É amplamente reconhecido que a conversão da vegetação nativa, como a caatinga, para o estabelecimento de sistemas de cultivo convencionais causa o esgotamento a longo prazo dos estoques de matéria orgânica do solo (MOS), a perda de carbono orgânico do solo (COS), que em média pode chegar a 42% ( Ogle *et al.*, 2005 ) e 30,5% para o nitrogênio ( Oliveira *et al.*, 2015 ), causam entre 10% e 12% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera ( Ogle *et al.*, 2014 ) e promovem a erosão do solo ( Lal, 2018 ).

Pereira *et al.* (2021) também relataram uma correlação positiva entre o nitrogênio e a diversidade microbiana nos solos. O nitrogênio é essencial para os organismos vivos e é um dos fatores mais limitantes para o desenvolvimento das plantas (Moreau *et al.*, 2019). A Figura 10 mostra os valores médios dos teores de nitrogênio nas três áreas avaliadas.

Figura 10 Teor de nitrogênio nas três zonas avaliadas



A Figura 10 mostra A = área degradada; B = área de restauração; C = área testemunha.

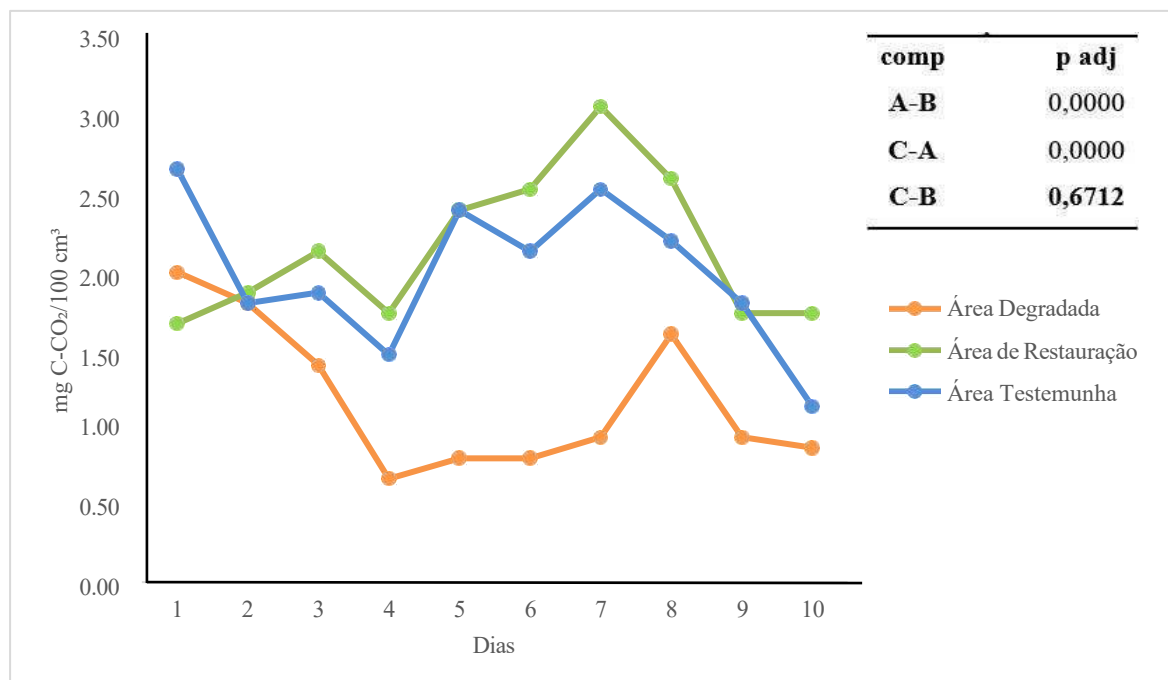
Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir da Figura 10, o teor de nitrogênio para a área degradada foi menor o que pode ser atribuído à evidente falta de vegetação na área devido ao seu histórico de extração de lenha e biomassa vegetal. Entretanto para as áreas restauração e testemunha com vegetação de caatinga, por ser um ambiente mais preservado, contém maior e mais diversa composição vegetal, assim como apresenta maior aporte de serapilheira. Isto permite que o ciclo do nitrogênio ocorra de maneira mais íntegra e com menor perda (Moreira; Siqueira, 2006). Porém, o teor de nitrogênio para as áreas de restauração e testemunha foi semelhante, porcentagens de cerca de duas vezes o teor de nitrogênio encontrado na área degradada.

Os dados de nitrogênio nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para N rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $<p \text{ adj} =$  (valor de p após ajuste para comparações múltiplas) é maior que 0.05 nas comparações das áreas  $<C - B =$  apresentados na figura 10 e destacados em negrito.

### 4.3 Atividade Microbiana do Solo

Figura 11 Respiração Basal do Solo (RBS) nas três áreas avaliadas



A Figura 11 mostra os valores médios para RBS = Respiração Basal, expresso em percentagem (mg C-CO<sub>2</sub>/100 cm<sup>3</sup>); A = área degradada; B = área de restauração; C = área testemunha. Fonte: Elaborado pelo autor.

Os micro-organismos presentes no solo são utilizados como indicadores de sua qualidade, devido a sua rápida resposta à mudança de uso na terra ou manejo, apresentando maior sensibilidade que as propriedades químicas e físicas (Yevdokimov *et al.*, 2016). Portanto, as determinações da respiração microbiana do solo são bastante utilizadas para fornecer dados a respeito da dinâmica e alterações nos teores de matéria orgânica, estoque de carbono e nitrogênio e ações antrópicas, como as mudanças de uso do solo (Nair; Ngouajio, 2012).

Assim, os microrganismos do solo são os principais componentes do sistema de decomposição da matéria orgânica e têm papel fundamental na dinâmica de nutrientes em diferentes ecossistemas (Diaz-Raviña *et al.*, 1993). Avaliar a respiração do solo tem sido a técnica mais frequente para quantificar a atividade microbiana, sendo positivamente relacionada com o conteúdo de matéria orgânica (Alef; Nannipieri, 1995). Ela é a oxidação da matéria orgânica e ocupa posição chave no ciclo do carbono nos ecossistemas terrestres (Moreira; Siqueira, 2006).

Além disso, respiração basal do solo está ligada ao ciclo do carbono, visto que durante o processo de decomposição aeróbica da matéria orgânica, ocorre a liberação de CO<sub>2</sub> pelos micro-organismos, assim como ao ciclo do nitrogênio, fósforo e outros nutrientes (Da Silva *et al.*, 2013; Yevdokimov *et al.*, 2016). Segundo Zheng *et al.*, (2014), ambientes áridos e semiáridos são especialmente afetados pela sazonalidade, isso significa que os fatores que influenciam a respiração do solo destacam-se a umidade e a temperatura.

Na figura 11, podemos observar os valores médios da respiração basal do solo nas três áreas avaliadas, onde fica evidente que a atividade microbiana do solo é maior na área de restauração, com um valor de 21,5 mg C-CO<sub>2</sub>/100 cm<sup>3</sup>, um valor muito próximo ao da área Testemunha com um valor de 20,0 mg C-CO<sub>2</sub>/100 cm<sup>3</sup>, o que pode ser atribuído ao fato de que a quantidade, qualidade e diversidade vegetal exerce grande influência na biomassa microbiana (Kravchenko *et al.*, 2019; Mazzetto *et al.*, 2016; Pang *et al.*, 2019), e por produção e acúmulo de serapilheira, que também serve como substrato para a microbiota, principalmente no período seco (Campo; Solis; Valencia, 2007; Monteiro; Gama-Rodrigues, 2004; Gao *et al.*, 2020). Vegetação mais fechada como é o caso da área restauração também atua preservando a umidade do solo, o que favorece a atividade biológica (Balogh *et al.*, 2011).

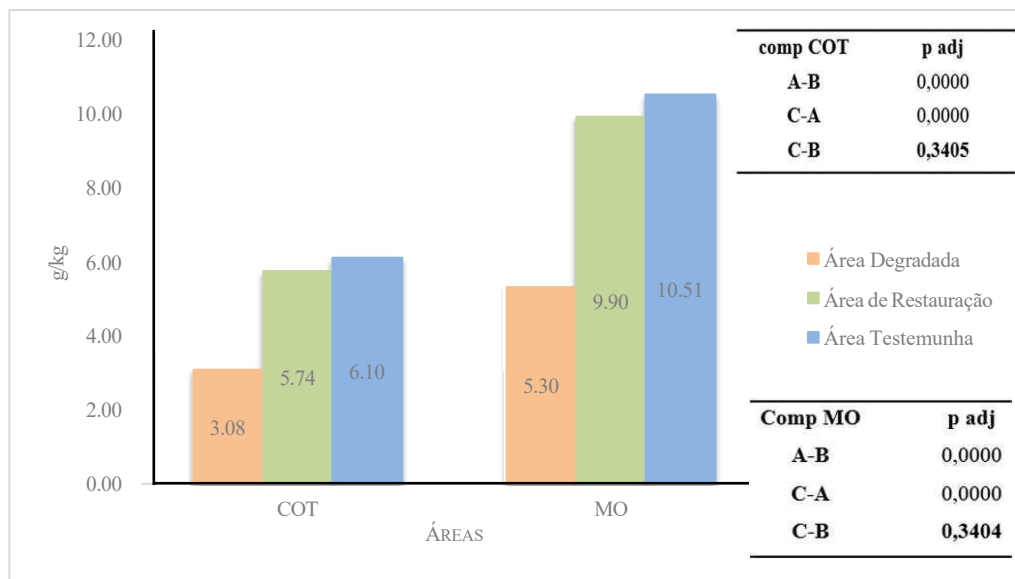
Por outro lado, a área degradada apresentou menor atividade microbiana 11,8 mg C- CO<sub>2</sub>/100 cm<sup>3</sup> devido à ausência de vegetação, pois, de acordo com Silva *et al.* (2013),

a atividade microbiana é maior quando há um aporte permanente de matéria orgânica. A densidade e diversidade vegetal aumentam os teores de matéria orgânica acima e abaixo do solo, como também pode apresentar um efeito tampão para as variações climáticas (Kaur; Gupta; Singh, 2000; Proulx *et al.*, 2010).

Os dados da RBS nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para RBS rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $<p \text{ adj} =$  (valor de  $p$  após ajuste para comparações múltiplas) é maior que 0.05 na comparação das áreas  $<C - B =$  apresentados na figura 11 e destacados em **negrito**.

#### 4.4 Teor de Carbono Orgânico do Solo e Matéria Orgânica

Figura 12 Conteúdo Carbono orgânico total e Matéria Orgânica



A Figura 12 mostra os valores médios para COT = Conteúdo Carbono orgânico total; MO = Matéria Orgânica expresso em porcentagem (g/kg). A = área degradada; B = área de restauração; C = área testemunha. Fonte: Elaborado pelo autor.

Globalmente, as florestas tropicais têm sido consideradas reservatórios de diversidade e sumidouros de carbono, e sua conservação desempenha um papel importante no contexto da mitigação das mudanças climáticas (Chazdon *et al.*, 2016; Poorter, 2016). Estimativas sugerem que as florestas armazenam até 80% do carbono terrestre (Houghton, 2008) e, em todas as regiões tropicais, a restauração florestal se tornou uma ferramenta de conservação para restaurar processos ecológicos, como o acúmulo de biomassa e carbono, e a prestação de serviços ecossistêmicos reguladores,

como a redução dos efeitos das mudanças climáticas (Chazdon, 2008; Locatelli *et al.*, 2015; Meli *et al.*, 2017).

Por conseguinte, o regime de precipitação no semiárido e a presença ou ausência da cobertura vegetal influenciam diretamente na intensidade do processo de erosão. Segundo Toma (2008), nas regiões onde há concentração temporal das precipitações pluviais, a ação das águas das chuvas é a causa mais recorrente de formação de erosões, provocando perda da matéria orgânica, diminuição da biomassa (Pagliai, 2003).

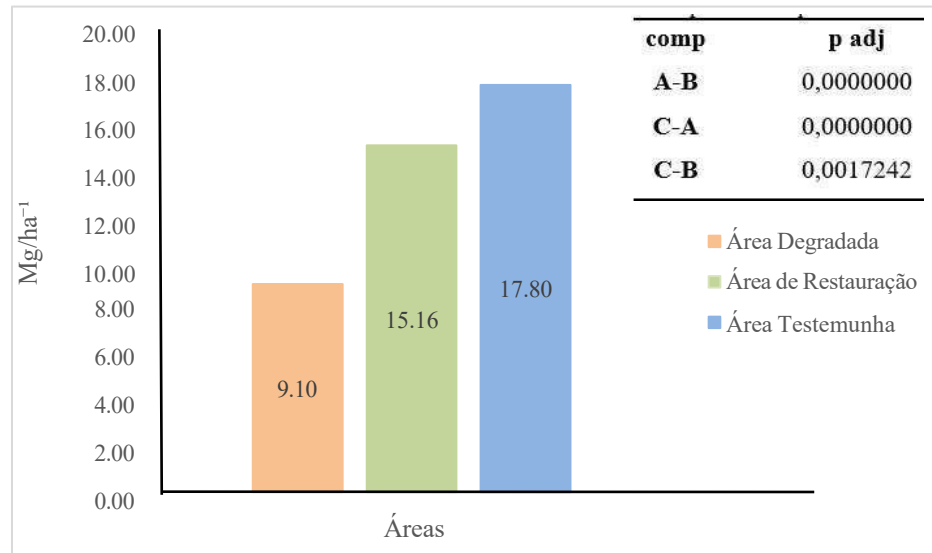
Segundo Houghton (2008), o carbono constitui cerca de 56% da matéria orgânica do solo e cerca de 45% do tecido vegetal, assim o estoque de C orgânico nos solos é cerca de duas vezes maior que o estoque de C na atmosfera e cerca de três vezes maior que todo o C contido na biomassa vegetal do planeta.

Na figura 12, podemos ver os valores médios do teor carbono orgânico e do teor de matéria orgânica do solo. O teor do carbono orgânico e matéria orgânica do solo foram proporcionais em todas as três áreas, no entanto o carbono orgânico e matéria orgânica do solo foi mais proeminente na área de testemunha, semelhante à área de restauração. Essa melhoria no teor está relacionada com aporte de serrapilheira em sulcos no terreno e aplicação do esterco de curral, contribuindo para aumentos na fertilidade do solo (Pavinato; Rosolem, 2008).

Entretanto, é importante salientar que o estoque de carbono no solo não é um bom parâmetro, se é utilizado isoladamente, para avaliar a dinâmica de carbono no Semiárido porque os solos da região possuem, de modo geral, baixo teor de matéria orgânica (Moura, 2013). Assim, os dados do COT e MO nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para carbono orgânico e matéria orgânica a do solo rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $\alpha_{adj}$  (valor de p após ajuste para comparações múltiplas) é maior que 0.05 nas comparações <C – B= apresentados na figura 12 e destacados em negrito.

## 4.5 Estoques de Carbono

Figura 13 Estoques de Carbono do Solo nas três áreas avaliadas



A Figura 13 mostra os valores médios para os Estoques de Carbono, expresso em percentagem ( $\text{Mg}/\text{ha}^{-1}$ ); A = área degradada; B = área de restauração; C = área testemunha. Fonte: Elaborado pelo autor.

O estoque de carbono do solo representa o <balanço dinâmico entre a adição de vegetal morto e a perda pela decomposição ou mineralização> (Machado, 2005). Assim, os estoques de C no solo são controlados por fatores climáticos e biogeoquímicos e são influenciados diretamente por mudanças no uso e ocupação do solo, em particular pela conversão de ecossistemas nativos para áreas cultivadas (Cerri *et al.*, 2008).

Segundo Tiessen *et al.* (1998) o estoque de carbono para solos do Semiárido Tropical brasileiro é  $20 \text{ Mg ha}^{-1}$  para a camada de 0-20 cm de profundidade. Kauffman *et al.* (1993), em solo sob Caatinga, no Semiárido Pernambucano, encontraram valores de  $26,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ , na mesma profundidade. Vale ressaltar que a amostragem desta pesquisa foi realizada na camada de 0 a 20 cm de profundidade.

Uma análise comparativa dos estoques de carbono dos diferentes Biomas brasileiros foi realizada por Fidalgo *et al.* (2007), utilizando a base de dados de Chagas *et al.* (2004) com dados provenientes da caracterização de diferentes solos. A partir dos dados apresentados pelos autores verifica-se que o acúmulo médio de carbono orgânico total é de  $23,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  para os solos do Bioma Caatinga, valor menor do que os apresentados para os para os Bioma Mata Atlântica e Cerrado,  $41,8$  e  $39,2 \text{ Mg ha}^{-1}$  respectivamente.

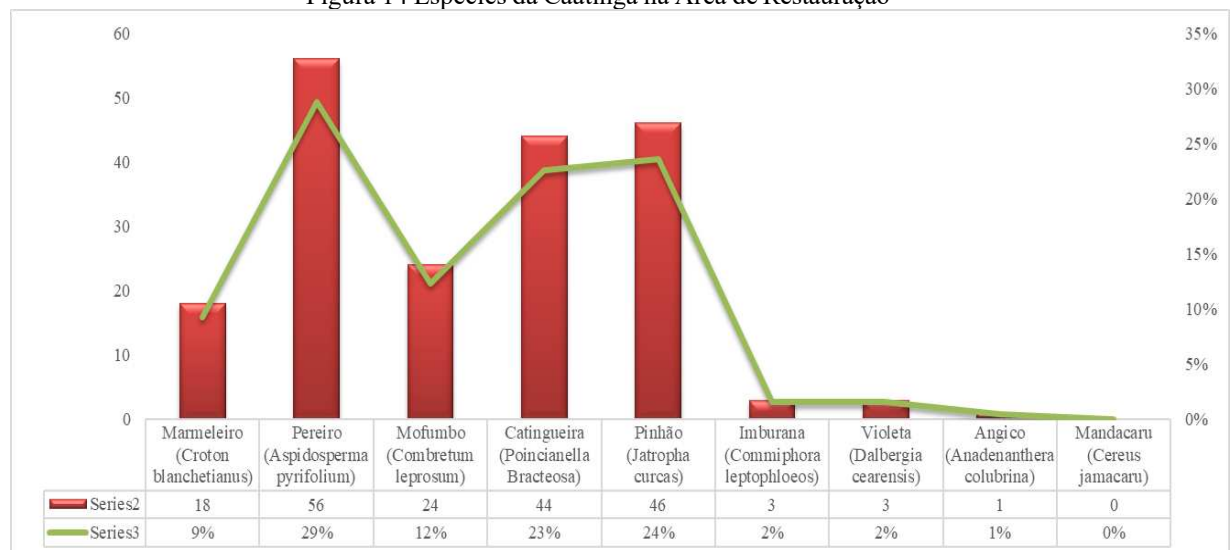
A Figura 13 mostra os estoques de carbono para as três áreas avaliadas. Os

estoques de foram menores do que as estimativas feitas por Tiessen *et al.* (1998), Kauffman *et al.* (1993) e Fidalgo *et al.* (2007) em áreas de vegetação nativa, o que pode ser atribuído ao histórico de uso do solo nas áreas de restauração e degradadas como pecuária extensiva, cultivo do algodão, extrativismo vegetal indiscriminado, agricultura praticada com tecnologias muito rudimentares e queimadas, enquanto a área testemunha refere-se a uma vegetação secundária com pouco mais de 20 anos em desenvolvimento.

Os dados dos estoques de carbono nas três áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de Tukey, em que os resultados pelo software estatístico R para os estoques de carbono rejeitam a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $<p \text{ adj} =$  (valor de p após ajuste para comparações múltiplas) é menor que 0,05 em todas as comparações  $<A - B =$ ,  $<C - A =$ ,  $<C - B =$ , apresentados na figura 13.

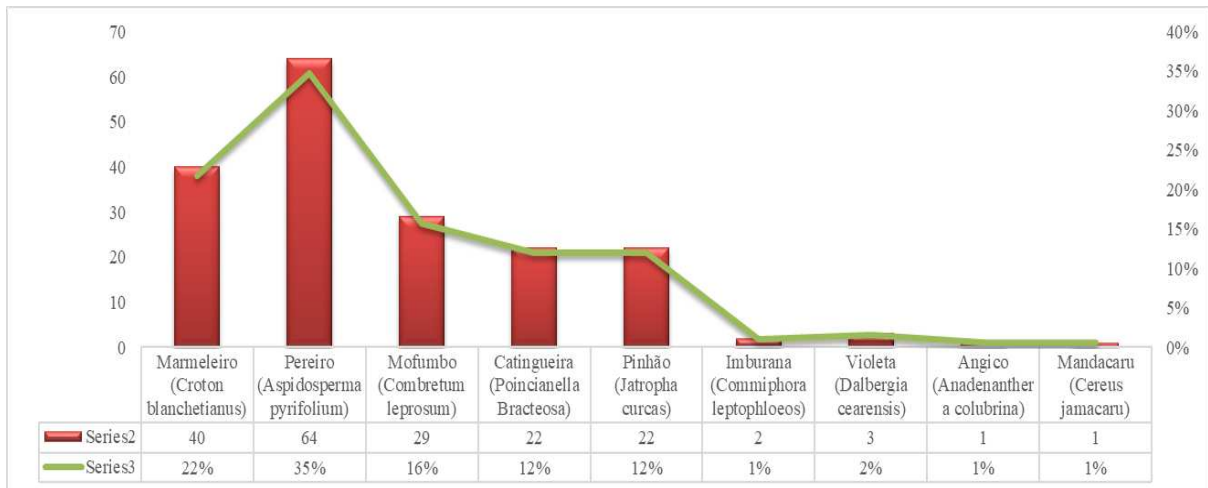
#### 4.6 Estoques da Biomassa e Diversidade da Caatinga

Figura 14 Espécies da Caatinga na Área de Restauração



Na Figura 14 pode ser observado a série 2 que apresenta o número de exemplares de cada uma das espécies arbóreas da caatinga com seu respectivo nome popular e nome científico, entre parênteses, a série 3 apresenta a porcentagem de cada espécie encontrada na área de restauração. Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 15 Espécies da Caatinga na Área de Testemunha



Na Figura 15 pode ser observado a série 2 que apresenta o número de exemplares de cada uma das espécies arbóreas da caatinga com seu respectivo nome popular e o nome científico, entre parênteses; a série 3 apresenta a porcentagem de cada espécie encontrada na área de Testemunha. Fonte: Elaborado pelo autor.

O potencial das florestas restauradas para sequestrar carbono atmosférico depende muito de aspectos ecológicos, contexto da paisagem e condições ambientais (Chazdon, 2014; Chazdon *et al.*, 2016; Crouzeilles *et al.*, 2017). A restauração florestal por qualquer método (plantio de mudas ou assistência à regeneração natural) leva a um aumento local nos estoques de biomassa (Benini; Adeodato, 2017). Considerando que o acúmulo de biomassa pode ser o principal fator de mudanças nas comunidades de plantas durante a sucessão de florestas tropicais (Lohbeck *et al.* 2015), e que a restauração florestal é uma estratégia global para a mitigação das mudanças climáticas, garantir o restabelecimento desses processos ecológicos poderia possibilitar a regulação dos serviços ecossistêmicos.

O Semiárido brasileiro é coberto principalmente pelo bioma Caatinga, a floresta tropical sazonalmente seca mais diversa das Américas (Da Silva; Leal; Tabarelli, 2017) e as terras secas mais populosas do mundo (Kasecker *et al.*, 2018). Consequentemente, apenas 8% da Caatinga é encontrada dentro de áreas protegidas e menos de 2% é encontrada dentro de áreas estritamente protegidas (CNUC/MMA, 2020). No entanto, estudos recentes mostram endemismo de cerca de 54% para peixes, 48% para lagartos, 23% para plantas, 20% para anfíbios e 6% para mamíferos na Caatinga (Campos; Albuquerque, 2020; Da Silva *et al.*, 2017).

As Figuras 14 e 15 apresentam as espécies de caatinga que foram registradas nas áreas de restauração e testemunha e a partir das quais a biomassa foi estimada para cada

uma das áreas avaliadas. Deve-se destacar que nenhuma espécie de caatinga foi identificada e nenhum estoque de biomassa foi estimado para a área degradada devido à ausência de vegetação.

Posteriormente, a partir das informações compiladas nas figuras 15 e 16, foram calculados os índices de Simpson e Shannon para estimar a diversidade em cada uma das áreas avaliadas. O índice de Shannon é usado em ecologia para medir a biodiversidade específica. Esse índice é expresso como um número positivo, que na maioria dos ecossistemas naturais varia entre 0,5 e 5, embora seu valor normal esteja entre 2 e 3; valores abaixo de 2 são considerados de baixa diversidade e acima de 3 são de alta diversidade de espécies; os ecossistemas com os valores mais altos são as florestas tropicais e os recifes de coral, e os mais baixos são as áreas desérticas (Pla, 2006).

Embora, o índice de Simpson ou índice de dominância de é um dos parâmetros que nos permite medir a riqueza de organismos. Em ecologia, ele também é usado para quantificar a biodiversidade de um habitat. O índice de Simpson representa a probabilidade de que dois indivíduos selecionados aleatoriamente em um habitat pertençam à mesma espécie. Ou seja, quanto mais próximo o valor desse índice estiver da unidade, maior será a possibilidade de dominância de uma espécie e população; e quanto mais próximo o valor desse índice estiver de zero, maior será a biodiversidade de um habitat (Simpson, 1960). Nas tabelas 8 e 9, podemos observar os resultados dos índices de Simpson e Shannos para as áreas de restauração e testemunha, respectivamente.

Tabela 8 Índices de Diversidade na Área de Restauração

Área Restauração					
Espécies da Caatinga	Quantidade de SP	Índice de Simpson		Índice de Shannon	
		Pi = ni/N	Pi <sup>2</sup>	Ln Pi	Pi * LnPi
Marmeleiro ( <i>Croton blanchetianus</i> )	18	0,0923	0,0085	-4,7653	<b>-0,4399</b>
Pereiro ( <i>Aspidosperma pyrifolium</i> )	56	0,2872	0,0825	-2,4953	<b>-0,7166</b>
Mofumbo ( <i>Combretum leprosum</i> )	24	0,1231	0,0151	-4,1899	<b>-0,5157</b>
Catingueira ( <i>Poincianella Bracteosa</i> )	44	0,2256	0,0509	-2,9776	<b>-0,6719</b>
Pinhão ( <i>Jatropha curcas</i> )	46	0,2359	0,0556	-2,8887	<b>-0,6814</b>
Imburana ( <i>Commiphora leptophloeos</i> )	3	0,0154	0,0002	-8,3488	<b>-0,1284</b>
Violeta ( <i>Dalbergia cearensis</i> )	3	0,0154	0,0002	-8,3488	<b>-0,1284</b>
Angico ( <i>Anadenanthera colubrina</i> )	1	0,0051	0,0000	-10,5460	<b>-0,0541</b>
Mandacaru ( <i>Cereus jamacaru</i> )	<b>0</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>	<b>0,0000</b>
<b>TOTAL DE INDIVIDUOS (N)</b>	<b>195</b>		0,2132	-3,3364	
				-1,0000	<b>3,3364</b>

A Tabela 8 apresenta o número total de espécies amostradas =195; Índice de Simpson = 0,2132; Índice de Shannon =3,3364. Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 9 Índices de Diversidade na Área Testemunha

Área Testemunha					
Espécies da Caatinga	Quantidade de SP	Índice de Simpson		Índice Shannon	
		Pi = ni/N	Pi <sup>2</sup>	Ln Pi	Pi * LnPi
Marmeleiro ( <i>Croton blanchetianus</i> )	40	0,2174	0,0473	-1,5261	-0,3318
Pereiro ( <i>Aspidosperma pyrifolium</i> )	64	0,3478	0,1210	-1,0561	-0,3673
Mofumbo ( <i>Combretum leprosum</i> )	29	0,1576	0,0248	-1,8476	-0,2912
Catingueira ( <i>Poincianella Bracteosa</i> )	22	0,1196	0,0143	-2,1239	-0,2539
Pinhão ( <i>Jatropha curcas</i> )	22	0,1196	0,0143	-2,1239	-0,2539
Imburana ( <i>Commiphora leptophloeos</i> )	2	0,0109	0,0001	-4,5218	-0,0491
Violeta ( <i>Dalbergia cearensis</i> )	3	0,0163	0,0003	-4,1163	-0,0671
Angico ( <i>Anadenanthera colubrina</i> )	1	0,0054	0,0000	-5,2149	-0,0283
Mandacaru ( <i>Cereus jamacaru</i> )	1	0,0054	0,0000	-5,2149	-0,0283
<b>TOTAL DE INDIVIDUOS (N)</b>	<b>184</b>		0,2221	-1,6711	
				-1,0000	<b>1,6711</b>

A Tabela 9 apresenta o número total de espécies amostradas =184; Índice de Simpson = 0,2221; Índice de Shannon =1,6711. Fonte: Elaborado pelo autor.

Com base nos cálculos das tabelas 8 e 9, pode-se determinar que a área de restauração tem uma menor dominância de espécies na população, de acordo com o índice de Simpson, e uma maior diversidade de espécies da Caatinga, de acordo com o índice de Shannon, quando é comparada à área de testemunha.

Finalmente a tabela 10 apresenta os estoques de biomassa para as áreas de restauração com  $36,2 \text{ t ha}^{-1}$  e testemunha com  $43,8 \text{ t ha}^{-1}$ . Foram calculados a partir de medições alométricas feitas para cada uma das espécies de caatinga registrada nas áreas, onde a área de testemunha apresentou estoques de biomassa mais altos do que a área de restauração, o que pode ser atribuído ao fato de que as espécies de caatinga na área de testemunha são maiores do que as da área de restauração porque as espécies são mais jovens.

No entanto, estudos realizados pelo Tanizaki-Fonseca (2000) estimou  $30 \text{ t ha}^{-1}$  de biomassa em uma floresta do Bioma da Mata Atlântica, no estado do Rio de Janeiro. Ribeiro *et al.* (2011) estimaram biomassa em uma floresta de Cerrado, em Minas Gerais equivalente a  $62 \text{ t ha}^{-1}$ . Lima *et al.* (2014) entre  $30$  e  $45 \text{ t ha}^{-1}$  de biomassa seca em florestas de Caatinga.

Tabela 10 Estoques de Biomassa na Área de Restauração e na Área Testemunha

Área Testemunha					
Número de parcelas	Dimensões parcelas (m <sup>2</sup> )	Área (m <sup>2</sup> )	Peso total da biomassa (kg)	Peso médio da biomassa por parcela (kg)	Estoque Biomassa (kg ha <sup>-1</sup> )
10	200	50000	8771,726394	877,1726394	<b>43858,63197</b>
Área Restauração					
Número de parcelas	Dimensões parcelas (m <sup>2</sup> )	Área (m <sup>2</sup> )	Peso total da biomassa (kg)	Peso médio da biomassa por parcela (kg)	Estoque Biomassa (kg ha <sup>-1</sup> )
10	200	50000	7244,44076	724,444076	<b>36222,2038</b>

A Tabela 10 apresenta: Estoque de biomassa para a área de Testemunha = 43858,63197 kg ha<sup>-1</sup>; Estoque de biomassa para a área de Restauração = 36222,2038 kg ha<sup>-1</sup>. Fonte: Elaborado pelo autor.

Os dados da biomassa nas duas áreas avaliadas foram submetidos a uma análise estatística pelo modelo de T - student, em que os resultados pelo software estatístico R para biomassa, aceita a hipótese nula de que as médias das diferentes áreas são as mesmas, já que o  $p_{adj}$  é maior que 0,05 na comparação da área restauração e testemunha, como pode ser observado na figura 16.

Figura 16 Comparação da produção de biomassa para as áreas B e C

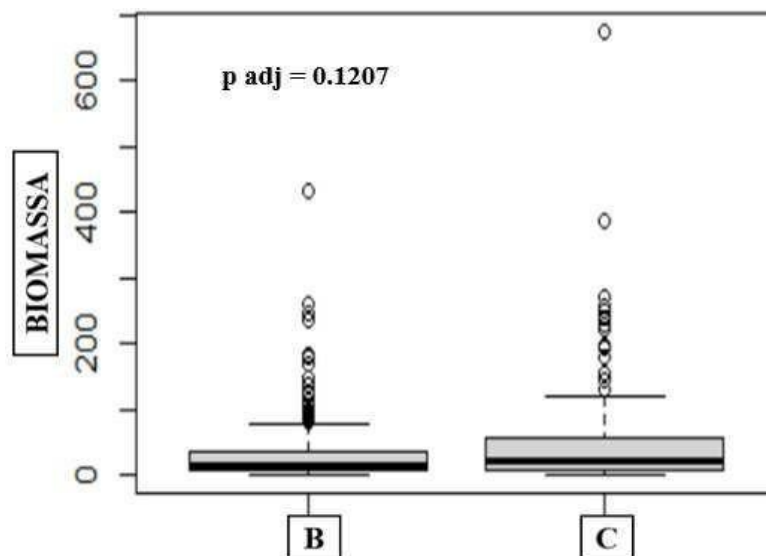
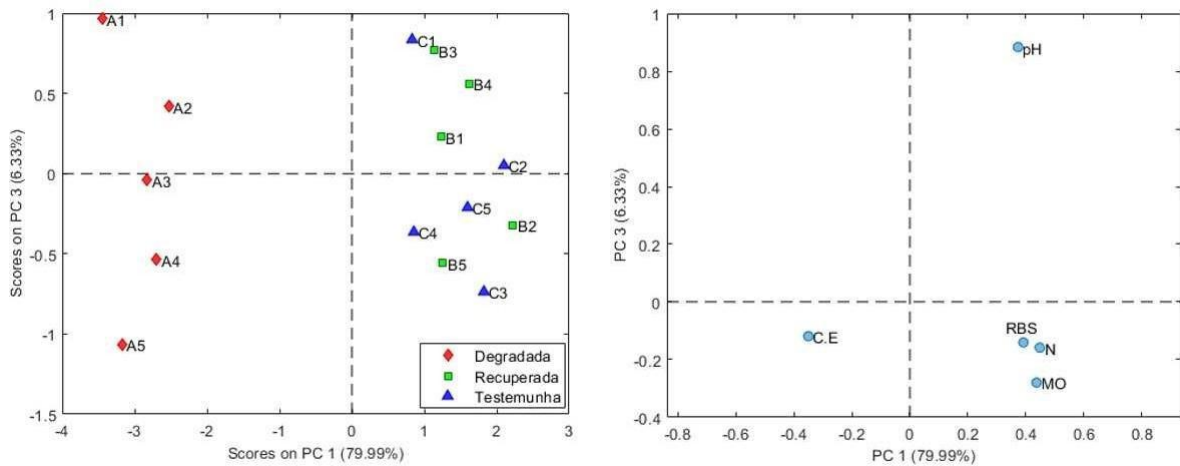


Figura 16 Boxplot pelo teste de T de Student no software estatístico R, onde B = área de restauração e C = área testemunha. Fonte: Elaborado pelo autor.

#### 4.7 Análise de componentes principais PCA

A Figura 17 mostra os gráficos da análise de componentes principais pelo software PLS\_Toolbox para as três áreas avaliadas.

Figura 17 Gráfico de Scores e Gráfico de Loadings



Fonte: pelo autor.

No gráfico de scores (à esquerda), podemos ver como o agrupamento dos dados da restauração e da área testemunha está no lado positivo da PC1, porém, os dados da área degradada estão agrupados no lado negativo da PC1, indicando que há uma forte relação estatística entre a área de restauração e a área testemunha.

Enquanto, o gráfico de loadings (à direita) apresenta quais variáveis influenciaram no afastamento e agrupamento dos dados nas três áreas avaliadas. No caso dos dados da área degradada apresentaram maiores valores de condutividade elétrica (CE) que pode estar associado à concentração de sais como o Na, enquanto a área de restauração apresentou valores mais altos de nitrogênio, matéria orgânica, respiração basal do solo e pH, que podem estar associados à recuperação da saúde do solo por meio das ações de restauração que permitiram o rebrote da vegetação.

## **5 CONCLUSÕES**

Os resultados mostram que as práticas adotadas levaram a uma melhoria na qualidade do solo, permitindo a recuperação dos serviços ecossistêmicos, como o aumento dos estoques de carbono para mitigar os efeitos das mudanças climáticas e a produção de biomassa, fundamentais para preservar a diversidade endêmica que é uma característica vital do semiárido brasileiro.

## REFERÊNCIAS

- ABROL, I. P.; YADAV, Jai Singh Pal; MASSOUD, F. I. **Salt-affected soils and their management**. Roma: FAO, 1988.
- ALBERT, Christian; SPANGENBERG, Joachim H.; SCHRÖTER, Barbara. Nature-based solutions: criteria. **Nature**, v. 543, n. 7645, p. 315-315, 2017.
- ALEF, Kassem; NANNIPIERI, Paolo (Ed.). **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. [S.l.]: Elsevier, 1995.
- ARAÚJO FILHO, João Ambrósio et al. **Desenvolvimento sustentado da caatinga**. 1997.
- ARAÚJO FILHO, João Ambrósio et al. **Sistema de produção agrossilvipastoril no semiárido do Ceará**. 2010.
- BALOGH, J. et al. Dependence of soil respiration on soil moisture, clay content, soil organic matter, and CO<sub>2</sub> uptake in dry grasslands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 5, p. 1006-1013, 2011.
- BANAAG, José. **La Desertificación en cifras: algunos datos importantes**. El Correo de la UNESCO, 2006.
- BARBOSA, Wesley Rocha. **Aspectos pedológico-educacionais em uma área susceptível à desertificação**. 2017. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/24509>. Acesso em: 01 dez. 2023.
- BENINI, Rubens.; ADEODATO, Sérgio. Economia da restauração florestal/Forest restoration economy, **The Nature Conservancy**, São Paulo, Brasil, 136, 2017.
- BEZERRA, Francisco Gilney Silva et al. Analysis of areas undergoing desertification, using EVI2 multi-temporal data based on MODIS imagery as indicator. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106579, 2020.
- BICKI, T. J.; SIEMENS, J. C. Crop response to wheel trapnc soil compaction. **Transactions of the ASAE**, v. 34, n. 3, p. 909-913, 1991.
- BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **Resolução nº 115/2017**: aprova a Proposição nº 113/2017, que acrescenta municípios à relação aprovada pela Resolução CONDEL nº 107, de 27 de julho de 2017. Brasília, 2017.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Folhas SB. 24/25 Jaguaribe/Natal: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra**. Projeto RADAMBRASIL. Rio de Janeiro: MME, 1981. v. 23, 744 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca – PAN-Brasil**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos, 2004.

BRASIL. Senado Federal. **Projeto de Lei do Senado nº 222, de 2016**. 2016. Disponível em: <https://www25.senado.leg.br/web/atividade/materias/-/materia/125968>. Acesso em: 15 dez. 2023.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regula o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. 2000. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm). Acesso em: 15 dez. 2023

BRUNDTLAND, Gro Harlem. **Our common future world commission on environment and development**. 1987.

CAMPELO, Ana Karine Ribeiro. **Reserva particular do patrimônio natural serra das almas: análise de projetos de educação ambiental visando a sustentabilidade no bioma Caatinga**. Monografia (Graduação em Ciências ambientais) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

CAMPO, Julio; SOLÍS, Enrique; VALENCIA, María G. Litter N and P dynamics in two secondary tropical dry forests after relaxation of nutrient availability constraints. **Forest Ecology and Management**, v. 252, n. 1-3, p. 33-40, 2007.

CAMPOS, Juliana Loureiro Almeida; ALBUQUERQUE, Ulysses Paulino. Indicators of conservation priorities for medicinal plants from seasonal dry forests of northeastern Brazil. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 106993, 2021.

CÂNDIDO, R. **Quantificação do estoque de carbono na vegetação herbácea submetida a diferente manejo**. 2018. Monografia (Graduação em Tecnologia em Irrigação e Drenagem) – Instituto Federal do Ceará (IFCE), Iguatu, 2018.

CARVALHO, Carlos Eduardo de. **Traços funcionais como preditores da vulnerabilidade de plantas às mudanças climáticas: estudo de caso no semiárido brasileiro**. 2021. Dissertação (Mestrado acadêmico em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca – PAE-CE**. Fortaleza: Ministério do Meio Ambiente / Secretaria dos Recursos Hídricos, 2010. 372 p.

CERRI, Carlos Eduardo Pellegrino; FEIGL, Brigitte Josefina e CERRI, Carlos Clemente. Dinâmica da matéria orgânica do solo da Amazônia. *In: Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. Tradução. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 654.

CHAGAS, C. da S. et al. Estrutura e organização do sistema de informações georreferenciadas de solos do Brasil (Sigsolos-versão 1.0). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 865-876, 2004.

CHAZDON, Robin L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, 2008.

CHAZDON, Robin L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. **Science advances**, v. 2, n. 5, p. e1501639, 2016.

CHAZDON, Robin L. **Second growth: the promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: The University of Chicago Press, 2014.

CNUC/MMA. **Unidades de conservação por bioma**. 2020. Disponível em: [www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html](http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs.html). Acesso em: 09 dez. 2023.

CROUZEILLES, Renato et al. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science advances**, v. 3, n. 11, p. e1701345, 2017.

DEXTER, A. R. Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. **Geoderma**, v. 120, n. 3-4, p. 201-214, 2004.

DÍAZ-RAVIÑA, Montserrat; ACEA, María José; CARBALLAS, Tarsy. Microbial biomass and its contribution to nutrient concentrations in forest soils. **Soil biology and biochemistry**, v. 25, n. 1, p. 25-31, 1993.

DUQUE, José G. et al. **Solo e água no polígono das secas**. Mossoró: ESAM, 1980.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solo. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 212p, 1997.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro, 306 p, 2006.

FELFILI, Jeanine Maria et al. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. Editora UFV, Viçosa, Brasil, 2011.

FERREIRA, M. P. S. **Alterações de atributos de solos submetidos ao pousio em núcleo de desertificação**. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

FIDALGO, E. C. C. et al. **Estoque de carbono nos solos do Brasil**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 27 p, 2007.

FORMAN, Richard TT. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge university press, 1995.

FUNCEME. **Levantamento de reconhecimento de média intensidade dos solos – Mesorregião do Sul Cearense**. Fortaleza: FUNCEME, 2012. 280 p.

FUNCEME; MMA. **Recuperação de área degradada em processo de desertificação na sub-bacia hidrográfica do riacho do Brum no município de Jaguaribe-CE: resumo técnico**. Fortaleza: FUNCEME, 2016.

GALINDO, Izabel Cristina de Luna. **Relações solo-vegetação em áreas sob processo de desertificação no Estado de Pernambuco**. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2007.

GAO, Fei et al. Changes in soil organic carbon and total nitrogen as affected by primary forest conversion. **Forest Ecology and Management**, v. 463, p. 118013, 2020.

GRISCOM, Bronson W. et al. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017.

GUO, Qiang et al. Satellite monitoring the spatial-temporal dynamics of desertification in response to climate change and human activities across the Ordos Plateau, China. **Remote sensing**, v. 9, n. 6, p. 525, 2017.

HILLEL, Daniel. **Introduction to soil physics**. Academic press, 2013.

HOUGHTON, R. A. Biomasa. *In*: Jorgensen, S. E.; Fath, B. D. (Eds.), **Enciclopedia de Ecología**. 1. ed. [S.l.]: Elsevier, 2008. p. 253-257.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>. 2010. Acesso em: 2 jan. 2024.

IBGE. **Censo demográfico 2018**. Rio de Janeiro: IBGE, 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/en/statistics/social/population/18448-estimates-of-resident-population-for-municipalities-and-federation-units.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 2 jan. 2024.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2001: impacts, adaptation, and vulnerability**. Contribution of Working Group II to the IPCC Third Assessment Report. Cambridge: Cambridge University Press, 2001.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. **Resolution 069, 2016**. [S.l.]: WCC. 2016.

IPCC. **Glosario Copresidentes de la Junta Editorial, Junta Editorial Facilitación de la Unidad de apoyo técnico**. [S.l.]: IPCC, 2018. Disponível em: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/AR5\\_WGII\\_glossary\\_ES.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/AR5_WGII_glossary_ES.pdf). Acesso em: 10 jan. 2024.

JIN, Y.; YI, J.; XU, E. El secuestro de carbono forestal y el potencial de China: el surgimiento de una solución basada en la naturaleza para la mitigación del cambio climático. **Chinese Journal of Economics**, v. 13, n. 2, 2020.

KASECKER, T. P. et al. Adaptación al cambio climático basada en ecosistemas: definición de municipios hotspot para el diseño e implementación de políticas en Brasil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, v. 23, n. 6, p. 981–993, 2018.

KAUFFMAN, J. B. et al. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Ecology**, v. 74, p. 140–151, 1993.

KAUR, B.; GUPTA, S. R.; SINGH, G. Soil carbon, microbial activity and nitrogen availability in agroforestry systems on moderately alkaline soils in northern India. **Applied Soil Ecology**, v. 15, n. 3, p. 283–294, 2000.

KRAVCHENKO, A. N. et al. Microbial spatial footprint as a driver of soil carbon stabilization. **Nature Communications**, United Kingdom, v. 10, n. 1, p. 3121, 2019.

LAL, R. Profundizando: una perspectiva holística de los factores que afectan el secuestro de carbono orgánico del suelo en los agroecosistemas. **Global Change Biology**, v. 24, p. 1–17, 2018.

LEAL, Inara R. et al. Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LEMOS, J. J. S. **Mapa da exclusão social no Brasil: radiografia de um país assimetricamente pobre**. 2. ed. Fortaleza: Banco do Nordeste, 2012.

LI, Dajing et al. Ecological compensation for desertification control: A review. **Journal of Geographical Sciences**, v. 28, n. 3, p. 367-384, 2018.

LIMA JUNIOR, C. et al. **Índices de vegetação para estimativa de biomassa e carbono em uma área de Caatinga**. 2014.

LIRA, Raniere Barbosa et al. Efeitos dos sistemas de cultivo e manejo da caatinga através da análise dos indicadores químicos de qualidade do solo na produção agrícola em Apodi, RN. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 3, p. 18-24, 2012.

LOCATELLI, B. et al. Reforestación tropical y cambio climático: más allá del carbono. **Ecological Restoration**, v. 23, p. 337–343, 2015.

LOHBECK, M. et al. La biomasa es el principal impulsor de los cambios en las tasas de procesos de los ecosistemas durante la sucesión de los bosques tropicales. **Ecology**, v. 96, p. 1242–1252, 2015.

LUTERS, A.; SALAZAR, J. C. **Guía para la evaluación de la calidad y salud del suelo**. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de Norteamérica, Servicio de Conservación de Recursos Naturales, Instituto de Calidad de Suelos e Universidad Manuela Beltrán, 1999. p. 14–15, 33, 59–67.

MACHADO, P. L. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 329–334, 2005.

MAPUTO. **Mozambique becomes first country to receive emission reductions payments from Forest Carbon Partnership Facility**. 2021. Disponível em: <https://www.worldbank.org/en/news/pressrelease/2021/10/15/mozambique-becomes-first-country-to-receive-emission-reductions-payments-from-forest-carbon-partnership-facility>. Acesso em: 1 dez. 2023.

MARCHETTI, M. et al. Retrieving visibility distance in fog combining infrared thermography, principal components analysis and partial least-square regression. **Infrared Physics & Technology**, v. 71, p. 289–297, 10 jun. 2015.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Sequía en el noreste de Brasil: pasado, presente y futuro. **Theoretical and Applied Climatology**, p. 1189–1200, 2017.

MARTINS, C. M. et al. Soil attributes in agricultural uses and in the semiarid RN Brazil in eutrophic Cambisol. **African Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 37, p. 3636–3643, 2015.

MAZZETTO, A. M. et al. Comparing how land use change impacts soil microbial catabolic respiration in Southwestern Amazon. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, n. 1, p. 63–72, 2016.

MELI, P. et al. **Una revisión global del uso pasado de la tierra, el clima y los efectos de la restauración activa versus pasiva en la recuperación forestal**. 2017.

MENDES, B. V. **Recuperação de áreas degradadas pela técnica "Técnica do Inóculo"**. Rio Grande do Norte, 2002.

MIDDLETON, N. J.; THOMAS, D. S. G. **World atlas of desertification**. London: Edward Arnold/UNEP, 1997. 304 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, M. E. A. **Ecosystems and human well-being**. Washington, DC: Island press, 2005.

MOHAMMED, Ali. Desertification. In: EVANS, Jason *et al.* **Special Report on Climate Change and Land**. [S.l.]: IPCC, 2019. cap. 3.

MONTEIRO, C. A. A dimensão da pobreza, da desnutrição e da fome no Brasil. **Estudos Avançados**, v. 17, n. 48, p. 7–20, 2003.

MONTEIRO, M. T.; GAMA-RODRIGUES, E. F. Carbon, nitrogen, and microbial biomass activity in different litter structures of a natural forest. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 819–826, 2004.

MOOMAW, G. L. et al. Humedales en un clima cambiante: ciencia, política y manejo. **Wetlands**, v. 38, 2018.

MOREAU, Delphine et al. A plant perspective on nitrogen cycling in the rhizosphere. **Functional Ecology**, v. 33, n. 4, p. 540-552, 2019.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729 p.

MOURA, M. M. **Estoque de carbono e nitrogênio em áreas de vegetação nativa e antropizada no município de Irecê**. Dissertação (Mestrado em Solos e Qualidade de Ecossistemas) – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2013.

NAIR, A.; NGOUAJIO, M. Soil microbial biomass, functional microbial diversity, and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. **Applied Soil Ecology**, v. 58, p. 45–55, 2012.

NASCIMENTO, F. R. **O fenômeno da desertificação**. Goiânia: Editora UFG, 2013.

NOBRE, C. A. et al. Impact of climate change scenarios for 2100 on the biomes of South America. In: **First International CLIVAR Conference**, Baltimore, USA, 21–25 June, 2004.

NUMAN, M. et al. Bacterias promotoras del crecimiento vegetal como estrategia alternativa para la tolerancia a la sal en las plantas: una revisión. **Microbiological Research**, v. 209, p. 21–32, 2018.

NYIKA, J.; DINKA, M. O. Integrated approaches to nature-based solutions in Africa: insights from a bibliometric analysis. **Nature-Based Solutions**, v. 2, p. 100031, 2022.

OGLE, S. M. L. et al. Reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y adaptar la gestión agrícola al cambio climático en los países en desarrollo: proporcionar las bases para la acción. **Global Change Biology**, v. 20, p. 1–6, 2014.

OGLE, S. M.; BREIDT, K.; PAUSTIAN, K. Impactos de la gestión agrícola en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo en condiciones climáticas húmedas y secas de regiones templadas y tropicales. **Biogeochemistry**, v. 72, p. 87–121, 2005.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. 3. ed. Piracicaba: FEALQ, 2008. 587 p.

OLIVEIRA, M. R. R.; ALMEIDA, E. L.; TEIXEIRA, A. S. Uso do NDVI como subsídio à análise supervisionada na comparação entre paisagens nas ASD's cearenses. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS NATURAIS DO SEMIÁRIDO**, 2017, Fortaleza. Fortaleza, 2017. Disponível em: <https://sbrns2017.blogspot.com.br/p/anais-do-iii-sbrns-2017>. Acesso em: 2 jan. 2024.

OLIVEIRA, S. P. et al. Reservas de carbono y nitrógeno orgánico en suelos del noreste de Brasil convertidas a agricultura de regadío. **Land Degradation & Development**, v. 26, p. 9–21, 2015.

ONU. **Antecedentes - Día de la Desertificación - Naciones Unidas**. 2018. Disponível em: <https://www.un.org/es/observances/desertification-day/background>. Acesso em: 14 nov. 2022.

ONU. **Nueva Década de la ONU para la Restauración de los Ecosistemas, una gran oportunidad para la seguridad alimentaria y la acción climática**. 2019. Disponível em: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/nueva-decada-de-la-onu-para-la-restauracion-de-los>. Acesso em: 2 dez. 2023.

PAE-CE. **Programa de Ação Estadual de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca – PAE-CE**. Fortaleza, 2010.

PAGLIAI, M. Soil crusting. In: GHIRARDI, G. C. **College on soil physics**. Trieste: ICTP, 2003. p. 1–24.

PANG, D. et al. The Impacts of Vegetation Types and Soil Properties on Soil Microbial Activity and Metabolic Diversity in Subtropical Forests. **Forests**, Basel, v. 10, n. 6, 497, 2019. PAVINATO, O. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos e resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 911–920, 2008.

PEREIRA, A. P. et al. La exclusión del pastoreo regula la comunidad bacteriana en suelos semiáridos altamente degradados del bioma Caatinga brasileño. **Land Degradation & Development**, v. 32, p. 2210–2225, 2021.

- PLA, L. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. **Interciencia**, v. 31, n. 8, 2006.
- POORTER, L. Resiliência da biomassa de bosques secundários neotropicais. **Nature**, v. 530, p. 211–214, 2016.
- PORTO DE LIMA, R.; CAMARA, R. Transformações socioambientais e desertificação: reflexões sobre o semiárido cearense. **Mercator: Revista de Geografia da UFC**, v. 12, p. 191–210, 2013.
- PROULX, R. et al. Diversity promotes temporal stability across levels of ecosystem organization in experimental grasslands. **PLoS ONE**, v. 5, n. 10, p. e13382, 2010.
- QUAGGIO, J. A. **Acidez e calagem em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2000.
- RAJ, A. et al. Forests for resource management and environmental protection. *In*: KUMAR, M.; JHARIYA, A.; AMAB, B; RAJ, A.; YADAV, D. K. **Environmental and Sustainable Development Through Forestry and Other Resources**. 1. ed. [S.l]: CRC press, 2020. p. 1–24.
- REGO, A. H. **Os sertões e os desertos: o combate à desertificação e a política externa brasileira**. Brasília: Funag, 2012.
- REGOS, A. Nature-based solutions in an era of mega-fires. **Nature**, v. 607, n. 7919, p. 449, 2022.
- REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; BRAIDA, J. A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. **Ciência e Ambiente**, v. 27, p. 29–48, 2003.
- RIBEIRO, S. C. et al. O. Above- and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, n. 3, p. 491–499, 2011.
- RODRIGUES, M. I. V. **A propensão à desertificação no Estado do Ceará: aspectos agropecuários, econômicos, sociais e naturais**. 2006. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.
- ROSENZWEIG, C. D. et al. Attributing physical and biological impacts to anthropogenic climate change. **Nature**, v. 453, p. 353–357, 2008.
- SÁ, I. B. et al. Desertificação no Semiárido brasileiro. *In*: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL: CLIMA, SUSTENTABILIDADE E DESENVOLVIMENTO EM REGIÕES SEMIÁRIDAS – ICID+18, 2., 2010, Fortaleza. **Anais [...]**. Fortaleza: ICID, 2010.
- SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Equações de biomassa para plantas da Caatinga no Semiárido brasileiro. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, 2 p. 2005.
- SANTOS, H. G. **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Brasília, DF: Embrapa, 2016.

- SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **The Bell System Technical Journal**, v. 27, n. 3, p. 379–423, 1948.
- SILVA, G. J.; SOUZA, J. C.; BIANCHINI, A. Crescimento da parte aérea de plantas cultivadas em vaso, submetidas à irrigação subsuperficial e a diferentes graus de compactação de um Latossolo Vermelho-escuro distrófico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 31–40, 2006.
- SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (org.). **Caatinga: a região de floresta seca tropical mais extensa da América do Sul**. Cham: Springer, 2017.
- SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Impacto das atividades humanas na Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; DA SILVA, J. M. C. (org.). **Caatinga: a região de floresta seca tropical mais extensa da América do Sul**. Cham: Springer, 2017. p. 359–368.
- SILVA, João Manoel et al. Mineralização de vermicompostos estimada pela respiração microbiana. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 4, p. 19, 2013.
- SIMPSON, G. G. Notes on the measurement of faunal resemblance. **American Journal of Science**, v. 258A, p. 300–311, 1960.
- SOANE, B. D. The role of organic matter in soil compactibility: a review of some practical aspects. **Soil and Tillage Research**, v. 16, p. 179–201, 1990.
- SOLOS, Embrapa et al. Sistema brasileiro de classificação de solos. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos: Rio de Janeiro**, v. 3, 2013.
- SOUZA, J. M. N.; OLIVEIRA, V. P. V. Semi-árido do Nordeste do Brasil e o fenômeno da seca. In: HUBP, J. L. (Org.). **Desastres naturales en América Latina**. México: Fondo de Cultura Económica, 2002.
- SOUZA, José João Lelis Leal et al. Organic carbon rich-soils in the brazilian semiarid region and paleoenvironmental implications. **Catena**, v. 212, p. 106101, 2022.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Ventajas de la restauración de los ecosistemas y la recuperación de especies para las personas y el planeta. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724–729, 29 out. 2020.
- STRINGER, L. C. et al. Adaptations to climate change, drought and desertification: local insights to enhance policy in southern Africa. **Environmental Science & Policy**, v. 12, n. 7, p. 748–765, 1 nov. 2009.
- TAHIM, J. M. Os direitos humanos no quadro da desertificação. **Jus Scriptum's International Journal of Law**, v. 8, n. 1–2, p. 170–242, 2023.
- TANIZAKI-FONSECA, K. **Impacto do uso da terra no estoque e fluxo de carbono na área de domínio da Mata Atlântica: estudo de caso, estado do Rio de Janeiro**. 2000. 212 f. Tese (Doutorado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2000.

TEIXEIRA, Paulo César *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2017.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **The Geographical Review**, New York, v. 38, p. 55–94, 1941.

TIESSEN, H. *et al.* Carbon sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forest. **Climatic Change**, v. 40, p. 105–117, 1998.

TOMA, R. S. **Efeito da aplicação de composto orgânico sobre o processo de encrostamento e a recuperação de solos degradados pela erosão hídrica**. 2008. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

UNCCD. A desertificação e mitigação da seca nos países do bloco: partir das ações; dos efeitos, à comunicação e educação. **Revista da FA7**, v. 2, n. 6, 2008.

UNEP. **Nueva Década de la ONU para la Restauración de los Ecosistemas, una gran oportunidad para la seguridad alimentaria y la acción climática**. 2019. Disponível em: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/comunicado-de-prensa/nueva-decada-de-la-onu-para-la-restauracion-de-los>. Acesso em: 29 nov. 2022.

VALADARES DE SÁ, E.; SAMPAIO, B.; LÚCIA DA COSTA, T. Estoques e fluxos de carbono no Semiárido nordestino: estimativas preliminares (Stocks and fluxes of carbon in semiarid Northeast Brazil: preliminary estimates). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 6, p. 1275–1291, 11 abr. 2011.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. Fenomenologia da desertificação no Nordeste do Brasil. **Conviver: Nordeste Semiárido**, Fortaleza: DNOCS – BNB, set./nov. 2004.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. Núcleos de desertificação no polígono das secas. **Anais do Instituto de Ciências Biológicas da UFPE**, Recife, p. 69–73, 1971.

VIEIRA, R. M. da S. P. *et al.* Characterizing spatio-temporal patterns of social vulnerability to droughts, degradation and desertification in the Brazilian northeast. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 5, p. 100016, 2020.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. Um método rápido e preciso para determinação rotineira de carbono orgânico no solo. **Comunicações em Ciência do Solo e Análise de Plantas**, v. 13, p. 1467–1476, 1988.

YEVDOKIMOV, I.; LARIONOVA, A.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial immobilisation of phosphorus in soils exposed to drying-rewetting and freeze-thawing cycles. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52, n. 5, p. 685–696, 2016.

ZHANG, J. *et al.* Contribuciones de los Proyectos Nacionales de Ecología Forestal Clave al almacenamiento de carbono en la vegetación forestal en China. **Para. Ecol. Administrar.**, v. 462, 2020.

ZHENG, X. *et al.* Soil CO<sub>2</sub> efflux along an elevation gradient in Qinghai spruce forests in the upper reaches of the Heihe River, northwest China. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, p. 2065–2076, 2014.