



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

TIAGO DA COSTA SILVA BARBOSA

**QUALIDADE DO SOLO NOS SERTÕES DOS INHAMUNS-CE E OS PROCESSOS
DE DEGRADAÇÃO E RECUPERAÇÃO AMBIENTAL**

FORTALEZA

2024

TIAGO DA COSTA SILVA BARBOSA

QUALIDADE DO SOLO NOS SERTÕES DOS INHAMUNS-CE E OS PROCESSOS DE
DEGRADAÇÃO E RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geografia. Área de concentração: Dinâmica territorial e ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Vlândia Pinto Vidal de Oliveira.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

B213q Barbosa, Tiago da Costa Silva.
Qualidade do solo nos sertões dos Inhamuns-CE e os processos de degradação e recuperação ambiental /
Tiago da Costa Silva Barbosa. – 2024.
162 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Programa de Pós-Graduação em
Geografia, Fortaleza, 2024.

Orientação: Profa. Dra. Vlândia Pinto Vidal de Oliveira.

1. Ceará. 2. Núcleo de desertificação. 3. Saúde do solo. I. Título.

CDD 910

TIAGO DA COSTA SILVA BARBOSA

QUALIDADE DO SOLO NOS SERTÕES DOS INHAMUNS-CE E OS PROCESSOS DE
DEGRADAÇÃO E RECUPERAÇÃO AMBIENTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Geografia. Área de concentração: Dinâmica territorial e ambiental.

Aprovado em:

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Vlândia Pinto Vidal de Oliveira (orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Bruna de Freitas Iwata
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí (IFPI)

Prof. Dr. Flávio Rodrigues do Nascimento
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dra. Juliana Matos Vieira
Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME)

Prof. Dr. Régis dos Santos Braz
Instituto Centro de Ensino Tecnológico (CENTEC)

A Deus.

Aos meus pais, Messias e Oselina.

À minha amada esposa, Nayara Magda.

À Nina (*in memoriam*) e Aretha

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e pela salvação. Por me conceder sabedoria, estar ao meu lado em todos os momentos e permitir a vitória em mais um desafio.

Aos meus pais, Messias e Oselina, pelo amor incondicional, pela educação, por nunca medirem esforços para que eu tivesse boa formação pessoal e profissional, por sempre estarem presentes, pelo eterno carinho, pelos conselhos e orações e por sempre torcerem pelo meu sucesso. Para vocês meu eterno e infinito amor e gratidão.

À minha esposa, Nayara Magda, pelo exemplo de força, amor, apoio, dedicação, paciência, amizade, pelos sonhos compartilhados, por muitas vezes abdicar de seus sonhos para viver o meu, por ser minha companheira ao longo da vida, por cuidar tão bem de mim e sempre acreditar que eu seria capaz e por tudo o que ela representa em minha vida. Muito obrigado!

À Nina (*in memoriam*), pela sua amizade fiel até o fim de sua vida, por me acompanhar nas noites em claro ao longo da realização desse trabalho e por me ensinar a ser grato e forte. À Aretha, pelo companheirismo, confiança, por ser alegria e caos e por encher a casa de vida.

Ao Natã e Leydiane, pela amizade, pelos momentos alegres compartilhados e pela constante ajuda. À Letícia, por acreditar que eu sou sinônimo de conhecimento.

Aos amigos Dayse, Mateus e Lua, por serem “a minha casa” longe de casa.

Ao Instituto Federal do Piauí, pelo afastamento concedido para realização desse trabalho.

À Universidade Federal do Ceará e ao Programa de Pós-Graduação em Geografia dessa universidade, pela oportunidade de formação profissional e pessoal. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), pelo apoio financeiro.

À Profa. Dra. Vlória Pinto Vidal de Oliveira, pela benevolência, orientação, amizade, respeito, compreensão e paciência durante a execução desse trabalho, muito obrigado!

Ao Prof. Flávio Rodrigues do Nascimento, por prontamente aceitar participar da banca examinadora. Ao Prof. Dr. Régis dos Santos Braz, à Profa. Dra. Bruna de Freitas Iwata e a Dra. Juliana Matos Vieira, por aceitarem fazer parte da banca examinadora, pelas valiosas observações no trabalho de qualificação e por estarem à disposição para elucidação das dúvidas.

Aos amigos do LAPED – UFC pela parceria nos trabalhos de campo. Ao Sr. Marcos Vieira de Tauá-CE, por gentilmente ceder as áreas da escola agrícola o. À Sra. Vera Lúcia Cavalcante, por solicitamente garantir a hospedagem em sua residência. A todos, que direta ou indiretamente, contribuíram para que eu chegasse até aqui. Muito obrigado!

RESUMO

O conhecimento da qualidade do solo permite conhecer os efeitos das práticas de manejo empregadas no mesmo, sendo útil para verificar se as ações mitigadoras da degradação e desertificação estão sendo eficazes. Nesse sentido, a presente pesquisa parte do seguinte problema: qual o estado da qualidade do solo em área anteriormente degradada, pertencente a núcleo de desertificação cearense, atualmente em processo de recuperação ambiental? Supõe-se que em área suscetível a desertificação, alterações positivas no manejo do solo resultam em melhorias na sua qualidade e corroboram com os processos de recuperação ambiental. Assim, objetivou-se avaliar a qualidade do solo e suas relações com os processos de degradação e recuperação ambiental em área de núcleo de desertificação cearense. O estudo foi desenvolvido em áreas degradadas em processo de recuperação ambiental pertencentes a Escola Agrícola Cenequista Francisca Cavalcante Fialho, localizada no distrito de Barra Nova que está inserido no município de Tauá-CE. A área de estudo tem um total de 65 hectares e foi subdividida em duas subáreas, ambas passaram por processos degradadores e atualmente estão sob uso da ovinocaprinocultura extensiva. Foi avaliada a qualidade química e física do solo por meio de seus atributos. Para isso, amostras de solos com estruturas preservadas e não preservadas foram coletadas nas profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Os dados foram analisados considerando o delineamento estatístico inteiramente casualizado (DIC). Nas áreas de solos pertencentes a mesma classe, utilizou-se o esquema de parcelas subdivididas. Nas parcelas foram avaliadas as subáreas e nas subparcelas as profundidades de solo. Após obtenção dos dados, foi aplicado teste F para a análise de variância e teste Tukey para comparação de médias utilizando *software* estatístico. Os solos da subárea 1 foram classificados como NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico Fragmentário e LUVISSOLO HÁPLICO Órtico Planossólico. Já os solos da subárea 2 como LUVISSOLO CRÔMICO Órtico Típico e LUVISSOLO HÁPLICO Órtico Planossólico. Nas duas subáreas houve aumento na densidade do solo e redução na porosidade total e macroporosidade ao longo do tempo. A erodibilidade foi no mínimo alta para todos os solos. Houve aumento no conteúdo de matéria orgânica e estoque de carbono. A qualidade química não foi alterada ao longo do tempo e as alterações no uso e manejo não resultaram na melhoria da qualidade física do solo. No geral, a subárea 1 apresentou qualidade do solo inferior, sobretudo no Luvissole Háplico dessa subárea, sendo assim, a suscetibilidade dessa subárea a degradação tende a ser maior.

Palavras-chave: Ceará; núcleo de desertificação; saúde do solo.

ABSTRACT

Knowledge of soil quality allows us to understand the effects of management practices employed on the soil, and is useful for verifying whether actions to mitigate degradation and desertification are effective. In this sense, the present research starts from the following problem: what is the state of the soil quality in a previously degraded area, belonging to the Ceará desertification center, currently in the process of environmental recovery? It is assumed that in an area susceptible to desertification, positive changes in soil management result in improvements in its quality and corroborate environmental recovery processes. The objective was to evaluate the quality of the soil and its relationships with the processes of environmental degradation and recovery in an area of desertification in Ceará. The study was carried out in degraded areas undergoing an environmental recovery process belonging to the Escola Agrícola Cenequista Francisca Cavalcante Fialho, located in the district of Barra Nova, which is located in the municipality of Tauá-CE. The study area has a total of 65 hectares and was subdivided into two subareas, both of which have undergone degrading processes and are currently under extensive sheep and goat farming. The chemical and physical quality of the soil was evaluated through its attributes. For this purpose, soil samples with preserved and unpreserved structures were collected at depths of 0-10, 10-20 and 20-30 cm. The data were analyzed using a completely randomized statistical design (DIC). In areas of soil belonging to the same class, the subdivided plot scheme was used. The subareas were evaluated in the plots and the soil depths were evaluated in the subplots. After obtaining the data, the F test was applied for analysis of variance and the Tukey test was applied to compare means using statistical software. The soils in subarea 1 were classified as NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico Fragmentário and LUVISSOLO HÁPLICO Órtico Planossólico. The soils of subarea 2, such as LUVISSOLO CRÔMICO Órtico Típico and LUVISSOLO HÁPLICO Órtico Planossólico. In both subareas there was an increase in soil density and a reduction in total porosity and macroporosity over time. Erodibility was at least high for all soils. There was an increase in organic matter content and carbon stock. The chemical quality has not changed over time and changes in use and management have not resulted in improvements in the physical quality of the soil. In general, subarea 1 presented inferior soil quality, especially in the Luvissole Háplico of this subarea, therefore, the susceptibility of this subarea to degradation tends to be greater.

Keywords: Ceará; desertification core; soil health.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Mapa do município de Tauá CE.....	35
Figura 2 –	Subárea 1, Fazenda Cachoeirinha do Pai Senhor.....	36
Figura 3 –	Subárea 2, Fazenda Várzea Formosa.....	37
Figura 4 –	Incidência de chuva anual em Tauá CE no período de 2010 a 2020.....	49
Figura 5 –	Incidência de chuva mensal em Tauá CE no período de 2010 a 2020.....	50
Figura 6 –	Médias mensais de nebulosidade em Tauá CE no período de 1981 a 2010.....	51
Figura 7 –	Médias mensais de insolação em Tauá CE no período de 1981 a 2010..	52
Figura 8 –	Médias mensais de evapotranspiração potencial em Tauá CE no período de 1981 a 2010.....	53
Figura 9 –	Bacias hidrográficas do núcleo ASD II – Inhamuns.....	57
Figura 10 –	Mapa geomorfológico simplificado do Ceará.....	59
Figura 11 –	Perfil 2, porção mais alta da subárea 1.....	65
Figura 12 –	Perfil 3, porção mais baixa da subárea 1.....	69
Figura 13 –	Perfil 4, porção mais alta da subárea 2.....	73
Figura 14 –	Perfil 5, porção mais baixa da subárea 2.....	77

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Índice de aridez.....	54
Tabela 2 – Caracterização química do perfil 2.....	66
Tabela 3 – Granulometria do perfil 2.....	67
Tabela 4 – Caracterização química do perfil de solo 03.....	70
Tabela 5 – Granulometria do perfil de solo 3.....	71
Tabela 6 – Caracterização química do perfil de solo 4.....	74
Tabela 7 – Granulometria do perfil de solo 4.....	74
Tabela 8 – Caracterização química do perfil 5.....	76
Tabela 9 – Granulometria do perfil de solo 05.....	77
Tabela 10 – Areia, silte, argila e classe textural para os solos das subáreas 1 e 2.....	78
Tabela 11 – Resumo da análise de variância da densidade entre os Luvisolos.....	80
Tabela 12 – Médias de densidade do solo em função da profundidade.....	81
Tabela 13 – Resumo da análise de variância da densidade de partículas entre os Luvisolos.....	83
Tabela 14 – Médias de densidade de partículas dos Luvisolos em função da interação entre subáreas e profundidade.....	83
Tabela 15 – Médias de densidade de partículas do Neossolo Litólico em função da profundidade.....	84
Tabela 16 – Resumo da análise de variância da porosidade total entre os Luvisolos.....	85
Tabela 17 – Médias da porosidade total solo em função da profundidade.....	86
Tabela 18 – Resumo da análise de variância da macroporosidade para o Neossolo Litólico.....	88
Tabela 19 – Resumo da análise de variância da macroporosidade para os Luvisolos....	88
Tabela 20 – Médias da macroporosidade do solo em função da profundidade.....	89
Tabela 21 – Resumo da análise de variância da microporosidade para os Luvisolos....	90
Tabela 22 – Médias de microporosidade entre os Luvisolos.....	91
Tabela 23 – Médias de microporosidade entre as profundidades para os Luvisolos....	91
Tabela 24 – Resumo da análise de variância da microporosidade para o Neossolo Litólico.....	92

Tabela 25 – Médias de microporosidade entre as profundidades para o Neossolo Litólico.....	92
Tabela 26 – Resumo da análise de variância do fator erodibilidade entre os Luvisolos.....	93
Tabela 27 – Médias da erodibilidade dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	93
Tabela 28 – Classes de erodibilidade do solo.....	94
Tabela 29 – Resumo da análise de variância do fator erodibilidade para o Neossolo Litólico.....	95
Tabela 30 – Médias de erodibilidade para o Neossolo Litólico em função da profundidade.....	95
Tabela 31 – Resumo da análise de variância da MOS para os Luvisolos.....	96
Tabela 32 – Médias de MOS para os Luvisolos.....	96
Tabela 33 – Médias de MOS entre as profundidades para os Luvisolos.....	97
Tabela 34 – Resumo da análise de variância da MOS para o Neossolo Litólico.....	99
Tabela 35 – Médias de MOS entre as profundidades para o Neossolo Litólico.....	99
Tabela 36 – Resumo da análise de variância do estoque de carbono para os Luvisolos.....	99
Tabela 37 – Médias de estoque de carbono para os Luvisolos.....	100
Tabela 38 – Médias de estoque de carbono entre as profundidades para os Luvisolos..	100
Tabela 39 – Resumo da análise de variância do estoque de carbono para o Neossolo Litólico.....	101
Tabela 40 – Médias de estoque de carbono entre as profundidades para o Neossolo Litólico.....	101
Tabela 41 – Resumo da análise de variância do pH para os Luvisolos.....	103
Tabela 42 – Médias de pH dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	103
Tabela 43 – Resumo da análise de variância do pH para o Neossolo Litólico.....	103
Tabela 44 – Médias de pH em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	104
Tabela 45 – Resumos das análises de variância da disponibilidade de Ca, Mg, P e K para os Luvisolos e Neossolo Litólico.....	105
Tabela 46 – Médias de Ca dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	106

Tabela 47 – Médias de Ca em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	107
Tabela 48 – Médias de Mg para os Luvisolos.....	107
Tabela 49 – Médias de Mg em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	108
Tabela 50 – Médias de K dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	109
Tabela 51 – Médias de K em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	110
Tabela 52 – Médias de P dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	111
Tabela 53 – Médias de P em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	112
Tabela 54 – Resumos das análises de variância do complexo sortivo para os Luvisolos e Neossolo Litólico.....	113
Tabela 55 – Médias da SB dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	114
Tabela 56 – Médias da SB em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	115
Tabela 57 – Médias da CTC dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.....	116
Tabela 58 – Médias da CTC em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	117
Tabela 59 – Médias de V% entre os Luvisolos.....	117
Tabela 60 – Médias de V% em função da profundidade para os Luvisolos.....	118
Tabela 61 – Médias de V% em função da profundidade para o Neossolo Litólico.....	119

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	16
2.1	Degradação do solo e desertificação.....	16
2.2	Qualidade do solo.....	19
2.3	Indicadores da qualidade do solo.....	22
2.3.1	<i>Indicadores químicos da qualidade do solo</i>	24
2.3.2	<i>Indicadores físicos da qualidade do solo</i>	28
3	METODOLOGIA.....	34
3.1	Localização e histórico de uso da área de estudo.....	34
3.2	Delineamento experimental.....	37
3.3	Amostragem.....	37
3.4	Análises químicas.....	38
3.4.1	<i>Carbono orgânico total</i>	38
3.4.2	<i>pH do solo</i>	39
3.4.3	<i>Disponibilidade de fósforo</i>	39
3.4.4	<i>Teores de bases trocáveis</i>	40
3.4.5	<i>Potássio e sódio trocáveis</i>	41
3.4.6	<i>Soma de bases trocáveis</i>	42
3.4.7	<i>Capacidade de troca catiônica</i>	42
3.4.8	<i>Percentagem de saturação por bases</i>	42
3.4.9	<i>Percentagem de sódio trocável</i>	43
3.4.10	<i>Acidez potencial</i>	43
3.5	Análises físicas.....	43
3.5.1	<i>Densidade do solo</i>	43
3.5.2	<i>Densidade de partículas</i>	44
3.5.3	<i>Porosidade total, macro e microporosidade</i>	44
3.5.4	<i>Erodibilidade</i>	45
3.5.5	<i>Textura do solo</i>	46
3.6	Análises estatísticas.....	46
4	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DO MUNICÍPIO DE TAUÁ- CE.....	47
4.1	Clima.....	47

4.2	Vegetação.....	54
4.3	Hidrografia.....	56
4.4	Geologia/geomorfologia e solos.....	58
4.5	Aptidão, uso e ocupação do solo.....	63
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
5.1	Caracterização dos perfis e classificação dos solos.....	65
5.2	Qualidade física do solo.....	78
5.2.1	<i>Textura do solo</i>	78
5.2.2	<i>Densidade do solo</i>	80
5.2.3	<i>Densidade de partículas</i>	83
5.2.4	<i>Porosidade total, macroporosidade e microporosidade</i>	85
5.2.5	<i>Erodibilidade</i>	93
5.3	Qualidade química do solo.....	96
5.3.1	<i>Matéria orgânica do solo e estoque de carbono</i>	96
5.3.2	<i>pH, cálcio, magnésio, potássio e fósforo disponíveis</i>	102
5.3.3	<i>Complexo sortivo</i>	113
6	CONCLUSÕES	120
	REFERÊNCIAS	121

1 INTRODUÇÃO

A degradação do solo se configura como um impacto ambiental negativo de ocorrência mundial, incidente especialmente nas regiões áridas e semiáridas da terra, tendo como principal consequência a redução da capacidade do solo de exercer corretamente os seus serviços ecossistêmicos. É um fenômeno que diminui a qualidade ambiental, sendo promovido principalmente pela ação antrópica ao explorar a terra de forma inadequada, implicando em alteração ou perturbação no solo (BRITO *et al.*, 2020).

No semiárido brasileiro, o uso e ocupação do solo tem corroborado para o avanço da degradação. Para Barbosa e Oliveira (2022), a degradação do solo nessa região tem sido intensificada sobretudo pelas atividades agropecuárias não sustentáveis que culminam na alteração do equilíbrio ecológico da área, tornando-a mais suscetível a degradação.

Além da ação antrópica, as condições edafoclimáticas dos ambientes semiáridos contribuem para a degradação. Conforme Santiago *et al.* (2016), os solos de regiões de clima semiárido possuem naturalmente maior suscetibilidade à degradação por, no geral, apresentarem maior erodibilidade. Além disso, no semiárido brasileiro, o regime pluviométrico corrobora fortemente com a degradação do solo, pois, no início do período chuvoso, no geral, não há cobertura vegetal sobre o solo, devido o predomínio de vegetação caducifólia, favorecendo assim a erosão hídrica que é a principal forma de degradação do solo a nível mundial, responsável por degradar aproximadamente 1,1 bilhão de hectares no mundo (SILVA *et al.*, 2021; MELLADO; MELLO; CURI, 2021).

A degradação nas regiões semiáridas associada ao contexto climático tem ocasionado um problema de maior magnitude e difícil reversão conhecido como desertificação (BARBOSA, 2017). A desertificação pode ser definida como um processo multifatorial de degradação ambiental causado pelo manejo inadequado dos recursos naturais nos espaços áridos, semiáridos e subúmidos secos, que compromete os sistemas produtivos das áreas suscetíveis, os serviços ambientais e a conservação da biodiversidade (UNCCD, 1994). Por ser consequência de múltiplos fatores, a desertificação envolve a degradação da vegetação, dos solos, dos recursos hídricos, da biodiversidade, da produtividade agrícola e, conseqüentemente, da qualidade de vida das populações afetadas (SILVA, 2018; FERREIRA, 2021).

No âmbito do recurso solo, a degradação, a desertificação e a recuperação de uma área podem ser verificadas e monitoradas por meio da avaliação de sua qualidade com o uso de indicadores. A literatura tem demonstrado que os indicadores utilizados devem refletir os principais processos responsáveis pela dinâmica do solo (DERAKHSHAN-BABAEI *et al.*,

2021), e para reduzir a complexidade dessa avaliação estudos têm buscado estabelecer um conjunto mínimo de indicadores que sejam eficazes (RAIESI, 2017; PULIDO *et al.*, 2017; DAVARI *et al.*, 2020; ZHU *et al.*, 2020; DERAKHSHAN-BABAEI *et al.*, 2021). Contudo, determinadas condições ambientais específicas exigem indicadores também específicos, de tal modo que é possível haver variação de indicadores de local a local (MOTA *et al.*, 2015).

Levando em consideração que ambientes semiáridos em processo de degradação requerem o uso sustentável do solo por meio de práticas que favoreçam o equilíbrio ecológico desse recurso, bem como, o monitoramento da área para verificar se as ações adotadas estão preconizando a melhoria da qualidade do solo evitando assim a desertificação, a presente pesquisa parte do seguinte problema: qual o estado da qualidade do solo em área degradada, pertencente a núcleo de desertificação cearense e atualmente em processo de recuperação ambiental? Nesse contexto, supõe-se que em área suscetível a desertificação, alterações positivas no manejo do solo ao longo do tempo resultam em melhorias na sua qualidade e corroboram com os processos de recuperação ambiental.

De forma geral, teve-se como objetivo avaliar a qualidade do solo e suas relações com os processos de degradação e recuperação ambiental em área de núcleo de desertificação cearense. De forma específica, objetivou-se: *i*) caracterizar ambientalmente o município de Tauá-CE; *ii*) classificar os solos das áreas em avaliação; *iii*) caracterizar a densidade, a porosidade e a erodibilidade do solo das áreas em avaliação; *iv*) determinar o pH, a matéria orgânica do solo (MOS), o estoque de carbono (C), os teores de bases trocáveis, a disponibilidade de fósforo (P) e o complexo sortivo do solo das áreas avaliadas; *v*) conhecer quais atributos melhor se relacionam com a degradação do solo; *vi*) comparar os resultados desse estudo a pesquisa anteriormente realizada na mesma área.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Degradação do solo e desertificação

O solo é um recurso natural não renovável de grande importância para manutenção da vida na terra. Ele é responsável por cerca de 95% da produção global de alimentos e por fornecer diversos serviços ecossistêmicos (FERREIRA *et al.*, 2022). No geral, os solos comportam-se como os principais reservatórios da biodiversidade global e o segundo maior reservatório de carbono da terra (FAO, 2015; STOLTE *et al.*, 2016). Embora seja fundamental à vida, o solo tem sido alvo de forte degradação a nível de ocorrência mundial, sobretudo em ambientes de clima árido e semiárido. Essa degradação tem impactado negativamente a produção agrícola e o meio ambiente (JIN *et al.*, 2022), levando os solos em todo o mundo ao limite crítico para os serviços ecossistêmicos, conforme a FAO (2015).

De acordo com Barbosa e Oliveira (2022), o fenômeno da degradação do solo pode ser compreendido como um processo natural e/ou antrópico que reduz a capacidade desse recurso natural de desempenhar as suas funções ecológicas. Configura-se como um processo multifatorial que resulta na alteração da estabilidade ecológica do ecossistema solo para um estado relativamente frágil e instável (LI *et al.*, 2020; JIN *et al.*, 2022), no qual o solo perde a sua funcionalidade. É um processo que aumenta anualmente, sendo o mesmo observado em todo o mundo, especialmente na América do Sul (PEREIRA *et al.*, 2022). No território brasileiro, todas as regiões têm sofrido com esse tipo de degradação e isso tem impactado negativamente o equilíbrio ambiental nacional (BARBOSA; OLIVEIRA, 2022). Embora haja diversos fatores que corroboram para degradação do solo, destacam-se nesse processo as condições climáticas e a ação antrópica, isso faz com que as regiões áridas e semiáridas, quando não manejadas corretamente, sejam mais propícias à ocorrência desse fenômeno.

Nos ambientes semiáridos a degradação do solo se deve principalmente à baixa cobertura vegetal que torna o solo mais vulnerável às intempéries climáticas e ao manejo não sustentável do solo (CERDÀ *et al.*, 2018; ZHAO *et al.*, 2018). No semiárido brasileiro, a rápida expansão populacional e o uso intensivo do solo somados a ausência de práticas conservacionistas vêm gerando a degradação acelerada dos solos, conforme Lima *et al.* (2020). Além desses fatores, a condição edafoclimática da região semiárida brasileira torna os solos mais suscetíveis ao processo de degradação, pois, conforme Maia *et al.* (2008), essa região é caracterizada por altas temperaturas, distribuição irregular de chuvas, solos pouco intemperizados e baixa produção de fitomassa. Para Sousa *et al.* (2012), solos sob essa condição apresentam baixa capacidade

regenerativa requerendo um sistema de produção sustentável para que se minimize os riscos de degradação e desertificação.

No geral, a degradação do solo altera suas características químicas, físicas e biológicas, acarretando na redução de sua qualidade ambiental, assim como, na perturbação do equilíbrio ecológico e socioeconômico das áreas afetadas. Ela se expressa principalmente por meio da redução dos teores de matéria orgânica, da redução de sua fertilidade, do desbalanceamento de seus nutrientes, da redução da estabilidade dos seus agregados, da deterioração de sua estrutura, da acidificação, da salinização (LAL, 2015; XU *et al.*, 2016; TAMENE *et al.*, 2019) e da erosão. Para Vaezi *et al.*, (2017) a deterioração das propriedades físicas do solo é um problema importante, particularmente nas regiões de clima semiárido, uma vez que, a cobertura vegetal não consegue controlar completamente o impacto da gota da chuva e isso resulta em maior suscetibilidade à erosão sobretudo em áreas de relevo inclinado. Conforme Sadeghian *et al.* (2021), a erosão causada pelo impacto das gotas de chuva é o fator chave para a ruptura da estrutura do solo sobretudo em áreas de baixa estabilidade de agregados.

Entre as diversas formas de degradação do solo, a erosão tem sido destaque por ocasionar volumosas perdas de solos em todo o mundo. De acordo com a FAO (2017), globalmente, cerca de 75 bilhões de toneladas de solo são perdidas a cada ano nas terras cultivadas devido à erosão, o que gera um prejuízo de aproximadamente 400 bilhões de dólares. Para Kong *et al.* (2022), a erosão do solo é um dos maiores desafios do manejo sustentável e um dos quatro principais problemas globais que a humanidade enfrenta atualmente, junto com as mudanças climáticas, o crescimento populacional exponencial e a perda de biodiversidade.

De acordo com Morais e Sales (2017), a erosão hídrica destaca-se entre os demais tipos de erosão pela sua alta capacidade de remoção e transporte de sedimento. Em termos econômicos, esse tipo de erosão é a principal forma de degradação dos solos, gerando vários prejuízos ambientais e socioeconômicos (DECHEN *et al.*, 2015). Essa erosão pode ocorrer de forma natural, porém seus efeitos são intensificados pela ação humana (PANDEY *et al.*, 2016). No Brasil, conforme Anache *et al.* (2017), a erosão causada pela água da chuva é a forma mais significativa de degradação do solo, com estimativa do volume de solo perdido variando de 0,1 a 136,0 t ha⁻¹.

Além da perda direta de solo, a erosão hídrica pode ocasionar diversos impactos ambientais, tais como: danos às plantações, perda da capacidade produtiva dos solos, perda da capacidade de armazenamento de água, remoção de nutrientes e matéria orgânica, assoreamento de corpos hídricos, poluição da água, entre outros (POSTHUMUS *et al.*, 2015). Devido aos diversos impactos gerados ao meio ambiente, ações que mitiguem a erosão hídrica são de

extrema necessidade, nesse sentido é importante conhecer a dinâmica da erosividade das chuvas e da erodibilidade dos solos que são fatores que influenciam diretamente na erosão hídrica.

A degradação do solo em conjunto com as condições climáticas pode culminar na desertificação das terras nas zonas áridas, semiáridas e subúmidas secas. De acordo com Akbari, Modarres e Noughani (2020), a desertificação é um sistema dinâmico e complexo de degradação da terra no qual para compreendê-lo, os processos físicos e antropogênicos, assim como, suas inter-relações precisam ser identificados. A desertificação é considerada como um sério problema ecológico e socioeconômico global que causa a deterioração do ambiente ecológico e também reduz a renda e a produtividade agrícola (CHENG *et al.*, 2018; STERK; STOOORVOGEL, 2020).

A desertificação se configura como uma ameaça à segurança ambiental regional e está se tornando uma barreira que dificulta a economia global e a transição para uma sociedade sustentável (D'ODORICO *et al.*, 2013; EASDALE, 2016). Por conta de sua gravidade e impactos no meio ambiente, economia e qualidade de vida, diversas organizações internacionais têm fornecido apoio e orientação para países que sofrem com a desertificação buscando desenvolver estratégias de desenvolvimento sustentável e recuperação de terras degradadas (XU; WANG; WANG, 2022). Nesse sentido, a Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu que um dos objetivos do desenvolvimento sustentável é combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade, conforme Okado e Quinelli (2016).

De acordo com Perez-Marin *et al.* (2012) e Centro de Gestão e Estudos Estratégicos – CGEE (2016), as áreas brasileiras suscetíveis a desertificação (ASD) compreendem cerca de 1.344.766,64 km², distribuídos em 1.488 municípios de nove estados da região Nordeste, além de alguns municípios setentrionais dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Dessa área total, 70.279,46 km² estão fortemente degradados (CGEE, 2016). Nas ASDs brasileiras, o clima, o tipo e o manejo do solo, a vegetação e os fatores socioeconômicos são considerados aspectos importantes para a ocorrência da desertificação; nessas áreas a desertificação está associada principalmente ao desmatamento, ao uso intensivo do solo por práticas agrícolas não sustentáveis, a salinização e ao sobrepastejo (IBGE, 2004; VIEIRA *et al.*, 2015).

O semiárido brasileiro é considerado como uma das regiões de maior vulnerabilidade às mudanças climáticas e de grande fragilidade ambiental (MARENGO, 2008; VIEIRA *et al.*, 2015). Por ser a região seca mais populosa do mundo, a pressão humana por recursos ambientais tende a ser maior no semiárido brasileiro e isso corrobora com o processo de desertificação. Ainda no contexto da região semiárida brasileira, os municípios com maior suscetibilidade e

com estágios mais avançados de degradação foram agrupados em núcleos de desertificação sendo esses: Irauçuba-CE, Cabrobó-PE, Seridó-RN e Gilbués-PI, conforme Vasconcelos Sobrinho (1971). No geral, esses núcleos são áreas bastante degradadas por diversas atividades, com baixa ou nenhuma cobertura do solo e sinais claros de erosão (PEREZ-MARIN *et al.*, 2012). Estudos têm sido desenvolvidos nesses núcleos, visando a melhor compreensão do processo de desertificação, bem como, o desenvolvimento de estratégias de recuperação dessas áreas. Segundo Etter *et al.* (2020) e Sharma *et al.* (2021), um dos passos mais importantes para o controle da desertificação e restauração das terras é a identificação das áreas prioritárias e o desenvolvimento de projetos e políticas ecológicas para o combate à desertificação nessas áreas.

O Ceará é o estado brasileiro mais suscetível à desertificação, pois possui 98% do seu território influenciado pelo clima semiárido e 100% do seu espaço está em área suscetível à desertificação (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020). Conforme mapeamento realizado pelo CGEE (2016), no Ceará, existem três grandes áreas que se apresentam muito comprometidas quanto à preservação dos recursos naturais: a região dos Inhamuns/Sertões de Crateús, o município de Irauçuba e regiões circunvizinhas e o Médio Jaguaribe. Essas áreas estão configuradas como núcleos ASD cearenses.

Devido à forte degradação e acentuada desertificação nos núcleos de ASD cearenses, órgãos estaduais, com parcerias institucionais e da sociedade civil, têm implementado métodos de contenção da problemática (ALBUQUERQUE *et al.*, 2020). Para o entendimento da dinâmica da desertificação e mitigação desse processo é importante conhecer as características ambientais, destacando assim os pontos fortes, as oportunidades, os pontos fracos e as ameaças. Conhecendo o ambiente é possível elaborar um plano de manejo sustentável de acordo com a capacidade de uso de cada área, reduzindo assim os riscos de degradação, bem como de desertificação das terras.

2.2 Qualidade do solo

O entendimento do solo como um componente da biosfera tem aumentado o interesse em avaliar a sua qualidade, o que tem feito com que esse assunto esteja recebendo atenção crescente nos arranjos produtivos que visam o desenvolvimento sustentável (HAYNES, 2005). Segundo Araújo e Monteiro (2007), a conscientização de que o solo é um recurso fundamental para o funcionamento dos ecossistemas e a constatação de que os processos de degradação têm afetado uma porção considerável dos solos em uso, estimulou o interesse pelo conhecimento da qualidade do solo para avaliação da sustentabilidade ambiental. Para Samaei, Emami e Lakzian

(2022), é importante investigar a qualidade do solo, pois ela reflete as mudanças na capacidade do solo de funcionar em resposta ao manejo dentro de um determinado ambiente.

O conceito de qualidade do solo é bastante abrangente e de difícil definição, uma vez que depende diretamente de suas características intrínsecas, de seu uso e manejo, de interações do agroecossistema e de fatores socioeconômicos e políticos (LIMA; PILLON; LIMA, 2007; BRAZ, 2013). Inicialmente a qualidade do solo estava associada ao conceito de fertilidade química, em razão de acreditar que um solo quimicamente rico era um solo de boa qualidade, pois tinha a capacidade de prover a produção agrícola (KARLEN; DITZLER; ANDREWS, 2003). Todavia, as pesquisas nessa temática elucidaram que não basta apenas o solo apresentar boa fertilidade química para ser considerado de alta qualidade, a literatura tem demonstrado que para o solo desempenhar corretamente as suas funções e assim ser considerado de boa qualidade, o mesmo deve possuir também boa estruturação física e abrigar uma alta diversidade de organismos, uma vez que os componentes químicos, físicos e biológicos do solo interagem para a sua funcionalidade; portanto, a percepção de qualidade do solo evoluiu com o tempo, passando a ter um sentido mais amplo (ZILLI *et al.*, 2003; BRAZ, 2013).

De modo geral, um solo é considerado de boa qualidade quando pode desempenhar adequadamente vários serviços ecossistêmicos, como fornecimento de alimentos, armazenamento de água, ciclagem de nutrientes, controle de erosão e regulação do clima (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016; JUHOS *et al.*, 2019). Para Mirghaed e Sourì (2022), solos de alta qualidade são caracterizados por apresentar boa estrutura, nutrientes suficientes, capacidade de retenção de água, microrganismos úteis e resistência à erosão e degradação. Ainda segundo os autores, esses solos têm o potencial de cultivar as culturas essenciais em um nível satisfatório de qualidade sem a necessidade de aumentar os nutrientes por fertilizantes.

Por outro lado, solos que apresentam desestruturação, má drenagem, carência de nutrientes e matéria orgânica, microrganismos insuficientes, alta concentração de toxinas e suscetibilidade à erosão, são considerados de má qualidade (KARLEN *et al.*, 1997; TOPP *et al.*, 1997; REYNOLDS *et al.*, 2002). Diferentes fatores como desenvolvimento inadequado, manejo da terra, erosão do solo, mudança no uso da terra, diversidade topográfica, degradação da vegetação e poluição ambiental diminuem a qualidade do solo por meio da alteração das suas características (FATHIZAD *et al.*, 2020; MAMEHPOUR *et al.*, 2021; NOSRATI; COLLINS, 2019; TIAN *et al.*, 2020).

A qualidade do solo pode ser definida de forma clássica como a capacidade de um solo específico de funcionar dentro dos limites de uso da terra e dos ecossistemas naturais ou

manejados, sustentando assim a produtividade de plantas e animais, mantendo ou melhorando a qualidade da água e do ar e apoiando a saúde humana e a habitação (DORAN; PARKIN, 1994; SAMAEI; EMAMI; LAKZIAN, 2022). Segundo Bünemann *et al.* (2018), com base nessa definição, a avaliação da qualidade do solo não se limita à produção agrícola, mas inclui a prevenção da degradação do solo e ambiental, bem como a melhoria da saúde humana e vegetal, bem como, da segurança alimentar.

Na última década, tem-se utilizado de forma mais recorrente o termo “saúde do solo” como sinônimo de qualidade do solo. A saúde do solo, por sua vez, tem sido definida pelo Serviço de Conservação de Recursos Naturais do Departamento de Agricultura dos EUA - USDA/NRCS (2022) como a capacidade contínua de um solo de funcionar como um ecossistema vivo vital que sustenta plantas, animais e humanos. Para Lehmann *et al.* (2020), o conceito de saúde do solo compreende os solos como uma entidade viva e está intimamente relacionado ao conceito de qualidade do solo. Independe do termo ou conceito utilizado para fazer referência a qualidade do solo, tem-se o entendimento de que um solo saudável ou de boa qualidade é aquele capaz de exercer potencialmente todas as suas funções.

As práticas de manejo e o uso da terra podem ser consideradas como os principais fatores que afetam a qualidade do solo em decorrência da alteração das propriedades físicas, biológicas e químicas do solo (DENGIZ, 2020). Para Barbosa e Oliveira (2022), o monitoramento frequente do uso do solo, por meio da avaliação de sua qualidade, possibilita um desenvolvimento mais sustentável, reduzindo os riscos de degradação desse recurso natural. Ainda em conformidade com os autores, a avaliação da qualidade do solo é útil na determinação da ocorrência de processos de degradação, bem como, na verificação do grau em que esse fenômeno se encontra.

A qualidade do solo não é diretamente mensurável e deve ser inferida a partir de relevantes propriedades do solo (SAMAEI; EMAMI; LAKZIAN, 2022). Para o monitoramento da qualidade de recursos ambientais usam-se diversas variáveis e a partir delas podem-se fazer interpretações da situação atual desses recursos e planejar estratégias que visem à manutenção do estado atual ou melhoria desse (BARBOSA; OLIVEIRA, 2022). Essas variáveis são comumente chamadas de indicadores de qualidade.

Os indicadores de qualidade do solo são um conjunto de características mensuráveis do solo que afetam sua capacidade de produzir culturas ou desempenho ambiental e são sensíveis a mudanças no uso da terra, manejo ou operações de conservação (TAKOUTSING *et al.*, 2016). Pesquisadores envolvidos com a ciência do solo têm procurado identificar e selecionar atributos mensuráveis que estejam associados a determinadas funções que esse deve desempenhar no

solo, servindo assim de indicador de sua qualidade (MOTA *et al.*, 2013). Para Karkaj *et al.* (2019) e Karaca *et al.* (2021), a multiplicidade e ampla variedade de parâmetros que podem ser usados para caracterizar a qualidade do solo levaram muitos pesquisadores a considerar um conjunto de dados mínimos representativos; porém o uso universal desse conjunto mínimo de indicadores de qualidade do solo nem sempre é possível, uma vez que, específicas condições ambientais podem requerer indicadores também específicos.

No diagnóstico da qualidade do solo a escolha de indicadores confiáveis é uma das principais dificuldades, principalmente em ambiente de clima semiárido onde os atributos do solo são fortemente influenciados pela severa condição climática. Por meio dos indicadores de qualidade do solo é possível verificar as alterações ocorridas nesse recurso natural ao longo do uso e do tempo, bem como, identificar processos destrutivos e áreas problemáticas.

2.3 Indicadores da qualidade do solo

A qualidade do solo é comumente avaliada por um conjunto de indicadores que se configuram como atributos do solo e são responsáveis por funções importantes para a correta dinâmica desse recurso ambiental. A esses indicadores são atribuídos valores padrões, assumindo que há uma faixa ótima de valores para cada propriedade do solo e, dessa forma, uma pontuação abaixo do padrão indica solo de pior qualidade, conforme Taghipour *et al.* (2022). A importância do uso de indicadores de qualidade está ligada à expressão da funcionalidade do solo, evidenciando as deficiências das áreas avaliadas e orientando sua recuperação (FERREIRA; STONE; MARTIN-DIDONET, 2017).

Os indicadores devem ser selecionados com base em sua capacidade de representar a qualidade do solo no ecossistema em estudo (HEMATI *et al.*, 2020). Embora esforços sejam feitos, ainda não existe um sistema único ou de aplicação geral para avaliar e monitorar a qualidade do solo, uma vez que, a percepção de qualidade varia de acordo com os contextos ambientais e socioculturais (SOTO; PADILLA; VENDE, 2020). Além disso, a dinâmica dos atributos no solo varia com o ambiente, sendo assim, deve-se levar em consideração o contexto ambiental para a correta escolha do atributo indicador da qualidade. Para Hemati *et al.*, (2020), a seleção de um conjunto padrão de propriedades específicas como indicadores da qualidade do solo pode ser complexa e varia entre os sistemas de plantio e manejo.

Para verificar a qualidade do solo em ambientes semiáridos são utilizados como indicadores essencialmente as suas propriedades químicas, físicas e biológicas (SAMAEI; EMAMI; LAKZIAN, 2022), pois, no geral, essas propriedades são sensíveis ao manejo e

refletem as alterações ocorridas no solo ao longo do tempo. De acordo com Perin *et al.* (2018), a relação entre o manejo e a qualidade dos solos deve ser avaliada pelos seus atributos, uma vez que, quando submetidos a determinados sistemas de cultivo, os solos tendem a um novo estado de equilíbrio, refletido em diferentes manifestações de seus atributos.

Na estimativa da qualidade, bem como, dos processos de degradação e desertificação, deve-se considerar a integração das características químicas e físicas do solo, para que se possa obter uma análise mais completa e confiável (MARTINS *et al.*, 2010). Para Doran e Parkin (1994), integrar propriedades e processos físicos e químicos; ser acessíveis e aplicáveis no campo; ser sensíveis às variações de manejo e de clima e ser componentes de banco de dados de solos, são características desejáveis aos atributos do solo usados como indicadores de mudanças. Em investigações científicas, a escolha do método e dos parâmetros a serem utilizados como indicadores da qualidade do solo depende dos objetivos, dos recursos disponíveis, das condições do contexto local e da pesquisa, bem como, das características do solo analisado (CAMARGO, 2016).

Para Braz (2013), além das propriedades de natureza química, física e biológica, numa primeira avaliação da qualidade do solo, os indicadores visuais também podem ser utilizados para verificar alterações básicas nas condições originais desse recurso. Ainda em conformidade com o autor, podem ser usados como indicadores visuais: a erosão, a fauna do solo, a vegetação, o estado de decomposição e incorporação da serapilheira, a presença de fauna silvestre, entre outros. Um motivo que leva à adoção do uso de indicadores visuais na predição da qualidade do solo é, muitas vezes, a difícil utilização dos métodos laboratoriais, devido ao custo e tempo, embora sejam bastante exatos e precisos (NIERO *et al.*, 2010).

A inclusão de indicadores visuais pode ampliar a precisão, cobertura e viabilidade da avaliação de impacto e aumentar a adoção de práticas de manejo sustentável pelos agricultores (SOTO; PADILLA; VENTE, 2020). A avaliação da qualidade do solo por meio do uso integrado de indicadores químicos e físicos, associados as características visuais, tem se tornado um valioso instrumento, cada vez mais eficaz para definir a capacidade do sistema de manter a sua funcionalidade no presente e no futuro (SILVA *et al.*, 2020).

2.3.1 Indicadores químicos da qualidade do solo

Entre os atributos do solo utilizados como indicadores de sua qualidade, a matéria orgânica do solo (MOS) tem se destacado pela sua correlação com os processos de degradação. A MOS tem um importante papel na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas terrestres, uma vez que ela se relaciona diretamente com vários processos físicos, químicos e biológicos ocorrentes no solo. Embora tenha relação com diversas propriedades, a MOS é comumente utilizada como indicador de qualidade química e pode ser avaliada por meio do teor de Carbono Orgânico Total (COT). O destaque da MOS na avaliação da qualidade do solo é ainda maior em ambientes semiáridos e isso pode estar relacionado ao menor aporte de material orgânico e a baixa estabilidade desse material em áreas sob essa condição climática, tornando-a mais sensível às alterações. Ao longo da última década, pesquisas em regiões de clima semiárido têm demonstrado a eficiência da matéria orgânica como indicador de qualidade e de manejo sustentável do solo (MARTINS *et al.*, 2010; GUIMARÃES, GONZAGA E MELO NETO, 2014; CARDOSO *et al.*, 2015; TRAORÉ *et al.*, 2015; SOUSA NETO *et al.*, 2017; BRITO *et al.*, 2018; FERREIRA *et al.*, 2018; IWATA *et al.*, 2020; BARBOSA *et al.*, 2020).

De acordo com Araújo *et al.* (2013), a MOS pode ser utilizada como indicador básico de qualidade por ser capaz de explicar as alterações que ocorrem nos solos antropizados. Sousa Neto *et al.* (2017), constataram que a MOS apresentou alta sensibilidade para indicar alterações ambientais, sendo os baixos teores desse atributo encontrados nas áreas com maior alteração e menor estabilidade ecológica. Há redução significativa nos teores de MOS com o avanço dos processos de degradação, evidenciando que baixos níveis de MOS estão associados a áreas degradadas (TRAORÉ *et al.*, 2015).

No semiárido brasileiro o manejo inadequado do solo contribui para redução nos teores de matéria orgânica, afetando o equilíbrio ecológico do solo e deixando-o mais suscetível à degradação (CARDOSO *et al.*, 2015). Em núcleo de desertificação cearense, Ferreira *et al.* (2018), observaram maior quantidade de MOS na área sob pousio em comparação a área sob superpastejo, salientando que os maiores teores desse atributo estão associados a áreas de melhor qualidade ambiental. Iwata *et al.* (2020), no semiárido cearense, verificaram melhor qualidade do solo nas áreas com maior disponibilidade de MOS.

Para Jin *et al.* (2022), a degradação do solo normalmente se manifesta com a perda de matéria orgânica, os autores observaram baixos níveis de MOS nas áreas com altos graus de degradação. No geral, os estudos demonstram que os menores teores de material orgânico estão associados a solos degradados. Dessa forma, as características e a dinâmica da matéria orgânica

no solo indicam que esse parâmetro é útil para avaliação de sua qualidade e monitoramento dos processos degradativos.

A MOS é um dos fatores que influenciam diretamente no estoque de carbono do solo. No geral, uma maior quantidade de MOS tende a favorecer a estocagem de carbono no solo que, por sua vez, desempenha um serviço ambiental de regulação essencial para o bem-estar humano, uma vez que o carbono estocado no solo não estará livre na atmosfera com possibilidade de corroborar com o efeito estufa antrópico.

Além da MOS, em regiões de clima semiárido outros atributos do solo têm sido utilizados como indicadores de sua qualidade química. Barbosa e Oliveira (2022), observaram que os parâmetros: pH do solo, capacidade de troca catiônica (CTC), disponibilidade de cátions trocáveis (cálcio - Ca; magnésio - Mg; sódio - Na e potássio - K), disponibilidade de P, soma de bases (SB) e saturação por bases (V%), destacam-se como indicadores químicos da qualidade do solo em ambientes semiáridos, sendo esses úteis para inferir sobre a suscetibilidade de uma área à degradação.

O pH do solo fornece indícios das condições químicas gerais do solo (RONQUIM, 2020). Esse atributo influencia diretamente a dinâmica de nutrientes no solo e afeta o estabelecimento da vegetação, podendo corroborar com a ocorrência e permanência da degradação. No geral, estudos desenvolvidos em ambientes semiáridos têm demonstrado que o pH do solo é um atributo sensível às mudanças ocasionadas pelo manejo e, por isso, configura-se como um importante indicador da qualidade química.

Silva *et al.* (2015), avaliando a qualidade do solo no semiárido paraibano, constataram que a área sob manejo conservacionista apresentou melhores valores de pH quando comparada a área sob manejo convencional, indicando que a condição ideal desse atributo está mais associada a áreas em conservação. Korkanç e Korkanç (2016), avaliando a degradação química e física do solo em regiões semiáridas, verificaram alteração nos valores de pH ao compararem áreas em degradação salina com uma área preservada, sendo observada excessiva alcalinidade nas áreas sob degradação. Ainda conforme os autores, o pH do solo apresentou correlação positiva com o acúmulo dos sais Na e K, além disso, o atributo em questão pode ter influenciado negativamente no crescimento da vegetação nas áreas em degradação.

No semiárido cearense, Barbosa (2017), avaliando os atributos do solo em área sob processo de desertificação, constataram que a área em pousio apresentou maiores valores de pH em comparação à área sob degradação, sendo esses valores dentro da faixa considerada ideal. De modo semelhante, na mesma região, Ferreira *et al.* (2018), também verificaram que a área sob pousio apresentou melhores valores de pH em comparação as áreas sob degradação,

estando esse pH dentro da faixa considerada ideal. Ainda em conformidade com os autores, esse resultado está relacionado a maior oferta de resíduos vegetais cuja a decomposição contribui para o aumento de cátions básicos acarretando em pH mais elevado. Ainda no semiárido cearense, Iwata *et al.* (2020), constataram valores de pH mais próximos a neutralidade em áreas sob manejo conservacionista, indicando que a condição ideal desse atributo está associada aos melhores níveis de conservação do solo.

A CTC, a presença de cátions trocáveis, a saturação por bases e a disponibilidade de P são atributos que estão diretamente relacionados à fertilidade do solo e, por isso, podem ser utilizados como importantes indicadores de sua qualidade química. De acordo com Embrapa (2017), a CTC representa a quantidade total de cátions trocáveis que o solo pode adsorver. Ao longo do tempo, os cátions retidos na CTC são liberados, podendo ser absorvidos pelas plantas. Dessa forma, a CTC colabora para manutenção da fertilidade do solo a longo prazo, e quanto menor o seu valor menor será a retenção de elementos essenciais às plantas, afetando assim a nutrição e o desenvolvimento vegetal. Além disso, segundo He *et al.* (2021), a CTC do solo pode influenciar no pH do solo, na estabilidade da estrutura do solo e na capacidade de tamponamento do solo.

Apesar de sua importância para a fertilidade do solo, não é recomendado o uso isolado da CTC como indicador de qualidade, pois altos valores de CTC podem estar associados a presença de acidez e cátions fitotóxicos, como o alumínio (HE *et al.*, 2021). Dessa forma, na avaliação da qualidade do solo a CTC deve ser utilizada em conjunto com outros indicadores.

Pesquisas desenvolvidas no semiárido brasileiro têm demonstrado que a CTC do solo é maior nas áreas de melhor conservação, principalmente naquelas onde ocorre adição de resíduos vegetais (DANTAS *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2015; IWATA *et al.*, 2020). Por outro lado, tem se constatado menores valores de CTC nas áreas com maiores riscos de degradação (SANTIAGO; MONTENEGRO; PINHEIRO, 2018; PERIN *et al.*, 2018; NOVAK *et al.*, 2021), sendo assim, é possível considerar que, no geral, os baixos valores para esse atributo estão associados a áreas com potencial risco de degradação.

A presença dos cátions trocáveis: Ca, Mg, K e Na, bem como, a soma de bases, a saturação por bases e o P disponível são indicativos das condições gerais de fertilidade do solo (RONQUIM, 2020). O Ca, Mg e K são macronutrientes essenciais ao estabelecimento e desenvolvimento da vegetação, dessa forma, a baixa disponibilidade desses elementos pode afetar a manutenção da cobertura vegetal tornando o solo mais suscetível a degradação. De acordo com He *et al.* (2021), esses elementos são importantes indicadores que contribuem para avaliação da fertilidade do solo, assim como, da qualidade química desse recurso. Além de sua

ação na nutrição das plantas, esses cátions trocáveis corroboram também com a redução da acidez do solo por se configurarem como bases. Nesse sentido, uma menor concentração desses elementos no solo favorece a acidez, podendo tornar o meio limitante ao desenvolvimento vegetal. Estudos desenvolvidos em ambientes semiáridos têm demonstrado que os maiores valores de Ca, Mg e K são encontrados em solos com melhor qualidade ambiental e baixo risco de degradação (MARTINS *et al.*, 2010; MARINHO *et al.*, 2016; BARBOSA, 2017; SOUSA NETO *et al.*, 2017; SANTIAGO; MONTENEGRO; PINHEIRO, 2018; QUEIROZ *et al.*, 2019).

O P disponível tende a ser baixo nos solos do semiárido brasileiro, principalmente naqueles que possuem elevados teores de Ca, por conta da precipitação com esse elemento. No geral, a disponibilidade de P no semiárido é dependente da MOS por ela ser fonte de fosfatos orgânicos que representam a maior fonte de P para esses solos. Sendo assim, áreas com maior quantidade de MOS tendem a ter maior disponibilidade de P no solo. O Na, embora não seja considerado um elemento essencial às plantas, auxilia no crescimento e desenvolvimento vegetal exercendo algumas funções benéficas, dentre elas o controle osmótico. No solo, a sua presença é importante para a determinação da soma de bases e, conseqüentemente, da CTC e porcentagem de saturação por bases. Porém, é importante destacar que o excesso desse elemento corrobora para a salinização do solo.

A SB representa a quantidade total de bases trocáveis presentes no solo, é dada pelo somatório dos teores de Ca, Mg, K e Na, e o seu valor é levado em consideração na determinação da CTC e da saturação por bases, influenciando diretamente na fertilidade do solo. Portanto, é um parâmetro útil para verificação da qualidade do solo e estimativa da degradação. No geral, os estudos em regiões semiáridas demonstram que maiores valores de SB estão associados às áreas de referência que se encontram em estado de maior equilíbrio ecológico e às áreas submetidas a manejos sustentáveis, como pode ser observado em Travassos e Souza (2011), Silva *et al.* (2015) e Santiago, Montenegro e Pinheiro (2018).

Em pesquisas desenvolvidas no semiárido cearense, Barbosa (2017) e Iwata *et al.* (2020), verificaram maiores teores de SB na área de pousio e na área de manejo conservacionista, respectivamente. Esses resultados confirmam a hipótese de que valores mais altos de SB são esperados nos solos de melhor qualidade ambiental, bem como, comprovam a eficácia desse parâmetro como indicador de qualidade química. Porém, é importante salientar que em áreas sob degradação salina é possível que a SB, assim como a CTC, alcancem altos valores como consequência do excesso de Na, por isso, não é recomendado o uso isolado desse parâmetro como indicador de qualidade química do solo.

A saturação por bases (V%) representa a proporção da CTC do solo que está preenchida pelas bases trocáveis (EMBRAPA, 2017). É o principal parâmetro para avaliação da fertilidade do solo e por esse motivo tem sido utilizado como indicador na determinação da qualidade química desse recurso natural, principalmente em áreas semiáridas. De acordo com o V% os solos podem ser classificados como eutróficos ($V\% \geq 50$) ou distróficos ($V\% < 50$), conforme Ronquim (2020). Solos eutróficos são considerados férteis e os distróficos de baixa fertilidade natural. Em áreas degradadas ou em processo de degradação, a avaliação do V% do solo auxilia no planejamento da estratégia mitigadora, principalmente se o processo de recuperação envolver o uso da vegetação. Estudos têm demonstrado que, geralmente, melhores condições de V% são encontradas nas áreas de melhor equilíbrio ambiental (TRAVASSOS; SOUZA, 2011; SILVA *et al.*, 2015; SANTIAGO; MONTENEGRO; PINHEIRO, 2018).

É importante salientar que em áreas salinizadas ou em processo de salinização a maior parte da CTC do solo pode estar preenchida pelo Na o que também irá conferir um V% elevado. Nesses casos, não recomenda-se considerar o valor V% como indicador de qualidade química, mas sim como indicador de suscetibilidade à degradação. O estudo de Martins *et al.* (2010) corrobora com esse fato, os autores investigaram atributos químicos do solo em áreas em processo de desertificação no semiárido pernambucano e constataram que o parâmetro V% foi o único que se correlacionou positivamente com a degradação do solo. Ainda conforme os autores, esse comportamento pode ser explicado pela concentração dos sais solúveis no solo, que pode ser característico de ambientes em processo de degradação.

2.3.2 Indicadores físicos da qualidade do solo

No que diz respeito à qualidade do solo, os atributos utilizados como indicadores da qualidade física merecem destaque especial, uma vez que alterações nos parâmetros físicos do solo têm afetado bastante os componentes químicos e biológicos, já que esses são interdependentes (ARAÚJO; GOEDERT; LACERDA, 2007).

De acordo com Dexter (2004), melhorando a qualidade física de determinado solo indiretamente se está contribuindo para a melhoria das suas condições biológicas e químicas. Determinar a qualidade física do solo é de extrema importância quando se deseja estimar o grau de degradação ou melhoria na qualidade da terra (AL-KAYSSI, 2022).

A qualidade física do solo está relacionada com a sustentabilidade dos agroecossistemas e sua avaliação deve ser realizada pelos indicadores que reflitam seu comportamento (PEREIRA *et al.*, 2011). Para Mota *et al.* (2013), estudos relativos ao monitoramento da

qualidade do solo pelos atributos físicos são importantes para a avaliação e manutenção da sustentabilidade dos sistemas agrícolas, além de sinalizar o manejo adequado do ambiente, visando à sua conservação e produtividade. Os indicadores físicos de qualidade do solo têm sido investigados em diferentes condições de uso e manejo e são fundamentais para entender os processos de degradação (RAMOS *et al.*, 2014).

Na avaliação da qualidade física do solo os indicadores mais utilizados são aqueles diretamente ligados a sua estrutura por apresentarem maiores sensibilidade ao uso e manejo, destacando-se: a densidade e a porosidade do solo (ARAÚJO *et al.*, 2012; MOTA *et al.*, 2015). A estrutura do solo se refere a forma, tamanho e arranjo espacial das partículas e agregados primários do solo, e a rede de poros resultante; é definida por fatores bióticos e abióticos; controla as condições de enraizamento, fluxos e estoques de ar e água e regula o habitat para organismos do solo; é uma propriedade de significativa sensibilidade ao tipo de manejo empregado ao solo e pode ser analisada segundo variáveis relacionadas a sua forma, ou a sua estabilidade (ALONSO *et al.*, 2022; BRAZ, 2013).

Segundo Mota *et al.* (2014), entre os parâmetros físicos, a estrutura do solo é uma das características mais importante, pois influencia diretamente na dinâmica de água e ar, bem como, na temperatura e desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Conforme Bacher *et al.* (2019), a qualidade física do solo está relacionada às condições da estrutura do solo para armazenar e transmitir água, ar, nutrientes e manter a resistência do solo para permitir o crescimento das raízes. Além dos parâmetros físicos relacionados à estrutura do solo, a erodibilidade do solo também tem sido utilizada como indicador de qualidade física, principalmente em estudos que investigam a vulnerabilidade à desertificação.

Entre os parâmetros do solo referentes a sua estrutura, a textura é uma das propriedades mais estáveis, conforme Arshad, Lower e Grossman (1996). Esse atributo se refere a proporção das partículas de areia, silte e argila presentes em uma determinada camada de solo, o arranjo dessas partículas da origem a estrutura do solo. A principal forma de modificação desse atributo é a mistura de camadas de solo com diferentes texturas decorrente de práticas de manejo. Mota *et al.* (2013), observaram que o preparo do solo pode provocar alterações na composição granulométrica principalmente nas camadas superficiais. É uma propriedade do solo que tem estreita relação com a retenção e transporte de água, assim como, com o teor de nutrientes, além de influenciar fortemente os processos erosivos do solo (FELLER; BEARE, 1997).

Arcoverde *et al.* (2015), investigando a influência da textura na qualidade física do solo, observaram que solos com predominância de classe textural arenosa nas camadas superficiais

são classificados como sendo de qualidade ruim, uma vez que essa condição implica em baixa estabilidade de agregados, porosidade total composta predominantemente por macroporos e baixa capacidade de retenção de água, o que os tornam mais suscetíveis à degradação física, reduzindo assim a sua qualidade. Por outro lado, Assis Júnior e Silva (2012), concluíram que solos de textura argilosa a muito argilosa podem comprometer a porosidade e a estabilidade de agregados devido os movimentos de contração e expansão presente nas argilas do tipo 2:1. A textura do solo pode influenciar na vulnerabilidade à compactação, sendo observadas maiores sensibilidades em solos com maiores teores de argila, conforme Rodrigues *et al.* (2016). Li *et al.* (2022), verificaram que a textura do solo influencia também na perda de água por evaporação, visto que esse atributo determina a porosidade do solo que, por sua vez, influencia diretamente na dinâmica da temperatura do solo. A temperatura do solo se configura como uma força externa independente que determina a evaporação da superfície úmida (YANG; RODERICK, 2019; TU; YANG; RODERICK, 2022).

Diferentemente da textura, a densidade do solo é uma propriedade fortemente alterada pelo uso e manejo, e por conta dessa alta sensibilidade tem sido bastante utilizada como indicador de qualidade física do solo. É um parâmetro que expressa a relação entre a massa de sólidos do solo e o volume do solo, sendo variável com o tempo por processos naturais de adensamento e/ou práticas de manejo (AMARO FILHO; ASSIS JÚNIOR; MOTA, 2008).

A densidade do solo mantém relações intrínsecas com os demais atributos e alterações no seu valor afetam a estrutura, o arranjo e volume dos poros, a resistência à penetração e as características de retenção de água (PIRES; ROSA; TIMM, 2011). É comumente a propriedade utilizada para indicar a compactação do solo, dado que quando o solo sofre compactação a densidade aumenta (KELLER; HAKANSSON, 2010; SUUSTER *et al.*, 2011; BRAZ, 2013). O aumento da densidade decorrente da compactação do solo, torna a área mais suscetível a degradação, pois afeta a dinâmica de infiltração de água, a qual tem a sua taxa reduzida, favorecendo assim o escoamento superficial e conseqüente a erosão nas áreas compactadas (BRAZ, 2013). Para Mioto *et al.* (2020), a compactação do solo e conseqüente aumento da densidade é uma das principais causas de degradação.

No geral, quanto maior for a densidade do solo pior será sua estruturação e menor a sua porosidade total, isso irá implicar em maiores restrições para o crescimento e desenvolvimento das plantas (KIEHL, 1979). Estudos têm mostrado que para cada classe textural do solo existe uma densidade crítica, a partir da qual a resistência torna-se tão elevada que diminui ou impede o crescimento de raízes (ROSEMBERG, 1964; CINTRA; MIELNICZUK, 1983; PEDÓ, 1986). A textura do solo se correlaciona com a densidade, tendo os teores de argila correlação

diretamente proporcional e os teores de areia, inversamente proporcional (PÁDUA; GUERRA; ZINN, 2015). A matéria orgânica influencia o valor da densidade do solo por apresentar menor densidade que os sólidos do solo (VASCONCELOS *et al.*, 2012), e também, por atuar como agente cimentante entre as partículas de solo, melhorando a agregação e conseqüentemente a estruturação do solo, refletindo na redução da densidade.

O solo quando mantido em seu estado natural, sob vegetação nativa, tende a manter valores adequados de densidade (BRAZ, 2013). E na medida em substitui-se a mata nativa por áreas de cultivo, tem-se a predisposição para elevação da densidade do solo e conseqüentemente aumento da vulnerabilidade à degradação. Oliveira, Lima e Verburg (2015), observaram alterações nas condições físicas do solo nas áreas sob diferentes sistemas de manejos agrícolas em comparação a área sob floresta nativa. Ainda de acordo com os autores, as alterações conseqüentes do uso elevaram a densidade do solo e a resistência a penetração e reduziram o volume de poros. Assis Júnior e Silva (2012), verificaram que o uso de irrigação com água salina alterou negativamente a densidade do solo, sendo isso um reflexo da dispersão das argilas decorrente principalmente do excesso de sódio seguido do preenchimento dos poros do solo. Para a mitigação desses problemas é de extrema importância a adoção de práticas conservacionistas de manejo do solo. Barbosa *et al.* (2020), avaliando a qualidade física do solo em áreas sob diferentes manejos, constataram menores densidades do solo na área sob manejo agroecológico, sendo esses valores próximos aos valores obtidos na área de referência.

Associada a densidade, a porosidade também é um importante indicador da qualidade física do solo. A porosidade constitui a fração volumétrica do solo ocupada por ar e/ou água, é formada por poros de diferentes tamanhos e formas, determinados pelo arranjo das partículas sólidas e é o espaço onde ocorrem os processos dinâmicos de ar e água (HILLEL, 1972; MARQUES, 2000; RIBEIRO *et al.*, 2007). É uma propriedade do solo que interfere na aeração, condução e retenção de água, resistência à penetração e à ramificação das raízes no solo e, conseqüentemente, no aproveitamento de água e nutrientes disponíveis (TOGNON, 1991). Está intrinsecamente conectada a densidade do solo, no qual o aumento de uma leva ao declínio da outra, conforme Wardak *et al.* (2022).

De acordo com Braz (2013), a mensuração da porosidade do solo tem sido utilizada para caracterizar a estrutura do solo, uma vez que influencia inúmeras funções deste. Para Lipiec *et al.* (2006), uma função importante da porosidade do solo é a transmissão de água por infiltração, aumentando assim o armazenamento de água para as plantas, além de promover recarga das águas subterrâneas e reduzir os riscos de erosão. De forma simplificada, os poros do solo podem ser classificados, de acordo com seu tamanho e funções, como microporos ou macroporos. Para

Cooper (2019), os microporos são aqueles cuja o diâmetro é menor do que 0,03mm e os macroporos são aqueles com diâmetro maior do que 0,1mm. Os microporos, também chamados de poros capilares, são os responsáveis pela retenção de água no solo, enquanto os macroporos são responsáveis pela drenagem e aeração do solo (BRADY, 1979). Além disso, a porosidade do solo pode ainda ser subdividida em porosidade total e porosidade de aeração. A porosidade total se refere a todo o volume poroso do solo, e a de aeração se refere ao volume poroso do solo livre de água (BARBOSA *et al.*, 2020).

O uso e manejo do solo interferem bastante na porosidade. No geral, em áreas em condição de equilíbrio ecológico do solo a porosidade tende a ser favorecida, havendo boa distribuição de poros no solo. Barbosa *et al.* (2020), constataram maior porosidade total e de aeração na área sob manejo agroecológico em comparação a área sob manejo convencional, sendo os valores semelhantes a área de referência. Ainda segundo os autores, esse resultado pode ser consequência da cobertura vegetal e do maior aporte e manutenção de material orgânico nas áreas de cultivo agroecológico.

Para Rosado *et al.* (2012), a cobertura vegetal promove melhorias na qualidade física do solo, pois resulta no incremento de matéria orgânica, que por sua vez melhora a estrutura do solo, promove redução da compactação, bem como, aumento da porosidade e maior estabilidade de agregados. Segundo Cardoso *et al.* (2012), por ser o principal agente ligante para a formação dos agregados, a matéria orgânica, permite um arranjo adequado das partículas do solo, contribuindo assim para a formação e manutenção dos espaços porosos.

Rodrigues *et al.* (2016), investigando o impacto do cultivo do coqueiro irrigado na qualidade física do solo na região semiárida brasileira, verificaram redução na porosidade total do solo nas áreas cultivadas em relação à mata nativa, sendo isso consequência do manejo adotado na área. Rodrigues *et al.* (2015), observaram aumento da densidade do solo e redução na porosidade total em áreas cultivadas com palma de óleo, sendo isso consequência da compactação do solo devido ao tráfego de maquinários agrícolas nas operações de colheita e tratamentos culturais. Dörner *et al.* (2022), concluíram que a compactação do solo diminuiu principalmente os macroporos, acarretando no acúmulo de água e redução da aeração na camada superficial do solo. Por influenciar na dinâmica de água e ar, reduções na porosidade do solo podem aumentar a vulnerabilidade da área à degradação/desertificação.

O uso e manejo do solo, a topografia e o cenário edafoclimático condicionam a vulnerabilidade de um determinado solo à erosão. A erosão do solo tem se destacado como principal tipo de degradação ambiental, sobretudo a erosão hídrica. Essa forma de degradação está se tornando um problema ambiental cada vez mais sério em todo o mundo, pois, além de

ocasionar a degradação das terras e a redução no rendimento das culturas, a erosão hídrica tem resultado em sérios problemas ecoambientais (BASTOLA *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2021). A previsão da erosão do solo provou ser um processo complexo e multidisciplinar devido a várias influências interativas ou combinadas da textura do solo, clima, topografia, vegetação e uso da terra (RÖMKENS *et al.*, 2002, MONTENEGRO *et al.*, 2020). O tipo e a intensidade da erosão do solo são influenciados por vários fatores, entre esses as propriedades do solo são os mais significativos (CHEN *et al.*, 2021). Segundo Chen *et al.* (2022), a intensidade da erosão do solo está diretamente relacionada à capacidade do solo de resistir às forças erosivas, que geralmente são avaliadas pela quantificação do parâmetro de erodibilidade do solo.

O fator erodibilidade do solo (K) é considerado um dos mais significativos para a compreensão do fenômeno erosivo (COUTO, 2015) e, por isso, tem sido utilizado como indicador físico da qualidade do solo. Ele pode ser compreendido como a resistência do solo ao desprendimento pela chuva e escoamento, representando a sensibilidade do solo à erosão (GAO *et al.*, 2017). É afetado pelas propriedades intrínsecas do solo, tais como textura, estabilidade de agregados, resistência ao cisalhamento, capacidade de infiltração de água e demais atributos químicos e orgânicos (BLANCO; LAL, 2008; MORGAN, 2005). Segundo Macedo *et al.* (2010), a erodibilidade é uma propriedade do solo resultante da interação entre suas características físicas, químicas, mineralógicas e biológicas.

A erodibilidade do solo pode ser determinada por métodos diretos e indireto. De acordo com Arrais, Bueno e Pissarra (2010), os métodos diretos envolvem experimentos de campo sob chuva natural em parcelas permanentes para o estudo da erosão ou sob chuva simulada utilizando a razão das perdas de solo e da erosividade, já o método indireto é baseado em equações que consideram atributos do solo como variáveis de influência.

Para Lima C. *et al.* (2021), os modelos empíricos apesar de menos precisos do que as determinações diretas, representam um meio rápido e de baixo custo operacional. Por conta disso, muitas pesquisas têm recorrido aos métodos indiretos para determinação do fator erodibilidade do solo (ANACHE *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2016; AL RAMMAHI; KHASSAF, 2018; LIMA *et al.*, 2019). Os modelos de estimativa indireta podem apresentar um certo grau de confiabilidade quanto aos processos de degradação ambiental, propiciando a complementação de diagnósticos integrados dos recursos ambientais e das suas relações com as atividades antrópicas (BRITO, 2021).

No geral, quanto maior a erodibilidade do solo maior a sensibilidade desse à erosão, o que torna a área mais suscetível a degradação. A literatura tem demonstrado que maiores teores do fator erodibilidade do solo estão associados a áreas com maior vulnerabilidade à degradação.

Nesse sentido, Santiago *et al.* (2016), investigando a erodibilidade do solo e a relação com as formas de uso, verificaram maior erodibilidade nas áreas com maiores indícios de degradação. Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), caracterizando solos no núcleo de desertificação Gilbués-PI, constataram crescente erodibilidade à medida que se aumenta o grau de degradação observado em campo. Francisco *et al.* (2019), investigando a vulnerabilidade dos solos à desertificação em região semiárida, observaram alta erodibilidade para as áreas sob Neossolo Litólico e Luvisolo Crômico que são classes de solo com maior suscetibilidade à degradação, resultados semelhantes foram encontrados por Queiroz *et al.* (2021), avaliando o potencial natural da erosão em bacia hidrográfica no estado da Paraíba.

3 METODOLOGIA

3.1 Localização e histórico de uso da área de estudo

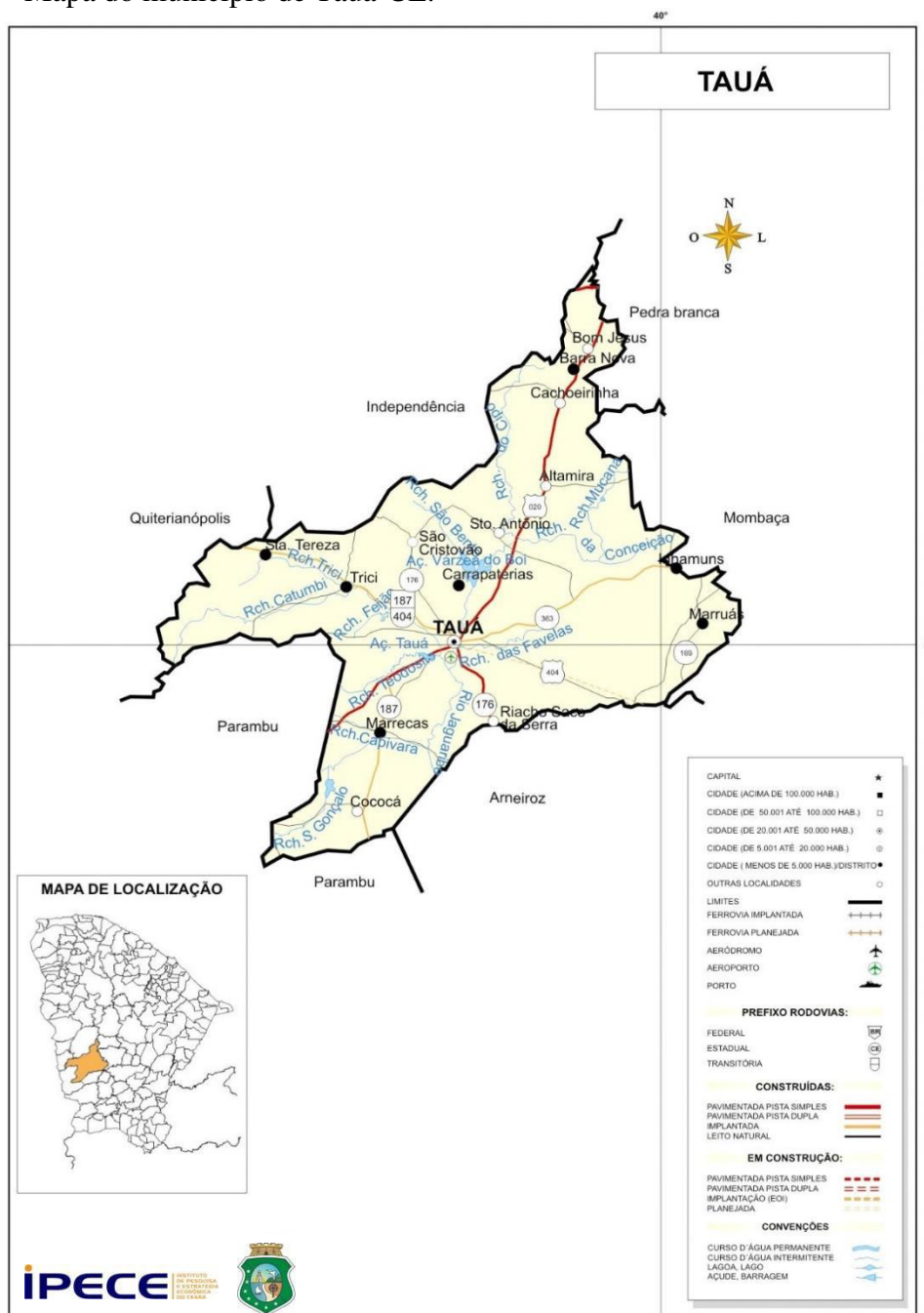
O estudo foi desenvolvido nas áreas pertencentes a Escola Agrícola Cenecista Francisca Cavalcante Fialho, localizada no distrito de Barra Nova que está inserido no município de Tauá-CE, distando 30 km da sede do referido município. Tauá-CE está localizada na região Sudoeste do estado do Ceará, tendo como coordenadas geográficas 6° 00' 11'' de Latitude (S) e 40° 17' 34'' de Longitude (W); ao norte faz divisa com os municípios de Pedra Branca-CE e Independência-CE, ao sul com Parambu-CE e Arneiroz-CE, ao leste com Mombaça-CE e Pedra Branca-CE e a oeste com Quiterianópolis-CE e Parambu-CE; apresenta 4.018,2 km² de área absoluta o que representa 2,7% do território cearense; sua altitude média é de 402,7 m e dista aproximadamente 347 km da capital Fortaleza (IPECE, 2017). Possui clima Tropical Quente Semiárido com pluviosidade média anual de 597,2 mm, temperatura média anual variando de 26 a 28°C e período chuvoso concentrado entre os meses de fevereiro a abril (IPECE, 2017).

Quanto a divisão territorial, o município de Tauá-CE é dividido em sete distritos, sendo esses: Barra Nova, Carrapateiras, Inhamuns, Marrecas, Marruás, Santa Tereza e Trici; quanto a regionalização o município pertence a região de planejamento Sertão dos Inhamuns, Mesorregião dos Sertões Cearenses e Microrregião do Sertão de Inhamuns (IPECE, 2017). A Figura 1 apresenta o mapa do município de Tauá com a distribuição espacial dos seus distritos.

O território de Tauá-CE faz parte das Áreas Suscetíveis à Desertificação (ASD's) do estado do Ceará, estando configurado como núcleo II – ASD Inhamuns, conforme Ceará (2010). Para Silva e Oliveira (2017), a delimitação das ASD's leva em consideração os aspectos climáticos, tais como: precipitação pluvial, evapotranspiração e índice de aridez; aspectos geoambientais; risco de ocorrência de secas e a delimitação das áreas semiáridas. Ainda em

conformidade com as autoras, a região do Sertão dos Inhamuns, na qual está inserido o município de Tauá-CE, está entre as áreas do território cearense mais afetadas pelo processo de degradação ambiental apresentando alta suscetibilidade à desertificação, por isso a configuração dessa região como núcleo de ASD. No núcleo II – ASD Inhamuns, os aspectos edafoclimáticos e geomorfológicos, bem como, a ação antrópica favorecem a erosão, corroborando assim com os processos de degradação e desertificação (FUNCEME, 2015).

Figura 1 – Mapa do município de Tauá-CE.



Fonte: IPECE (2009).

Conforme Funceme (2015), a existência de áreas erodidas, desertificadas ou salinizadas nos municípios que compõem os núcleos ASD's do estado do Ceará é fato e se constitui uma ameaça ambiental preocupante, uma vez que pode desencadear sérios problemas sociais e econômicos. Ainda de acordo com a publicação, em muitas áreas pertencentes aos núcleos ASD's a degradação ambiental já atingiu condições praticamente irreversíveis, exibindo marcas nítidas de desertificação. De acordo com Trigueiro, Oliveira e Bezerra (2009), o distrito de Barra Nova está inserido em uma área altamente degradada.

A área de estudo tem um total de 65 hectares e foi subdividida em duas subáreas de 1 hectare. A subárea 1 (Figura 2) está inserida na Fazenda Cachoeirinha do Pai Senhor, com Latitude 5° 37' 28,49" (S) e Longitude 40° 07' 30,37" (W) (TRIGUEIRO, OLIVEIRA E BEZERRA, 2009). Nessa subárea, há aproximadamente dez anos, tem-se como uso a ovinocaprinocultura extensiva. Porém, em um período anterior, essa subárea teve como uso o extrativismo vegetal, atividades agrícolas gerais e atividade pecuária extensiva de bovinos, ovinos e caprinos. A subárea 2 (Figura 3) está inserida na Fazenda Várzea Formosa, com Latitude 5° 36' 50,32" (S) e Longitude 40° 08' 38,38" (W) (TRIGUEIRO, OLIVEIRA E BEZERRA, 2009). Também nos últimos dez anos, tem-se praticado nessa subárea a ovinocaprinocultura extensiva. Anteriormente a esse período, essa subárea era utilizada para o extrativismo vegetal e atividade pecuária extensiva de bovinos, ovinos e caprinos.

Figura 2 – Subárea 1, Fazenda Cachoeirinha do Pai Senhor.



Fonte: Oliveira (2023).

Figura 3 – Subárea 2, Fazenda Várzea Formosa.



Fonte: Oliveira (2023).

3.2 Delineamento experimental

Os dados foram analisados considerando o delineamento estatístico inteiramente casualizado (DIC). Nas áreas de solos pertencentes a mesma classe, utilizou-se o esquema de parcelas subdivididas. Nas parcelas foram avaliadas as duas subáreas e nas subparcelas as três profundidades de solo (0 – 10; 10 – 20 e 20 – 30 cm), com oito repetições.

3.3 Amostragem

Amostras de solo com estrutura preservada e não preservada nas profundidades 0 – 10, 10 – 20 e 20 – 30 cm foram coletadas nas áreas de avaliação, utilizando para isso o trados do tipo Holandês e Uhland. Considerou-se essas três profundidades por serem representativas da zona de efetivo crescimento radicular. Em cada subárea foram considerados oito pontos amostrais, sendo esses compreendidos como repetições. Os pontos escolhidos foram os mais representativos de cada subárea. Para as análises químicas e análise granulométrica, as amostras de solo com estrutura não preservada foram previamente secas em estufa, destorroadas e peneiradas (malha de 2 mm) para obtenção da Terra Fina Seca em Estufa (TFSE), logo após foram armazenadas até a sua realização. Além disso, para avaliação das características

morfológicas, foram abertos quatro perfis de solo no formato de mini trincheira, sendo dois em cada subárea.

3.4 Análises químicas

3.4.1 Carbono orgânico total (COT)

A MOS foi estimada por meio da quantificação do COT do solo. O COT do solo, por sua vez, foi determinado por oxidação via úmida de acordo com o método descrito em Embrapa (2017). Para isso, 20 g de TFSE foram colocadas em Erlenmeyer de 250 mL, posteriormente foram adicionados 10 mL da solução contendo dicromato de potássio em meio sulfúrico. O material foi aquecido em chapa aquecedora a 150°C até fervura branda e visualização da cor amarelo-castanha, após esfriar foram adicionados 80 mL de água destilada, 2 mL de ácido ortofosfórico e três gotas do indicador (Difenilamina ou Ferroin). O excesso de dicromato, após a oxidação, foi titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal, anotando-se o valor gasto. Para o cálculo do teor de COT, usou-se a expressão:

$$C_{org} = \frac{0,003 \cdot V_d \cdot (40 - V_a) \cdot \frac{40}{V_b} \cdot 10}{m}$$

Em que:

C org – concentração de carbono orgânico no solo, em g kg⁻¹;

Vd – volume de dicromato de potássio adicionado na digestão da amostra, em mL;

Va – volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra, em mL;

Vb – volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco, em mL;

Valor 0,003 – miliequivalente da massa de carbono;

Valor 10 – transformação de % para g kg⁻¹;

m – massa da amostra de solo, em g.

O teor de COT foi multiplicado pelo fator de correção 1,724 obtendo-se assim a quantidade de matéria orgânica (YEOMANS; BREMNER, 1988). O estoque de carbono foi determinado de acordo com a equação de Veldkamp (1994):

$$\text{Est C} = (\text{CO} \times \text{Ds} \times e)/10$$

Em que:

Est C - estoque de C orgânico em determinada profundidade (Mg ha⁻¹)

CO - teor de C orgânico total na profundidade amostrada (g kg⁻¹)

Ds - densidade do solo da profundidade (kg dm^{-3})

e - espessura da camada considerada (cm).

3.4.2 pH do solo

O pH do solo foi determinado em água, na proporção de 1:2,5, conforme Embrapa (2017). Para a determinação, 10 g de TFSE foram adicionadas em copo plástico de 100 mL e em seguida foram adicionados 25 mL de água destilada. Agitou-se a amostra com bastão de vidro por 60 segundos e deixou-se em repouso por 1 hora. Após o repouso, a leitura do pH foi realizada no sobrenadante com auxílio de um potenciômetro com eletrodo combinado de vidro.

3.4.3 Disponibilidade de fósforo (P)

O P disponível foi extraído com solução Mehlich 1 ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol L}^{-1}$ e $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol L}^{-1}$) e determinado com auxílio de aparelho espectrofotômetro – UV – Vis, em filtro vermelho de comprimento de onda de 660 nm, de acordo com Embrapa (2017). No procedimento, 10 g de TFSE foram colocados em Erlenmeyer de 125 mL e em seguida foram adicionados 100 mL da solução extratora. A amostra foi agitada por 5 minutos e decantada durante uma noite. Após a decantação, 5 mL do sobrenadante foram pipetados em novo Erlenmeyer, misturou-se ao extrato 10 mL de solução ácida de molibdato de amônio diluída e aproximadamente 30 mg de ácido ascórbico. Agitou-se novamente a mistura e deixou-se em repouso por 1 hora para o desenvolvimento da cor, em seguida, foi feita a leitura da amostra no espectrofotômetro. Para o cálculo do teor de P disponível, usou-se a expressão:

$$P = \frac{(L - b)}{a} \cdot d \cdot 10$$

Em que:

P – concentração de fósforo disponível no solo, em mg kg^{-1} ;

L – leitura da amostra, em absorbância;

a – coeficiente angular da reta dos padrões (intercepto);

b – coeficiente linear da reta dos padrões;

d – fator de diluição do extrato de Mehlich (se não for necessária a diluição, considerar $d = 1$);

Valor 10 – fator que leva em consideração a diluição solo:extrator.

3.4.4 Teores de bases trocáveis

Os cátions trocáveis Ca, Mg e Al foram extraídos pelo método do KCL 1 mol L⁻¹ e determinados por complexometria, segundo Embrapa (2017). Para a extração, 10 g de TFSE foram misturados a 100 mL da solução extratora em Erlenmeyer de 125 mL. A mistura foi agitada por 5 minutos e decantada por uma noite. Após decantar, três alíquotas de 25 mL do sobrenadante foram retiradas para a determinação volumétrica dos cátions em questão. Para a determinação do Al foram adicionadas no extrato três gotas do indicador azul de bromotimol e a titulação foi realizada com solução padronizada de NaOH a 0,025 mol L⁻¹, até mudança na coloração, de amarelo para verde-azulada persistente. O teor de Al³⁺ foi calculado pela expressão:

$$Al^{3+} = V . f$$

Em que:

Al³⁺ – concentração de alumínio trocável no solo, em cmolc kg⁻¹;

V – volume da solução padronizada de NaOH gasto na titulação, em mL;

f – fator de correção considerando a padronização da solução de NaOH.

Para a determinação do Ca + Mg, 4 mL de solução tampão à base de cianeto de potássio, trietanolamina e solução tampão, foram adicionados e misturados ao extrato. Logo após, 30 mg de ácido ascórbico e três gotas do indicador negro de eriocromo foram colados na mistura. Em seguida, a titulação foi realizada com solução padronizada de EDTA 0,0125 mol L⁻¹, até mudança da cor vermelho-arroxeadada para azul puro ou esverdeado. Vale ressaltar que esse procedimento determinou conjuntamente os teores de Ca e Mg. O cálculo desses teores foi dado pela expressão:

$$[Ca^{2+} + Mg^{2+}] = V . f$$

Em que:

[Ca²⁺ + Mg²⁺] – concentração de Ca²⁺ + Mg²⁺ trocáveis no solo, em cmolc kg⁻¹;

V – volume da solução padronizada de EDTA gasto na titulação, em mL;

f – fator de correção considerando a padronização da solução de EDTA 0,0125 mol L⁻¹.

A determinação do Ca trocável foi realizada adicionando ao extrato 3 mL de KOH a 10%, 30 mg de ácido ascórbico e 30 mg do indicador ácido calconcarbônico + sulfato de sódio. A titulação foi realizada com EDTA 0,0125 mol L⁻¹ até mudança de cor (vermelho intenso para azul intenso). O teor de Ca foi dado pela expressão:

$$\mathbf{Ca^{2+} = V \cdot f}$$

Em que:

Ca²⁺ – concentração de cálcio trocável no solo, em cmolc kg⁻¹;

V – volume da solução padronizada de EDTA gasto na titulação, em mL;

f – fator de correção considerando a padronização da solução de EDTA 0,0125 mol L⁻¹.

O teor de Mg foi determinado pela diferença dos teores de (Ca + Mg) e Ca, conforme a expressão:

$$\mathbf{Mg^{2+} = (Ca^{2+} + Mg^{2+}) - Ca^{2+}}$$

Em que:

Mg²⁺ – concentração de Mg²⁺ trocável no solo, em cmolc kg⁻¹;

(Ca²⁺ + Mg²⁺) – concentração de Ca²⁺ + Mg²⁺ trocáveis no solo, em cmolc kg⁻¹;

Ca²⁺ – concentração de Ca²⁺ trocável no solo, em cmolc kg⁻¹.

3.4.5 Potássio e sódio trocáveis

O K e Na trocáveis foram extraídos com solução Mehlich 1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ e H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹) e determinados por espectrofotometria de chama, conforme Embrapa (2017). Para extração, 10 g de TFSE foram colocados em Erlenmeyer de 125 mL e em seguida foram adicionados 100 mL da solução extratora. A amostra foi agitada por 5 minutos e decantada durante uma noite. Após decantação, o sobrenadante foi pipetado em novo Erlenmeyer. Para a determinação o extrato obtido foi passado no fotômetro de chamas e os teores calculados de acordo com as expressões:

$$\mathbf{K^+ \text{ (cmol}_c \text{ kg}^{-1}\text{)} = \frac{10 \cdot L_2 \cdot d}{390}} \quad \mathbf{Na^+ \text{ (cmol}_c \text{ kg}^{-1}\text{)} = \frac{10 \cdot L_2 \cdot d}{230}}$$

Nas quais:

L₂ – leitura da amostra (para sódio ou potássio), em cmolc L⁻¹;

d – fator de correção que considera a diluição do extrato de leitura, quando necessário.

3.4.6 Soma de bases trocáveis (Valor S)

O valor S foi calculado levando-se em consideração os teores de Ca, Mg, Na e K, em conformidade com Embrapa (2017). Para esse cálculo, aplicou-se a seguinte expressão:

$$\text{Valor S} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+$$

Em que:

Valor S – soma de bases trocáveis, em cmolc kg⁻¹;

Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ – cálcio, magnésio, sódio e potássio trocáveis no solo, em cmolc kg⁻¹.

3.4.7 Capacidade de troca catiônica (CTC total – Valor T)

A CTC total do solo foi calculada seguindo o princípio estabelecido em Embrapa (2017), esse parâmetro leva em consideração o valor S e a acidez potencial do solo (H + Al), e foi dado pela expressão:

$$\text{Valor T} = \text{Valor S} + (\text{H}^+ + \text{Al}^{3+})$$

Em que:

Valor T – capacidade de troca de cátions total, em cmolc kg⁻¹;

Valor S – soma de bases trocáveis, em cmolc kg⁻¹;

(H⁺ + Al³⁺) – acidez potencial do solo, em cmolc kg⁻¹.

3.4.8 Percentagem de saturação por bases (Valor V)

O valor V é o quociente da relação entre os valores S e T, que foi calculado conforme método descrito em Embrapa (2017), aplicando-se a expressão:

$$\text{Valor V (\%)} = \frac{100 \cdot \text{Valor S}}{\text{Valor T}}$$

Em que:

Valor V – percentagem de saturação por bases;

Valor S – soma de bases trocáveis, em cmolc kg⁻¹;

Valor T – capacidade de troca de cátions total, em cmolc kg⁻¹.

3.4.9 Percentagem de sódio trocável (PST)

A PST é o resultado da relação entre a concentração de sódio trocável presente no solo e o valor T, para o seu cálculo foi considerada a expressão descrita em Embrapa (2017) e apresentada abaixo:

$$\text{Saturação por Sódio (\%)} = \frac{100 \cdot \text{Na}^+}{\text{Valor T}}$$

Em que:

Na^+ – concentração de sódio trocável no solo, em cmolc kg^{-1} ;

Valor T – capacidade de troca de cátions total, em cmolc kg^{-1} .

3.4.10 Acidez potencial

A acidez potencial foi determinada de acordo com Embrapa (2017). A análise envolveu procedimentos de extração e complexometria. Para extração, 5 g de TFSE foram colocados em Erlenmeyer de 125 mL e misturados a solução extratora de acetato de cálcio $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ a pH 7,0. Agitou-se por 10 minutos, seguido de repouso por uma noite. Na sequência, 25 mL do sobrenadante foram pipetados em novo Erlenmeyer, adicionou-se 3 gotas de solução indicadora (fenolftaleína) e seguiu-se para titulação com solução de NaOH padronizada ($0,025 \text{ mol L}^{-1}$), até o desenvolvimento da cor rósea persistente. Vale ressaltar que o método requer a utilização de amostras em branco. O cálculo para determinação da acidez potencial seguiu a expressão:

$$(\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}) = (V_a - V_b) \cdot 1,65 \cdot f$$

Em que:

$(\text{H}^+ + \text{Al}^{3+})$ – acidez potencial do solo, em cmolc kg^{-1} ;

V_a – volume da solução padronizada de NaOH gasto na titulação da amostra, em mL;

V_b – volume da solução padronizada de NaOH gasto na titulação da prova em branco, em mL;

Valor 1,65 – fator de correção;

f – fator de correção considerando a padronização da solução de NaOH.

3.5 Análises físicas

3.5.1 Densidade do solo

A densidade do solo foi determinada pelo método do cilindro volumétrico, descrito em Embrapa (2017). Para análise, amostras de solo com estrutura preservada foram coletadas com

o uso de trato do Tipo Uhland. Após a coleta, as mesmas foram secas em estufa a 105°C por 48 horas, em seguida, foram pesadas obtendo assim a massa de solo seco. Para o cálculo da densidade do solo, utilizou-se a expressão:

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

Em que:

D_s – densidade do solo, em kg dm⁻³ (equivalente a g cm⁻³);

m_a – massa da amostra de solo seco a 105 °C até peso constante, em g;

V – volume do cilindro, em cm³.

3.5.2 Densidade de partículas

A densidade de partículas mede a densidade média das partículas minerais e orgânicas na amostra de solo e foi determinada conforme Embrapa (2017). Para isso, 20 g de TFSE foram transferidos para balão volumétrico de 50 mL, na sequência, foi adicionado álcool etílico até cobrir a amostra, após repouso de meia hora, adicionou-se novamente álcool etílico até completar o volume do balão anotando o volume de álcool gasto. A densidade de partículas foi determinada de acordo com a expressão:

$$D_p = \frac{m_a}{(V_T - V_u)}$$

Em que:

D_p – densidade de partículas, em kg dm⁻³ (equivalente a g cm⁻³);

m_a – massa da amostra de TFSE, em g;

V_T – volume total aferido do balão, em mL;

V_u – volume utilizado para completar o balão com a amostra, em mL.

3.5.3 Porosidade total, macro e microporosidade

A porosidade total determina a porção do volume total de um determinado solo passível de ser ocupado por água ou ar, e o seu conhecimento é importante para entender o movimento e a retenção de água, ar e solutos no solo (EMBRAPA, 2017). A determinação desse parâmetro foi feita pelo método indireto seguindo Embrapa (2017), levando em consideração os valores de densidade do solo e de partículas, de acordo com a expressão:

$$P_t = \left[\frac{(D_p - D_s)}{D_p} \right]$$

Em que:

P_t – porosidade total, em m³ m⁻³;

D_p – densidade de partículas sólidas do solo, em kg dm⁻³;

D_s – densidade do solo, em kg dm⁻³.

A macro e microporosidade foram estimadas pelo método proposto por Stolf *et al.* (2011), o qual utiliza as seguintes expressões:

$$Ma = 0.693 - 0.465 D_s + 0.212 Ar$$

$$Mi = 0.337 + 0.120 D_s - 0.294 Ar$$

Em que:

Ma – macroporosidade do solo, em m³ m⁻³;

Mi – microporosidade do solo, em m³ m⁻³;

D_s – densidade do solo, em kg dm³;

Ar – conteúdo de areia, em kg.

3.5.4 Erodibilidade (fator K)

O fator erodibilidade do solo (K) foi determinado de forma indireta, para cada profundidade, por meio da expressão de Bouyoucos descrita por BERTONI e LOMBARDI NETO (1990), que tem como base a granulometria do solo. Utilizou-se essa modelagem, pois o modelo indireto proposto por Denardin (1990) para determinação do fator K dos solos brasileiros não se mostrou recomendável para uso em solos com horizonte B textural, conforme Marques *et al.* (1997). Por outro lado, a expressão de Bouyoucos se revelou adequada para a determinação do fator K em solos brasileiros desde que esses não apresentem textura extremamente argilosa ou arenosa, segundo Manningel *et al.* (2002). Nessa estimativa o fator K foi calculado conforme a expressão:

$$\text{Fator K} = ((\% \text{ areia} + \% \text{ silte}) / (\% \text{ argila})) / 100$$

Em que:

% Areia - conteúdo de areia, em %;

% Silte – conteúdo de silte, em %;

% Argila – conteúdo de argila, em %.

3.5.5 Textura do solo

A textura do solo foi determinada por meio da análise granulométrica pelo método da pipeta, conforme metodologia descrita em Embrapa (2017). Para a análise, 20 g de TFSE passaram por dispersão química utilizando NaOH 1 mol L⁻¹ e dispersão mecânica. Para a separação do silte e da argila, utilizou-se os princípios da Lei de Stokes e as areias foram separadas por peneiramento em peneiras com malha de 0,053 mm de diâmetro.

3.6 Análises estatísticas

Após obtenção dos dados, foi aplicado teste de normalidade, teste F para a análise de variância e teste Tukey para comparação de médias, todos a 5% de probabilidade utilizando *software* estatístico Assistat versão 7.7, levando em consideração o delineamento inteiramente casualizado.

4 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DO MUNICÍPIO DE TAUÁ-CE

4.1 Clima

O município de Tauá-CE possui clima Tropical Quente Semiárido com pluviosidade média anual de 597,2 mm, temperatura média anual variando de 26 a 28°C e período chuvoso concentrado entre os meses de fevereiro a abril (IPECE, 2017). Por estar inserida no semiárido brasileiro, a cidade de Tauá-CE apresenta baixo volume pluviométrico e distribuição irregular de chuvas.

Para Cirilo *et al.* (2007), a precipitação pluvial se destaca entre os fatores climáticos por ser a principal responsável pelas grandes diferenciações climáticas do Nordeste brasileiro. O total pluviométrico é um dos principais critérios para a delimitação de áreas suscetíveis a desertificação (BRASIL, 2004). Dessa forma, quanto menor o volume de chuvas e mais irregular a sua distribuição maior a vulnerabilidade da região ao processo de desertificação (ADERALDO, 2017).

De acordo com Landim, Silva e Almeida (2011), a distribuição temporal das chuvas no Nordeste do Brasil é decorrente principalmente da presença da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), que, conforme Silva (2018), ocasiona movimentos de ascendência do ar, gerando nebulosidade e muita chuva no decorrer dos meses de fevereiro, março e abril. A convergência das massas de ar ocasiona a ascensão dos ventos quentes e úmidos, carregando umidade dos oceanos para a alta atmosfera ocorrendo assim a formação das nuvens e chuva (FERREIRA, 2021).

Além da ZCIT, a Frente Fria e os Vórtices Ciclônicos de Altos Níveis (VCAN) também são sistemas sinóticos que exercem grande influência na dinâmica pluviométrica da região Nordeste brasileira. Conforme Gomes, Zanella e Oliveira (2017), a Frente Fria é formada a partir da confluência de massas de ar frias com outras quentes e úmidas, na qual as primeiras penetram em forma de cunha sobre as segundas, promovendo assim a ascensão e condensação dessas, resultando em chuvas na região no período de novembro a janeiro.

O VCAN, configura-se como um conjunto de nuvens ordenadas em círculo, girando no sentido horário e com deslocamento de leste a oeste, que geralmente se expressa entre os meses de novembro a março, com maior representatividade nos meses de janeiro e fevereiro (FERREIRA; MELO, 2005). Nas bordas dos VCAN há movimentos ascendentes de ar responsáveis pela formação das chuvas e no centro ocorre a subsidência do ar frio, aumentando a pressão e inibindo a formação de nuvens (GOMES; ZANELLA; OLIVEIRA, 2017).

Gomes, Zanella e Oliveira (2017), analisando as características climáticas do município de Tauá-CE, consideraram que os principais sistemas atmosféricos causadores de chuva no município são a ZCIT e o VCAN, dessa forma, o enfraquecimento desses sistemas é um dos principais responsáveis pelos anos marcados por estiagens.

Para o município de Tauá-CE, os menores índices de pluviosidade também podem ser justificados pela localização geográfica, uma vez que o mesmo encontra-se em posição sotavento do maciço de Pedra Branca. Aderaldo (2017), avaliando os índices pluviométricos de municípios situados em posição barlavento e sotavento do maciço de Pedra Branca, observou que aqueles dispostos a sotavento (Tauá-CE e Independência-CE) apresentaram menores volumes pluviométricos do que aqueles em posição barlavento (Mombaça-CE e Pedra Branca-CE), ao longo do período avaliado os municípios a barlavento tiveram 37,32% a mais de chuva do que os municípios a sotavento. Ainda conforme o autor, a geomorfologia da área está interferindo nos totais pluviométricos anuais nas situações a sotavento, agravando o processo de degradação ambiental e desertificação.

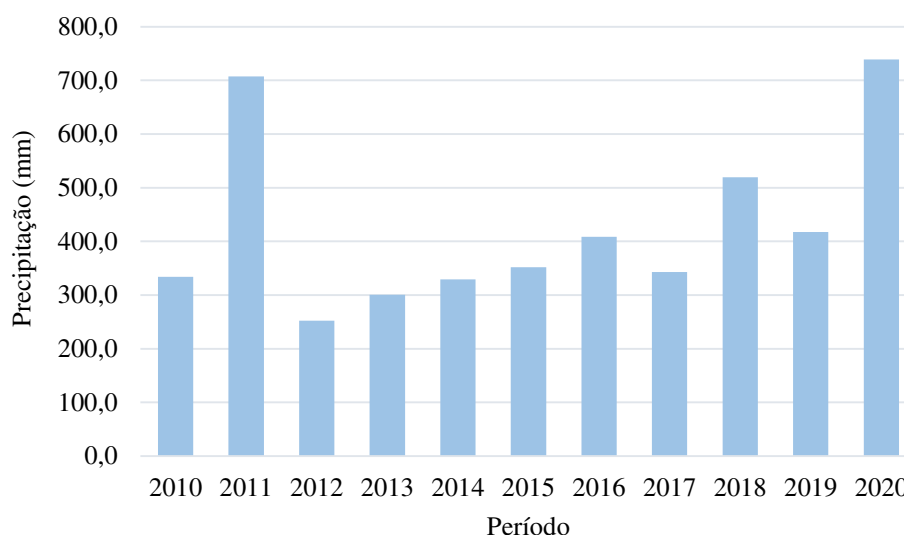
Lima, Cordeiro e Bastos (2016), afirmam que o alinhamento dos maciços cristalinos do Ceará e suas relações com o direcionamento dos ventos influenciam diretamente na baixa pluviosidade das áreas circunvizinhas posicionadas a sotavento, corroborando assim com o surgimento de áreas suscetíveis a desertificação. Para Zanella (2005), a altitude, a disposição do relevo e a proximidade ou distanciamento da superfície oceânica são fatores que influenciam na dinâmica pluviométrica local.

A Figura 4 apresenta a média pluviométrica anual para o município de Tauá-CE no período de 2010 a 2020, conforme os dados de pluviometria disponibilizados pela Funceme. Observa-se que o volume de chuvas incidentes sobre Tauá-CE, ao longo do período de avaliação, foi irregular, sendo inferior ao volume considerado normal pela Funceme (519,9 mm), na maior parte da década, com exceção dos anos de 2011 e 2020.

A baixa incidência de chuvas ao longo dos anos no município em destaque favorece a existência de longos períodos de seca e corrobora com os processos de degradação ambiental e desertificação. Nota-se ainda na Figura 4 que os anos de 2012, 2013 e 2014 apresentaram os menores volumes pluviométricos e consequentemente foram os anos mais secos da década em análise. De acordo com Gomes, Zanella e Oliveira (2017), a dinâmica climática característica de Tauá-CE é marcada por variações pluviométricas sazonais, repercutindo na ocorrência de anos secos a muito chuvosos. Aderaldo *et al.* (2020), avaliando a dinâmica pluviométrica nos municípios do núcleo II – ASD Inhamuns, perceberam que os totais pluviométricos anuais apresentam significativas oscilações existindo anos com totais próximos aos 200 mm e anos

com totais próximos ou superiores ao 800 mm. Ainda de acordo com os autores, ao longo dos 31 anos de totais pluviométricos analisados, o município de Tauá-CE apresentou menores totais anuais, tendo uma média de 521 mm.

Figura 4 - Incidência de chuva anual em Tauá-CE no período de 2010 a 2020.



Fonte: Autor (2021).

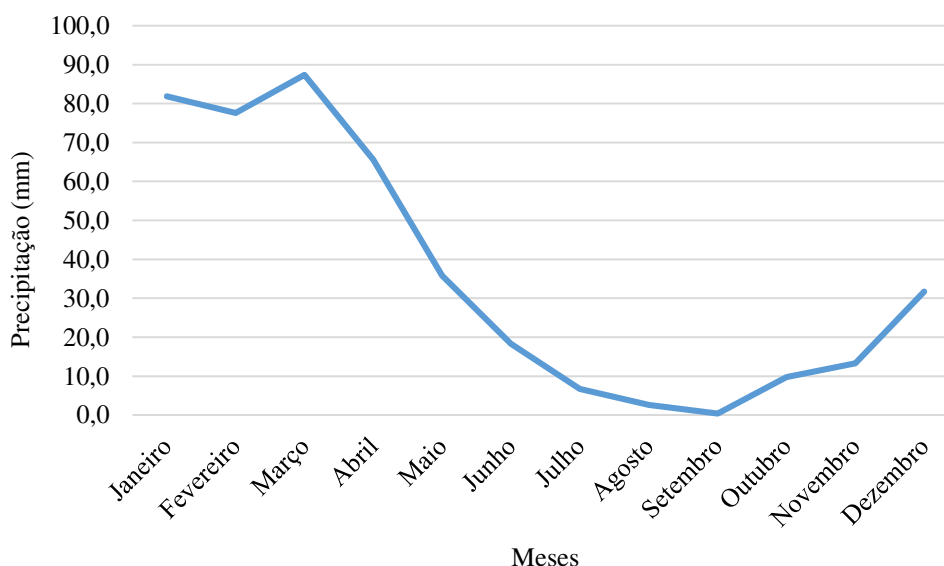
A Figura 5 demonstra a média pluviométrica mensal de Tauá-CE para o período de 2010 a 2020. A partir da análise mensal, verifica-se que os meses de janeiro a abril apresentaram maior incidência de chuvas sendo esse período considerado como quadra chuvosa, corroborando com Gomes, Zanella e Oliveira (2017), que afirmam que o regime pluviométrico de Tauá-CE se concentra nos quatro primeiros meses do ano, a partir dos quais decresce significativamente, indicando distribuição irregular do período chuvoso durante o ano.

Dentro da quadra chuvosa, destaca-se o mês de março por apresentar o maior volume pluviométrico ao longo do ano. No geral, os meses de maio a dezembro apresentam as menores médias pluviométricas, sendo o período mais seco concentrado entre os meses de julho a novembro, conforme a Figura 5. A partir de julho, o decréscimo no volume de chuvas é mais acentuado, segundo Gomes, Zanella e Oliveira (2017), isso ocorre devido a não atuação de um sistema atmosférico causador de chuvas, marcando o início de um período de forte estiagem.

Os meses de dezembro e janeiro são caracterizados pelos aumentos nos índices pluviométricos, resultantes da atuação principalmente dos VCAN's, marcando o início da estação pré-chuvosa no município. Para Aderaldo *et al.* (2020), o comportamento mensal das chuvas no núcleo II – ASD Inhamuns é dividido em um período chuvoso com duração de três

a cinco meses e um período de insignificância pluviométrica ou seca com sete a oito meses de duração.

Figura 5 - Incidência de chuva mensal em Tauá-CE no período de 2010 a 2020.



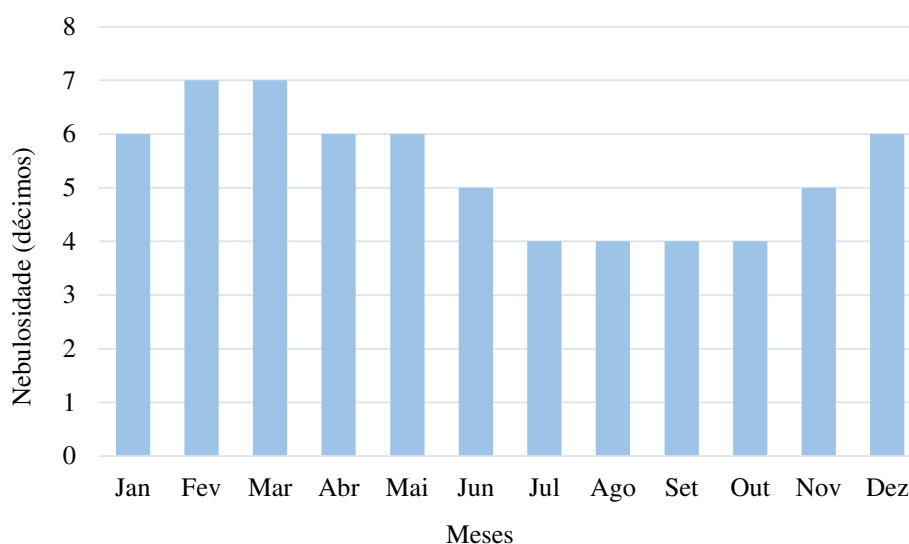
Fonte: Autor (2021).

Associados ao regime pluviométrico, a nebulosidade e a incidência de radiação solar também são fatores que podem influenciar na dinâmica climática local. Esses fatores podem interferir nas temperaturas locais, na evapotranspiração potencial e no balanço hídrico. A respeito da radiação solar, Gomes, Zanella e Oliveira (2017), afirmam que as regiões equatoriais recebem maior quantidade dessa radiação devido ao alto ângulo de incidência em decorrência da elevada altura do sol. A alta incidência de raios solares é um dos fatores que corrobora com a desertificação no Nordeste brasileiro, conforme Silva *et al.* (2011). Quanto a nebulosidade, Holanda *et al.* (2017), verificaram que quanto maior esse parâmetro menor a incidência de raios solares sobre a superfície terrestre, uma vez que as nuvens, principalmente as mais espessas, refletem e/ou absorvem parte dessa radiação.

Para o município de Tauá-CE as médias mensais de nebulosidade, insolação e evapotranspiração potencial entre os anos de 1981 a 2010 com base nos dados do INMET estão presentes nas Figuras 6, 7 e 8 respectivamente. O parâmetro nebulosidade apresentou maiores valores na quadra chuvosa e menores no período de estiagem, corroborando com Holanda *et al.* (2017), que afirmam que as coberturas de nuvens são máximas nos períodos chuvosos e mínimas no período seco. Para o período avaliado, observa-se que a nebulosidade decresce nos meses de maio e junho voltando a ascender entre os meses de novembro e dezembro quando se

inicia a pré-estação chuvosa. Resultados semelhantes foram observados por Gomes, Zanella e Oliveira (2017), que também averiguaram para o município de Tauá-CE maior nebulosidade entre os meses de novembro a maio, quando inicia seu declínio.

Figura 6 - Médias mensais de nebulosidade em Tauá-CE no período de 1981 a 2010.



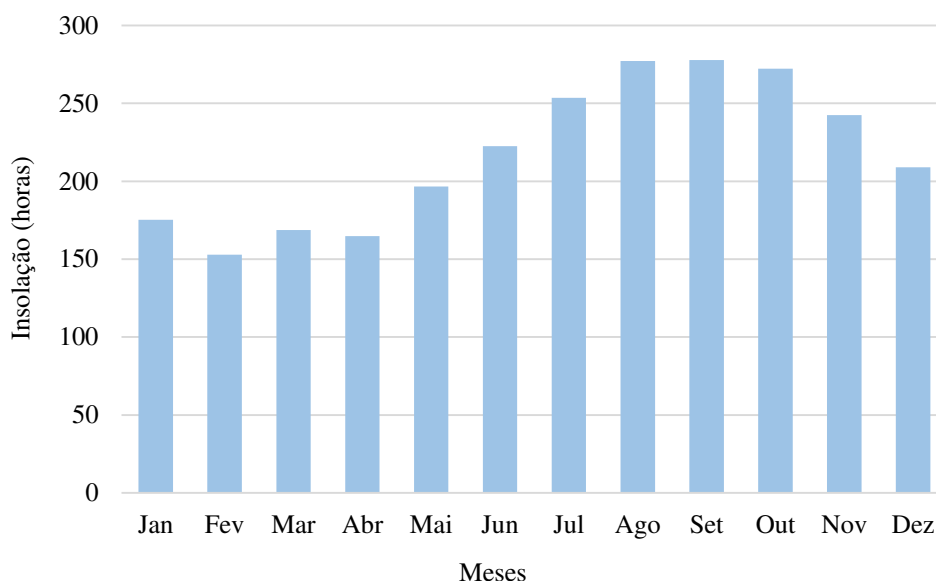
Fonte: Autor (2021).

Na análise realizada, os menores décimos de nebulosidade ocorreram entre os meses de julho a outubro. Isso pode ser consequência da ausência de sistemas causadores de chuva, conforme Gomes, Zanella e Oliveira (2017). Os maiores valores de nebulosidade para Tauá-CE estão associados a região de serra e os menores nos sertões (FUNCEME, 2015).

Ao longo do período avaliado, a insolação em Tauá-CE apresentou menor incidência no período chuvoso e maior no período seco. É possível verificar que a incidência de radiação solar para o município é crescente com o fim da estação chuvosa e passa a decrescer com o início da pré-estação chuvosa. Comportamento semelhante foi constatado por Funceme (2015) e Gomes, Zanella e Oliveira (2017).

Em Tauá-CE, na maior parte dos meses, os valores de insolação permanecem elevados e os altos índices de radiação solar ocorrentes na estiagem coincidem com a menor nebulosidade favorecendo assim a perda de água para atmosfera resultando no esvaziamento dos corpos hídricos.

Figura 7 - Médias mensais de insolação em Tauá-CE no período de 1981 a 2010.



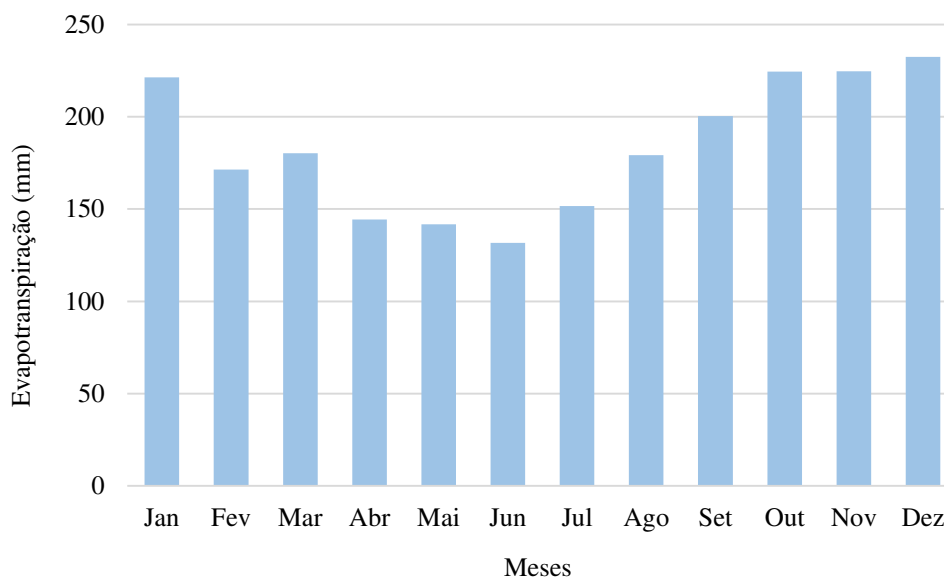
Fonte: Autor (2021).

Para o período avaliado, a evapotranspiração potencial no município de Tauá-CE, no geral, apresentou comportamento crescente de julho a dezembro e decrescente de janeiro a junho. As menores taxas desse parâmetro ocorreram no mês de junho, embora as taxas de insolação apresentem-se crescentes e a nebulosidade esteja decrescente para esse mês. Isso pode ser um reflexo das precipitações pluviais pontuais ao longo do mês de junho em Tauá-CE. O mês de junho pode ter precipitações ocasionadas pela ZCIT, principalmente em anos chuvosos, caso a ZCIT inicie seu deslocamento para o Norte no início do mês de maio (MELO; CAVALCANTI; SOUZA, 2009; GOMES; ZANELLA; OLIVEIRA, 2017). Além disso, o mês de junho sofre influência das Ondas de Leste que podem ocasionar chuvas no município de Tauá-CE, essas chuvas são de ocorrência rara e de baixa intensidade (GOMES; ZANELLA; OLIVEIRA, 2017).

As altas taxas de evapotranspiração de Tauá-CE no período seco podem ser consequentes da baixa pluviosidade, baixa nebulosidade e alta insolação. A ação conjunta desses fatores pode aumentar o déficit hídrico resultando em balanço hídrico negativo para a região, uma vez que a quantidade de água perdida para atmosfera é maior do que a aportada. Gomes, Zanella e Oliveira (2017), constataram que o município de Tauá-CE sofre com sucessivos déficits hídricos apresentando balanço hídrico negativo com duração de nove meses. Ainda conforme os autores, a reposição e o excedente hídrico só se fazem presentes no município nos meses de fevereiro a abril. Taxas de evapotranspiração elevadas dificultam o desenvolvimento vegetal e

como consequência disso os solos perdem cobertura, tornam-se mais expostos e mais vulneráveis aos eventos erosivos.

Figura 8 - Médias mensais de evapotranspiração potencial em Tauá-CE no período de 1981 a 2010.



Fonte: Autor (2021).

A partir dos dados de precipitação e evapotranspiração é possível classificar climaticamente as regiões de acordo com o índice de aridez, que é comumente utilizado como indicador climático de desertificação. É uma ferramenta de grande eficácia no diagnóstico da desertificação, uma vez que, por meio dele é possível mensurar o grau de aridez de uma determinada região, e assim avaliar o desenvolvimento deste processo (FERREIRA, 2021).

A evapotranspiração e o índice de aridez são variáveis climáticas fundamentais para o entendimento do ciclo hidrológico de uma região, pois representam a quantidade de água transferida para atmosfera e a relação existente entre oferta e demanda atmosférica por água (THORNTHWAITE, 1948; ALLEN *et al.*, 1998; CABRAL JÚNIOR; BEZERRA, 2018). Segundo Silva (2018), o índice de aridez foi estabelecido por Thornthwaite (1941), e é definido pela razão entre a precipitação anual e evapotranspiração potencial. Dessa forma, em ambientes com irregularidades pluviométricas quanto maior a evapotranspiração potencial local mais árida tende a ser a área. A Tabela 1 apresenta a classificação climática quanto ao índice de aridez.

Tabela 1 – Índice de aridez.

Índice	Classificação climática
< 0,05	Hiperárido
0,05 - 0,20	Árido
0,21 - 0,50	Semiárido
0,51 - 0,65	Subúmido seco
> 0,65	Subúmido úmido, Úmido

Fonte: Silva (2018), adaptado de Brasil (2004) e Oliveira (2006).

Segunda a Funceme (2017), o índice de aridez para o município de Tauá-CE corresponde a 0,30. Com base nesse índice a região é classificada climaticamente como semiárida. Essa classificação climática é predominante no Nordeste brasileiro, resultante dos déficits de chuvas e dos elevados valores de evapotranspiração (CABRAL JÚNIOR; BEZERRA, 2018).

4.2 Vegetação

A área em questão encontram-se inserida no domínio da depressão sertaneja onde se destaca o ambiente das Caatingas Arbustiva e Arbórea, além da mata ciliar com carnaúba, sendo a vegetação bastante modificada pela ação antrópica (FUNCEME, 2015). Em Tauá, a vegetação natural é do tipo Floresta Caducifólia Espinhosa (Caatinga arbórea) e Caatinga Arbustiva Aberta, conforme IPECE (2017).

A Caatinga é um bioma exclusivamente brasileiro e sua vegetação característica cobre a maior parte do semiárido nacional, apresentando grande diversidade de conjuntos florísticos, cujas distribuições são determinadas, em grande parte, pelo clima, relevo e embasamento geológico (LIMA, R. *et al.*, 2021). A vegetação da Caatinga é composta majoritariamente por espécies caducifólias que perdem total ou parcialmente as suas folhas como estratégia fisiológica de adaptação aos períodos prolongados de estiagem e déficit hídrico no solo (HENRIQUES *et al.*, 2016). Segundo Facundo e Frota (2020), a caducifólia ocorre para evitar que as plantas da Caatinga liberem, pelo processo de evapotranspiração, quantidades expressivas de líquidos que podem comprometer a sua vida média.

Segundo a FUNCEME (2015), aproximadamente 80% das folhas das plantas da Caatinga caem no período de estiagem e, além dessa característica, a flora da Caatinga apresenta, no geral, folhas pequenas ou em forma de espinhos para minimizar a perda de água, sendo isso uma importante adaptação da vegetação ao clima semiárido. Embora a vegetação se apresente bastante adaptada, o mau uso do solo associado a condição climática de semiárido vem

provocando ao longo do tempo uma perda de espécies raras, endêmicas e de interesse bioecológico, assim como originando grandes extensões de desertificação (FUNCEME, 2015).

Para Souza, Artigas e Lima (2015), embora a Caatinga detenha grande representatividade conservacionista, sua biota é ameaçada através das ações humanas, por meio da remoção da vegetação para pastagem, lenha e agricultura. De acordo com Bezerra *et al.* (2020), no semiárido brasileiro as ações antrópicas ocasionam impactos ambientais constantes principalmente por meio de desmatamentos, queimadas, mineração, manejo inadequado da irrigação e uso de práticas agropecuárias insustentáveis. Ainda conforme o autor, essas atividades favorecem o agravamento da degradação ambiental, ampliam as áreas de solo exposto e conseqüentemente a desertificação. Em Tauá-CE, grande parte da cobertura vegetal natural da Caatinga e das matas ciliares encontra-se degradada ou fortemente degradada principalmente pelas atividades agropecuárias (FUNCEME, 2015).

A substituição descriteriosa da vegetação natural da Caatinga por culturas de interesse agrônômico rompe a estabilidade ecológica local e corrobora com os processos degradativos. A remoção da mata ciliar favorece a exposição do solo aos efeitos erosivos e pode resultar no assoreamento dos corpos hídricos. Nesse sentido, as atividades agropecuárias não sustentáveis tornam-se uma das principais responsáveis pela intensa degradação no semiárido nordestino. A retirada da cobertura vegetal é considerada por Villagra *et al.* (2013) como fator inicial para a degradação ambiental. E com a degradação do ambiente, a Caatinga se torna suscetível à desertificação (LANDIM *et al.*, 2011) e reduz os serviços ecossistêmicos associados a ela.

De modo geral, no núcleo ASD Inhamuns, o estrato arbustivo-arbóreo da vegetação nativa está localizado predominantemente em algumas serras ou maciços residuais com disposição espaçada, cuja as árvores podem apresentar até doze metros de altura com dossel superior ramificado e pouco espesso (FUNCEME, 2015). Já o estrato arbustivo, situa-se principalmente na depressão sertaneja, com domínio de arbustos emaranhados de difícil acesso, normalmente com altura inferior a três metros que apresentam caules finos e espinhosos, bem como, folhas pequenas que caem na estiagem, sendo esse estrato bastante descaracterizado devido à forte pressão antrópica (FUNCEME, 2015).

Em Tauá-CE, dentre os componentes florísticos das fitofisionomias presentes, destacam-se: sabiá (*Mimosa caesalpinaefolia*), faveleira (*Cnidocolus phyllacanthus*), marmeleiro (*Croton sonderianus*), angico (*Anadenanthera colubrina*), mororó (*Bauhinia forticata*), pinhão (*Jatropha mollissima*), mandacaru (*Cereus jamacaru*), facheiro (*Cereus squamosus*), mofumbo (*Combretum sp*) e catingueira (*Caesalpinia bracteosa*) (TRIGUEIRO; OLIVEIRA;

BEZERRA, 2009; FUNCEME, 2015; REIS *et al.*, 2021). Todos esses componentes florísticos foram encontrados nas áreas de estudo.

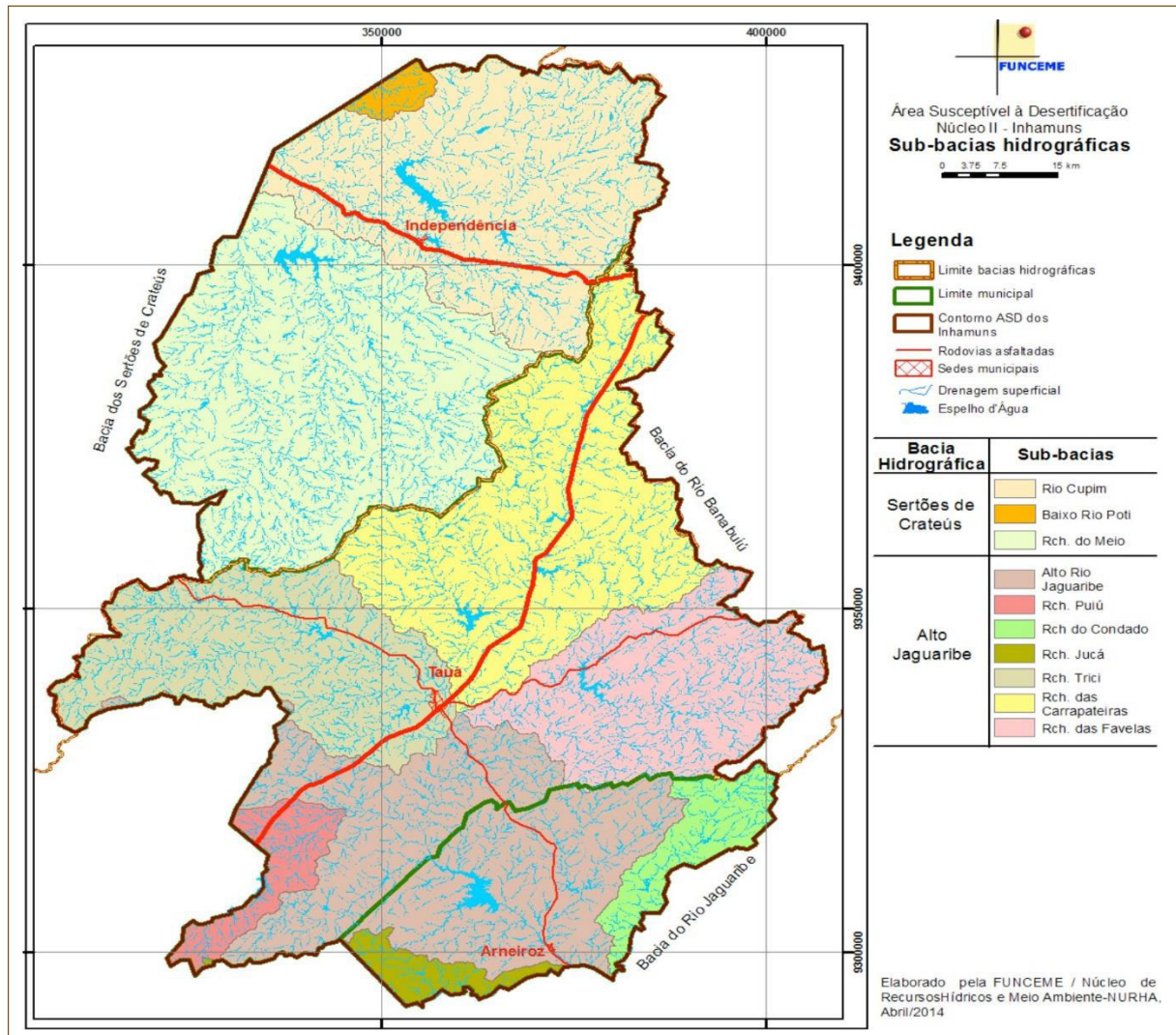
Para Araújo Filho e Silva (2015), a vegetação das áreas dos núcleos de desertificação cearenses é um reflexo da ação conjunta dos fatores hídricos, climáticos, edáficos e antrópicos, ela forma um mosaico de diferentes estádios sucessionais, em virtude das práticas agrícolas ambientalmente agressivas. A presença de Caatinga arbustiva e herbácea no município, é resultante da sucessão ecológica secundária em virtude do uso (TRIGUEIRO; OLIVEIRA; BEZERRA, 2009).

4.3 Hidrografia

A Figura 9 apresenta a distribuição espacial das bacias hidrográficas na área do núcleo II – ASD Inhamuns. Nela é possível verificar que o município de Tauá-CE está completamente inserido na bacia do Alto Jaguaribe, especificamente nas sub-bacias Riacho das Carrapateiras, Riacho Trici, Riacho Puiú, Riacho Favelas e Alto Rio Jaguaribe (FUNCEME, 2015). A bacia do Alto Jaguaribe faz parte do conjunto de bacias hidrográficas do rio Jaguaribe, está localizada na região sudoeste do Ceará, limitando-se a oeste com o estado do Piauí, ao sul com o estado de Pernambuco, ao leste com a bacia do Salgado e ao norte com as bacias Poti-Longá, do Banabuiú e do Médio Jaguaribe (CEARÁ, 2009). É composta pelas sub-bacias: Alto Rio Jaguaribe (1382,64 km²), Riacho Puiú (187,97 km²), Riacho do Condado (230,29 km²), Riacho Jucá (117,68 km²), Riacho Trici (926,98 km²), Riacho das Carrapateiras (1397,30 km²) e Riacho Favelas (824,44 km²) (FUNCEME, 2015).

O rio Jaguaribe é o principal corpo hídrico da bacia do Alto Jaguaribe. Tem sua nascente em Tauá-CE, mais precisamente na serra da Joanhina, percorre ao todo cerca de 610 km e deságua no oceano Atlântico entre os municípios de Aracati-CE e Fortim-CE (FERNANDES *et al.*, 2019). Segundo Ceará (2009), o trecho compreendido pela bacia em destaque tem aproximadamente 325 km e abrange desde a nascente do rio Jaguaribe até o açude Orós, principal reservatório dessa bacia. Ainda de acordo com a publicação, a bacia drena uma área de aproximadamente 24.538 km² (equivalente a 16% do território cearense) e os principais afluentes do rio Jaguaribe nesse trecho são os rios: Carrapateiras, Trici, Puiú, Jucás, Condado, Cariús, Trussu e o riacho Conceição. Em Tauá-CE, a bacia do Alto Jaguaribe conta com o sistema aquífero das rochas cristalinas e por conta disso, as águas subterrâneas da região apresentam baixo potencial de armazenamento e recarga (FUNCEME, 2015).

Figura 9 - Bacias hidrográficas do núcleo ASD II – Inhamuns.



Fonte: FUNCEME (2015).

Em Tauá-CE, além dos recursos hídricos naturais, existe também corpos hídricos artificiais, os açudes, criados para barragem e armazenamento de água como forma de mitigar a carência hídrica no período seco. Para Malveira, Güntner e Araújo (2007), a disponibilidade de água superficial é limitada por fatores climatológicos e morfológicos para uma dada bacia hidrográfica e no caso do semiárido nordestino, onde a descarga disponível para uso da sociedade é pequena, deve-se considerar a presença das pequenas barragens.

Conforme FUNCEME (2015), os açudes são fontes de abastecimento fundamentais para as populações tanto para o abastecimento doméstico quanto para a agricultura, pecuária e outras atividades, principalmente nas regiões onde as bacias hidrográficas se encontram com a maior parte de suas disponibilidades hídricas comprometidas. O Ceará construiu diversos reservatórios ao longo dos anos, a fim de garantir água para a população na época de estiagem,

além disso, construiu uma infraestrutura de transferência, utilizando adutoras e canais, de modo a tentar garantir, o mais que possível, uma melhor distribuição espacial deste recurso (FRANÇA *et al.*, 2018).

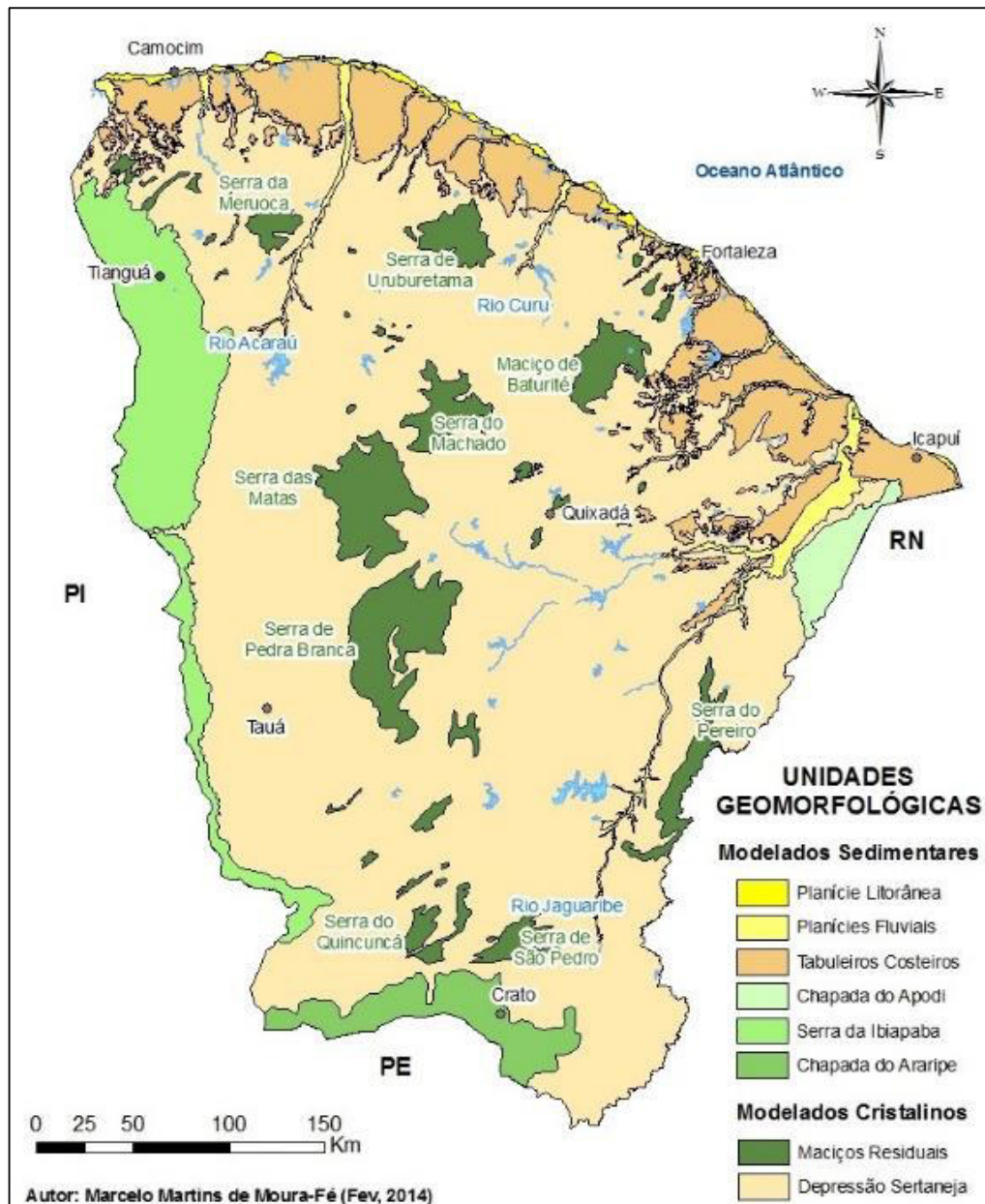
De acordo com a Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará (SRH), o município de Tauá-CE possui quatro açudes principais, o Favelas, o Forquilha II, o Trici e o Várzea do Boi, todos pertencentes a bacia do Alto Jaguaribe que juntos totalizam 101.910.000 m³ de capacidade volumétrica. O açude Favelas foi concluído em 1988, tem capacidade volumétrica de 30.100.000 m³ e barra o riacho Favelas. O açude Forquilha II também foi concluído em 1988, tem 3.400.000 m³ de capacidade de volume e forma-se pela barragem do riacho Carrapateiras. O açude Trici foi concluído em 1987, tem capacidade volumétrica de 16.500.00 m³ e barra o riacho de mesmo nome. O açude Várzea do Boi foi concluído em 1954, possui a maior capacidade volumétrica entre os açudes da região com 51.910.000 m³ e barra o riacho Carrapateiras.

Outra estratégia que corrobora para mitigação da escassez de água na estiagem no semiárido brasileiro é a construção de poços. Ao longo dos anos, no estado do Ceará, houve um aumento significativo no número de poços abertos, devido principalmente a redução dos custos de extração, menor suscetibilidade climática desses recursos hídricos, qualidade das águas subterrâneas, aumento da demanda e degradação das águas superficiais (REBOUÇAS, 2006). É importante ressaltar que, embora de grande utilidade, os poços devem ser construídos e utilizados de forma sustentável, especialmente nas áreas onde a recarga de água subterrânea é de baixo potencial. O município de Tauá-CE possui 551 poços, sendo 345 tubulares e 206 amazonas, todos na área de influência da bacia do Alto Jaguaribe (CEARÁ, 2009).

4.4 Geologia /geomorfologia e solos

Segundo Moro *et al.* (2015), o estado do Ceará pode-se dividir basicamente em dois grandes domínios geológicos, sendo um sedimentar e o outro com predomínio de rochas cristalinas; em relação ao relevo, os autores afirmam que é possível considerar no estado a existência de três subdivisões principais: as chapadas interiores, a depressão sertaneja e as feições litorâneas. Na Figura 10 consta o mapa geomorfológico simplificado do Ceará, na qual é possível identificar as principais feições geomorfológicas do estado.

Figura 10 – Mapa geomorfológico simplificado do Ceará.



Fonte: Moro *et al.* (2015).

Para FUNCEME (2015), a compartimentação do relevo da ASD do núcleo II tem como unidades predominantes a depressão sertaneja, os maciços residuais (serras), as cristas e agrupamento de *inselbergs* e as planícies de acumulação. Entre as subdivisões do relevo, a depressão sertaneja se destaca por abranger a maior parte do Ceará, inclusive o município de Tauá-CE, conforme IPECE (2017). Em Tauá-CE, a depressão sertaneja se expõe em níveis altimétricos médios de 350 a 400 m, configurando uma dissecação mais evidente, o que pode ser chamado de alto sertão (FUNCEME, 2015).

A depressão sertaneja é resultante de uma prolongada atuação dos processos erosivos e denudacionais que promoveram o arrasamento do relevo, essa feição geomorfológica é modelada sobre as rochas cristalinas e é caracterizada por apresentar superfícies aplainadas e cotas modestas (BRANDÃO; FREITAS, 2014; MORO *et al.*, 2015).

Apesar da predominância de superfícies aplainadas, estão inseridos na depressão sertaneja alguns maciços e cristas residuais que, conforme Brandão e Freitas (2014), são montes rochosos isolados elaborados em rochas mais resistentes ao intemperismo e erosão e que resistiram aos processos de aplainamento generalizado.

Quanto aos solos, nas áreas sob depressão sertaneja, esses geralmente são rasos ou pouco profundos, pouco intemperizados, pedregosos e comumente recobertos por vegetação de caatinga (MORO *et al.*, 2015). Essas características são resultantes das condições ambientais nas quais os solos são formados. Pois, os solos de uma determinada região são o produto resultante da ação conjunta do clima e organismos vivos sobre um material de origem que ocupa uma determinada posição no relevo ao longo do tempo. Dessa forma os fatores clima, organismos, material de origem, relevo e tempo interferem na pedogênese e são considerados como fatores de formação do solo.

Na gênese do solo, além dos fatores de formação tem-se também a ação dos processos de adição, transformação, translocação e remoção de materiais, denominados de processos de formação do solo. Os fatores e processos de formação agem concomitantemente ao longo da pedogênese e compreendê-los ajuda a entender a dinâmica dos solos em seus ambientes naturais, uma vez que, as diversas características observadas nos solos são resultantes da interação entre fatores e processos de formação.

De acordo com Oliveira *et al.* (2003); FUNCEME (2015) e IPECE (2017), no município de Tauá-CE predominam os seguintes solos: Luvisolos Crômicos, Neossolos Litólicos, Argissolos Vermelho-Amarelos e Planossolos Hápicos.

A classe dos Luvisolos compreende solos situados em condições climáticas completamente distintas, o que lhes confere significativa diferença quanto ao uso e aptidão (OLIVEIRA, 2011), essa classe ocupa grandes áreas do estado do Ceará (CUNHA *et al.*, 2010). São solos de constituição mineral que, no geral, apresentam grande reserva de nutrientes, devido à presença de elevados teores de minerais primários facilmente intemperizáveis; são muito ricos quimicamente, apresentando elevado potencial nutricional; possuem acúmulo de argila em subsuperfície formando o horizonte B textural (Bt); são exclusivamente eutróficos com argila de atividade alta e saturação por bases alta; quanto a profundidade variam de moderadamente

profundos a rasos; variam de bem a imperfeitamente drenados e apresentam nítida diferenciação entre os horizontes A e Bt (OLIVEIRA, 2011; FUNCEME, 2015; SANTOS *et al.*, 2018).

De acordo com Santos *et al.* (2018), dentro da classe dos Luvisolos, os Crômicos são aqueles que apresentam caráter crômico na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B, tendo esse caráter forte relação com a gênese do solo, refletindo condições climáticas mais quentes e secas na formação do solo e ambientes sem restrição de drenagem. Esse tipo de Luvisolo apresenta alta suscetibilidade a erosão, principalmente no período chuvoso uma vez que as chuvas no semiárido são concentradas e isso lhes confere alta erosividade (OLIVEIRA, 2011). A vulnerabilidade a erosão é agravada quando o horizonte Bt está próximo à superfície e o horizonte suprajacente apresenta textura mais grosseira, conforme Oliveira (2011). Além da alta suscetibilidade a erosão, esse tipo de solo tem também como fator limitante o impedimento a mecanização devido a pedregosidade existente na superfície do solo, bem como, risco de salinização e solonização (MARQUES *et al.*, 2014; FUNCEME, 2015).

A classe dos Neossolos é formada por solos jovens, pouco intemperizados, constituídos por material mineral e/ou orgânico pouco espesso (SANTOS *et al.*, 2018). No geral, são solos que apresentam como principal característica a ausência de horizonte B diagnóstico. A ausência desse horizonte pode ser devido a reduzida ação dos processos pedogenéticos nos ambientes de formação dos Neossolos, bem como, pelas características inerentes ao material originário (SANTOS *et al.*, 2018), pois, conforme Lepsch (2011), os Neossolos se formam em materiais extremamente resistentes ao intemperismo.

Na classe dos Neossolos, os Litólicos ocorrem em toda a região semiárida, principalmente nas áreas mais acidentadas, caracterizam-se por apresentar contato lítico ou lítico fragmentário dentro de 50 cm a partir da superfície do solo, neles o horizonte superficial A está posicionado diretamente sobre a rocha ou sobre o horizonte C, por conta disso, apresentam pouca profundidade, severa restrição ao aprofundamento do sistema radicular das plantas, reduzido volume de água e nutrientes disponíveis, assim como, pequeno volume para ancoragem das raízes, essa condição gera também impedimentos à mecanização e afloramentos rochosos frequentes (CUNHA *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2011; FUNCEME 2015; SANTOS *et al.*, 2018). Possuem alta suscetibilidade a erosão, principalmente em decorrência do substrato rochoso a pequena profundidade e apresentam poucas alternativas de uso (CUNHA *et al.*, 2010). Para Oliveira (2011), devido a sua grande fragilidade, os Neossolos Litólicos, de modo geral, deveriam ser mantidos como reserva natural.

A classe dos Argissolos é composta por solos de origem mineral e que apresentam como principal característica o acúmulo de argila em subsuperfície formando o horizonte Bt,

imediatamente abaixo do horizonte A ou E; além da presença do Bt, essa classe de solo deve apresentar argila de atividade baixa ou argila de atividade alta desde que associada a saturação por bases baixa ou com caráter alumínico; quanto a profundidade variam de mediamente profundos a profundos; desenvolvem-se a partir de diversos materiais de origem; ocorrem em áreas de relevo plano a montanhoso; são imperfeitamente drenados; moderadamente ácidos; apresentam coloração avermelhada, amarelada ou acinzentada; a textura varia de arenosa a argilosa no horizonte A e média a muito argilosa no horizonte Bt; depois dos Latossolos, compreendem a classe de solo mais extensa do Brasil com ocorrência em todas as regiões do país (CUNHA *et al.*, 2010; LEPSCH, 2011; OLIVEIRA, 2011; SANTOS *et al.*, 2018).

Quando inseridos em relevos planos a suave ondulados, os Argissolos podem ser utilizados para exploração agrícola de diversas culturas, desde que sejam realizadas correções de acidez e adubações, tendo em vista que a baixa fertilidade natural é um fator limitante para a agricultura (CUNHA *et al.*, 2010). Além da limitação quanto a fertilidade, esses solos, geralmente, possuem alta suscetibilidade a erosão, principalmente os que apresentam mudança textural abrupta (CUNHA *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2011). Essa vulnerabilidade a erosão ocorre como consequência do acúmulo de argila em subsuperfície, que dificulta a infiltração de água ao longo do perfil do solo corroborando com a erosão hídrica na camada superficial, essa condição é agravada no período chuvoso especialmente no semiárido brasileiro onde as chuvas são concentradas em um curto período de tempo. Entre os Argissolos, os Vermelho-Amarelos são solos de cores vermelho-amarelas e/ou amarelo-avermelhadas que não se enquadram nas classes anteriores (SANTOS *et al.*, 2018).

A classe dos Planossolos é constituída por solos de origem mineral que apresentam horizonte A ou E seguido de horizonte B plânico que é um tipo especial de horizonte Bt onde também ocorre acúmulo de argila (SANTOS *et al.*, 2018). Esse horizonte especial é adensado, geralmente apresenta acentuada concentração de argila exprimindo uma mudança textural abrupta com o horizonte subjacente, tem permeabilidade lenta a muito lenta sendo essa condição responsável pela formação de lençol d'água suspenso ao longo do período chuvoso (OLIVEIRA, 2011; SANTOS *et al.*, 2018). São solos com sérias limitações físicas que ocorrem preferencialmente em áreas de baixa altitude, planas a suave onduladas, o horizonte superficial apresenta textura arenosa ou média, geralmente, apresentam alta CTC, elevada saturação por bases e sorção de sódio, com percentagem de sódio trocável (PST), comumente entre 8% e 20%, nos horizontes B ou C (CUNHA *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2018).

Para Cunha *et al.* (2010), em decorrência da elevada soma de bases e saturação por bases, bem como, da CTC elevada, os Planossolos, geralmente, apresentam boa fertilidade. Ainda em

conformidade com os autores, por estarem inseridos em relevos planos a suave ondulados nesses solos não há limitações para a mecanização agrícola, exceto quando encontram-se encharcados.

De acordo com Marques *et al.* (2014), o potencial agrícola dos Planossolos depende da espessura dos horizontes A e E. Apresentam elevada erodibilidade superficial que está associada a presença de horizonte subsuperficial de baixa permeabilidade e acúmulo de argila, possuem também como fatores limitantes a drenagem restrita, o elevado risco de salinização e solonização, a consistência dura a extremamente dura do horizonte B plânico e a pequena profundidade efetiva dos horizontes superficiais (CUNHA *et al.*, 2010; MARQUES *et al.*, 2014). Os Planossolos Háplicos são aqueles que não se enquadram como Nátricos por não apresentarem principalmente o caráter sódico (SANTOS *et al.*, 2018).

4.5 Aptidão, uso e ocupação do solo

Conforme FUNCEME (2015), no núcleo ASD II, onde está inserido Tauá-CE, no geral, os solos são rasos com características químicas, físicas e morfológicas que favorecem a erosão, além disso, a infiltração da água é dificultada devido à natureza cristalina dos materiais de origem estimulando a concentração de sais nas camadas superficiais. Essa condição aumenta a vulnerabilidade dos solos desse núcleo à degradação e desertificação. Por conta disso, é fundamental que o uso e a ocupação do solo esteja de acordo com a aptidão das áreas.

A aptidão do solo se refere ao uso agrícola do mesmo para um determinado fim, seguindo um nível de manejo definido, dentro do subgrupo de aptidão (FUNCEME, 2015), sendo essa aptidão determinada a partir de um sistema de avaliação da capacidade de uso. Para França *et al.* (2019), a avaliação visa identificar as limitações e possibilidades de uso das terras, através da sistematização das informações de uma área para definir a máxima capacidade de uso sem risco de degradação do solo. Para facilitar a representação cartográfica da aptidão do solo, organizou-se o sistema de avaliação em grupos, subgrupos e classes de aptidão agrícola, indicadas por letras maiúsculas, minúsculas e minúsculas entre parênteses (FUNCEME, 2015).

O município de Tauá-CE, de acordo com FUNCEME (2015), possui como aptidões agrícolas: 2abc – terras com aptidão regular para lavoura nos níveis de manejo A, B e C; 3(ab) – terras com aptidão restrita para lavouras nos níveis de manejo A e B, e inapta ao nível de manejo C; 5n – terras com aptidão regular para pastagem natural e inapta para silvicultura; 5(n) – terras com aptidão restrita para pastagem natural e inapta para silvicultura e 6 – terras indicadas somente para preservação da fauna e flora. As áreas com melhores aptidões agrícolas

estão sob o domínio dos Argissolos evidenciando assim, o potencial produtivo dessa classe; as áreas com uso restrito ou para preservação estão inseridas nos Luvisolos, Planossolos e Neossolos, conforme FUNCEME (2015).

Para verificar se as áreas estão sendo utilizadas de acordo com as indicações técnicas de aptidão, é de fundamental importância a análise do uso e ocupação do solo. Para FUNCEME (2015), essa análise permite conhecer o estado de alteração ou conservação da vegetação, constatando-se por meio dela a ocorrência de áreas estabilizadas, degradadas e irreversivelmente comprometidas.

No município de Tauá-CE, a proporção de ocupação das terras ocorre da seguinte forma: 47,43% por caatinga degradada, cultura de subsistência e pastagens extensivas; 24,92% por atividades agropecuárias com destaque para as atividades de cunho familiar visando a produção de alimentos e renda; 18,17% por caatinga fortemente degradada em processo de desertificação com solos e biodiversidade irreversivelmente comprometidos; 2,65% por caatinga parcialmente conservada; 2,35% por mata ciliar fortemente degradada; 2,18% por águas e áreas urbanas; 1,35% por mata ciliar degradada e o restante do território está ocupado por áreas com inundação sazonal e áreas com rochas de afloramento superficial que juntas representam 0,95% das terras municipais, segundo FUNCEME (2015).

Verifica-se que em Tauá-CE a maior parte das terras está degradada ou fortemente degradada e em processo de desertificação. De acordo com Trigueiro, Oliveira e Bezerra (2009), em Tauá-CE, constata-se a exploração agropecuária e o extrativismo vegetal sem um plano de manejo estabelecido. Além disso, conforme os autores, as queimadas são frequentes e indiscriminadas empobrecendo o solo a longo prazo, o tempo de pousio não é suficiente para a regeneração natural e a pecuária extensiva indiscriminada tem levado ao desaparecimento de espécies com alto valor forrageiro. Essas ações têm corroborado para o avanço da degradação ambiental e aumento da suscetibilidade a desertificação no município.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos perfis e classificação dos solos

As áreas avaliadas possuem solos característicos de região semiárida, sendo esses, no geral, pouco profundos, pedregosos e com baixo a médio conteúdo de matéria orgânica, corroborando com Moro *et al.* (2015). A Figura 11 apresenta o perfil de solo 2, aberto na porção mais alta da subárea 1.

Figura 11 – Perfil 2, porção mais alta da subárea 1.



Fonte: Autor (2022). NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário.

As descrições, fisionômica e a macromorfológica, desse perfil estão presentes nos Quadros 1 e 2, respectivamente.

Quadro 1 – Descrição fisionômica do Perfil 2.

Localização:	Subárea 1
Coordenadas geográficas:	5° 37' 28,8" S e 40° 07' 32,8" O
Altitude:	527 m
Topografia:	Forte Ondulado
Compartimento do relevo:	Depressão Sertaneja
Bacia hidrográfica:	Alto Jaguaribe

Cobertura vegetal:	Caatinga (arbórea-arbustiva)
Uso atual:	Pecuária extensiva
Classe de pedregosidade:	Moderadamente pedregoso
Classe de rochoso:	Rochoso
Evidências de erosão:	Laminar (ligeira)
Influência antrópica:	Baixa

Fonte: Autor (2022).

Quadro 2 – Descrição macromorfológica do Perfil 2.

Horizonte	Profundidade	Descrição Macromorfológica
A	0-16 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor bruno forte (7,5YR 5/6) quando seco e bruno (7,5YR 4/4) quando úmido; textura franco arenosa; estrutura em blocos sub-angulares grandes, com grau de desenvolvimento moderado; poros pequenos em quantidade comum; consistência macia quando seco, friável quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e raízes presentes.
A/C	16-30 cm	Cor bruno forte (7,5YR 5/6) quando seco e bruno escuro (7,5YR 3/4) quando úmido; textura franco arenosa; estrutura em blocos sub-angulares médios, com grau de desenvolvimento moderado e grau de estrutura moderado; poros muito pequenos em pouca quantidade; pouca cerosidade, com grau de desenvolvimento fraco e superfície fosca; consistência ligeiramente dura quando seco, friável quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e presença de poucas raízes.

Fonte: Autor (2022).

A partir da análise macromorfológica, nota-se ausência de horizonte B no perfil em questão, sendo isso indicativo de solo pouco alterado do ponto de vista pedogenético. A condição climática, o material de origem e o relevo podem ter favorecido para a baixa expressão dos fatores e processo pedogenéticos, resultando em um perfil de solo pouco desenvolvido. Conforme Oliveira (2011), a presença de horizonte B indica solos bastante afetados por transformações pedogenéticas, cuja as condições de clima e relevo foram favoráveis ao seu desenvolvimento. Ainda em conformidade com o autor, o relevo, isoladamente ou em conjunto, impede ou limita a evolução dos solos. A caracterização química e a granulometria do perfil 2, encontram-se nas Tabelas 2 e 3, respectivamente.

Tabela 2 – Caracterização química do Perfil 2.

Horizontes	Parâmetros													
	C	M.O	pH	P	K	Ca	Mg	Na	Al	H+Al	SB	CTC	V	PST
	g/kg			mg/dm ³			mmolc/dm ³					%		
A	4,67	8,05	6,4	3,0	4,21	53,5	21,2	3,88	0	15,1	82,8	97,9	85	4
A/C	3,43	5,91	6,0	1,0	1,57	60,1	19,8	2,8	0	19,8	84,2	104	81	3

Fonte: Autor (2022).

Tabela 3 – Granulometria do Perfil 2.

Horizontes	Frações granulométricas					Classe textural
	AG	AF	AT	Silte	Argila	
g/Kg						
A	261	373	634	217	148	Franco arenosa
A/C	327	296	623	221	155	Franco arenosa

Fonte: Autor (2022). AG: Areia grossa; AF: Areia fina; AT: Areia total.

Conforme as recomendações de adubação e calagem para o estado do Ceará (FERNANDES, 1993), no geral, o perfil em destaque apresentou baixo conteúdo de MOS principalmente no horizonte subsuperficial; baixa e média acidez nos horizontes A e A/C, respectivamente; baixo teor de P disponível e baixa PST em ambos horizontes; alto e médio conteúdo de K nos horizontes A e A/C, respectivamente; alta disponibilidade de Ca e Mg, ausência de Al disponível, elevadas CTC efetiva e saturação por bases nos dois horizontes. A alta disponibilidade de Ca e Mg pode ser consequência da presença de minerais primários de fácil alteração, comuns em solos pouco intemperizados, segundo Oliveira (2011), associado a elevada CTC. A alta disponibilidade dessas bases pode ter influenciado também para a baixa acidez presente no perfil.

O baixo conteúdo de MOS ao longo do perfil pode ser decorrente do menor aporte de material orgânico, uma vez que, a área de influência desse perfil apresentou baixa cobertura vegetal. A diferença nos teores de MOS entre o horizonte superficial e o horizonte subjacente pode estar associada ao aporte natural de resíduos vegetais sobre a superfície do solo, uma vez que há predomínio de espécies xerófilas que perdem suas folhas no período seco, sendo essas acumuladas e decompostas na camada superficial do solo.

O maior teor de MOS para o horizonte A pode ter influenciado para os teores mais elevados de P e K desse horizonte, uma vez que a MOS favorece a disponibilidade desses elementos. Para Rodrigues (2014), o P orgânico advindo da MOS é uma importante e relevante fonte de P às plantas, pois compõem de 15 a 80% do fósforo total. O P orgânico é originário dos resíduos orgânicos aportados ao solo, do tecido da biomassa microbiana e dos produtos de sua decomposição (PINTO *et al.*, 2020). Em relação ao K, além da MOS ser fonte desse elemento, Basak *et al.* (2017), afirmam que o aporte de MOS melhora a eficiência no uso desse nutriente, uma vez que, o K trocável é retido pelas cargas negativas dos minerais de argila e da MOS.

De acordo com as características químicas e macromorfológicas, bem como, com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2018), o solo do perfil 2 pode ser classificado como NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário. Esse tipo de solo tem como

características principais: a ausência de horizonte B; a presença de contato lítico fragmentário dentro de 50 cm de profundidade a partir da superfície do solo, gerando restrições ao aprofundamento radicular e impedimento à mecanização; possuem pouca profundidade, acarretando em afloramentos rochosos frequentes e reduzido volume para ancoragem das raízes, assim como, para o armazenamento de água (CUNHA *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2011; FUNCEME 2015; EMBRAPA, 2018).

Por outro lado, é um solo que apresenta elevada saturação por bases, que pode estar associada a presença de minerais primários facilmente alteráveis, sendo por isso considerado como eutrófico. Para Reis *et al.* (2019), o clima semiárido favorece o acúmulo dos cátions Ca, Mg, K e Na, corroborando assim para maiores teores de bases trocáveis e eutrofia.

Os Neossolos Litólicos são comuns no Nordeste brasileiro, principalmente nas áreas degradadas dessa região, e, no geral, apresentam classe de erodibilidade alta, elevada suscetibilidade à erosão, apresentando poucas alternativas de uso; por conta da sua fragilidade é indicado principalmente para reserva natural (CUNHA *et al.*, 2010; OLIVEIRA, 2011; FRANCISCO *et al.*, 2019).

A Figura 12 apresenta o perfil de solo 3, aberto na porção mais baixa da subárea 1, em topossequência. Os Quadros 3 e 4 apresentam, respectivamente, as descrições, fisionômica e a macromorfológica, desse perfil. Baseado na descrição macromorfológica, pode-se observar que nesse perfil houve melhor condição de pedogênese ao se comparar com o perfil anterior, favorecendo assim um melhor desenvolvimento do solo.

Observa-se nesse perfil o desenvolvimento de horizonte B textural (Bt), caracterizado pelo incremento de argila em subsuperfície. De acordo com Menezes (2020), horizontes Bt podem surgir a partir do transporte de argila dos horizontes suprajacentes (argiluviação), pela formação de argila *in situ* devido intemperismo químico, pelo erosão diferencial de material fino (elutriação), e pela destruição de argila do horizonte superficial por ferrólise.

Figura 12 – Perfil 3, porção mais baixa da subárea 1.



Fonte: Autor (2022). LUVISSOLO HÁPLICO Órtico planossólico.

Quadro 3 – Descrição fisionômica do Perfil 3.

Localização:	Subárea 1
Coordenadas geográficas:	5° 37' 28,9" S e 40° 07' 30,6" O
Altitude:	517 m
Topografia:	Suave Ondulado
Compartimento do relevo:	Depressão Sertaneja
Bacia hidrográfica:	Alto Jaguaribe
Cobertura vegetal:	Caatinga (arbórea-arbustiva)
Uso atual:	Pecuária extensiva
Classe de pedregosidade:	Pedregoso
Classe de rochosidade:	Ligeiramente rochoso
Evidências de erosão:	Laminar (ligeira)
Influência antrópica:	Baixa

Fonte: Autor (2022).

Quadro 4 – Descrição macromorfológica do Perfil 3.

Horizonte	Profundidade	Descrição Macromorfológica
A	0-10 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor bruno escuro (7,5YR 3/2) quando seco e bruno (7,5YR 5/3) quando úmido; textura franco arenosa; estrutura em blocos sub-angulares médios, com grau de desenvolvimento moderado e grau de estrutura forte; poros pequenos em quantidade comum; consistência macia quando seco, muito friável quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e raízes presentes.
Bt	10-23 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor cinza muito escuro (7,5YR 3/1) quando seco e bruno acinzentado muito escuro (10YR 3/2) quando úmido; textura franco argilosa; estrutura em blocos sub-angulares grandes, com grau de desenvolvimento forte; poros muito pequenos em pouca quantidade; cerosidade comum, com grau de desenvolvimento moderado e superfície fosca; consistência ligeiramente dura quando seco, friável quando úmido, plástico e pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e presença de raras raízes.
B/C	23 (+) cm	Cor bruno amarelado (10YR 5/4) quando seco e bruno (10YR 5/3) quando úmido; textura franco siltosa; estrutura em blocos sub-angulares grandes, com grau de desenvolvimento forte e grau de estrutura forte; poros muito pequenos em pouca quantidade; cerosidade comum, com grau de desenvolvimento moderado e superfície fosca; consistência ligeiramente dura quando seco, friável quando úmido, plástico e pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e presença de raras raízes.

Fonte: Autor (2022).

No perfil 3, devido a posição mais baixa do terreno, a infiltração de água pode ter sido favorecida em relação ao deflúvio, conforme Macedo *et al.* (2019), permitindo maior percolação de água e transporte de argila. As Tabelas 4 e 5 apresentam, respectivamente, a caracterização química e a granulometria do perfil de solo 3. Na Tabela 5 é possível verificar aumento no conteúdo de argila no horizonte B, atendendo aos requisitos para a classificação como Bt, conforme Embrapa (2018).

Tabela 4 - Caracterização química do Perfil de Solo 3.

Horizontes	Parâmetros													
	C	M.O	pH	P	K	Ca	Mg	Na	Al	H+Al	SB	CTC	V	PST
	g/kg		mg/dm ³				mmolc/dm ³						%	
A	9,85	16,98	6,3	5	3,53	79,4	62,6	3,08	0	30,9	148,6	179,5	83	2
Bt	6,17	10,63	7,0	4,5	2,49	185,3	137,5	6,2	0	25,4	331,4	331,4	100	2
B/C	3,05	5,26	7,0	4	4,19	244,7	158	8,08	0	19,8	414,9	434,7	95	2

Fonte: Autor (2022).

Tabela 5 - Granulometria do Perfil de Solo 3.

Horizontes	Frações Granulométricas					Classe Textural
	AG	AF	AT	Silte	Argila	
g/Kg						
A	232	396	628	187	185	Franco arenosa
Bt	195	239	434	245	322	Franco argilosa
B/C	194	233	427	561	12	Franco siltosa

Fonte: Autor (2022). AG: Areia grossa; AF: Areia fina; AT: Areia total.

De acordo com as Fernandes (1993), o solo do perfil em destaque apresentou médio conteúdo de MOS no horizonte A e baixo nos horizontes BT e B/C; baixa acidez no horizonte superficial e neutralidade nos horizontes subjacentes; baixa disponibilidade de P, altos teores de K, Ca e Mg, ausência de Al disponível, elevadas CTC efetiva e saturação por bases, assim como, baixa PST ao longo de todo o perfil.

O maior conteúdo de MOS no horizonte superficial (A) é decorrente do maior aporte de material orgânico, principalmente, de origem vegetal, nesse horizonte. A vegetação do entorno também se caracteriza pela xerofilia corroborando para o acúmulo de folhas na superfície do solo no início do período seco. Referente ao P disponível, embora todo o perfil seja classificado como baixo, o teor de MOS do horizonte A pode ter influenciado para o maior teor de P nesse horizonte, em relação aos subjacentes. O menor valor de pH do solo para o horizonte A e os maiores teores de Ca e Mg em subsuperfície, podem ser consequência da remoção das bases para os horizontes subsuperficiais ao longo do processo de argiluviação, uma vez que essas bases podem estar adsorvidas aos minerais de argila, sendo essa dinâmica influenciada pela topografia e posição mais baixa do terreno que favorece o acúmulo e infiltração de água.

A alta disponibilidade de K ao longo do perfil pode ter sido favorecida pela presença de minerais primários de fácil alteração, assim como, pelo conteúdo de argila e MOS, que influenciam diretamente na CTC. Os valores crescentes de CTC com o aumento da profundidade, podem estar associados ao conteúdo e natureza das argilas. A maior disponibilidade de Ca e Mg nos horizontes subsuperficiais pode ser consequência do processo de translocação das argilas, uma vez que esses cátions podem estar associados às superfícies delas, considera-se que isso influenciou também no aumento da SB em profundidade. Além disso, a proximidade com o material de origem, que libera os minerais para o solo, pode ter favorecido o aumento desses elementos em subsuperfície.

Analisando as características químicas e macromorfológicas, o solo do perfil 3 pode ser classificado como LUVISSOLO HÁPLICO Órtico planossólico. No geral, a gênese dos Luvisolos envolve processos de bissialitização e mobilização de argila da parte mais

superficial, com acumulações em horizonte subsuperficial (EMBRAPA, 2018). Conforme Oliveira (2011), essa classe compreende solos com B textural, exclusivamente eutróficos, com alta saturação por bases e argila de atividade alta. Ainda em conformidade com o autor, a classe dos Luvisolos representa solos quimicamente ricos, com elevada reserva de nutrientes (especialmente K) e, conseqüentemente, elevado potencial nutricional. Por outro lado, quando os horizontes suprajacentes ao Bt apresentam textura mais grosseira, esses solos possuem elevada fragilidade por serem mais suscetíveis a erosão. O perfil em questão por não apresentar caráter crômico é classificado como háplico; possui espessura de *solum* (A+B) menor do que 80 cm, sendo assim, considerado como Órtico e apresenta caráter Plânico, visivelmente notado em campo, podendo ser classificado como Planossólico a nível de subgrupos, conforme Embrapa (2018).

A Figura 13 apresenta o perfil de solo 4, aberto na porção mais alta da subárea 2. As descrições, fisionômica e a macromorfológica, desse perfil estão presentes nos Quadros 5 e 6, respectivamente. A pouca espessura do horizonte A (2,5 cm) o configura como A Fraco, conforme Embrapa (2018), e pode ser indicativo de erosão da camada superficial do solo, uma vez que, segundo Fiorese *et al.* (2019), os processos erosivos são os principais responsáveis pela remoção dessas camadas. Em regiões semiáridas a perda da camada superficial do solo por erosão é muito comum, sendo essa decorrente do uso e manejo inadequado do solo desenvolvidos ao longo de décadas (LIMA *et al.*, 2023).

Quadro 5 – Descrição fisionômica do Perfil 4.

Localização:	Subárea 2
Coordenadas geográficas:	5° 36' 51" S e 40° 8' 36" O
Altitude:	530 m
Topografia:	Suavemente ondulado
Compartimento do relevo:	Depressão Sertaneja
Bacia hidrográfica:	Alto Jaguaribe
Cobertura vegetal:	Caatinga (arbustivo-arbóreo)
Uso atual:	Pecuária extensiva
Classe de pedregosidade:	Pedregoso
Classe de rochosidade:	Ligeiramente rochoso
Evidências de erosão:	Laminar (moderada)
Influência antrópica:	Baixa

Fonte: Autor (2023).

Figura 13- Perfil 4, porção mais alta da subárea 2.



Fonte: Autor (2023). LUVISSOLO CRÔMICO Órtico típico.

Quadro 6 – Descrição macromorfológica do Perfil 4.

Horizonte	Profundidade	Descrição Macromorfológica
A	0-2,5 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor vermelho escuro (2,5YR 3/6) quando seco e vermelho (2,5YR 3/4) quando úmido; textura franca; estrutura em blocos sub-angulares médios, com grau de desenvolvimento fraco; poros pequenos em muita quantidade; consistência quando seco ligeiramente duro, friável quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e raízes presentes.
Bt	2,5-45 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor vermelho escuro (2,5YR 3/6) quando seco e vermelho (2,5YR 3/4) quando úmido; textura franca; estrutura em blocos sub-angulares médios, com grau de desenvolvimento fraco; pouca cerosidade, com grau de desenvolvimento fraco e superfície fosca; consistência ligeiramente dura quando seco, friável quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e raízes presentes.
B/C	45 (+) cm	Cor vermelho escuro (2,5YR 3/6) quando seco e vermelho (2,5YR 3/4) quando úmido; textura franca; estrutura em blocos sub-angulares médios, com grau de desenvolvimento moderado e grau de estrutura moderado; poros pequenos em muita quantidade; pouca cerosidade, com grau de desenvolvimento fraco e superfície fosca; consistência dura quando seco, friável quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e raízes presentes.

Fonte: Autor (2023).

As Tabelas 6 e 7 apresentam, respectivamente, a caracterização química e a granulometria do perfil 4.

Tabela 6 - Caracterização química do Perfil de Solo 4.

Horizontes	Parâmetros													V	PST
	C	M.O.	pH	P	K	Ca	Mg	Na	Al	H+Al	SB	CTC	---		
	----g/kg----			mg/dm ³		-----mmolc/dm ³ -----							---%---		
A	14,15	24,39	7	4	3,71	223,6	41,9	1,09	0	15,1	270,3	285,4	95	0	
Bt	11,29	19,47	6,6	2	1,18	204,4	48,1	1,87	0	19	255,6	274,6	93	1	
B/C	8,32	14,35	6,4	2	0,92	213,7	49,1	2,04	0	19,8	265,8	285,6	93	1	

Fonte: Autor (2024).

Tabela 7 - Granulometria do Perfil de Solo 4.

Horizontes	Frações Granulométricas					Classe Textural
	AG	AF	AT	Silte	Argila	
	g/kg					
A	158	357	515	359	127	Franco arenoso
Bt	135	269	404	261	334	Franco argilosa
B/C	91	290	381	300	318	Franco argilosa

Fonte: Autor (2024). AG: Areia grossa; AF: Areia fina; AT: Areia total.

Analisando a caracterização química em conformidade com Fernandes (1993), é possível observar que o perfil de solo 4 apresentou médio conteúdo de MOS nos horizontes A e Bt, e baixo conteúdo no horizonte B/C; neutralidade no horizonte A e baixa acidez nos horizontes subjacentes; baixa disponibilidade de P ao longo de todo o perfil de solo; disponibilidade decrescente de K com o aumento da profundidade, sendo classificada como alta no horizonte A, média no horizonte Bt e baixa no horizonte B/C; alta disponibilidade de Ca e Mg, ausência de Al disponível, elevadas CTC efetiva e saturação por bases, bem como, baixa PST em todo o perfil.

A maior quantidade de MOS no horizonte superficial é resultante da maior adição de material orgânico, principalmente vegetal, nesse horizonte. A dinâmica da vegetação local favorece ao acúmulo de folhas na superfície do solo, essencialmente no início do período seco, corroborando para os maiores teores de MOS nas camadas superficiais.

Os altos teores de Ca e Mg possivelmente contribuíram para neutralidade e baixa acidez do solo ao longo do perfil. A MOS no horizonte superficial pode ter influenciado também para o maior teor de P desse horizonte em relação aos demais, embora todo o perfil apresente baixa disponibilidade para esse elemento. A alta disponibilidade de Ca e Mg no perfil de solo pode ser decorrente da presença de minerais primários facilmente alteráveis, da MOS e argilas. O maior teor e disponibilidade de K no horizonte superficial pode estar associados ao maior conteúdo de MOS desse horizonte, pois a mesma, no geral, além de ser fonte, tende a aumentar

os sítios de adsorção do K trocável. A elevada CTC em todo o perfil pode ser decorrente da MOS e conteúdo e tipo de argilas.

Baseando-se nas características químicas e macromorfológicas, bem como, na análise granulométrica, é possível observar que o perfil 4 apresenta gradiente textural no horizonte B, configurando-o como Bt, argila de atividade alta e elevada saturação por bases ao longo de todo o perfil, podendo o mesmo ser classificado como Luvissole, conforme Embrapa (2018). Além disso, percebe-se no perfil o desenvolvimento de caráter crômico e ausência das condições: pálico, salino, sódico, vértico e plânicas, assim como, não apresenta contato lítico ou lítico fragmentário, podendo ser classificado como LUVISSOLO CRÔMICO Órtico típico (EMBRAPA, 2018). Essa classe apresenta boas características do ponto de vista químico e nutricional, porém, pode apresentar excessiva fragilidade e suscetibilidade a erosão, principalmente, em decorrência do gradiente textural.

Na Figura 14 está presente o perfil de solo 5, aberto na porção mais baixa da subárea 2, em topossequência. As descrições, fisionômica e macromorfológica, desse perfil estão presentes nos Quadros 7 e 8, respectivamente.

Quadro 7 – Descrição fisionômica do Perfil 5.

Localização:	Subárea 2
Coordenadas geográficas:	5° 36'52" S e 40° 8' 37" O
Altitude:	516 m
Topografia:	Ligeiramente plano
Compartimento do relevo:	Depressão Sertaneja
Bacia hidrográfica:	Alto Jaguaribe
Cobertura vegetal:	Caatinga (arbustivo-arbóreo)
Uso atual:	Pecuária extensiva
Classe de pedregosidade:	Pedregoso
Classe de rochosidade:	Ligeiramente rochoso
Evidências de erosão:	Laminar (moderada)
Influência antrópica:	Baixa

Fonte: Autor (2023).

Quadro 8 – Descrição macromorfológica do Perfil 5.

Horizonte	Profundidade	Descrição Macromorfológica
A	0-10 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor cinza escuro (7,5YR 4/1) quando seco e úmido; textura franco arenosa; estrutura em blocos angulares médios, com grau de desenvolvimento forte e grau de estrutura forte; poros pequenos em pouca quantidade; consistência quando seco muito duro, firme quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e raízes presentes.

Bt	10-24 cm	Transição gradual entre os horizontes com faixa de separação plana; cor cinza escuro (7,5YR 4/1) quando seco e úmido; textura franco argilosa; estrutura em blocos angulares médios, com grau de desenvolvimento forte; poros muito pequenos em pouca quantidade; cerosidade comum, com grau de desenvolvimento moderado; consistência muito dura quando seco, extremamente firme quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica existente e presença de raras raízes.
B/C	24 (+) cm	Cor cinza escuro (7,5YR 4/1) quando seco e úmido; textura franco siltosa; estrutura em blocos angulares médios, com grau de desenvolvimento forte; poros muito pequenos em pouca quantidade; cerosidade comum, com grau de desenvolvimento moderado; consistência muito dura quando seco, extremamente firme quando úmido, ligeiramente plástico e ligeiramente pegajoso quando molhado; atividade biológica inexistente.

Fonte: Autor (2023).

O perfil 5 apresenta horizontes com coloração acinzentada que pode estar relacionado a sua posição topográfica ao longo do relevo. Por estar na porção mais baixa, a região que abrange o perfil 5 pode acumular água durante o período chuvoso e a coloração mais acinzentada pode ser decorrente desse acúmulo atual ou pretérito. Conforme Oliveira (2011), cores acinzentadas são indicativo de hidromorfismo permanente ou periódico, sendo comum nas topossequências a presença de solos com coloração avermelhada nas porções mais altas e um progressivo amarelecimento ou escurecimento na direção a jusante, indicando a presença de condições hídricas diferenciadas.

O perfil 5 também apresenta gradiente de argila no horizonte B o suficiente para classificá-lo como Bt. A posição desse perfil no relevo favorece a infiltração de água e consequentemente o transporte de argilas. Nas Tabelas 08 e 09 estão presentes, respectivamente, a caracterização química e a granulometria do perfil 5.

Tabela 8 - Caracterização química do Perfil 5.

Horizontes	Parâmetros													
	C	M.O	pH	P	K	Ca	Mg	Na	Al	H+Al	SB	CTC	V	PST
	g/kg		mg/dm ³		mmolc/dm ³						%			
A	9,3	16,0	6,6	5	3,9	78,5	63,3	3,1	0	30,5	148,1	175,4	84	2
Bt	5,7	9,8	7,4	3	3,3	184,5	138	6,0	0	1,5	330,7	332,2	99	2
B/C	3,0	5,2	7,3	1	2,5	243,7	160	8,1	0	20,2	415,6	435,9	95	2

Fonte: Autor (2024).

Tabela 9 – Granulometria do Perfil de Solo 5.

Horizontes	Frações Granulométricas					Classe Textural
	AG	AF	AT	Silte	Argila	
	g/Kg					
A	235	398	633	187	180	Franco arenosa
Bt	193	241	434	243	323	Franco argilosa
B/C	192	235	427	559	14	Franco siltosa

Fonte: Autor (2024). AG: Areia grossa; AF: Areia fina; AT: Areia total.

Figura 14- Perfil 5, porção mais baixa da subárea 2.



Fonte: Autor (2023). LUVISSOLO HÁPLICO Órtico planossólico.

Baseado na caracterização química e segundo Fernandes (1993), no geral, o perfil de solo em análise apresentou médio conteúdo de MOS no horizonte superficial e baixo conteúdo nos horizontes subjacentes; baixa acidez no horizonte A e baixa alcalinidade nos horizontes Bt e B/C; baixa disponibilidade de P em todo o perfil; altas disponibilidades de K, Ca e Mg; ausência de Al disponível, elevadas CTC efetiva e saturação por bases, assim como, baixa PST ao longo de todo o perfil.

Semelhantemente aos demais perfis analisados, o maior conteúdo de MOS no horizonte superficial pode ser decorrente da dinâmica da vegetação xerófila que garante maior aporte de material orgânico nesse horizonte, essencialmente no início do período seco. O menor valor de

pH para o horizonte superficial pode ser consequência da remoção das bases para os horizontes subjacentes ao longo do processo de argiluviação, resultando em pH de baixa acidez em superfície e de baixa alcalinidade em subsuperfície. Os maiores teores de Ca e Mg em subsuperfície podem ser decorrentes da proximidade da rocha matriz que libera minerais de fácil alteração e também da argiluviação. A alta disponibilidade de K ao longo de todo o perfil pode ser efeito da MOS e dos minerais de argila, visto que ambos os fatores corroboram com a dinâmica do K no solo.

Fundamentando-se nos atributos químicos, macromorfológicos e granulométricos, o perfil 5 pode ser classificado como LUVISSOLO HÁPLICO Órtico planossólico, conforme Embrapa (2018). Como já mencionado anteriormente, os Luvisolos são caracterizados por serem quimicamente ricos e de alta fragilidade sendo mais suscetíveis ao eventos erosivos.

5.2 Qualidade física do solo

5.2.1 Textura

A Tabela 10 apresenta a caracterização física dos solos das subáreas 1 e 2 quanto a textura. Embora esse atributo não seja comumente considerado como indicador de qualidade do solo devido a sua maior estabilidade e não alteração com o manejo, a sua caracterização é importante na mensuração da suscetibilidade à degradação.

Tabela 10 – Areia, silte, argila e classe textural para os solos das subáreas 1 e 2.

Subárea	Classe de solo	Profundidade	Textura					Classe Textural
			Areia			Silte	Argila	
			AG	AF	Total			
-----g/kg-----								
1	Neossolo Litólico	1	212	396	608	227	165	Franco-arenosa
		2	229	337	566	329	105	Franco-arenosa
		3	215	321	536	379	83	Franco-arenosa
	Luvisolo Háptico	1	320	417	737	176	88	Franco-arenosa
		2	190	250	440	240	320	Franco-argilosa
		3	200	230	430	330	240	Franca
2	Luvisolo Crômico	1	160	355	515	365	120	Franco-arenosa
		2	125	260	385	255	360	Franco-argilosa
		3	130	250	380	240	380	Franco-argilosa
	Luvisolo Háptico	1	209	349	558	333	110	Franco-arenosa
		2	143	272	415	261	324	Franco-argilosa
		3	127	300	427	357	217	Franca

Fonte: Autor (2024). AG: Areia grossa; AF: Areia fina.

No geral, houve pouca variação na classe textural dos solos avaliados nas duas subáreas. É possível observar que nas camadas superficiais dos solos prevaleceram a fração areia, sendo essas classificadas como franco-arenosa. Já nas camadas de subsuperfície houve incremento de argila e essas foram classificadas como franco-argilosas ou franca, com exceção do Neossolo Litólico da subárea 1 que apresentou prevalência de areia em todas as profundidades.

A prevalência da fração areia em superfície pode ser decorrente da remoção da argila por processos pedogenéticos como a argiluviação, típica dos Luvisolos, ou por erosão da fração mais fina (BARBOSA, 2017). O predomínio de areia nas camadas superficiais aumenta a vulnerabilidade dessas a erosão. Zonta (2011), observou que solos de textura arenosa, por apresentarem pouca coesão entre as partículas, foram mais sensíveis a erosão necessitando de manejo adequado.

Para Alves *et al.* (2021), em solos com agregados de baixa estabilidade, existe uma seletividade no processo erosivo, sendo preferencialmente transportados os sedimentos mais finos e leves os quais são constituídos basicamente por colóides minerais e orgânicos enriquecidos de nutrientes. Su *et al.* (2004), observaram que os teores de areia aumentaram em áreas de cultivo extremamente degradadas, sugerindo que as frações silte e argila foram removidas seletivamente. Estudos em ambientes semiáridos têm demonstrado aumento no percentual de areia e redução nos percentuais de silte e argila, principalmente na camada superficial, em áreas de superpastejo (SU *et al.*, 2004; YONG-ZHONG *et al.*, 2005; PEI; FU; WAN, 2008).

Segundo He *et al.* (2004), a erosão do solo é uma das causas para mudanças na composição das partículas do solo, podendo ser influenciada pelo superpastejo de animais, que contribui para a perda do solo na parte superior pela erosão. Barbosa (2017) também observou maior proporção de areia na camada superficial de solos sob pousio e superpastejo em áreas em processo de desertificação no semiárido cearense. A autora concluiu que a prevalência da fração grosseira na camada superficial do solo mostra que este fato está diretamente ligado com as práticas de uso do solo e com os processos erosivos, além disso, os fatores de formação do solo, contribuem para que isso aconteça.

O gradiente textural entre a camada superficial e as subjacentes pode dificultar a infiltração de água e tornar o solo mais fragilizado por aumentar a sua suscetibilidade a erosão e conseqüentemente a degradação, principalmente quando a camada superior é de textura mais grosseira e o horizonte Bt está próximo à superfície do solo, de acordo com Oliveira (2011). Arcoverde *et al.* (2015), atribuíram uma qualidade ruim para solos com textura superficial arenosa em região semiárida, pois, essa característica acarreta uma baixa estabilidade de

agregados e menor capacidade de retenção de água. Isso se dá pela diferença na capacidade de infiltração de água entre as camadas. Para Macedo *et al.* (2021), a mudança textural abrupta dos Luvisolos também aumenta sua suscetibilidade aos processos erosivos, especialmente por estes ocorrerem predominantemente em terço médio e inferior de vertentes em relevos suavemente ondulados. Quando em relevo ondulado, a espessura máxima do horizonte A é de 12 cm, indicando consideráveis perdas de solo nessas posições.

5.2.2 Densidade do solo

Na análise da qualidade do solo, comparou-se estatisticamente a dinâmica dos atributos físicos e químicos entre os Luvisolos, por pertencerem a mesma classe, tendo como fontes de variação os solos, as profundidades e a interação desses fatores. Já para o Neossolo Litólico, avaliou-se o comportamento dos atributos em função da profundidade.

Para os Luvisolos, a Tabela 11 apresenta o resumo da análise de variância para a densidade do solo. Nota-se que não houve efeito significativo para o fator solos e para interação solos e profundidades. Dessa forma, avaliou-se a dinâmica dessa propriedade em função da profundidade, conforme a Tabela 12. Para o Neossolo Litólico também houve efeito significativo em função da profundidade e as médias constam igualmente na Tabela 12.

Tabela 11 – Resumo da análise de variância da densidade entre os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,21521	0,10761	2,2073 ns
Resíduo-a	15	0,73124	0,04875	
Parcelas	17	0,94646		
Tb	2	1,40029	0,70015	89,9588**
Interação TaxTb	4	0,05215	0,01304	1,6752 ns
Resíduo-b	30	0,23349	0,00778	
Total	53	2,633239		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

De acordo com Klein (2008), no geral, os valores de densidade dos solos variam de 0,9 a 1,8 g cm⁻³ dependendo da textura e do teor de MOS. No presente estudo, os valores para esse atributo variaram de 1,38 a 1,91 g cm⁻³. Pesquisas têm demonstrado que para cada solo existe uma densidade crítica, a partir da qual a resistência se torna tão elevada que diminui ou impede o crescimento de raízes (ROSEMBERG, 1964; CINTRA; MIELNICZUK, 1983; PEDÓ, 1986). Para solos com textura franco-arenosa Reichert *et al.* (2003) propuseram que a densidade crítica

é de 1,70 a 1,80 g cm⁻³, já para os de textura franco-argilosa os autores sugeriram densidade crítica de 1,40 a 1,50 g cm⁻³.

Tabela 12 – Médias de densidade do solo em função da profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Densidade do solo
			g/cm ³
1	Neossolo Litólico	1	1,77833 a
		2	1,61500 b
		3	1,56333 b
	Luvisso solo Háplico	1	1,47000 b
		2	1,88167 a
		3	1,66833 ab
2	Luvisso solo Crômico	1	1,38833 b
		2	1,68333 a
		3	1,55167 ab
	Luvisso solo Háplico	1	1,44000 c
		2	1,91667 a
		3	1,67333 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula em cada classe de solo não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Para o Neossolo Litólico, presente na subárea 1, verifica-se que houve redução da densidade do solo com o aumento da profundidade, sendo a profundidade 1 a que apresentou maior densidade, embora tenha apresentado maior conteúdo de MOS que corrobora para melhor estruturação do solo. Isso pode ser um reflexo do pisoteio animal ao longo do tempo, uma vez que nos últimos dez anos nessa subárea se pratica a ovinocaprinocultura extensiva e em épocas passadas se praticou o extrativismo vegetal associado a atividades agrícolas e pecuárias, tais como, cultivo de bovinos, ovinos e caprinos. O maior conteúdo de argila dessa camada associado ao pisoteio animal também pode ter contribuído para maior densidade, uma vez que a fração argila possui maior tendência de compactação.

O estudo de Trigueiro (2003), nessa mesma área de Neossolo Litólico, apresentou densidade do solo média de 1,37 g cm⁻³, nesse período a área estava submetida a manejos agropecuários mais intensivos do que o atual. Compreende-se que houve aumento na densidade desse solo nos últimos vinte anos e essa alteração pode ser consequência do manejo atual ou pretérito. Para a densidade desse solo, a alteração na intensidade do manejo não foi suficiente para reduzir os valores, bem como, a criticidade.

Ainda em relação ao Neossolo Litólico, nota-se que a densidade do solo para a profundidade 1 está dentro do limite de densidade crítica proposto por Reichert *et al.* (2003) e isso pode afetar o crescimento vegetal, corroborando para eventos erosivos e desertificação a

longo prazo. Resultado semelhante foi encontrado por Barbosa (2017), a autora verificou que a camada superficial do solo avaliado apresentou maior densidade em comparação com as camadas subjacentes, sendo essa dentro do limite crítico. Valores elevados de densidade do solo podem indicar compactação da área e, conforme Miotto *et al.* (2020), a compactação do solo é uma das causas de degradação.

Os Luvisolos desse estudo apresentaram comportamento bem semelhante quanto ao parâmetro densidade do solo. Observa-se que para essa classe, independente da subárea, as maiores densidades do solo foram encontradas em subsuperfície, possivelmente resultante do adensamento natural do solo ocasionado pela migração de argilas da camada superior como consequência dos processos de argiluviação, elutriação ou da dispersão de argilas devido degradação química, nessa condição a argila transportada passa a ocupar parte dos poros presentes em subsuperfície, aumentando assim a densidade do solo nessas camadas, conforme Hickmann *et al.* (2012), Mazurana *et al.* (2013) e Pádua, Guerra e Zinn (2015). Esse resultado corrobora com Marcatto e Silveira (2023), que ao estudarem o efeito do manejo na dinâmica físico-hídrica de Luvisolo também verificaram maiores densidade em subsuperfície, associando esse resultado a variação textural, uma vez que a migração da argila para as camadas mais profundas resultou no adensamento natural do solo. Trigueiro (2003), encontrou comportamento semelhante ao avaliar a densidade do solo em Luvisolo na subárea 2.

Em relação a camada superficial do solo, o maior conteúdo de matéria orgânica da mesma pode ter contribuído para valores mais baixos de densidade, corroborando com Denardin *et al.* (2014). A MOS colabora com a agregação do solo e tende a reduzir a densidade. De acordo com Pádua, Guerra e Zinn (2015), no geral, camada com maior quantidade de material orgânico apresenta maior bioturbação o que lhe confere maior macroporosidade e menor densidade.

Nas camadas de subsuperfície todos os Luvisolos avaliados apresentaram densidades maiores do que o limite crítico de Reichert *et al.* (2003), isso pode indicar aumento da resistência do solo a penetração, diminuindo ou dificultando o crescimento das raízes. Trigueiro (2003), encontrou densidade do solo para Luvisolo na subárea 2 inferior a atual, indicando que nessa subárea também houve adensamento do solo ao longo dos anos, que pode ter ocorrido por causas naturais ou antrópicas.

Outro fato que pode estar associado ao aumento da densidade do solo em subsuperfície é o aumento da vulnerabilidade do solo a degradação, principalmente nos solos que além de apresentarem aumento de densidade em função da profundidade possuem também camada superficial de fração grossa. Conforme Oliveira (2011), sob essa condição a taxa de infiltração de água tende a diminuir com a profundidade, havendo acúmulo de água em superfície,

umentando as chances de ocorrência de erosão. No semiárido cearense esse risco pode ser ainda maior, pois no início do período chuvoso as precipitações tendem a ser mais intensas e essa água, geralmente, encontra um solo descoberto facilitando ainda mais os eventos erosivos.

5.2.3 Densidade de partículas

A Tabela 13 apresenta o resumo da análise de variância para o atributo densidade de partículas dos Luvissoles. Observa-se que esse parâmetro apresentou efeito significativo para o fator profundidade e para interação entre solos e profundidades. As médias dessa interação estão presentes na Tabela 14. Para o Neossolo Litólico da subárea 1, foi avaliada a dinâmica da densidade de partículas em função das profundidades.

Tabela 13 - Resumo da análise de variância da densidade de partículas entre os Luvissoles.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,07454	0,03727	3,0028 ns
Resíduo-a	15	0,18619	0,01241	
Parcelas	17	0,26073		
Tb	2	0,68103	0,34052	153,4371 **
Interação TaxTb	4	0,03359	0,0084	3,7838 *
Resíduo-b	30	0,06658	0,00222	
Total	53	1,04193		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

Tabela 14 – Médias de densidade de partículas dos Luvissoles em função da interação entre subáreas e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
		g/cm ³		
1	Luvissole Háplico	2,4733 aC	2,7317 aA	2,5750 aB
2	Luvissole Crômico	2,4050 abC	2,6250 aA	2,5517 aB
	Luvissole Háplico	2,3300 bC	2,6767 aA	2,5117 aB

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

No geral, a densidade de partículas é um atributo estável, pouco alterado pelo manejo e que está associado a natureza mineralógica do solo (RÜHLMANN; KÖRSCHENS; GRAEFE, 2006). É uma grandeza que depende unicamente da composição das partículas sólidas (FERREIRA, 2010). Entre os Luvissoles, é possível observar que a profundidade 2 apresentou os maiores valores para a densidade de partículas, isso pode ser consequência do adensamento natural do solo ocasionado pela migração de argilas da camada superior, comum para essa

classe de solo. Por serem de menor tamanho as argilas podem ocupar mais um determinado volume de solo em comparação a fração areia, exprimindo maior densidade de partículas, além disso, a fração argila pode ser composta por minerais de maior densidade corroborando para o aumento da densidade de partículas.

A diferença nos valores de densidade de partículas entre a camada superficial e as subsuperficiais pode ser consequência do maior teor de MOS presente na camada superficial do solo. Embora a densidade de partículas seja praticamente inalterada pelo manejo, alguns estudos têm demonstrado que a MOS pode reduzir o valor desse atributo. Pois, como a MOS é um material mais leve e com baixa densidade específica, quanto maior o seu teor no solo maior é a sua contribuição para a redução no valor da densidade das partículas, conforme Mota *et al*, (2015).

A Tabela 15 apresenta as médias da densidade de partículas para o Neossolo Litólico da subárea 1. Para esse solo não houve diferença estatística para o atributo em função da profundidade.

Tabela 15 - Médias de densidade de partículas do Neossolo Litólico em função da profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Densidade de Partículas
			g/cm ³
1	Neossolo Litólico	1	2,79500 a
		2	2,78833 a
		3	2,75000 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

No geral, os valores para densidade de partículas variam de 2,3 a 2,9 g cm⁻³, sendo 2,65 g cm⁻³ considerado como valor médio para efeito de análise e cálculo; esse valor médio deve-se principalmente a presença de quartzo que é um mineral frequente na maioria dos solos tropicais e que possui densidade específica variando em torno de 2,65 a 2,66 g cm⁻³ (SKOOP, 2002; LIBARDI, 2005; BARBOSA, 2017). Para os solos do presente estudo, a densidade de partículas variou de 2,33 a 2,79 g cm⁻³. Os valores abaixo da média foram encontrados na camada superficial dos Luvisolos de ambas subáreas, indicando a presença de alguma partícula sólida mineral ou orgânica de baixa densidade, que contribuiu para os menores valores dessa propriedade. Mota *et al*. (2015), também verificaram médias de densidade de partículas inferiores ao valor crítico em solo sob vegetação nativa no semiárido cearense, tendo como justificativa a maior presença de MOS nesse solo que contribuiu para redução do parâmetro em avaliação.

Por outro lado, os valores acima da média foram encontrados na área de Neossolo Litólico em todas as profundidades. É importante destacar que esse solo apresentou textura franco-arenosa em todas as profundidades, sendo assim, o resultado encontrado pode ser consequência da presença de minerais de maior densidade como o quartzo, muito comum na fração areia e que contribui para elevação da densidade de partículas. Resultado semelhante foi encontrado por Duarte *et al.* (2020) que observaram densidade de partículas acima da média ($2,7 \text{ g cm}^{-3}$) em todas as profundidades avaliadas, em um Neossolo Quartzarênico, associando esse resultado a presença do mineral quartzo na fração areia. Corroborando com esse resultado, Mota *et al.* (2013), avaliando a densidade de partículas em solo sob condição semiárida, também verificaram aumento desse atributo nas áreas com maior teor de areia, devido a presença de quartzo.

5.2.4 Porosidade total, macroporosidade e microporosidade

A densidade e a porosidade do solo são atributos que podem ser utilizados para avaliar a qualidade física do solo e inferir sobre aspectos ligados a compactação (MARCATTO; SILVEIRA, 2023). A Tabela 16 contém o resumo da análise de variância entre os Luvisolos para o atributo porosidade total. Para esse parâmetro, nos Luvisolos, é possível verificar a inexistência de efeito significativo para o fator solos, bem como, para a interação entre solos e profundidades. Sendo assim, analisou-se a dinâmica dessa propriedade em função da profundidade, conforme a Tabela 17. A porosidade total no Neossolo Litólico também apresentou efeito significativo em função da profundidade e as médias desse fator constam igualmente na Tabela 17.

Tabela 16 - Resumo da análise de variância da porosidade total entre os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	315,48011	157,74006	1,8244 ns
Resíduo-a	15	1296,93794	86,46253	
Parcelas	17	1612,41805		
Tb	2	688,13823	344,06911	23,8165 **
Interação TaxTb	4	23,73606	5,93402	0,4108 ns
Resíduo-b	30	433,40078	14,44669	
Total	53	2757,69312		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não * significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

De acordo com Lima *et al.* (2007), a porosidade total do solo é referida como ideal quando representar 50% do seu volume total. E, segundo Arcoverde *et al.* (2015), porosidade total inferior a 35% é indicativo de baixa qualidade do solo e área degradada. Dessa forma, os

Luvissolos de ambas subáreas estão com teores de porosidade total abaixo do ideal e isso pode ser um reflexo do manejo atual ou pretérito. No presente estudo a porosidade total variou de 28,35 a 43,15%, sendo o valor mais baixo encontrado na profundidade 2 do Luvissole Háplico da subárea 2 e o valor mais alto na profundidade 3 do Neossolo Litólico da subárea 1.

Tabela 17 - Médias da porosidade total solo em função da profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Porosidade total
			%
1	Neossolo Litólico	1	36,37 b
		2	42,08 a
		3	43,15 a
	Luvissole Háplico	1	40,50 a
		2	30,73 b
		3	34,94 ab
2	Luvissole Crômico	1	42,40 a
		2	35,88 b
		3	39,23 ab
	Luvissole Háplico	1	38,29 a
		2	28,35 b
		3	33,36 ab

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula para cada classe de solo não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Nota-se que os Luvissoles, independente da subárea, apresentaram comportamento semelhante, havendo decréscimo da porosidade na profundidade 2, seguido por um discreto aumento na profundidade 3. Embora não haja interação significativa entre os Luvissoles e a porosidade total, é possível perceber que, numericamente, a porosidade total do Luvissole Háplico da subárea 2 é menor, por outro lado, as densidades para esse solo foram elevadas, principalmente em subsuperfície. Trigueiro (2003), observou na subárea 2 porosidade total média de 47%, superior a atual, indicando que houve redução desse atributo com o tempo.

A dinâmica da porosidade total nos Luvissoles em questão pode ser reflexo da mudança textural entre as camadas superficiais e subjacentes, assim como, da dinâmica da densidade do solo, uma vez que a profundidade 2 de todos os Luvissoles avaliados apresentou maior densidade. De acordo com González e Alves (2005), no geral, solos que possuem mudança textural ao longo do perfil, apresentam compacidade natural e menor porosidade em alguns níveis do subsolo contrastando, em alguns casos, com horizonte superficial arenoso; situação encontrada nesse estudo.

Além disso, densidade do solo e porosidade total representam grandezas inversamente proporcionais, ou seja, a medida em que se aumenta a densidade do solo decresce a porosidade

total e vice-versa (BARBOSA *et al.*, 2020). De acordo com Mota *et al.* (2013), quanto maior for a densidade do solo pior será a sua estruturação e menor será a porosidade total. Simeão *et al.* (2023), avaliando a densidade e a porosidade total do solo em área sob incêndio de alta intensidade, verificaram que esses dois parâmetros apresentaram comportamento antagônico, sendo reduzida a porosidade total nas áreas de maior densidade. Correa *et al.* (2014), observaram em seus estudos que os solos com maiores teores de argila apresentaram densidades superiores ao limite crítico, bem como, menores porosidades totais e maiores resistência a penetração corroborando com os processos de compactação e degradação. Os autores observaram também que a mudança textural nos horizontes B resultou em maiores densidades e menores porosidades totais para os solos avaliados.

Analisando a dinâmica da porosidade total no Neossolo Litólico, observa-se que esse parâmetro aumentou com a profundidade, apresentado comportamento inverso ao da densidade do solo. A camada superficial apresentou menor porosidade total e maior densidade. Como já mencionado, isso pode ser consequência do manejo, uma vez que essa subárea ainda é destinada a ovinocaprinocultura extensiva e em épocas pretéritas se destinou ao cultivo de bovinos, ovinos e caprinos, bem como cultivo e extrativismo vegetal. Trigueiro (2003), em seu estudo nessa área, encontrou porosidade total maior do que a atual, com média de 45%, isso indica que houve redução na porosidade total condizendo com o aumento da densidade para esse solo nos últimos vinte anos.

O resultado do presente estudo corrobora com Momoli *et al.* (2022), que avaliando atributos morfológicos e físicos de solos de Área de Proteção Ambiental, verificaram que a área sob Neossolo Litólico demonstrou baixa porosidade total que, segundo os autores, pode estar relacionada ao uso e/ou material de origem de baixa porosidade. Barbosa (2017), também constatou menor porosidade total, principalmente na camada superficial do solo em áreas sob superpastejo no semiárido cearense, sendo esses valores inversamente proporcionais aos valores de densidade do solo.

A redução na porosidade total pode resultar na compactação do solo e representa uma das principais causas de degradação, sendo frequente em locais sob intenso pisoteio animal (CAMARGO; ALLENI, 1997). De acordo com Braz (2013), práticas como a aração e o pisoteio animal podem destruir os agregados e causar compactação do solo, aumentando assim a sua densidade e reduzindo a porosidade total do solo. Estudos têm demonstrado que quando o solo sofre compactação a densidade aumenta e a porosidade decresce correspondentemente (KELLER; HAKANSSON, 2010; SUUSTER *et al.*, 2011; BRAZ, 2013). Para Valone *et al.* (2002), a recuperação de solos com elevada densidade e baixa porosidade em ambientes

semiáridos é lenta e influenciada pela precipitação. Para o solo em questão, a precipitação pode ter exercido um papel marcante, haja vista que houve alteração na intensidade do manejo, porém essa não refletiu na melhoria da densidade e porosidade total.

No âmbito da macroporosidade, a Tabela 18 apresenta o resumo da análise de variância desse parâmetro para o Neossolo Litólico. Para os Luvisolos, de modo semelhante a porosidade total, não houve efeito significativo entre os solos, assim como, para interação solos e profundidades, conforme Tabela 19. Dessa forma, foi avaliado o efeito da macroporosidade em função das profundidades para cada solo estudado, de acordo com a Tabela 20.

Tabela 18 – Resumo da análise de variância da macroporosidade para o Neossolo Litólico.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,01348	0,00674	121,3000 **
Resíduo-a	15	0,00083	0,00006	
Total	17	0,01431		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). Ta: profundidade.

Tabela 19 – Resumo da análise de variância da macroporosidade para os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,01247	0,00624	1,1223 ns
Resíduo-a	15	0,08334	0,00556	
Parcelas	17	0,09581		
Tb	2	0,12553	0,06276	44,2223 **
Interação TaxTb	4	0,0021	0,00052	0,3693 ns
Resíduo-b	30	0,04258	0,00142	
Total	53	0,26601		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não * significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

A dinâmica dos macroporos é bastante sensível ao manejo do solo, por isso é uma propriedade comumente utilizada na avaliação da qualidade do solo. Conforme Braz (2013), os macroporos são os espaços inter-agregados, responsáveis pela aeração, infiltração e drenagem da água no solo. Dessa forma, a redução desse espaço poroso pode comprometer a dinâmica de água e ar no solo e corroborar com os eventos erosivos.

A literatura tem demonstrado que existe uma relação inversa entre densidade e porosidades do solo, na qual com aumento da densidade ocorre redução da porosidade total, bem como, da macroporosidade (LIMA *et al.*, 2007; SOARES *et al.*, 2016; ARAÚJO *et al.*, 2022). No geral, nos solos do presente estudo, a porosidade total e a macroporosidade

apresentaram comportamento inverso a densidade do solo, sendo esses espaços porosos reduzidos nas profundidades de maiores densidades.

Tabela 20 - Médias da macroporosidade do solo em função da profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Macroporosidade
			m ³ /m ³
1	Neossolo Litólico	1	0,02 c
		2	0,06 b
		3	0,08 a
	Luvissole Háplico	1	0,17 a
		2	0,03 b
		3	0,07 b
2	Luvissole Crômico	1	0,15 a
		2	0,05 b
		3	0,08 b
	Luvissole Háplico	1	0,12 a
		2	0,01 b
		3	0,05 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula para cada classe de solo não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Para os Luvissoles é possível observar que houve decréscimo da macroporosidade com aumento da profundidade, sendo as camadas superficiais as de maiores valores. Esse resultado é condizente com a dinâmica da densidade para esses solos e corrobora com Marcatto e Silveira (2023), que também verificaram redução da macroporosidade com aumento da profundidade em Luvissoles. Ainda em conformidade com os autores, resultados como esse podem ser decorrentes do aumento do conteúdo de argila em subsuperfície, uma vez que a mudança textural ocorrida pode acarretar no adensamento natural do solo, elevando a densidade em subsuperfície e reduzindo tanto a porosidade total quanto a macroporosidade.

Nos Luvissoles, a redução da macroporosidade em função da profundidade pode contribuir para o aumento da suscetibilidade a erosão, principalmente da camada superior, pois dificulta a infiltração de água ao longo do perfil, ficando essa acumulada na camada superficial do solo. A depender da declividade, essa situação pode ser agravada de acordo com Oliveira (2011).

Para o Neossolo Litólico a macroporosidade aumentou com a profundidade, sendo esse resultado também condizente com a densidade do solo, uma vez que essa reduziu com a profundidade. A dinâmica da macroporosidade para esse solo pode ser consequência do manejo da área, pois o pastejo dos animais, mesmo que de modo extensivo, pode ter contribuído para compactação da camada superficial do solo, aumentando a densidade e reduzindo a porosidade total e a macroporosidade. Menor valor de macroporosidade na superfície do solo indica menor

resistência do solo a pressão exercida pelo manejo, segundo Oliveira *et al.* (2015). Caetano *et al.* (2013), observou que em áreas suscetíveis a degradação, o pastejo de animais reduziu a quantidade de macroporos. Para Soares *et al.* (2016), manejos inadequados podem provocar aumento da densidade e redução da macroporosidade, principalmente na camada superficial do solo.

De modo geral, os valores da macroporosidade dos solos avaliados variaram de 0,01 a 0,17 m^3m^{-3} , sendo o menor valor encontrado na profundidade 2 do Luvisolo Háptico da subárea 2 e o maior valor na profundidade 1 do Luvisolo Háptico da subárea 1. A macroporosidade de 0,10 m^3m^{-3} ou 10% tem sido adotada como valor mínimo necessário para um adequado crescimento radicular das plantas (GRABLE; SIEMER, 1968). Conforme Bertol *et al.* (2004), volume de macroporos inferiores a 10 % pode ocasionar problemas de infiltração de água e de circulação de oxigênio. Baseado nesse valor crítico, as profundidades 2 e 3 dos Luvisolos e todas as profundidades do Neossolo Litólico não estão com macroporosidade adequada a vegetação. Associando esse resultado com a densidade desses solos é possível evidenciar a ocorrência de compactação nas subáreas.

Em relação a microporosidade, a Tabela 21 apresenta o resumo da análise de variância para os Luvisolos. Observa-se nessa tabela que houve efeito significativo entre os solos e entre as profundidades, porém, a interação desses dois fatores não foi significativa. Dessa forma, as Tabelas 22 e 23 apresentam as médias de microporosidade para os solos e profundidades, respectivamente.

Tabela 21 – Resumo da análise de variância da microporosidade para os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,05219	0,0261	34,2205 **
Resíduo-a	15	0,01144	0,00076	
Parcelas	17	0,06363		
Tb	2	0,01029	0,00515	53,6486 **
Interação TaxTb	4	0,00036	0,00009	0,9459 ns
Resíduo-b	30	0,00288	0,0001	
Total	53	0,07716		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não * significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

Tabela 22 – Médias de microporosidade entre os Luvisolos.

Subárea	Classe de solo	Microporosidade m^3m^{-3}
1	Luvisolo Háptico	0,32056 b
2	Luvisolo Crômico	0,37500 a
	Luvisolo Háptico	0,39389 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 23 – Médias de microporosidade entre as profundidades para os Luvisolos.

Profundidade	Microporosidade
	m^3m^{-3}
1	0,34389 b
2	0,37556 a
3	0,37000 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Os microporos são os espaços internos, intra-agregados, que desempenham a função de retenção e armazenamento de água (BRAZ, 2013; ARAÚJO *et al.*, 2022). É um atributo do solo que sofre pouca alteração com o manejo, parecendo não ser influenciado diretamente por esse e sim pelas características intrínsecas do solo, tais como textura e o teor de matéria orgânica (GIAROLA; TORMENA; DUTRA, 2007; MAZURANA *et al.*, 2013; SILVA; ALBUQUERQUE; COSTA, 2014). Barbosa Neto (2016), avaliando a microporosidade em Luvisolos sobre diferentes manejos, observou que essa propriedade não apresentou efeito significativo para o manejo.

No geral, solos com maior conteúdo de argila e matéria orgânica tendem a apresentar uma melhor agregação e, conseqüentemente, maior quantidade de microporos. Freitas *et al.* (2014), observaram relação positiva entre a microporosidade e o conteúdo de argila. Nos Luvisolos do presente estudo, as maiores microporosidades foram obtidas nas profundidades 2 e 3, justamente as que possuem maiores teores de argila em decorrência do gradiente textural com a camada superficial. O menor teor de argila na camada superficial dos Luvisolos avaliados pode ter influenciado diretamente na agregação das partículas resultando em menor microporosidade. Considera-se que o efeito da MOS na agregação das partículas dos Luvisolos tenha sido menor do que o da argila, pois na camada superficial há maior conteúdo de MOS e menor microporosidade.

Além do conteúdo de argila, acredita-se que, nos Luvisolos em destaque, o aumento da densidade em subsuperfície pode ter corroborado com o aumento da microporosidade, pois, conforme Lima *et al.* (2007), o aumento da densidade do solo pode ter como consequência o aumento da microporosidade e da resistência mecânica à penetração de raízes.

Analisando a dinâmica da microporosidade entre os Luvisolos das subáreas 1 e 2, verifica-se que o Luvisolo Háptico da subárea 1 apresentou a menor microporosidade, isso pode ser consequência do menor conteúdo de argila e de matéria orgânica desse solo em comparação com os Luvisolos da subárea 2. A partir disso, pode-se inferir que o Luvisolo Háptico da subárea 1 possui uma menor agregação ou que os agregados presentes apresentam baixa estabilidade, refletindo na menor microporosidade e maior suscetibilidade a erosão.

Para o Neossolo Litólico, as Tabelas 24 e 25 demonstram, respectivamente, o resumo da análise de variância e as médias de microporosidade em função da profundidade. É possível notar que não houve efeito significativo e nem diferença entre as médias das profundidades para esse atributo. O Neossolo Litólico em análise apresentou textura franco-arenosa nas profundidades, não havendo mudança textural entre elas, além disso, apresentou baixo conteúdo de matéria orgânica em todas as profundidades, esses fatos possivelmente lhe conferiram agregação e microporosidade semelhante ao longo das profundidades.

Tabela 24 – Resumo da análise de variância da microporosidade para o Neossolo Litólico.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,00003	0,00002	0,1829 ns
Resíduo-a	15	0,00137	0,00009	
Total	17	0,0014		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F; ns: não significativo; Ta: profundidade.

Tabela 25 – Médias de microporosidade entre as profundidades para o Neossolo Litólico.

Profundidade	Microporosidade
	m^3m^{-3}
1	0,36667 a
2	0,36500 a
3	0,36833 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

No geral, a microporosidade predominou sobre a macroporosidade em todos os solos e profundidades. Isso pode ser consequência da densidade do solo e da textura. No Neossolo Litólico a densidade do solo acima ou próxima ao limite crítico pode ter reduzido a porosidade total e a macroporosidade, fomentando o aumento da microporosidade. Nos Luvisolos, o maior conteúdo de argila, principalmente em subsuperfície, pode ter corroborado para maior microporosidade. Pois, de acordo com Reinert e Reichert (2006), solos argilosos possuem maior quantidade de microporos em relação aos macroporos. A maior microporosidade, inclusive nas camadas superficiais dos solos, indica que esses podem apresentar dificuldade para infiltração

de água corroborando com os eventos erosivos (BARBOSA NETO, 2016). O predomínio da microporosidade pode ser indicativo de área compactada.

5.2.5 Erodibilidade

Na Tabela 26 consta o resumo da análise de variância para o parâmetro erodibilidade dos Luvisolos de ambas subáreas. Nota-se que, para os Luvisolos, essa propriedade demonstrou efeito significativo para os fatores solos e profundidades, assim como para interação desses. A Tabela 27 apresenta as médias dessa interação. O Neossolo Litólico apresentou efeito significativo para erodibilidade em função das profundidades.

Tabela 26 - Resumo da análise de variância do fator erodibilidade entre os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,03056	0,01528	56,9908 **
Resíduo-a	15	0,00402	0,00027	
Parcelas	17	0,03458		
Tb	2	0,00325	0,00163	13,2946 **
Interação TaxTb	4	0,00184	0,00046	3,7639 *
Resíduo-b	30	0,00367	0,00012	
Total	53	0,04335		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

Tabela 27 - Médias da erodibilidade dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
t.ha.h / ha.MJ.mm				
1	Luvisolo Háptico	0,1045 aA	0,0937 aAB	0,0803 aB
2	Luvisolo Crômico	0,0762 bA	0,0512 bB	0,0448 bB
	Luvisolo Háptico	0,0362 cA	0,0328 bA	0,0362 bA

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Para os Luvisolos o fator K variou de 0,0328 a 0,1045 (t.ha.h / ha.MJ.mm), sendo o menor valor encontrado na profundidade 2 do Luvisolo Háptico da subárea 2 e o maior valor na profundidade 1 do Luvisolo Háptico da subárea 1. Os valores do fator K podem ser classificados em diferentes classes, propostas por Foster *et al.* (1981) e adaptadas por Manningel *et al.* (2002). Essa classificação está presente na Tabela 28.

Tabela 28 – Classes de erodibilidade do solo.

Classificação	Classe definida
	t.ha.h / ha.MJ.mm
Extremamente alto	>0,0600
Muito alto	0,0450 a 0,0600
Alto	0,0300 a 0,0450
Médio	0,0150 e 0,0300
Baixo	0,0090 a 0,0150
Muito baixo	<0,009

Fonte: Manningel *et al.* (2002), adaptado de Foster *et al.* (1981).

Baseado nessa classificação, nota-se que os Luvisolos de ambas subáreas apresentaram erodibilidade no mínimo alta. Como a erodibilidade do solo representa a suscetibilidade desse ao processo erosivo, o Luvisolo Háptico da subárea 1 está em pior situação, pois apresenta erodibilidade extremamente alta em todas as profundidades. Para esse solo, a profundidade 1, que representa a camada superficial do solo, está com maior valor para o fator erodibilidade, indicando que essa camada está extremamente suscetível a erosão.

Analisando a camada superficial do Luvisolo Crômico da subárea 2 em comparação com a mesma camada do Luvisolo Háptico da subárea 1, verifica-se que, embora haja diferença estatística entre os valores, o Luvisolo Crômico também apresentou camada superficial com erodibilidade extremamente alta e, conseqüentemente, bastante suscetível a erosão. As profundidades 2 e 3 para o Luvisolo Crômico apresentaram menores fatores de erodibilidade em relação a camada superficial desse solo e, embora não haja diferença estatística entre elas, as mesmas se encaixaram em classes de erodibilidade diferentes, sendo essas muito alta e alta, respectivamente. Queiroz *et al.* (2021) e Francisco *et al.*, (2023), em seus estudos também verificaram classe de erodibilidade muito alta nas áreas de Luvisolo Crômico.

O Luvisolo Háptico da subárea 2 apresentou comportamento diferente dos demais Luvisolos em análise. Pois, esse solo não apresentou diferença estatística para o fator erodibilidade entre as profundidades, dessa forma, todas foram classificadas como sendo de alta erodibilidade e, conseqüentemente, alta suscetibilidade a erosão.

De acordo com a expressão de Bouyoucos com o aumento dos teores de argila há redução na erodibilidade dos solos. De modo geral, esse comportamento foi encontrado nos Luvisolos desse estudo, pois para essa classe de solo há incrementos de argila em subsuperfície. No Luvisolo Háptico da subárea 2, embora não haja diferença estatística para o fator erodibilidade entre as profundidades, há diferença numérica, sendo o menor valor na profundidade 2 que apresenta maior conteúdo de argila. Para Rabelo, Costa e Farias (2020), existe relação entre os

teores de areia e silte e a erodibilidade dos solos, sendo maior a erodibilidade nos solos e/ou profundidades que apresentam maiores teores dessas frações.

A dinâmica da erodibilidade nos Luvisolos desse estudo corrobora com Oliveira (2011), pois o mesmo afirma que Luvisolos com horizonte B textural de textura mais argilosa, seguindo horizonte suprajacente de textura mais grossa, é muito suscetível a erosão e apresentam elevada fragilidade. Ainda conforme o autor, caso esses solos estejam situados em declives acentuados com horizonte B textural a poucos centímetros de profundidade, a situação se agrava.

As Tabelas 29 e 30 apresentam, respectivamente, o resumo da análise de variância e as médias do fator erodibilidade do solo em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Tabela 29 - Resumo da análise de variância do fator erodibilidade para o Neossolo Litólico.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,23002	0,11501	4,2550 *
Resíduo	15	0,40544	0,02703	
Total	17	0,63545		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não significativo ($p \geq 0.05$).

Tabela 30 - Médias de erodibilidade do solo para o Neossolo Litólico em função da profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Fator K
			t.ha.h / ha.MJ.mm
1	Neossolo Litólico	1	0,05417 b
		2	0,11383 b
		3	0,31817 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Para o Neossolo Litólico os valores do fator erodibilidade do solo variaram de 0,05417 a 0,31817 t.ha.h / ha.MJ.mm. Diferentemente da dinâmica nos Luvisolos em estudo, nota-se que para esse solo houve aumento desse fator em função da profundidade, sendo o maior valor encontrado na profundidade 3 e os menores nas profundidades 2 e 1, respectivamente. Isso pode ser decorrente da redução do conteúdo de argila com o aumento da profundidade, conforme a Tabela 10.

De acordo com as classes de erodibilidade, os valores encontrados no Neossolo Litólico podem ser classificados como: muito alto para a profundidade 1 e extremamente alto para as profundidades 2 e 3. Embora os valores das profundidades 1 e 2 sejam estatisticamente semelhantes, a classe de erodibilidade para essas profundidades variou. No geral, os resultados

encontrados para esse solo estão em consonância com Francisco *et al.* (2023), Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020) e Rodrigues *et al.* (2017), que encontraram classe de erodibilidade muito alta para os Neossolos Litólicos analisados, bem como, Aguiar (2022) e Queiroz *et al.* (2021), que verificaram classe de erodibilidade alta para esse mesmo tipo de solo. Ainda conforme Queiroz *et al.* (2021), a alta erodibilidade do Neossolo Litólico estava associada aos percentuais elevados das frações areia e silte.

5.3 Qualidade química do solo

5.3.1 Matéria orgânica do solo e estoque de carbono

A MOS foi avaliada por meio dos teores de carbono orgânico total e se configura como um atributo importante na avaliação da qualidade do solo. Em regiões de clima semiárido, no geral, a MOS tem se demonstrando sensível as alterações naturais e antrópicas. A Tabela 31 apresenta o resumo da análise de variância da MOS para os Luvisolos. Nota-se que houve efeito significativo para os fatores solos e profundidades, porém a interação desses fatores não foi significativa. Dessa forma, as Tabelas 32 e 33 apresentam as médias de MOS em função dos solos e das profundidades, respectivamente.

Tabela 31 – Resumo da análise de variância da MOS para os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	1627,26171	813,63086	122,2128 **
Resíduo-a	15	108,76181	7,25079	
Parcelas	17	1736,02352		
Tb	2	128,15096	64,07548	22,1234 **
Interação TaxTb	4	7,48683	1,87171	0,6462 ns
Resíduo-b	30	86,88848	2,89628	
Total	53	1958,54979		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

Tabela 32 – Médias de MOS para os Luvisolos.

Subárea	Classe de solo	MOS g/kg
1	Luvisolo Háplico	9,28 b
2	Luvisolo Crômico	19,40 a
	Luvisolo Háplico	21,73 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 33 – Médias de MOS entre as profundidades para os Luvisolos.

Profundidade	MOS
	g/kg
1	18,91 a
2	16,86 b
3	15,15 c

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

De acordo com as Fernandes (1993), o conteúdo de MOS pode ser classificado da seguinte forma: baixo (< 15 g/kg), médio (16 a 30 g/kg) e alto (> 30g/kg). Baseado nessa classificação, verifica-se que a MOS dos Luvisolos da subárea 2 é de média quantidade e do Luvisolo da subárea 1 de baixa quantidade. No geral, as condições ambientais que prevalecem no semiárido brasileiro não favorecem o acúmulo de matéria orgânica em larga escala, isso porque a vegetação da caatinga tem menor potencial de produção e aporte de biomassa vegetal, fonte primária da MOS (BERNOUX *et al.*, 2002; ARAÚJO FILHO *et al.*, 2018).

A diferença na quantidade de MOS entre as subáreas pode ser decorrente da diferença no aporte de resíduos orgânicos entre elas, principalmente os de origem vegetal. Na subárea 1, acredita-se que o aporte de material orgânico tenha sido menor, pois ela apresentou em campo menor cobertura vegetal viva e/ou morta, sendo possível verificar nela muita área de solo exposto, contribuindo assim para o baixo conteúdo de MOS. Por outro lado, considera-se que a subárea 2 tenha tido maior aporte de material orgânico, uma vez que a mesma manifestou em campo maior cobertura vegetal viva e/ou morta, resultando em valores médios de MOS. Conforme Maia *et al.* (2008), o conteúdo de MOS é regulado principalmente pelo aporte de resíduos orgânicos e pela taxa de decomposição das frações orgânicas. Trigueiro (2003), em Luvisolo na subárea 2, encontrou baixa quantidade de MOS, sendo o valor inferior aos valores atuais para essa subárea. Isso indica que ao longo dos últimos vinte anos, a alteração no uso da área promoveu maior aporte de resíduos orgânicos e/ou menor retirada desses resíduos principalmente pelos animais, resultando em maiores teores de MOS na atualidade.

A MOS tem estreita relação com a qualidade e degradação do solo. Iwata *et al.*, (2020), verificaram melhor qualidade do solo nas áreas com maior disponibilidade de MOS. Barbosa Neto (2016), observou baixo conteúdo de MOS nas áreas degradadas. Para Jin *et al.* (2022), a degradação do solo normalmente se manifesta com a perda de matéria orgânica, os autores observaram baixos níveis de MOS nas áreas com altos graus de degradação. Sendo assim, pode-se inferir que o Luvisolo Háplico da subárea 1 está mais propenso a degradação, principalmente quando se associa o baixo conteúdo de MOS a erodibilidade extremamente alta apresentada por esse solo (Tabela 27). A baixa MOS pode ter contribuído para menor

microporosidade desse solo (Tabela 22), pois, como a MOS influencia nas propriedades físicas do solo, o baixo conteúdo dela pode afetar a agregação das partículas e a estabilidade dos agregados, resultando em solos com menor microporosidade e, conseqüentemente, menor capacidade de retenção e armazenamento de água, essencial para o estabelecimento da vegetação natural, principalmente nas áreas sob condição de clima semiárido.

Em relação as profundidades, os maiores valores de MOS foram encontrados na camada superficial do solo. Esse resultado era esperado, pois a camada superficial é a que recebe diretamente o aporte de resíduos orgânicos e não há revolvimento do solo para que haja melhor distribuição desses resíduos ao longo das camadas e/ou horizontes do solo. Esse resultado foi condizente com o encontrado por Guareschi, Pereira e Perin (2012) e Barbosa *et al.* (2020) que observaram maior MOS na camada superficial em áreas sem revolvimento do solo. Outros autores também observaram maior MOS nas camadas superficiais do solo, em solos sob diferentes usos (Diógenes *et al.*, 2011; Iwata *et al.*, 2012; Matoso *et al.*, 2012).

Para o Neossolo Litólico, o resumo da análise de variância e as médias de MOS para o fator profundidade estão presentes nas Tabelas 34 e 35, respectivamente. Nota-se nesse solo que a camada superficial também apresentou maior quantidade de MOS sendo condizente com a situação de maior aporte e não revolvimento do solo. Embora essa profundidade tenha apresentado diferença significativa das demais, todas podem ser classificadas como baixo conteúdo de MOS, conforme Fernandes (1993). Esse resultado corrobora com Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), que também constataram baixos conteúdos de MOS em Neossolos Litólicos Eutróficos em área de núcleo de desertificação no Piauí, sendo a MOS também decrescente com a profundidade. Ainda conforme os autores, isso pode ser decorrente do baixo aporte de resíduos orgânicos e do pastoreio animal por longos períodos na área.

Por também estar presente na subárea 1, acredita-se que o aporte de resíduos orgânicos, principalmente vegetais, tenha sido menor no Neossolo Litólico, uma vez que essa subárea apresentou em campo menor cobertura vegetal viva e/ou morta. Barbosa Neto (2016), também verificou baixos conteúdos de MOS para o Neossolo Litólico, inclusive nas áreas conservadas, associando isso ao menor aporte de resíduos orgânicos. Segundo Barbosa e Oliveira (2022), ambientes sob condição de clima semiárido tendem a apresentar menor quantidade de MOS, sendo isso diretamente relacionado com o menor aporte de resíduos orgânicos, principalmente no período seco.

Tabela 34 – Resumo da análise de variância da MOS para o Neossolo Litólico.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	23,2999	11,64995	12,4370 **
Resíduo-a	15	14,0507	0,93671	
Total	17	37,3506		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$).

Tabela 35 - Médias de MOS entre as profundidades para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	MOS
			g/kg
1	Neossolo Litólico	1	7,95 a
		2	5,62 b
		3	5,47 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Embora o conteúdo de MOS para o Neossolo Litólico seja baixo em todas as profundidades, é maior do que o encontrado por Trigueiro (2003) para a mesma área. Acredita-se que a alteração no manejo ao longo dos anos tenha promovido um discreto aumento na adição de resíduos orgânicos resultando em maior quantidade de MOS para essa subárea. Contudo, o incremento de MOS nas duas subáreas não foi suficiente para melhorar os aspectos de densidade e porosidade total do solo.

Além da quantificação da MOS, investigou-se também o estoque de carbono orgânico para os solos do presente estudo, uma vez que o mesmo é considerado como importante serviço ambiental. De acordo com Parron *et al.* (2015), variações dos estoques de carbono no solo estão associadas às práticas de manejo e têm grande implicação na manutenção da qualidade do solo. Para Barbosa Neto (2016), a análise do estoque de carbono do solo pode indicar o impacto causado pelo manejo promovido nos ambientes naturais. Nesse sentido, a Tabela 36 apresenta o resumo da análise de variância do estoque de carbono para os Luvisolos.

Tabela 36 – Resumo da análise de variância do estoque de carbono para os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	1200,35939	600,1797	66,2084 **
Resíduo-a	15	135,97506	9,065	
Parcelas	17	1336,33445		
Tb	2	56,39260	28,1963	8,2007 **
Interação TaxTb	4	9,50457	2,37614	0,6911 ns
Resíduo-b	30	103,14896	3,4383	
Total	53	1505,38059		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). ns: não significativo ($p \geq 0.05$); Ta: solos; Tb: profundidade.

Verifica-se que houve variação no estoque de carbono dos Luvisolos entre os solos e as profundidades. Porém, a interação desses dois fatores não apresentou efeito significativo. Sendo assim, as Tabelas 37 e 38 contêm as médias do estoque de carbono em função dos solos e das profundidades, respectivamente.

Tabela 37 – Médias de estoque de carbono para os Luvisolos.

Subárea	Classe de solo	Est C Mg ha ⁻¹
1	Luvisolo Háptico	8,71 b
2	Luvisolo Crômico	17,39 a
	Luvisolo Háptico	19,65 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 38 – Médias de estoque de carbono entre as profundidades para os Luvisolos.

Profundidade	Est C Mg ha ⁻¹
1	15,68 a
2	16,23 a
3	13,84 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Os Luvisolos da subárea 2 apresentaram os maiores estoques de carbono não havendo diferença estatística entre eles. Por outro lado, o Luvisolo Háptico da subárea 1 demonstrou estoques mais baixos. Esses resultados estão condizentes com o conteúdo de matéria orgânica desses solos. Para a determinação dos estoques de carbono, levou-se em consideração o conteúdo de matéria orgânica, a densidade do solo e a espessura. Como no presente estudo, entre os Luvisolos, não houve efeito significativo da densidade (Tabela 11) e a espessura foi constante, acredita-se que a diferença para os estoques de carbono seja exclusivamente em função do conteúdo de MOS. Falcão *et al.* (2020), encontraram resultados semelhantes, ao verificar que a MOS exerceu maior influência do que a densidade nos estoques de carbono dos solos avaliados em seus estudos. A literatura tem demonstrado que menores valores para o estoque de carbono estão associados a área degradadas ou de baixa qualidade ambiental (BARBOSA NETO, 2016; FALCÃO *et al.*, 2020; MACEDO *et al.*, 2023; SILVA *et al.*, 2024).

Em relação as profundidades, observa-se que as profundidades 1 e 2 apresentaram os maiores estoques de carbono, não havendo diferença estatística entre elas. Na profundidade 1 esse resultado já era esperado, uma vez que ela representa a camada superficial do solo, recebe diretamente os resíduos aportados e apresentou maior conteúdo de MOS. Para a profundidade 2, considera-se que a densidade do solo tenha sido o fator responsável pela elevação do estoque

de carbono, uma vez que o conteúdo de matéria orgânica para essa profundidade é estatisticamente inferior a profundidade 1, por outro lado, a densidade do solo na profundidade 2 dos Luvisolos foi superior a encontrada na profundidade 1 (Tabela 12).

No que se refere ao estoque de carbono no Neossolo Litólico, as Tabelas 39 e 40 expõem o resumo da análise de variância e as médias desse estoque em função das profundidades. Percebe-se que o maior valor foi encontrado na profundidade 1, condizendo com o conteúdo de MOS e também com a densidade do solo, pois para esse solo tanto a densidade quanto a MOS decresceram com a profundidade. Esse resultado corrobora com Barbosa Neto (2016), que também encontraram maiores conteúdo de matéria orgânica, densidade e, conseqüentemente, estoques de carbono na camada superficial de Neossolo Litólico.

Tabela 39 – Resumo da análise de variância do estoque de carbono para o Neossolo Litólico.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	33,99951	16,99976	18,0395 **
Resíduo-a	15	14,13545	0,94236	
Total	17	48,13496		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$).

Tabela 40 - Médias de estoque de carbono entre as profundidades para o Neossolo Litólico.

Profundidade	Est C Mg ha ⁻¹
1	8,02 a
2	5,27 b
3	4,97 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Como o conteúdo de matéria orgânica para o Neossolo Litólico é classificado como baixo para todas as profundidades, é possível inferir que o estoque de carbono também seja baixo, semelhante ao de áreas degradadas. Barbosa Neto (2016), constatou baixos estoques de carbono, baixo conteúdo de MOS e densidade do solo próxima aos limites críticos em área de Neossolo Litólico degradado.

Para Parron *et al* (2015), a densidade da camada é fundamental na comparação dos estoques de carbono entre diferentes tipos de solo, ao longo do tempo. Porém, acredita-se que para o estoque de carbono do Neossolo Litólico, a MOS tenha exercido maior influência do que a densidade, pois mesmo na profundidade 1 cuja a densidade do solo está dentro do limite crítico, o estoque de carbono é baixo. Considera-se que a área sob esse solo seja de baixa qualidade e de maior vulnerabilidade aos eventos erosivos, principalmente na camada

superficial que apresenta maior densidade, menores porosidade total e macroporosidade e erodibilidade muito alta.

5.3.2 pH, Cálcio, Magnésio, Potássio e Fósforo disponíveis

O pH é um atributo químico que influencia diretamente a dinâmica de nutrientes no solo, fornece indícios sobre a sua condição química geral e pode afetar o estabelecimento da vegetação, corroborando assim com a ocorrência e/ou permanência da degradação (RONQUIM, 2020; BARBOSA; OLIVEIRA, 2022). Já a presença das bases trocáveis e do P disponível demonstra a condição geral da fertilidade do solo (RONQUIM, 2020), importante para o estabelecimento e permanência da vegetação, por isso, a determinação e análise desses atributos na recuperação de áreas degradadas é de extrema importância.

As Tabelas 41 e 42 apresentam, respectivamente, o resumo da análise de variância e as médias para o pH dos Luvisolos. Nota-se que houve efeito significativo para os solos, profundidades e interação desses fatores. No geral, o pH dos Luvisolos variou de 5,73 a 7,12. O Luvisolo Háptico da subárea 1 apresentou a pior condição de pH em todas as profundidades avaliadas, baseado em Fernandes (1993), as profundidades 1 e 2 desse solo podem ser classificadas como baixa acidez e a profundidade 3 média acidez.

A condição de pH para os Luvisolos da subárea 2 não diferiu estatisticamente entre si em todas as profundidades, porém, houve diferença quanto a classificação. O Luvisolo Crômico dessa subárea pode ser classificado como baixa acidez em todas as profundidades, já o Luvisolo Háptico da mesma subárea recebe a classificação de baixa alcalinidade nas profundidades 1 e 2, assim como, baixa acidez na profundidade 3, conforme Fernandes (1993). Trigueiro (2003), constatou a condição de baixa acidez para Luvisolo da subárea 2. Isso demonstra que esse atributo praticamente não alterou com o tempo, podendo ser um reflexo da disponibilidade de bases, haja vista que os teores de MOS nos estudos de Trigueiro (2003) foram classificados como baixos, mas a disponibilidade de bases foi alta, típica de Luvisolos, conforme Oliveira (2011).

A pior condição de pH encontrada no Luvisolo Háptico da subárea 1, ao ser comparado com os demais, pode estar associada ao baixo conteúdo de MOS e também as menores concentrações de bases trocáveis, principalmente cálcio e magnésio. Ferreira *et al.* (2018), constataram que a maior oferta de MOS contribuiu para o aumento de cátions básicos acarretando em pH mais elevado. Ramos *et al.* (2023), avaliando atributos do solo em região semiárida, encontraram melhores condições de pH nas áreas com maiores conteúdos de matéria

orgânica e concentrações alta de cálcio e magnésio. Estudos têm demonstrado que menores valores de pH correspondem a áreas degradadas ou em processo de degradação (BARBOSA, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018; TOMÁS *et al.*, 2024).

Tabela 41 – Resumo da análise de variância do pH para os Luvisolos.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	11,24541	5,62271	48,3607 **
Resíduo-a	15	1,74399	0,11627	
Parcelas	17	12,9894		
Tb	2	0,72241	0,36121	39,2315 **
Interação TaxTb	4	0,19471	0,04868	5,2870 **
Resíduo-b	30	0,27621	0,00921	
Total	53	14,18273		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). Ta: solos; Tb: profundidade.

Tabela 42 – Médias de pH dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
1	Luvisolo Háptico	6,17 bA	6,08 bA	5,73 bB
	Luvisolo Crômico	6,98 aA	6,78 aB	6,73 aB
2	Luvisolo Háptico	7,12 aA	7,08 aAB	6,96 aB

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

As Tabelas 43 e 44 apresentam o resumo da análise de variância e as médias de pH em função da profundidade para o Neossolo Litólico, respectivamente. Para esse solo não houve efeito significativo do pH entre as profundidades, porém, elas receberam classificação diferentes, conforme Fernandes (1993). A profundidade 1 está sob condição de neutralidade e as profundidades 2 e 3 de baixa alcalinidade.

Tabela 43 - Resumo da análise de variância do pH para o Neossolo Litólico.

FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	0,06323	0,03162	1,3241 ns
Resíduo-a	15	0,35817	0,02388	
Total	17	0,4214		

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). Ta: solos; Tb: profundidade.

A condição de pH desse solo pode ser decorrente da alta disponibilidade das bases cálcio e magnésio, possivelmente oriundos da rocha matriz pouco profunda, uma vez que o conteúdo de MOS para esse solo foi classificado como baixo. A presença dessas bases neutraliza a acidez

do solo e contribui para que os valores de pH fiquem na neutralidade ou próximos dela. Esse resultado era esperado, uma vez que se trata de um solo eutrófico e, no geral, Neossolos Litólicos Eutróficos são bastante ricos quimicamente, conforme Oliveira (2011).

Trigueiro (2003), também verificou valores de pH na faixa da neutralidade para essa mesma área de Neossolo Litólico, isso indica que o pH do solo não alterou ao longo dos últimos vinte anos, supostamente por influência das bases trocáveis. Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), caracterizando solos em núcleo de desertificação piauiense, verificaram que os Neossolos Litólicos Eutróficos apresentaram pH na faixa da neutralidade e também correlação positiva com os teores de cálcio, soma de bases e saturação por bases. Ainda em consonância com os autores, isso deve-se à maior proporção de cátions básicos ocupando os sítios de troca dos solos em comparação aos cátions geradores da acidez do solo.

Tabela 44 - Médias de pH em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	pH
1	Neossolo Litólico	1	7,00 a
		2	7,10 a
		3	7,14 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

A Tabela 45 contém os resumos das análises de variância para os teores de Ca, Mg, P e K para os Luvisolos e Neossolo Litólico, respectivamente.

Para os Luvisolos, em relação a disponibilidade de Ca, houve efeito significativo entre os solos, profundidades e interação desses fatores. A Tabela 46 apresenta as médias dessa interação. A disponibilidade desse elemento nos Luvisolos variou de 31,88 a 324,24 mmolc/dm³. Sendo os menores valores encontrados no Luvisolo Háptico da subárea 1 e os maiores no Luvisolo Háptico da subárea 2.

De acordo com Fernandes (1993), concentrações de Ca maiores do que 40 mmolc/dm³ são consideradas altas e entre 16 e 40 mmolc/dm³, médias. Dessa forma, os Luvisolos da subárea 2 apresentaram alta disponibilidade de Ca em todas as profundidades e o Luvisolo da subárea 1 apresentou média disponibilidade também em todas as profundidades.

O Luvisolo Háptico da subárea 2 denotou maior disponibilidade de Ca, diferindo estatisticamente do Luvisolo Crômico nas profundidades 1 e 3; na profundidade 2 embora não haja diferença estatística entre esses Luvisolos, numericamente o Luvisolo Háptico apresentou maior valor. Acredita-se que isso seja resultante da presença de minerais primários

facilmente intemperizáveis, comum aos Luvisolos e que garantem a eles elevada reserva de nutrientes, conforme Oliveira (2011), assim como do conteúdo de MOS que foi numericamente superior no Luvisolo Háplico da subárea 2. Segundo Batistão *et al.* (2020), a liberação de compostos orgânicos durante a oxidação da MOS favorece a liberação de cátions, como Ca.

Tabela 45 – Resumos das análises de variância da disponibilidade de Ca, Mg, P e K para os Luvisolos e Neossolo Litólico.

Luvisolos										
Ca					Mg					
FV	GL	SQ	QM	F	FV	GL	SQ	QM	F	
Ta	2	452974,42	226487,2	45,11**	Ta	2	139374,9	69687,45	56,334 **	
Resíduo-a	15	75307,726	5020,5150		Resíduo-a	15	18558,45	1237,229		
Parcelas	17	528282,149			Parcelas	17	157933,4			
Tb	2	12.403,385	6201,6926	3,7959 *	Tb	2	946,0109	473,0054	1,6315 ns	
TaxTb	4	30563,6198	7640,9049	4,677 **	TaxTb	4	982,9075	245,7268	0,8476 ns	
Resíduo-b	30	49013,3341	1633,7778		Resíduo-b	30	8697,385	289,9128		
Total	53	620262,48			Total	53	168559,6			
Neossolo Litólico										
Ca					Mg					
FV	GL	SQ	QM	F	FV	GL	SQ	QM	F	
Ta	2	314,86014	157,43007	20,3526 **	Ta	2	7,31253	3,65627	8,8298 **	
Resíduo-a	15	116,02681	7,73512		Resíduo-a	15	6,21122	0,41408		
Parcelas	17	430,88695			Parcelas	17	13,52375			
Tb	2	257,69814	128,84907	69,6934 **	Tb	2	18,15413	9,07707	171,9865 **	
TaxTb	4	169,37184	42,34296	22,9030 **	TaxTb	4	0,67927	0,16982	3,2176 *	
Resíduo-b	30	55,46394	1,84880		Resíduo-b	30	1,58333	0,05278		
Total	53	913,42088			Total	53	33,94048			
Neossolo Litólico										
Ca					Mg					
FV	GL	SQ	QM	F	FV	GL	SQ	QM	F	
Ta	2	23773,16508	11886,58254	4,4742 *	Ta	2	2652,96954	1326,48477	6,7147 **	
Resíduo-a	15	39850,52783	2656,70186		Resíduo-a	15	2963,24183	197,54946		
Total	17	63623,69291			Total	17	5616,21138			
Neossolo Litólico										
P					K					
FV	GL	SQ	QM	F	FV	GL	SQ	QM	F	
Ta	2	54,93843	27,46922	6,1367 *	Ta	2	5,54111	2,77056	4,6849 *	
Resíduo-a	15	67,14317	4,47621		Resíduo-a	15	8,87073	0,59138		
Total	17	122,08160			Total	17	14,41184			

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). * significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 < p < .05$). ns: não significativo. Nos Luvisolos - Ta: solos; Tb: profundidade. No Neossolo Litólico - Ta: profundidade.

Tabela 46 - Médias de Ca dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
		mmolc/dm ³		
1	Luvisolo Háptico	36,39 cA	35,47 bA	31,89 cA
2	Luvisolo Crômico	141,78 bA	143,22 aA	139,24 bA
	Luvisolo Háptico	245,21 aB	207,09 aB	324,24 aA

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Outro fator que pode ser responsável pela diferença na disponibilidade da Ca entre os solos da subárea 2, é a posição no relevo. O Luvisolo Háptico se encontra na parte mais baixa da topossequência e isso pode ter favorecido o acúmulo de sedimentos oriundos das partes mais altas, entre eles, minerais alteráveis e matéria orgânica que podem influenciar nos teores de Ca. Trigueiro (2003), também verificou altas concentrações de Ca em Luvisolo da subárea 2, portanto, não houve alteração na disponibilidade desse elemento ao longo do tempo.

O Luvisolo Háptico da subárea 1 demonstrou as mais baixas concentrações de Ca em todas as profundidades, não havendo diferenças estatísticas entre elas. Por se tratar de um Luvisolo e possivelmente apresentar também significativos teores de minerais primários facilmente alteráveis, considera-se que o conteúdo de MOS desse solo tenha influenciado no resultado, uma vez que o mesmo apresentou os menores teores em relação aos demais solos de mesma classe. Souza *et al.* (2022), constataram que a presença da matéria orgânica aumentou a disponibilidade de Ca. Novak *et al.* (2021), verificaram correlação positiva entre a MOS e a disponibilidade de Ca. Estudos têm correlacionado a menor disponibilidade de Ca a ambientes degradados ou de baixa qualidade ambiental (MARTINS *et al.*, 2010; MARINHO *et al.*, 2016; BARBOSA, 2017; SANTIAGO; MONTENEGRO; PINHEIRO, 2018; QUEIROZ *et al.*, 2019; BARBOSA; OLIVEIRA, 2022; RAMOS *et al.*, 2023).

A menor disponibilidade de Ca pode afetar a manutenção da cobertura vegetal tornando o solo mais suscetível a degradação, pois ele é um elemento essencial ao estabelecimento e desenvolvimento da vegetação (BARBOSA; OLIVEIRA, 2022). Para o Luvisolo Háptico da subárea 1, a menor disponibilidade de Ca refletiu no pH.

Em relação as profundidades, no geral, não houve diferença estatística entre elas para a disponibilidade de Ca, com exceção do Luvisolo Háptico da subárea 2 que apresentou maior teor de Ca na profundidade 3. Isso pode ser consequência de sua posição no relevo, pois o fato de estar na porção mais baixa da topossequência pode favorecer maior acúmulo e infiltração de água, assim como, o transporte de bases para as camadas mais profundas.

Para o Neossolo Litólico, houve efeito significativo da disponibilidade de Ca entre as profundidades, sendo o maior teor encontrado na profundidade 3. As médias desse elemento em função da profundidade estão presentes na Tabela 47. Embora haja diferença entre as profundidades, todas apresentam alto teor de Ca, conforme Fernandes (1993).

Como o conteúdo de MOS para esse solo é baixo em todas as profundidades, julga-se que o material de origem tenha influenciado na quantidade de Ca presente no solo, principalmente na profundidade 3, onde se encontra o contato lítico fragmentário e possivelmente maior quantidade de minerais primários de fácil alteração.

Esse resultado corrobora com Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), que encontraram alta disponibilidade de Ca em Neossolos Litólicos Eutróficos em núcleo de desertificação piauiense. Trigueiro (2003), também constatou alta disponibilidade de Ca na área de Neossolo Litólico da subárea 1, conotando que não houve alteração na disponibilidade desse elemento com o tempo.

Tabela 47 - Médias de Ca em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Cálcio mmolc/dm ³
1	Neossolo Litólico	1	107,14 b
		2	124,16 b
		3	191,32 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

No que se refere as concentrações de Mg, os Luvisolos só apresentaram efeito significativo em função dos solos, não havendo significância para a profundidade e para interação desses fatores. A Tabela 48 expõe as médias desse elemento em função dos solos.

Tabela 48 – Médias de Mg para os Luvisolos.

Subárea	Classe de solo	Mg mmolc/dm ³
1	Luvisolo Háplico	11,28 c
2	Luvisolo Crômico	48,98 b
	Luvisolo Háplico	132,84 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

A disponibilidade de Mg entre os Luvisolos variou de 11,28 a 132,84 mmolc/dm³, o maior valor foi encontrado no Luvisolo Háplico da subárea 2 e o menor no Luvisolo Háplico da subárea 1. Embora haja diferença na disponibilidade desse elemento em função do solo, todos apresentam altos teores de Mg, conforme Fernandes (1993). O resultado é condizente

com a classe de solo que, geralmente, apresenta alta disponibilidade de bases trocáveis, segundo Oliveira (2011).

O menor teor de Mg para o Luvissole Háplico da subárea 1 pode estar associado ao conteúdo de MOS que foi menor nesse solo em relação aos demais. Souza *et al.* (2022), observaram que a adição de matéria orgânica favorece o acúmulo de Mg no solo. Novak *et al.* (2021), verificaram correlação positiva entre a MOS e a disponibilidade de Mg.

Analisando as diferenças entre os Luvissoles da subárea 2, acredita-se que a posição do relevo possa ter influenciado na movimentação e acúmulo de sedimentos e material orgânico da porção mais alta (Luvissole Crômico) para a mais baixa (Luvissole Háplico), corroborando para maior disponibilidade de Mg no Luvissole Háplico dessa subárea. Trigueiro (2003), encontrou alta disponibilidade de Mg em Luvissole da subárea 2, isso indica que, no geral, a disponibilidade desse elemento não variou ao longo do tempo e uso do solo.

Para o Neossolo Litólico, houve diferença significativa para a disponibilidade de Mg em função da profundidade, as médias desse fator estão na Tabela 49.

Tabela 49 – Médias de Mg em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	Mg mmolc/dm ³
1	Neossolo Litólico	1	77,87 b
		2	88,86 b
		3	107,30 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Os maiores teores de Mg também estiveram presentes na profundidade 3. Desse modo, infere-se que o material de origem também tenha influenciado na quantidade de Mg do solo, essencialmente nas camadas mais profundas, pela proximidade com o material originário, uma vez que o conteúdo de MOS desse solo é baixo e possivelmente exerceu menor influência na disponibilidade das bases.

Apesar de haver diferenças na quantidade de Mg entre as profundidades, todas podem ser classificadas como alta disponibilidade, conforme Fernandes (1993). Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), também verificaram alta disponibilidade de Mg em Neossolos Litólicos Eutróficos em núcleo de desertificação piauiense. Trigueiro (2003), constataram alta disponibilidade de Mg para essa mesma área, demonstrando que não houve alteração para os teores desse elemento em função do tempo e uso do solo.

A respeito da disponibilidade de K, nos Luvisolos, houve efeito significativo para os fatores solos e profundidades, assim como, para interação desses. A Tabela 50 exibe as médias dessa interação.

Tabela 50 - Médias de K dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
		mmolc/dm ³		
1	Luvisolo Háptico	3,32 bA	2,52 bB	1,86 bC
2	Luvisolo Crômico	4,32 aA	3,47 aB	2,60 aC
	Luvisolo Háptico	3,50 bA	2,98 abB	2,44 abC

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Observa-se que a disponibilidade de K nos Luvisolos variou de 1,86 a 4,32 mmolc/dm³, o maior valor foi encontrado na profundidade 1 do Luvisolo Crômico da subárea 2 e o menor na profundidade 3 do Luvisolo Háptico da subárea 1. No geral, a disponibilidade de K pode ser considerada alta, conforme Fernandes (1993), com exceção dos teores encontrados na profundidade 3 do Luvisolo Háptico da subárea 1, que é classificado como médio. Para Oliveira (2011), os Luvisolos, geralmente, apresentam elevada reserva de nutrientes, especialmente K. Sendo assim, diferenças nos teores de K para a classe dos Luvisolos podem estar associadas a fatores externos, tais como adição de resíduos orgânicos, lixiviação das bases e erosão do solo.

Houve redução na disponibilidade de K com o aumento da profundidade, isso pode ser consequência da redução da quantidade de matéria orgânica nas camadas subsuperficiais, uma vez que a MOS influencia nos teores de K. Souza *et al.* (2022), observaram que a MOS promoveu aumento nos teores de K nos solos em investigação. Queiroz *et al.* (2019), constataram que a adição de resíduos orgânicos promoveu aumento na disponibilidade de K, havendo correlação positiva entre esses dois fatores.

Considera-se que a MOS também tenha influenciado nos teores de K no Luvisolo Háptico da subárea 1, pois o mesmo apresentou baixo conteúdo de MOS e de K, quando comparado aos Luvisolos da subárea 2. Por se tratar de uma área em processo de regeneração natural sem interferência antrópica quanto a adubação, acredita-se que a MOS e a mineralogia do solo sejam os principais responsáveis pela adição de elementos ao solo.

Entre os Luvisolos da subárea 2, nota-se que o Luvisolo Crômico demonstrou maior disponibilidade de K, diferindo estatisticamente do Luvisolo Háptico na camada superficial do solo, nas demais profundidades não houve diferença estatística entre eles. Esse resultado pode

ser consequência dos elevados teores de Ca e Mg apresentados pelo Luvissole Háplico dessa subárea. De acordo com Martínez *et al.* (2022), altas concentrações de Ca e Mg, reduzem a disponibilidade de K, deslocando-o do complexo de troca catiônica.

Oliveira (2011) afirma que os Luvissoles Crômicos tendem a possuir maior reserva de nutrientes por, no geral, apresentarem maiores quantidades de minerais primários facilmente alteráveis. Porém, essa tendência não foi verificada no presente estudo, com exceção dos teores de K que foram maiores nesse tipo de solo. Trigueiro (2003), averiguou alta disponibilidade de K em Luvissole da subárea 2, por isso, é possível considerar que a disponibilidade desse elemento não variou com o tempo e manejo.

O Neossolo Litólico apresentou efeito significativo para a disponibilidade de K em função da profundidade. A Tabela 51 apresenta as médias desse fator.

Tabela 51 - Médias de K em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	K mmolc/dm ³
1	Neossolo Litólico	1	3,47 a
		2	2,52 b
		3	2,15 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

A disponibilidade de K nas profundidades 1 e 2 é classificada como alta e na profundidade 3 como média, conforme Fernandes (1993). Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), também verificaram disponibilidade de K variando de média a alta em Neossolos Litólicos Eutróficos de núcleo de desertificação piauiense, corroborando com o presente estudo. Constata-se, nesse solo, que a dinâmica do K em função da profundidade foi similar a MOS e inversa ao Ca e Mg. Julga-se que a interação entre Ca, Mg e K em subsuperfície foi responsável pelos menores teores de K nas profundidades 2 e 3, pois a disponibilidade Ca e Mg desse solo aumentou com a profundidade e, possivelmente, deslocou o K. Por outro lado, a MOS pode ter contribuído para maior disponibilidade de K na camada superficial do solo. Trigueiro (2003), observou alta disponibilidade de K nessa mesma área de Neossolo Litólico, portanto, não houve alteração da disponibilidade desse elemento com o tempo e manejo.

Referente a disponibilidade de P, os Luvissoles apresentaram efeito significativo entre os solos, profundidade e interação deles. A Tabela 52 contém as médias dessa interação. A disponibilidade de P nesses solos variou de 2,00 a 12,02 mg dm⁻³, sendo o maior valor encontrado no Luvissole Háplico da subárea 2 e o menor no Luvissole Háplico da subárea 1.

De acordo com Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999), solos com textura média podem ser classificados, quanto a disponibilidade de P, como alto ($P > 20 \text{ mg/dm}^3$), médio ($11 < P < 20 \text{ mg/dm}^3$) e baixo ($P < 10 \text{ mg/dm}^3$). Nesse sentido, todas as profundidades do Luvisolo Háplico da subárea 1, bem como, as profundidades 2 e 3 dos Luvisolos da subárea 2 possuem baixa disponibilidade de P. Somente as camadas superficiais dos Luvisolos da subárea 2 apresentaram média disponibilidade de P.

Tabela 52 - Médias de P dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
		mg/dm ³		
1	Luvisolo Háplico	3,22 bA	2,22 cB	2,00 bB
2	Luvisolo Crômico	10,78 aA	7,08 aB	3,00 aC
	Luvisolo Háplico	12,02 aA	8,33 aB	3,61 aC

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Esse resultado é condizente com Bezerra *et al.* (2013), que afirmam que os solos do estado do Ceará apresentam baixa disponibilidade de P. O reduzido suprimento de P pode ser decorrente tanto do material de origem como da forte interação do fosfato com o solo (CORRÊA *et al.*, 2004). Novais e Smith (1999), observaram que em solos do semiárido brasileiro uma pequena porção do P é adsorvida à superfície dos minerais de argila, enquanto a maior parte precipita com o Ca da solução do solo formando hidroxiapatita. A precipitação com o Ca é mais expressiva em solos alcalinos ou de baixa acidez, por outro lado, nos solos mais ácidos o P é fixado por compostos de Fe e Al (SOUZA JÚNIOR *et al.*, 2012; MEDEIROS *et al.*, 2021). Vieira *et al.* (2021), avaliando a adsorção de P em solos do semiárido brasileiro, concluíram que a sorção de P foi maior em solos com textura mais argilosa, alcalina e ricos em ferro e cálcio.

Santos *et al.* (2011), avaliando a cinética de adsorção do P em solos do semiárido brasileiro, verificaram que no Luvisolo houve correlação positiva entre a fixação de P e os teores de argila. Isso pode explicar o fato das camadas subsuperficiais dos Luvisolos avaliados apresentarem menor disponibilidade de P, uma vez que elas apresentam maiores conteúdos de argila resultante do transporte e acúmulo dessa fração, típicos da gênese desses solos. Além disso, a menor quantidade de matéria orgânica em subsuperfície pode ter contribuído para esse resultado, uma vez que a MOS é fonte de P.

A maior disponibilidade de P nas camadas superficiais dos Luvisolos da subárea 2 pode estar relacionada a maior quantidade de MOS dessa camada, corroborando com Sousa *et al.*

(2020), que constataram maiores disponibilidade de P nas áreas com maior MOS. Marinho *et al.* (2016), verificaram que a maior quantidade de MOS favoreceu o aumento da disponibilidade de P. A MOS é fonte de P orgânico que constitui de 15 a 80% do fósforo total (RODRIGUES, 2014). De acordo com Pinto *et al.* (2020), o P orgânico, oriundo da matéria orgânica, constitui uma considerável fonte de P ao solo, principalmente em sistemas com baixa entrada de P inorgânico. Nesse contexto, o baixo conteúdo de MOS no Luvisolo Háptico da subárea 1 pode ter contribuído para a baixa disponibilidade de P desse solo.

Trigueiro (2003), observou baixa disponibilidade de P em Luvisolo da subárea 2 independente da profundidade, desta forma, no presente estudo, para as camadas superficiais dos Luvisolos dessa subárea, houve melhoria na disponibilidade de P ao longo do tempo e manejo, como não houve adubação antrópica, isso pode ser consequência da maior quantidade de MOS que atualmente é classificada como média e nos estudos de Trigueiro (2003) foi classificada como baixa.

No Neossolo Litólico, houve efeito significativo da disponibilidade de P em função da profundidade e as médias desse efeito estão apresentadas na Tabela 53.

Tabela 53 - Médias de P em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	P mg/dm ³
1	Neossolo Litólico	1	7,22 a
		2	4,06 b
		3	3,14 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

A disponibilidade de P para esse solo é classificada como baixa, conforme Ribeiro, Guimarães e Alvarez (1999), sendo essa condição condizente com Bezerra *et al.* (2013) e com os teores de MOS encontrados para esse solo. Percebe-se que houve decréscimo dessa disponibilidade com o aumento da profundidade, que pode estar relacionado ao conteúdo de MOS que apresentou comportamento semelhante. Trigueiro (2003), também averiguou baixa disponibilidade de P nessa área de Neossolo Litólico, logo não houve alteração na disponibilidade desse elemento com o tempo e manejo. No geral, estudos desenvolvidos em regiões de clima semiárido têm correlacionado a baixa disponibilidade de P a áreas degradadas ou em processo de degradação do solo (MARINHO *et al.*, 2016; QUEIROZ *et al.*, 2019; ARAÚJO, 2022).

5.3.3 Complexo sortivo

O complexo sortivo representa o conjunto de partículas trocadoras de íons no solo (EMBRAPA, 2017), sendo composto pela SB, CTC e V%. A Tabela 54 contém os resumos das análises de variância do complexo sortivo dos Luvissoles e Neossolo Litólico.

Tabela 54 – Resumos das análises de variância do complexo sortivo para os Luvissoles e Neossolo Litólico.

Luvissoles									
SB					CTC				
FV	GL	SQ	QM	F	FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	1096551,93	548275,96	54,53 **	Ta	2	1034463,14	517231,57	56,94 **
Resíduo-a	15	150838,895	10055,926		Resíduo-a	15	136262,285	9084,1523	
Parcelas	17	1247390,82			Parcelas	17	1170725,44		
Tb	2	18.796,9337	9398,4668	2,8551 ns	Tb	2	24.096,5285	12048,26	3,8917 *
TaxTb	4	42016,0096	10504,002	3,1910 *	TaxTb	4	45450,72409	11362,68	3,6703 *
Resíduo-b	30	98753,7627	3291,7921		Resíduo-b	30	92876,16551	3095,8721	
Total	53	1406957,53			Total	53	1333148,85		
V%									
FV	GL	SQ	QM	F					
Ta	2	3756,07791	1878,03896	33,6734 **					
Resíduo-a	15	836,58258	55,77217						
Parcelas	17	4592,66050							
Tb	2	156,11596	78,05798	28,6303 **					
TaxTb	4	17,34047	4,33512	1,5900 ns					
Resíduo-b	30	81,79237	2,72641						
Total	53	4847,90930							
Neossolo Litólico									
SB					CTC				
FV	GL	SQ	QM	F	FV	GL	SQ	QM	F
Ta	2	44429,02148	22214,51074	5,6284 *	Ta	2	42747,19843	21373,59922	6,5301 **
Resíduo-a	15	59203,1449	3946,87633		Resíduo-a	15	49095,98397	3273,06560	
Total	17	103632,16638			Total	17	91843,18240		
V%									
FV	GL	SQ	QM	F					
Ta	2	56,77778	28,38889	2,2393 ns					
Resíduo-a	15	190,16667	12,67778						
Total	17	246,94444							

Fonte: Autor (2024). FV: fontes de variação; GL: grau de liberdade; SQ: soma de quadrado; QM: quadrado médio; F: estatística do teste F. ** significativo ao nível de 1% de probabilidade ($p < 0.01$). * significativo ao nível de 5% de probabilidade ($.01 = < p < .05$). ns: não significativo. Nos Luvissoles - Ta: solos; Tb: profundidade. No Neossolo Litólico - Ta: profundidade.

Referente a SB, nos Luvissoles, houve efeito significativo para o fator solos e para interação entre solos e profundidades, as médias dessa interação estão presentes na Tabela 55. Os valores para SB variaram de 48,36 a 477,33 mmolc/dm³, o maior valor foi encontrado na

profundidade 3 do Luvisolo Háplico da subárea 2 e o menor na mesma profundidade do Luvisolo Háplico da subárea 1.

Tabela 55 - Médias da SB dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
		mmolc/dm ³		
1	Luvisolo Háplico	51,41 cA	51,14 cA	48,36 cA
2	Luvisolo Crômico	193,79 bA	198,02 bA	195,06 bA
	Luvisolo Háplico	375,89 aB	340,21 aB	477,33 aA

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

De acordo com Prezotti e Martins (2013), o teor de SB pode ser classificado como alto ($SB > 50$ mmolc/dm³), médio ($20 < SB < 50$ mmolc/dm³) e baixo ($SB < 20$ mmolc/dm³). Nesse sentido, percebe-se que somente a profundidade 3 do Luvisolo Háplico da subárea 1 é classificada como médio teor de SB, as demais profundidades desse solo, bem como, os Luvisolos da subárea 2 em todas as suas profundidades são classificados como alto teor de SB.

A SB equivale ao somatório dos teores de Ca, Mg, K e Na disponíveis no solo, dessa forma, fatores que interferem na capacidade de troca dessas bases, tais como CTC do solo, MOS e teores de argila, podem influenciar diretamente na SB. Para esse estudo, acredita-se que o Na tenha expressado pouca influência na SB, pois o teor desse elemento foi considerado baixo em todos os solos. Do ponto de vista da suscetibilidade a erosão, a baixa concentração de Na infere em um menor risco de salinização do solo, conforme (BARBOSA; OLIVEIRA, 2022), porém sua presença no solo é importante, visto que ele desempenha funções benéficas na planta, como o controle da pressão osmótica.

Para Oliveira (2011), os Luvisolos são solos exclusivamente eutróficos, que apresentam elevada soma e saturação por bases. Embora o teor de SB esteja adequado para os Luvisolos avaliados, houve diferença estatística entre eles e os menores valores para esse parâmetro foram encontrados no Luvisolo Háplico da subárea 1 que apresentou as mais baixas disponibilidades de Ca, Mg e, principalmente, K. Em contrapartida, os maiores valores foram encontrados no Luvisolo Háplico da subárea 2 que apresentou elevada concentração das bases trocáveis, principalmente Ca e Mg. Possivelmente, essas diferenças estão associadas as variações na capacidade de troca dessas bases, pois solos que possuem menor capacidade de troca tendem a apresentar menor retenção de bases e, conseqüentemente, menor SB.

Para o Neossolo Litólico, houve efeito significativo da SB em função da profundidade, as médias desse fator estão presentes na Tabela 56.

Tabela 56 - Médias da SB em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	SB mmolc/dm ³
1	Neossolo Litólico	1	192,03 b
		2	221,76 b
		3	309,09 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

A disponibilidade de Na para esse solo também foi considerada baixa, exercendo pouca influência na SB. Verifica-se que houve aumento da SB com a profundidade, considera-se que isso seja reflexo de uma melhor capacidade de troca fazendo com que esse solo consiga armazenar uma maior quantidade de bases em profundidades, principalmente, Ca e Mg cuja as disponibilidades foram maiores em subsuperfície.

Os teores de SB em todas as profundidades desse solo também são classificados como alto, conforme Prezotti e Martins (2013), sendo isso resultante da disponibilidade de Ca, Mg e K que variou de média a alta nos sítios de troca. Esse resultado era esperado, por se tratar de um solo eutrófico com argila de atividade alta, e corrobora com Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), que também encontraram alta SB em Neossolo Litólico Eutrófico de núcleo de desertificação.

Trigueiro (2003) também constatou altas SB em Luvisolo da subárea 2 e Neossolo Litólico da subárea 1, indicando que esse parâmetro não sofreu alteração com o tempo e mudança de manejo. De modo geral, os estudos desenvolvidos em regiões de clima semiárido demonstram que maiores valores de SB estão associados às áreas com melhor qualidade química do solo, como pode ser observado em Travassos e Souza (2011), Silva *et al.* (2015) e Santiago, Montenegro e Pinheiro (2018), Barbosa (2017) e Iwata *et al.* (2020).

No âmbito da CTC do solo, os Luvisolos apresentaram efeitos significativos para os fatores solos e profundidades, assim como, para interação desses. As médias dessa interação estão presentes na Tabela 57.

Os valores desse parâmetro variaram de 65,18 a 489,26 mmolc/dm³, a profundidade 3 do Luvisolo Háptico da subárea 2 apresentou o maior resultado e a mesma profundidade do Luvisolo Háptico da subárea 1, o menor. A CTC do solo pode ser classificada como alta (CTC > 100 mmolc/dm³), média (45 < CTC < 100 mmolc/dm³) e baixa (CTC < 45 mmolc/dm³), conforme Prezotti e Martins (2013). Sendo assim, os Luvisolos da subárea 2 apresentam alta CTC do solo independente da profundidade. Por outro lado, o Luvisolo da subárea 1 apresentou menor CTC, sendo essa classificada como média em todas as profundidades.

Tabela 57 - Médias da CTC dos Luvisolos em função da interação entre solos e profundidade.

Subárea	Classe de Solo	Profundidades		
		1	2	3
		mmolc/dm ³		
1	Luvisolo Háptico	65,58 cA	66,10 cA	65,18 cA
2	Luvisolo Crômico	209,38 bA	217,54 bA	218,00 bA
	Luvisolo Háptico	378,63 aB	343,75 aB	489,26 aA

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula nas linhas não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

De acordo com Ronquim (2020), a CTC do solo é influenciada pela quantidade e tipo de argila e de matéria orgânica. Ainda em conformidade com o autor, solos com maiores teores de argila e material orgânico podem reter mais cátions do que solos com baixos teores desses elementos.

No presente estudo, julga-se que o conteúdo e a natureza das argilas tenham exercido maior efeito na CTC do que a MOS, visto que os teores de MOS para os Luvisolos em questão variaram de médio a baixo e a CTC de médio a alto, além disso, não houve diferença estatística para a CTC entre as profundidades no Luvisolo Háptico da subárea 1 e Luvisolo Crômico da subárea 2, mesmo com a profundidade 1 desses solos apresentando maiores conteúdos de MOS. No Luvisolo Háptico da subárea 2 a baixa interferência da MOS na CTC fica ainda mais explícita, pois para esse solo houve diferença estatística da CTC entre as profundidades, sendo a profundidade 3 a que apresentou maior CTC, justamente aquela que apresentou menor teor de MOS.

Segundo Oliveira (2011), Luvisolos geralmente apresentam argila de atividade alta e isso influencia na retenção de elementos químicos. Sendo assim, as diferenças encontradas para a CTC do solo entre os Luvisolos avaliados pode estar mais relacionadas ao tipo de argila, uma vez que o conteúdo dessa fração praticamente não variou entre os solos e a MOS exerceu pouca interferência. É possível constatar proporcionalidade entre a CTC, a disponibilidade de Ca e a SB, logo, supõe-se que o Ca seja o elemento mais presente na CTC do solo.

No Neossolo Litólico, a CTC do solo variou em função da profundidade, as médias para esse fator estão apresentadas na Tabela 58. No geral, todas as profundidades apresentaram alta CTC do solo, conforme Prezotti e Martins (2013).

Tabela 58 - Médias da CTC em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	CTC mmolc/dm ³
1	Neossolo Litólico	1	201,23 b
		2	224,94 b
		3	314,41 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Por se tratar de um solo eutrófico com argila de atividade alta, considera-se também que o efeito da argila tenha sido mais expressivo do que o da MOS na CTC desse solo, principalmente quando se observa que a dinâmica da CTC foi inversa a da MOS. Possivelmente a natureza dos minerais de argila presentes nessa área de Neossolo Litólico foi responsável pela elevada CTC. Trigueiro (2003), também observou alta CTC do solo em Luvisolo na subárea 2 e na mesma área de Neossolo Litólico da subárea 1, logo esse parâmetro não variou com o tempo e manejo.

Pesquisas desenvolvidas no semiárido brasileiro têm demonstrado que a CTC do solo é maior nas áreas de melhor qualidade química (DANTAS *et al.*, 2012; SILVA *et al.*, 2015; IWATA *et al.*, 2020). Nesse sentido, Santiago, Montenegro e Pinheiro (2018), Perin *et al.* (2018), assim como Novak *et al.* (2021), constataram menores valores de CTC nas áreas com maiores riscos de degradação. Sendo assim, é possível considerar que, no geral, os baixos valores para esse atributo estão associados a áreas com potencial risco de degradação, principalmente porque a retenção de nutrientes às plantas tende a ser menor.

Em relação ao V%, os Luvisolos apresentaram efeito significativo para os fatores solos e profundidades, as médias desses fatores se encontram, respectivamente, nas Tabelas 59 e 60.

Tabela 59 – Médias de V% entre os Luvisolos.

Subárea	Classe de solo	V%
1	Luvisolo Háptico	76,28 c
2	Luvisolo Crômico	88,28 b
	Luvisolo Háptico	96,60 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si.

Tabela 60 – Médias de V% em função da profundidade para os Luvisolos.

Profundidade	V%
1	88,56 a
2	87,92 a
3	84,67 b

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Nota-se que todos os solos são classificados como eutróficos, sendo isso típico dos Luvisolos, conforme Oliveira (2011). Os teores de V% variaram de 76,28 a 96,60%, onde os menores valores foram correspondentes ao Luvisolo Háptico da subárea 1 e os maiores ao Luvisolo Háptico da subárea 2. De acordo com Prezotti e Martins (2013), o V% pode ser classificado como alto ($V\% > 70$), médio ($50 < V\% < 70$) e baixo ($V\% < 50$). Desse modo, todos os Luvisolos do presente estudo são classificados como alto V%.

Por ser resultante da relação entre SB e CTC do solo, os resultados de V% devem ser condizentes com esses parâmetros, sendo assim, os fatores que interferem diretamente na CTC e SB, irão interferir também no V%.

Segundo Barbosa e Oliveira (2022), o V% é um parâmetro que permite inferir sobre a fertilidade do solo, por isso, sua avaliação é muito importante em áreas degradadas ou em processo de degradação. No geral, solos com V% maior ou igual a 50 apresentam boa fertilidade do solo, desde que esse não tenha excesso de Na presente nos sítios de troca que indica risco de salinização do solo. A avaliação do V% do solo auxilia no planejamento de estratégias mitigadoras da degradação do solo, principalmente se o processo de recuperação envolver o uso da vegetação (BARBOSA; OLIVEIRA, 2022).

O Neossolo Litólico não apresentou diferença estatística para os teores de V% entre as profundidades. Apesar disso, verifica-se que numericamente o V% aumentou com a profundidade sendo condizente com a SB e CTC do solo. Todas as profundidades podem ser classificadas como alto V%, esse resultado era esperado por se tratar de um solo eutrófico com argila de atividade alta. Valladares, Rocha Júnior e Aquino (2020), constataram V% alto em todas as profundidades de um Neossolo Litólico em área de desertificação, reforçando os resultados encontrados nesse estudo. As médias de V% em função da profundidade para esse solo estão presentes na Tabela 61.

Tabela 61 - Médias de V% em função da profundidade para o Neossolo Litólico.

Subárea	Classe de Solo	Profundidade	V%
1	Neossolo Litólico	1	93,33 a
		2	94,33 a
		3	97,50 a

Fonte: Autor (2024). Médias seguidas pela mesma letra minúscula não diferem estatisticamente entre si. Profundidade 1: 0-10 cm; Profundidade 2: 10-20 cm; Profundidade 3: 20 a 30 cm.

Trigueiro (2003) também averiguou V% alto em Luvisolo da subárea 2 e Neossolo Litólico da subárea 1, logo esse parâmetro também não variou com o tempo e as alterações no manejo. Estudos têm demonstrado que, geralmente, melhores condições de V% são encontradas nas áreas de melhor qualidade química do solo (TRAVASSOS; SOUZA, 2011; SILVA *et al.*, 2015; SANTIAGO; MONTENEGRO; PINHEIRO, 2018).

6 CONCLUSÕES

6.1 Os solos da subárea 1 podem ser classificados como NEOSSOLO LITÓLICO Eutrófico fragmentário e LUVISSOLO HÁPLICO Órtico planossólico. E os solos da subárea 2 como LUVISSOLO CRÔMICO Órtico típico e LUVISSOLO HÁPLICO Órtico planossólico.

6.2 As alterações no uso e manejo não resultaram na melhoria da qualidade física do solo, uma vez que houve aumento na densidade do solo e redução na porosidade total e macroporosidade ao longo do tempo, fazendo com que esses atributos alcançassem os limites críticos ao desenvolvimento vegetal em todos os solos.

6.3 Embora a erodibilidade do solo seja no mínimo alta para todos os solos, a subárea 1 apresenta maior vulnerabilidade a degradação do solo, uma vez que o fator k para essa subárea variou de muito alto a extremamente alto.

6.4 Houve aumento no conteúdo de MOS e estoque de carbono em relação ao estudo anterior desenvolvido há 20 anos na mesma área, mas a quantidade de MOS variou de baixa a média e o incremento não foi suficiente para melhorar os atributos físicos do solo. Os menores conteúdos de MOS e estoque de carbono foram encontrados na subárea 1.

6.5 A dinâmica dos atributos químicos avaliados não apresentou alteração em relação ao estudo anterior e, no geral, permanecem adequadas ao desenvolvimento vegetal. Apesar da boa condição química, houve variação entre as subáreas e os valores inferiores estiveram associados a subárea 1, principalmente no Luvisolo Háplico dessa subárea.

6.6 Os atributos físicos de densidade, porosidade total, macroporosidade e erodibilidade apresentaram maior relação com a degradação do solo.

6.7 No geral, baseado principalmente nos indicadores de qualidade física do solo, pode-se inferir que a subárea 1 está com qualidade do solo inferior, sobretudo no Luvisolo Háplico dessa subárea, sendo assim, a suscetibilidade dessa subárea a degradação tende a ser maior.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, F., ZHU, Z., AN, S. Evaluating aggregate stability of soils under different plant species in ziwuling mountain area using three renowned methods. **Catena**, v. 207, 105616, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105616>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816221004744>. Acesso em: 21 jul. 2022.
- ADERALDO, P. I. C.; CAMPELLO, T. H. P.; RABELO, P. S.; ADERALDO, F. I. C.; RABELO, A. S.; LIMA, K. C.; VIDAL-CAMPELLO, J. M. A. Dinâmica pluviométrica nos municípios desertificados dos Inhamuns, Ceará-Brasil. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 3, n. 4, p. 3433-3448, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34188/bjaerv3n4-053>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BJAER/article/view/19168>. Acesso em: 2 set. 2021.
- ADERALDO, P. I. C. Abordagens pluviométricas sobre o sertão do Ceará como reflexo da desertificação/degradação ambiental. In: Congresso Nacional de Geografia Física, 1., 2017, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: Instituto de Geociências, 2017. p. 2381-2390. Disponível em: <https://ocs.ige.unicamp.br/ojs/sbgfa/article/view/2393>. Acesso em: 2 set. 2021.
- ADHIKARI, K., HARTEMINK, A.E. Linking soils to ecosystem services—a global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101–111, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706115300380>. Acesso em: 11 jul. 2022.
- AGUIAR, P. F. Erodibilidade dos solos por uso de técnicas de geoprocessamento no município de Altamira, Pará, Brasil. **Willian Morris Davis Revista de Geomorfologia**, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2022. DOI: <https://doi.org/10.48025/ISSN2675-6900.v3n2.2022.166>. Disponível em: <https://williammorrisdavis.uvanet.br/index.php/revistageomorfologia/article/view/179>. Acesso em: 5 jun. 2024.
- AKBARI, M.; MODARRES, R.; NOUGHANI, M. A. Assessing early warning for desertification hazard based on E-SMART indicators in arid regions of northeastern Iran. **Journal of Arid Environments**, v. 174, e104086, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104086>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196319301569>. Acesso em: 8 jul. 2022.
- AL RAMMAHI, A. H. J.; KHASSAF, S. I. Estimation of soil erodibility factor in RUSLE equation for Euphrates river watershed using GIS. **International Journal of Geomate**, v.14, p.164-169, 2018. Disponível em: <https://geomatejournal.com/geomate/article/view/2894>. Acesso em: 24 jul. 2022.
- ALBUQUERQUE, D. S.; SOUZA, S. D. G.; SOUZA, A. C. N.; SOUSA, M. L. M. Cenário da desertificação no território brasileiro e ações de combate à problemática no Estado do Ceará, Nordeste do Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 55, edição especial, p. 673-696, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5380/dma.v55i0.73214>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/made/issue/view/3058>. Acesso em: 9 jul. 2022.

AL-KAYSSI, A. W. Quantifying soil physical quality by using indicators and pore volume-function characteristics of the gypsiferous soils in Iraq. **Geoderma Regional**, v. 30, e00556, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2022.e00556>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352009422000761>. Acesso em: 16 jul. 2022.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 300 p. 1998. Disponível em: <https://www.fao.org/3/x0490e/x0490e00.htm>. Acesso em: 3 set. 2021.

ALMEIDA, A. T.; SIMÕES, K. S.; ALMEIDA, J. R. C.; PEIXOTO, C. P.; PEIXOTO, M. F. S. P. Qualidade biológica do solo em sistema de policultivo no semiárido da Bahia. **Revista Ciência Agrícola**, v. 15, n. 2, p. 75-81, 2017. DOI: <https://doi.org/10.28998/rca.v15i2.3209>. Disponível em: <https://www.seer.ufal.br/index.php/revistacienciaagricola/article/view/3209>. Acesso em: 22 jan. 2022.

ALONSO, A.; FROIDEVAUX, M.; JAVAUX, M.; LALOY, E.; MATTERN, S.; ROISIN, C.; VANCLOOSTER, M.; BIELDERS, C. A hybrid method for characterizing tillage-induced soil physical quality at the profile scale with fine spatial details. **Soil & Tillage Research**, v. 216, 105236, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105236>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198721003093>. Acesso em: 17 jul. 2022.

ALVES, E. A.; MORAES, I. C.; LUPINACCI, C. M.; PINTO, S. A. F. Perdas de solo e distribuição do tamanho das partículas do material transportado por erosão hídrica sob cultivo de cana-de-açúcar e pastagem. **Estudos Geográficos: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 19, n. 3, p. 109-126, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5016/estgeo.v19i3.16138>. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/estgeo/article/view/16138>. Acesso em: 1 mai. 2024.

ALVES, T. D. S.; CAMPOS, L. L.; ELIAS NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 2, p. 341-347, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v33i2.4841>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asagr/a/HmCx5Sck4436B5G3TknN5Gh/?lang=pt>. Acesso em: 25 jan. 2022.

AMARO FILHO, J.; ASSIS JÚNIOR, R. N.; MOTA, J. C. A. **Física do solo: conceitos e aplicações**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2008. 290 p.

AMORIM, J. R. A.; CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R. S.; BASSOI, L. H.; SILVA FILHO, J. G. **Espacialização da porcentagem de sódio trocável do solo no perímetro irrigado Califórnia, em Canindé de São Francisco, Sergipe**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2010. 17p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/31952/1/bp-61.pdf>. Acesso em: 7 jan. 2022.

AN, S.; MENTLER, A.; MAYER, H.; BLUM, W. E. H. Soil aggregation, aggregate stability, organic carbon and nitrogen in different soil aggregate fractions under forest and shrub vegetation on the Loess Plateau, China. **Catena**, v. 81, p. 226-233, 2010. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.04.002>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816210000457>. Acesso em: 22 jul. 2022.

ANACHE, J.A.A.; WENDLAND, E.C.; OLIVEIRA, P.T.S.; FLANAGAN, D.C.; NEARING, M.A. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, v. 152, p. 29-39, 2017. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816217300036>. Acesso em: 8 jul. 2022.

ANACHE, J. A. A.; BACCHI, C. G. V.; PANACHUKI, E.; ALVES SOBRINHO, T. Assessment of methods for predicting soil erodibility in soil loss modeling. **Geociências**, v.34, p.32-40, 2015. Disponível em: http://revistageociencias.com.br/geociencias-arquivos/34/volume34_1_files/34-1-artigo-03.pdf. Acesso em: 24 jul. 2022.

ANDERSON, J. P. E.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient of CO₂ (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental condition, such as pH, on the microbial of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, vol. 25, n. 3, p. 393-395, 1993. DOI:
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7). Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071793901407>. Acesso em: 15 jun. 2022.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Application of ecophysiological quotients (qCO_2 and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 2, p. 251-255, 1990. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90094-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G). Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/003807179090094G>. Acesso em: 15 jun. 2022.

ARAÚJO, A. O.; MENDONÇA, L. A. R.; LIMA, M. G. S.; FEITOSA, J. V.; SILVA, F. J. A.; NESS, R. L. L.; FRISCHKORN, H.; SIMPLÍCIO, A. A. F.; KERNTOPF, M. R. Modificações nas propriedades dos solos de uma área de manejo florestal na chapada do Araripe. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 754-762, 2013. DOI:
<https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300022>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/KTQ7XDLgq5rjL6r6CFYhWYv/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 4 jan. 2022.

ARAÚJO, A. S. F.; MONTEIRO, R. T. R. Indicadores biológicos de qualidade do solo. **Bioscience Journal**, v. 23, n. 3, p. 66-75, 2007. Disponível em:
<https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/6684>. Acesso em: 10 jul. 2022.

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; NEVES, J. C. L.; LANI, J. L. Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, v.5, n.1, p.187-206, 2012. DOI: <https://doi.org/10.5777/paet.v5i1.1658>. Disponível em:
<https://revistas.unicentro.br/index.php/repaa/article/view/1658>. Acesso em: 20 jan. 2022.

ARAÚJO, N. K. L. **Teores de nutrientes e estoques de carbono orgânico em Neossolo Litólico sob diferentes coberturas vegetais em região semiárida**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade

Federal da Paraíba, Areia, 2022. Disponível em:

https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/22204?locale=pt_BR. Acesso em: 19 jun. 2024.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1099-1108, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000500025>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/cYKyvFQzN3YBTCHqtDd6JFr/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 16 jul. 2022.

ARAÚJO, T. S.; GALLO, A. S.; ARAÚJO, F. S.; SANTOS, L. C.; GUIMARÃES, N. F.; SILVA, R. F. Biomassa e atividade microbiana em solo cultivado com milho consorciado com leguminosas de cobertura. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 2, p. 347-357, 2019. DOI: <https://doi.org/10.19084/rca.15433>. Disponível em: <https://revistas.rcaap.pt/rca/article/view/15433#:~:text=Os%20cons%C3%B3rcios%20de%20milho%20com,metab%C3%B3lico%2C%20pressupondo%20condi%C3%A7%C3%B5es%20de%20estresse..> Acesso em: 22 jan. 2022.

ARAÚJO, W. O.; ÁLVARES, A. E. S.; EMERICK, H. F.; CRUZ, S. N.; OLIVEIRA, M. V.; SILVA, C. D. T.; ALMEIDA, W. S.; CAMPOS, M. C. C.; FREITAS, L.; OLIVEIRA, I. A. Impactos na variabilidade espacial da densidade e porosidade do solo em função da transformação de floresta em pastagem no Vale do Jamari, Rondônia. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 15, e284111537170, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i15.37170>. Disponível em: <https://rsdjournal.org/index.php/rsd/article/view/37170>. Acesso em: 3 jun. 2024.

ARAÚJO FILHO, J. A.; SILVA, N. L. Impactos e mitigação do antropismo no núcleo de desertificação de Irauçuba – CE. In: OLIVEIRA, J. G. B.; SALES, M. C. L. (org.). **Monitoramento da desertificação em Irauçuba**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2015. 372p. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1046807>. Acesso em: 3 set. 2021.

ARAÚJO FILHO, R. N.; FREIRE, M. B. G. S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested Caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, Jan. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112717307260>. Acesso em: 10 jun. 2024.

ARCOVERDE, S. N. S.; SALVIANO, A. M.; OLSZEWSKI, N.; MELO, S. B.; CUNHA, T. J. F.; GIONGO, V.; PEREIRA, J. S. Qualidade Física de Solos EM Uso Agrícola na Região Semiárida do Estado da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 5, p. 1473-1482, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140282>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/G8zfjS68cDbYKMTKH7DrPHf/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 18 jul. 2022.

ARRAIS, C. L.; BUENO, C. R. P.; PISSARRA, T. C. T. Estimativa da erodibilidade do solo para fins conservacionistas na microbacia córrego do Tijuco, SP. **Revista Bioscience Journal**, v. 26, n. 2, p. 849-857, 2010. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/7218>. Acesso em: 23 jul. 2022.

ARSHAD, M. A.; LOWER, B.; GROSSMAN, B. Physical tests for monitoring soil quality. *In: DORAN, J.W.; JONES, A.J. (Eds.). Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, p.123- 141, 1996. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaspecpub49.c7>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2136/sssaspecpub49.c7>. Acesso em: 18 jul. 2022.

ASSIS JÚNIOR, R. N.; SILVA, E. F. Efeito da qualidade da água de irrigação sobre os atributos físicos de um neossolo flúvico do município de Quixeré, CE – Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1778-1786, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600011>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/NFssV4XmHhxVzT8SSxpDMmc/?lang=pt>. Acesso em: 18 jul. 2022.

BACHER, M.G.; SCHMIDT, O.; BONDI, G.; CREAMER, R.; FENTON, O. Comparison of soil physical quality indicators using direct and indirect data inputs derived from a combination of in-situ and ex-situ methods. **Soil Science Society of American Journal**, v. 83, n. 1, p. 5–17, 2019. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2018.06.0218>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.2136/sssaj2018.06.0218>. Acesso em: 17 jul. 2022.

BARBOSA, P. A. C. **Qualidade física do solo submetido à prática de pousio em área sob processo de desertificação**. 2017. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: http://www.ppgsolos.ufc.br/images/Tese_Priscilla_Final.pdf. Acesso em: 7 jan. 2022.

BARBOSA, T. C. S.; OLIVEIRA, V. P. V. Indicadores químicos e biológicos de qualidade do solo utilizados no monitoramento da degradação em ambientes semiáridos: análise do estado da arte. **Revista Brazilian Journal of development**, v. 8, n.3, p.17403-17423, 2022. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv8n3-126>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/45006>. Acesso em: 15 fev. 2022.

BARBOSA, T. C. S.; COSTA, N. M. G. B.; SANTOS, D. B.; MACHADO, M. S.; MARQUES FILHO, F. Qualidade física do solo em áreas sob manejo agroecológico e convencional. **Revista Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 48899-48909, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n7-511>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/13581>. Acesso em: 20 jul. 2022.

BARBOSA, T. C. S.; LACERDA, C. F.; BARBOSA, F. E. L. B.; BRAZ, R. S.; COSTA, M. C. G. Carbon and chemical fractionation of soil organic matter in irrigated banana plantation subjected to conservation practice. **Revista Brazilian Journal of Development**, v. 6, n.6, p. 42049-42063, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n6-661>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/12440>. Acesso em: 20 mar. 2022.

BARBOSA NETO, M. V. **Qualidade do solo em área vulnerável à desertificação no semiárido pernambucano**. 2016. Tese (Doutorado em Geografia) – Centro de Filosofia e

Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/23442>. Acesso em: 5 jun. 2024.

BARRETO, L. L. **Indicadores geobiofísicos de suscetibilidade à desertificação nas serras de Uruburetama, da Meruoca e nos sertões do Centro Norte – Ceará – Brasil**. 2018. Tese (Doutorado em Geografia) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/38811>. Acesso em: 2 jul. 2022.

BASAK, B. B.; SARKAR, B. Scope of natural sources of potassium in sustainable agriculture. In: RAKSHIT, A.; ABHILASH, P. C.; SINGH, H. B.; GHOSH, S. (ed.). **Adaptive soil management: from theory to practices**. Singapore: Springer, 2017. p. 247-259. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_12.

BASTOLA, S., DIALYNAS, Y.G., BRAS, R.L., NOTO, L.V., ISTANBULLUOGLU, E. The role of vegetation on gully erosion stabilization at a severely degraded landscape: a case study from Calhoun Experimental Critical Zone Observatory. **Geomorphology**, v. 308, p. 25–39, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.12.032>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X17305408>. Acesso em: 22 jul. 2022.

BATISTÃO, A. C.; HOLTHUSEN, D.; REICHERT, J. M.; SANTOS, L. A. C.; CAMPOS, M. C. C. Resilience and microstructural resistance of Archaeological Dark Earths with different soil organic carbon contents in Western Amazonia, Brazil. **Geoderma**, v. 363, n. 1, e114130, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114130>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706119314922>. Acesso em: 15 jun. 2024.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (eds.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.

BERNOUX, M.; CARVALHO, M. C. S.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Brazil soil carbon stocks. **Soil Science Society of American Journal**, v. 66, p. 888-896, May 2002. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.888>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2136/sssaj2002.8880>. Acesso em: 10 jun. 2024.

BERTOL, I.; ALBUQUERQUE, J. A.; LEITE, D.; AMARAL, A. J.; ZOLDAN JUNIOR, W. A. Propriedades físicas do solo sob preparo convencional e semeadura direta em rotação e sucessão de culturas, comparadas às do campo nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 1, p. 155-163, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000100015>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/vLt59ZdvF9sqCBFxStKtFcf/#>. Acesso em: 3 jun. 2024.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990.

BEZERRA, A. C.; SILVA, J. L. B.; SILVA, D. A. O.; BATISTA, P. H. D.; PINHEIRO, L. C.; LOPES, P. M. O.; MOURA, G. B. A. Monitoramento espaço-temporal da detecção de mudanças em vegetação de caatinga por sensoriamento remoto no semiárido brasileiro.

Revista Brasileira de Geografia Física, v. 13, n. 1, p. 286-30, 2020. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.1.p286-301>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/242713>. Acesso em: 3 set. 2021.

BEZERRA, A. L. L.; LIMA, I. M. A.; NASCIMENTO, B. L. M.; AQUINO, B. F. Influência da calagem na adsorção de fósforo em diferentes solos do estado do Ceará. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v.9, n.4, p. 1- 5, 2013. DOI: <https://doi.org/10.30969/acsa.v9i4.355>. Disponível em: <https://acsa.revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/355>. Acesso em: 15 jun. 2024.

BIZARI, D. R.; MATSURA, E. E.; ROQUE, M. W.; SOUZA, A. L. de. Consumo de água e produção de grãos do feijoeiro irrigado em sistemas plantio direto e convencional. **Revista Ciência Rural**, v. 39, n. 7, p. 2073-2079, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009000700018>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cr/a/hFMGhPdBQMqH7xwnHwCxsCD/?lang=pt>. Acesso em: 25 jul. 2022.

BLANCO, H.; LAL, R. **Principles of soil conservation and management**. New York: Springer, 2008.

BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. 5. ed. São Paulo: F. Bastos, 1979. 647 p.

BRANDÃO, R. L.; FREITAS, F. C. B. **Geodiversidade do estado do Ceará**. Fortaleza: CPRM, 2014. 214p. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/16726>. Acesso em: 4 set. 2021.

BRASIL. **Convenção das Nações Unidas de combate à desertificação**. Brasília, Distrito Federal: MMA/SRH, 2006.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretária de Recursos Hídricos. **Programa de Ação Nacional de Combate à Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca: PAN-BRASIL**. Brasília, DF, 2004. 242p. Disponível em: <http://www.cecs.unimontes.br/index.php/pt/component/k2/programa-de-acao-nacional-de-combate-a-desertificacao-e-mitigacao-dos-efeitos-da-seca-pan-brasil>. Acesso em: 2 set. 2021.

BRAZ, R. S. **Qualidade do solo medida por indicadores físicos em área com aplicação de resíduo de caju**. 2013. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013. Disponível em: <https://ppgsolos.ufc.br/wp-content/uploads/2021/06/dis-reg-san-braz.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2022.

BRITO, C. F. B.; FONSECA, V. A.; SILVA, N. P.; BRAGA, S. S.; GODINHO, F. L.; KONDO, M. K.; PORTUGAL, A. F.; MEGDA, M. X. V. Alterações físicas e biológicas de um Eutruxox (Latosolo) sob plantio direto e preparo convencional no semiárido brasileiro. **Ciencia del Suelo**, v. 36, n. 2, p. 148-155, 2018. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6978774>. Acesso em: 5 jan. 2022.

BRITO, D. R.; SILVA, C. M.; BERBARY V. E. C.; CARVALHO, C. C. N.; NUNES, F. C.; GALLO, C. M. Salinização e degradação de solo: uma consequência da adoção e uso

inadequado de tecnologia. **Diversitas Journal**, v. 5, n. 3, p.1707-1719, 2020. DOI: <https://doi.org/10.17648/diversitas-journal-v5i3-1100>. Disponível em: https://periodicos.ifal.edu.br/diversitas_journal. Acesso em: 2 jul. 2022.

BRITO, T. P. **Estimativa da erodibilidade dos solos da microbacia hidrográfica de Vaca Brava, Areia-PB, utilizando diferentes modelos**. 2021. Monografia (Graduação em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2021. Disponível em: https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/20193?locale=pt_BR. Acesso em: 14 jun. 2022.

BÜNEMANN, E. K.; BONGIORNO, G.; BAI, Z.; CREAMER, R. E.; DE DEYN, G.; DE GOEDE, R.; FLESKENS, L.; GEISSEN, V.; KUYPER, T. W.; MÄDER, P.; PULLEMAN, M.; SUKSEL, W.; VAN GROENIGEN, J. W.; BRUSSAARD, L. Soil quality – a critical review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 120, p. 105–125, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071718300294>. Acesso em: 13 jul. 2022.

CABRAL JÚNIOR, J. B.; BEZERRA, B. G. Análises da evapotranspiração de referência e do índice de aridez para o Nordeste do Brasil. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 4, n. 1, p. 71-89, 2018. DOI: <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2018v4n1ID14746>. Disponível em: <https://periodicos.ufrn.br/revistadoregne/article/view/14746>. Acesso em: 2 set. 2021.

CAETANO, O. J.; VERGINASSI, A.; ASSIS, R. C. P.; CARNEIRO, C. A. M.; PAULINO, B. H. Indicadores de qualidade de um latossolo vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Global Science Technology**, v. 6, n. 1, p.26– 39, 2013. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/273970950_Indicadores_de_Qualidade_de_Um_Latossolo_Vermelho_sob_Diferentes_Sistemas_de_Uso_e_Manejo. Acesso em: 3 jun. 2024.

CAMARGO, F. F. **Indicadores físicos, químicos e biológicos da qualidade do solo em sistemas agroflorestais agroecológicos na área de preservação ambiental Serra da Mantiqueira-MG**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2016. Disponível em: <http://repositorio.ufla.br/jspui/handle/1/12194>. Acesso em: 14 jul. 2022.

CAMARGO, O. A.; ALLEONI, L. R. F. Compactação do solo e o desenvolvimento das plantas. Piracicaba:Degaspari, 1997. 132 p.

CAPUANI, S.; RIGON, J. P. G.; BELTRÃO, N. E. M.; NETO, J. F. B. Atividade microbiana em solos, influenciada por resíduos de algodão e torta de mamona. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 12, p. 1269–1274, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012001200002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/GswmN7cyS7tTWvBKmqzP9Qb/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 25 jan. 2022.

CARDOSO, D. P.; SILVA, M. L. N.; CARVALHO, G. J.; FREITAS, D. A. F.; AVANZI, J. C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.6, p.632–638, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662012000600007>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/8dWRD5SN4rhnfchrYsVJskd>. Acesso em: 20 jul. 2022.

CARDOSO, J. A. F.; LIMA, A. M. N.; CUNHA, T. J. F.; RODRIGUES, M. S.; HERNANI, L. C.; AMARAL, A. J.; OLIVEIRA NETO, M. B. Organic matter fractions in a quartzipsamment under cultivation of irrigated mango in the lower São Francisco Valley region, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1068-1078, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcS20140498>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcS/a/Gt8CCJrBFBDC6DSBW9N3MQF/?lang=en>. Acesso em: 4 jan. 2022.

CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D. D.; REIS, E. F. D.; PEREIRA, H. S.; AZEVEDO, W. R. D. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 147-157, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000100016>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcS/a/bnxYX3F8qNyvcYqZnCMR4Tn/?lang=pt>. Acesso em: 24 jan. 2022.

CARNEIRO, R. F. V.; CARDOZO JÚNIOR, F. M.; PEREIRA, L. F.; ARAÚJO, A. S. F.; SILVA, G. A. Fungos micorrízicos arbusculares como indicadores da recuperação de áreas degradadas no Nordeste do Brasil. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, n. 4, p. 648-657, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-66902012000400005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/BLYHs7tp4n57hPm4pBvkyw/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 24 jan. 2022.

CASTRO, F. C.; SANTOS, A. M. Salinidade do solo e risco de desertificação na região semiárida. **Revista Mercator**, v.19, e19002, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2020.e19002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/mercator/a/rpNjRffgtMLP3LYtLn7kNbh/?lang=pt>. Acesso em: 8 jan. 2022.

CEARÁ. Assembleia Legislativa. **Caderno regional da sub-bacia do Alto Jaguaribe**. Fortaleza: INESP, 2009. Disponível em: <https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2018/09/Bacia-do-Alto-Jaguaribe.pdf>. Acesso em: 4 set. 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 Hídricas, 2010. Disponível em: <http://www.mpce.mp.br/wp-content/uploads/2016/05/PROGRAMA-ESTADUAL-DE-COMBATE-A-DESERTIFICA%C3%87%C3%83O.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2022.

CERDÀ, A.; RODRIGO-COMINO, J.; GIMÉNEZ-MORERA, A.; KEESSTRA, S. D. Hydrological and erosional impact and farmer's perception on catch crops and weeds in citrus organic farming in Canyoles river watershed, Eastern Spain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 258, p. 49-58, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.015>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880918300823>. Acesso em: 6 jul. 2022.

CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS – CGEE. **Desertificação, degradação da terra e secas no Brasil**. Brasília: CGEE, 2016. 252p. Disponível em: <https://www.cgee.org.br/documents/10195/734063/DesertificacaoWeb.pdf>. Acesso em: 2 jul. 2022.

CHEN, S.; ZHANG, G.; ZHU, P.; WANG, C.; WAN, Y. Impact of slope position on soil erodibility indicators in rolling hill regions of northeast China. **Catena**, v. 217, 106475, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106475>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816222004611>. Acesso em: 23 jul. 2022.

CHEN, S.; ZHANG, G.; LUO, Y.; ZHOU, H.; WANG, K.; WANG, C. Soil erodibility indicators as affected by water level fluctuations in the Three Gorges Reservoir area, China. **Catena**, v. 207, 105692, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105692>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816221005506>. Acesso em: 22 jul. 2022.

CHENG, L.; LU, Q.; WU, B.; YIN, C.; BAO, Y.; GONG, L. Estimation of the Costs of Desertification in China: A Critical Review. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 4, p. 975–983, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2562>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.2562>. Acesso em: 8 jul. 2022.

CINTRA, F. L. D.; MIELNICZUK, J. Potencial de algumas espécies para a recuperação de solos com propriedades físicas degradadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 7, p. 197-201, 1983.

CIRILO, J. A. *et al.* Caracterização do Semiárido Brasileiro. In: CIRILO, J. A.; CABRAL, J. J. da S. *et al.* (org.). **O uso sustentável dos recursos hídricos em regiões semiáridas**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2007.

COOPER, M. **Porosidade do solo**. Piracicaba: ESALQ, 2019. Disponível em: <https://pasesesalq.com.br/densidade-e-porosidade-do-solo>. Acesso em: 20 jul. 2022.

CORREA, E. A.; MORAES, I. C.; GUEDES JUNIOR, E.; COUTO JUNIOR, A.; PINTO, S. A. F. P. Resistência à penetração e densidade do solo como indicadores na análise da susceptibilidade a erosão hídrica dos solos. **Revista Geonorte**, Edição Especial 4, v.10, n.1, p. 141-146, 2014. Disponível em: <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/1507>. Acesso em: 2 jun. 2024.

CORRÊA, J. C.; MAUAD, M.; ROSOLEM, C. A. Fósforo no solo e desenvolvimento de soja influenciados pela adubação fosfatada e cobertura vegetal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.12, p.1231-1237, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004001200010>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/pab/a/SYdBpthzsK556RRYhsjStGc/>. Acesso em: 16 jun. 2024.

COUTO, B. O. C. **Análise de erodibilidade em taludes com horizontes resistentes e suscetíveis aos processos erosivos**. 2015. Dissertação (Mestrado em Geotecnia) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2015. Disponível em: <https://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/6448>. Acesso em: 23 jul. 2022.

CUNHA, T. J. F.; PETRERE, V. G.; SILVA, D. J.; MENDES, A. M. S.; MELO, R. F.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, M. S. L.; ALVAREZ, I. A. Principais solos do semiárido tropical brasileiro: caracterização, potencialidades, limitações, fertilidade e manejo. In: SÁ, I. B.; SILVA, P. C. G. (org.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**.

Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. 402p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/861913/principais-solos-do-semiarido-tropical-brasileiro-caracterizacao-potencialidades-limitacoes-fertilidade-e-manejo>. Acesso em: 4 set. 2021.

DADALTO, J. P.; FERNANDES, H. C.; TEIXEIRA, M. M.; CECON, P. R.; MATOS, A. T. Sistema de preparo do solo e sua influência na atividade microbiana. **Revista Engenharia Agrícola**, v.35, n.3, p. 506-513, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v35n3p506-513/2015>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/xpzdWWh9H5zQGr6tCt9vLw/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 24 jan. 2022.

DANTAS, J. D. N.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ASSIS, C. P. Qualidade de solo sob diferentes usos e manejos no Perímetro Irrigado Jaguaribe/Apodi, CE. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 18-26, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000100003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/7WhvFgzq6HFkdCg9nK6bD6q/?lang=pt>. Acesso em: 10 jan. 2022.

DANTAS, J. O.; PERIN, L.; ANDRADE, A. R.; BARROS, C. C.; FARIAS, F. J.; MENEZES, B. F.; MENEZES, V. M. M.; ALVES, A. E. O.; ARAÚJO-PIOVEZAN, T. G. Artrópodes e microbiota do solo em sistema agroecológico de produção no semiárido nordestino, Simão Dias, Sergipe. In: SOUSA, C. S.; LIMA, F. S.; SABIONI, S. C. **Agroecologia: métodos e técnicas para uma agricultura sustentável**. Guarujá, SP: Científica Digital, 2021. p. 267-281. DOI: <https://doi.org/10.37885/978-65-87196-73-2>. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/downloads.editoracientifica.com.br/articles/201202534.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2022.

DAVARI, M.; GHOLAMI, L.; NABIOLLAHI, K.; HOMAEE, M.; JAFARI, H. J. Deforestation and cultivation of sparse forest impacts on soil quality (case study: West Iran, Baneh). **Soil & Tillage Research**, v. 198, e104504, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104504>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198719302454>. Acesso em: 4 jul. 2022.

DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARAES, M. F.; MARIA, I. C. Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. **Bragantia**, v. 74, n. 2, p. 224-233, 2015. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0363>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/brag/a/nCjy5nDxcp4tDGwhx6CbjHp/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 8 jul. 2022.

DENARDIN, R. B. N.; MATTIAS, J. L. WILDNER, L. P. NESI, C. N.; SORDI, A.; KOLLING, D. F.; BUSNELLO, F. J.; CERUTTI, T. Estoque de carbono no solo sob diferentes formações florestais, Chapecó - SC. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 1, p. 59-69, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509813323>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/HSf7n5KjJ49pHtjkC58WQSL/abstract/?lang=pt#>. Acesso em: 4 mai. 2024.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz,

Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-20230818-145355/fr.php>. Acesso em: 1 mai. 2024.

DENGIZ, O. Soil quality index for paddy fields based on standard scoring functions and weight allocation method. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 66, n. 3, p. 301–315, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1610880>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/03650340.2019.1610880>. Acesso em: 13 jul. 2022.

DERAKHSHAN-BABAEI, F.; NOSRATI, K.; MIRGHAED, F. A.; EGLI, M. The interrelation between landform, land-use, erosion and soil quality in the Kan catchment of the Tehran province, central Iran. **Catena**, v. 204, e105412, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105412>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S034181622100271X>. Acesso em: 3 jul. 2022.

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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.09.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706103002891>. Acesso em: 16 jul. 2022.

DIÓGENES, L. C.; LUSTOSA FILHO, J. F.; NÓBREGA, J. C. A.; NÓBREGA, R. S. A.; PRAGANA, R. B.; MATIAS, S. S. R.; AMARAL, F. H. C.; SILVA, J. L. Atributos microbianos do solo sob cultivo isolado e em integração lavoura pecuária no Piauí. *In*: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 33., 2011, Uberlândia. **Anais [...]**. Uberlândia: CBCS, 2011.

D'ODORICO, P.; BHATTACHAN, A.; DAVIS, K. F.; RAVI, S.; RUNYAN, C. W. Global desertification: Drivers and feedbacks. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 326–344, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.01.013>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0309170812000231>. Acesso em: 8 jul. 2022.

DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. *In*: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (Eds). **Defining soil quality for a sustainable environment**. Madison: Soil Science Society of America, p. 3-21, 1994. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/book/10.2136/sssaspecpub35>. Acesso em: 13 jul. 2022.

DÖRNER, J.; BRAVO, S.; STOORVOGEL, M.; DEC, D.; VALLE, S.; CLUNES, J.; HORN, R.; UTEAU, D.; WENDROTH, O.; LAGOS, L.; ZÚÑIGA, F. Short-term effects of compaction on soil mechanical properties and pore functions of an Andisol. **Soil & Tillage Research**, v. 221, 105396, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105396>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198722000824>. Acesso em: 20 jul. 2022.

EASDALE, M. H. Zero net livelihood degradation – the quest for a multidimensional protocol to combat desertification. **Soil**, v. 2, n. 2, p. 129–134, 2016. DOI:

<https://doi.org/10.5194/soil-2-129-2016>, 2016. Disponível em:
<https://soil.copernicus.org/articles/2/129/2016/>. Acesso em: 8 jul. 2022.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3ed. Brasília: Embrapa, 2017. 574p. Disponível em:
<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1085209>. Acesso em: 11 jun. 2022.

ETTER, A.; ANDRADE, A.; NELSON, C. R.; CORTES, J.; SAAVEDRA, K. Assessing restoration priorities for high-risk ecosystems: An application of the IUCN Red List of Ecosystems. **Land Use Policy**, v. 99, 104874, 2020. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104874>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264837719322550>. Acesso em: 9 jul. 2022.

FACUNDO, A. L.; FROTA, A. F. M. O processo de desertificação no núcleo de Irauçuba, Ceará: fatores ambientais, uso e ocupação do solo. **Caderno Intersaberes**, v. 9, n. 20, p. 80-95, 2020. Disponível em:
<https://www.cadernosuninter.com/index.php/intersaberes/article/view/1519>. Acesso em: 3 set. 2021.

FALCÃO, K. S.; MONTEIRO, F. N.; OZÓRIO, J. M. B.; SOUZA, C. B. S.; FARIAS, P. G. S.; MENEZES, R. S.; PANACHUKI, E.; ROSSET, J. S. Estoque de carbono e agregação do solo sob diferentes sistemas de uso no cerrado. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 55, n. 2, p. 242-245, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820200695>.

FARIAS, D. P. S.; LUCAS, A. A. T.; MOREIRA, M. A.; NASCIMENTO, L. F. A.; SÁ FILHO, J. C. F. Avaliação da umidade do solo em função da presença de matéria orgânica e cobertura do solo no cultivo da alface crespa (*Lactuca sativa* L.). **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 9, n. 5, p. 287-291, 2015. DOI:
<https://dx.doi.org/10.7127/rbai.v9n500306>. Disponível em:
http://www.inovagri.org.br/revista/index.php/rbai/article/view/306/pdf_231. Acesso em: 25 jul. 2022.

FARRICK, K. K.; BRANFIREUN, B. A. Soil water storage, rainfall and runoff relationships in a tropical dry forest catchment. **Water Resources Research**, v. 50, p. 9236–9250, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014wr016045>. Disponível em:
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2014WR016045>. Acesso em: 24 jul. 2022.

FATHIZAD, H.; ARDAKANI, M. A. H.; HEUNG, B.; SODAIEZADEH, H.; RAHMANI, A.; FATHABADI, A.; SCHOLTEN, T.; TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R. Spatio-temporal dynamic of soil quality in the central Iranian desert modeled with machine learning and digital soil assessment techniques. **Ecological Indicators**, v. 118, 106736, 2020. DOI:
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106736>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20306737>. Acesso em: 12 jul. 2022.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v.79, n.1, p.69-116, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00039-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00039-6).

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706197000396>. Acesso em: 18 jul. 2022.

FERNANDES, J. F.; CAVALCANTE, F. L. P.; PEREIRA, A. P. D.; RODRIGUES, L. C.; SANTOS, L. M. L.; ALVES FILHO, J. G.; NUNES JÚNIOR, F. H. Análise da qualidade da água do rio Jaguaribe, em um trecho situado no município de Jaguaribe, Ceará, Brasil. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 40, n. 2, p. 215-226, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5433/1679-0367.2019v40n2p215>. Disponível em: <https://ifce.edu.br/jaguaribe/menu/cursos/superiores/licenciatura/biologia/pdf/artigo-jaiane.pdf>. Acesso em: 3 set. 2021.

FERNANDES, V. L. B. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Ceará**. Fortaleza: Imprensa Universitária, 1993. 247 p.

FERREIRA, A. G.; MELLO, N. G. S. Principais Sistemas Atmosféricos Atuantes sobre a Região Nordeste do Brasil e a Influência dos Oceanos Pacífico e Atlântico no Clima da Região. **Revista Brasileira de Climatologia**. Rio de Janeiro. v. 1, n. 1, p.15-28, 2005. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/25215/16909>. Acesso em: 2 set. 2021.

FERREIRA, C. S. S.; SEIFOLLAHI-AGHMIUNI, S.; DESTOUNI, G.; GHAJARNIA, N.; KALANTARI, Z. Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. **Science of the Total Environment**, v. 805, 150106, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721051810>. Acesso em 5 jul. 2022.

FERREIRA, E. P. B.; STONE, L. F.; MARTIN-DIDONET, C. C. G. População e atividade microbiana do solo em sistema agroecológico de produção. **Revista Ciência Agronômica**, v. 48, n. 1, p. 22-31, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20170003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/Rg5L5zBmmxzRr5Jn4YtjHXq/?lang=pt>. Acesso em: 20 jan. 2022.

FERREIRA, M. M. Caracterização física do solo. In: De Jong van Lier Q, editor. **Física do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2010. p.1-27.

FERREIRA, M. P. S.; ARTUR, A. G.; QUEIROZ, H. M.; ROMERO, R. E.; COSTA, M. C. G. Alterações de atributos de solos submetidos ao pousio em núcleo de desertificação. **Revista Ciência Agronômica**, v. 49, n. 1, p. 22-31, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180003>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/tXBJJX9dW4sG4dYw4zY77MP/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 5 jan. 2022.

FERREIRA, Y. B. **Balço hídrico climatológico como ferramenta de análise hidroclimática de núcleos de susceptibilidade a desertificação**. 2021. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2021. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/57557>. Acesso em: 2 set. 2021.

FIGLIANO, C. H. U.; CARVALHO, J. A.; BATISTA, A. M. S.; BATISTA, J. G.; TORRES, H. Levantamento da perda de solo atual por erosão hídrica do município de Cachoeiro de Itapemirim (ES). **Cadernos Camilliani**, v. 16, n. 3, 2019. Disponível em: <https://www.saocamilo-es.br/revista/index.php/cadernoscamilliani/article/view/415>. Acesso em: 19 jun. 2024.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO. **Global Soil Partnership Endorses Guidelines on Sustainable Soil Management**, Rome: FAO, 2017. Disponível em: <https://www.fao.org/news/story/en/item/416121/icode/>. Acesso em: 8 jul. 2022.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO. **Land evaluation: towards a revised framework**. Rome: FAO, Land and Water discussion paper 6, 2007. Disponível em: <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2016001907>. Acesso em: 3 jul. 2022.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO. **World Fertilizer Trends and Outlook to 2018**. Rome: FAO, 2015. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i4324e/i4324e.pdf>. Acesso em: 5 jul. 2022.

FOSTER, G. R.; MCCOOL, D. K.; RENARD, K. G.; MOLDENHAUER, W. C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.36, n. 6, p.355-359, 1981. Disponível em: <https://www.jswnonline.org/content/36/6/355>. Acesso em: 6 jun. 2024.

FRANÇA, B. B.; LIMA, J. J. M.; SOUSA, K. A.; LIMA, L. F. A.; SANTOS, M. A.; CARMO, S. S.; RAMOS, M. R. Capacidade de uso e aptidão agrícola de uma fazenda em São Domingos do Araguaia (PA). **Revista Geonorte**, v. 10, n. 36, p. 134-153, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21170/geonorte.2019.V.10.N.36.A134.153>. Disponível em: <https://www.periodicos.ufam.edu.br/index.php/revista-geonorte/article/view/5424>. Acesso em: 5 set. 2021.

FRANÇA, J. M. B.; LUNA, R. M.; MONTEIRO, C. M. G.; SOUSA, J. A. C.; CAPELO NETO, J. Panorama das outorgas de uso dos recursos hídricos no Estado do Ceará no período de estiagem 2009-2017. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, p. 210-217, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v32i2.29118>. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29118>. Acesso em: 3 set. 2021.

FRANCISCO, P. R. M.; CHAVES, I. B.; OLIVEIRA, F. P.; SANTOS, D.; BARRETO, H. T. S. Vulnerabilidade dos solos à desertificação na bacia do alto rio Paraíba. In: Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia, 6., 2019, Palmas. **Anais [...]**. Palmas: Contecc, 2019. Disponível em: <https://www.confea.org.br/eventos/contecc/contecc-2019/agronomia>.

FRANCISCO, P. R. M.; SANTOS, D.; OLIVEIRA, F. P.; SILVA, V. F.; AYRES, G. D. J. Estimativa e classificação da erodibilidade dos solos do estado da Paraíba. In: Congresso Técnico Científico de Engenharia e da Agronomia, 9., Gramado. **Anais [...]**. Gramado: Contecc, 2023. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/373093519>
[ESTIMATIVA E CLASSIFICACAO DA ERODIBILIDADE DOS SOLOS DO ESTAD](#)

[O DA PARAIBA](#). Acesso em: 5 jun. 2024.

FREITAS, L.; CASAGRANDE, J. C.; OLIVEIRA, I. A.; CAMPOS, M. C. C. Análise multivariada na avaliação de atributos de solos com diferentes texturas cultivados com cana-de-açúcar. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 57, n. 3, p. 224-233, 2014. Disponível em: <https://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/1357>. Acesso em: 5 jun. 2024.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME. **Índices de aridez do estado do Ceará**. Fortaleza: FUNCEME, 2017. Disponível em: http://www.funceme.br/?page_id=5826. Acesso em: 3 set. 2021.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS – FUNCEME. **Zoneamento ecológico-econômico das áreas suscetíveis à desertificação do núcleo II – Inhamuns**. Funceme / Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora, 2015. 294p. disponível em: <http://www.funceme.br/wp-content/uploads/2019/02/LIVRO-FUNCEME-INHAMUNS.pdf>. Acesso em: 2 set. 2021.

GAO, L.; BOWKER, M. A.; XU, M.; SUN, H.; TUO, D.; ZHAO, Y. Biological soil crusts decrease erodibility by modifying inherent soil properties on the Loess Plateau, China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 105, 49–58, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071716305077>. Acesso em: 23 jul. 2022.

GIAROLA, N. F. B.; TORMENA, C. A.; DUTRA, A. C. Degradação física de um Latossolo Vermelho utilizado para produção intensiva de forragem. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 863-873, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000500004>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/cQTW7SG6T3YyBsc8LxvZh4d/?lang=pt#>. Acesso em: 4 jun. 2024.

GOMES, R. C.; ZANELLA, M. E.; OLIVEIRA, V. P. V. Análise das características climáticas do município de Tauá-CE/Brasil. **Boletim de Geografia**, v. 35, n. 2, p. 83-98, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.4025/bolgeogr.v35i2.31677>. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/31677>. Acesso em: 2 set. 2021.

GONZÁLEZ, A. P.; ALVES, M. C. Armazenamento de água e Armazenamento de água e densidade do solo sob três condições de densidade do solo sob três condições de superfície superfície, em um Cambissol gleico de Lugo, Espanha. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.1, p.45-50, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000100007>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/d6XNpVRjScMhCGd8GTwV9wr/>. Acesso em: 1 jun. 2024.

GRABLE, A. R.; SIEMER, E. G. Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potential and elongation of corn roots. **Soil Science Society of American Journal**, v. 32, n. 2, p. 180-186, 1968. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1968.03615995003200020011x>. Disponível em: <https://acess.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2136/sssaj1968.03615995003200020011x>. Acesso em: 3 jun. 2024.

GUARESCHI, R.; PEREIRA, M.; PERIN, A. Estoque de carbono em Latossolo Vermelho Distroférico sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 7, n. 4, p. 597-602, 2012. DOI: <https://doi.org/10.5039/agraria.v7i4a1767>. Disponível em: <http://www.agraria.pro.br/ojs32/index.php/RBCA/article/view/v7i4a1767>. Acesso em: 10 jun. 2024.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. E.; MELO NETO, J. O. Manejo da matéria orgânica do solo e estoques de carbono em cultivos de frutas tropicais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 301-306, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000300009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/wrwGyjX8WtCLcg3dzKm6YQB/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 4 jan. 2022.

HAYNES, R. J. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. **Advances in Agronomy**, v. 85, p. 221-268, 2005. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)85005](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)85005). Disponível em: <https://espace.library.uq.edu.au/view/UQ:117908>. Acesso em: 10 jul. 2022.

HE, M.; XIONG, X.; WANG, L.; HOU, D.; BOLAN, N. S.; OK, Y. S.; RINKLEBE, J.; TSANG, D. C. W. A critical review on performance indicators for evaluating soil biota and soil health of biochar-amended soils. **Journal of Hazardous Materials**, v. 414, 125378, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125378>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389421003411>. Acesso em 10 jan. 2022.

HE, W. Q.; GAO, W. S.; TUO, D. B.; ZHAO, P. Y. Study on some factors influencing soil erosion by wind tunnel experiment in North Ectone between Agriculture and Pasture. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 8, n. 3, p. 1-8, 2004. Disponível em: http://stbcxb.cnjournals.com/stbcxben/article/abstract/200403106?st=article_issue. Acesso em: 1 mai. 2024.

HEMATI, Z.; SELVALAKSHMI, S.; XIA, S.; YANG, X. Identification of indicators: Monitoring the impacts of rubber plantations on soil quality in Xishuangbanna, Southwest China. **Ecological Indicators**, v. 116, 106491, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106491>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20304283>. Acesso em: 14 jul. 2022.

HENRIQUES, Í. G. N.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; SANTOS, W. S.; HENRIQUES, I. G. N.; LIMA, T. S. Acúmulo, deposição e decomposição de serrapilheira sob a dinâmica vegetacional da Caatinga em Unidade de Conservação. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 1, p. 84-89, 2016. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v11i1.4523>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/4523>. Acesso em: 4 set. 2021.

HICKMANN, C.; COSTA, L. M.; SCHAEFFER, C. E. G. R.; FERNANDES, R. B. A.; ANDRADE, C. L. T. Atributos físico- hídricos e car bono orgânico de um Argissolo após 23

anos de diferentes manejos. **Revista Caatinga**, v. 25, n. 1, p. 128-136, 2012. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=237123860019>. Acesso em: 25 set. 2024.

HILLEL, D. **Soil and water: physical principles and processes**. 3. ed. New York: Academic, 1972. 288 p.

HOLANDA, R. M.; MEDEIROS, R. M.; LORENA, E. M. G.; KOZMHINSKY, M.; SILVA, V. P.; MORAES, A. S. Flutuação da insolação e nebulosidade no município de Caruaru-PE, Brasil. *In: Workshop Internacional sobre Água no Semiárido Brasileiro*, 3., 2017, Campina Grande. **Anais [...]**. Campina Grande: Realize Editora, 2017. Disponível em: <https://editorarealize.com.br/artigo/visualizar/39039>. Acesso em: 2 set. 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. 389p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv4323.pdf>. Acesso em: 9 jul. 2022.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ – IPECE. **Perfil básico municipal – Tauá**. Fortaleza: IPECE, 2017. 18p. Disponível em: <https://www.ipece.ce.gov.br/perfil-municipal-2017>. Acesso em: 2 set. 2021.

IWATA, B. F.; COSTA, M. C. G.; LEITE, L. F. C.; NASCIMENTO, B. L. M.; ALMEIDA, K. S.; BARBOSA, D. L. S.; SOUSA JÚNIOR, E. L.; BRANDÃO, M. L. S. M. Manejo de resíduos em Argissolo sob agrofloresta no semiárido cearense. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 4, p. 20702-20716, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n4-300>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/9098>. Acesso em: 5 jan. 2022.

IWATA, B. F.; LEITE, L. F. C.; ARAÚJO, A. S. F.; NUNES, L. A. P.; GEHRING, C.; CAMPOS, L. P. Sistemas agroflorestais e seus efeitos sobre os atributos químicos em Argissolo Vermelho-Amarelo do Cerrado piauiense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.7, p.730–738, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000700005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/896JCprfHvQjNy5cmMg7jmJ/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 10 jun. 2024.

JAKELAITIS, A.; SILVA, A. A.; SANTOS, J. B.; VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, áreas pastagens e cultivadas. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.38, n. 2, p.118-127, 2008. Disponível em: <https://revistas.ufg.br/pat/article/view/4171>. Acesso em: 25 jan. 2022.

JENKINSON, D. S.; POWLSON, D. S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil – V: A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, n. 3, p. 209-213, 1976. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90005-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071776900055>. Acesso em: 13 jun. 2022.

JENSEN, M.; ALLEN, R. **Evaporation, evapotranspiration, and irrigation water requirements**. American Society of Civil Engineers, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1061/9780784414057>.

JIN, Q.; WANG, C.; SARDANS, J.; VANCOV, T.; FANG, Y.; WU, L.; HUANG, X.; GARGALLO-GARRIGA, A.; PEÑUELAS, J.; WANG, W. Effect of soil degradation on the carbon concentration and retention of nitrogen and phosphorus across Chinese rice paddy fields. **Catena**, v. 209, 105810, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105810>.

Disponível em:

[https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816221006688#:~:text=The%20results%20showed%20that%2047,decline%20\(p%20%3C%200.05\)](https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816221006688#:~:text=The%20results%20showed%20that%2047,decline%20(p%20%3C%200.05).). Acesso em: 20 fev. 2022.

JUHOS, K.; CZIGÁNY, S.; MADARÁSZ, B.; LADÁNYI, M. Interpretation of soil quality indicators for land suitability assessment – A multivariate approach for Central European arable soils. **Ecological Indicators**, v. 99, p. 261-272, 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.063>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X18309269>. Acesso em: 11 jul. 2022.

KARACA, S.; DENGIZ, O.; TURAN, I. D.; ÖZKAN, B.; DEDEOĞLU, M.; GÜLSER, F.; SARGIN, B.; DEMIRKAYA, S.; AY, A. An assessment of pasture soils quality based on multi-indicator weighting approaches in semi-arid ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 121, 107001, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107001>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X20309407>. Acesso em: 13 jul. 2022.

KARKAJ, E. S.; SEPEHRY, A.; BARANI, H.; MOTAMEDI, J.; SHAHBAZI, F.

Establishing a suitable soil quality index for semi-arid rangeland ecosystems in northwest of Iran. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 19, n. 3, p. 648–658, 2019. DOI:

<https://doi.org/10.1007/s42729-019-00065-4>. Disponível em:

<https://link.springer.com/article/10.1007/s42729-019-00065-4>. Acesso em: 13 jul. 2022.

KARLEN, D. L.; DITZLER, C. A.; ANDREWS, S. S. Soil quality: why and how? **Geoderma**, v. 114, n. 3-4, p. 145-156, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00039-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9).

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706103000399>.

Acesso em: 10 jul. 2022.

KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.;

SCHUMMAN, G. E. Soil quality: A concept, definition and Framework for evaluation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 61, p. 4-10, 1997. DOI:

<https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>. Disponível em:

<https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>.

Acesso em: 11 jul. 2022.

KELLER, T.; HÅKANSSON, I. Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. **Geoderma**, v. 154, n. 3-4, p. 398-406, 2010.

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.11.013>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706109003644>. Acesso em: 19 jul. 2022.

KIEHL, E.J. **Manual de edafologia: Relação solo-planta**. Piracicaba: Ceres, 1979. 262p.

KLEIN, V.A. **Física do solo**. Passo Fundo: Universidade de Passo Fundo, 2008. 240p.

KONG, W.; SU, F.; ZHANG, Q.; ISHII, S.; SADOWSY, M. J.; BANERJEE, S.; SHAO, M.; QIU, L.; WEI, X. Erosion and deposition divergently affect the structure of soil bacterial communities and functionality. **Catena**, v. 209, 105805, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105805>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816221006639>. Acesso em: 8 jul. 2022.

KORKANÇ, S. Y.; KORKANÇ, M. Physical and chemical degradation of grassland soils in semi-arid regions: A case from Central Anatolia, Turkey. **Journal of African Earth Sciences**, v. 124, p. 1-11, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2016.08.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1464343X16302825>. Acesso em: 7 jan. 2022.

LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Sustainability**, v. 7, n. 5, p. 5875–5895, 2015. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7055875>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/7/5/5875>. Acesso em: 7 jul. 2022.

LANDIM, R. B. T. V.; SILVA, D. F.; ALMEIDA, H. R. R. C. Desertificação em Irauçuba (CE): investigação de possíveis causas climáticas e antrópicas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 4, n. 1, p. 01-21, 2011. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v4i1.232681>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/232681>. Acesso em: 2 set. 2021.

LEHMANN, J.; BOSSIO, D. A.; KÖGEL-KNABNER, I.; RILLIG, M. C. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth & Environment**, v.1, p. 544–553, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s43017-020-0080-8>. Acesso em: 13 jul. 2022.

LEPSCH, I. F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2011.

LI, G.; LI, X.; CHEN, W.; LI, J.; ZHU, H.; HU, X.; ZHOU, H.; SUN, H. Effects of degradation severity on the physical, chemical and mechanical properties of topsoil in alpine meadow on the Qinghai-Tibet Plateau, west China. **Catena**, v. 187, 104370, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104370>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816219305120>. Acesso em: 6 jul. 2022.

LI, W.; FRANSSSEN, H. J. H.; BRUNNER, P.; LI, Z.; WANG, Z.; WANG, Y.; WANG, W. The role of soil texture on diurnal and seasonal cycles of potential evaporation over saturated bare soils - lysimeter studies. **Journal of Hydrology**, 128194, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128194>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169422007673>. Acesso em: 18 jul. 2022.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2005, 335 p.

LIMA, C. A.; MONTENEGRO, A. A. A.; LIMA, J. L. M. P.; ALMEIDA, T. A. B.; SANTOS, J. C. N. Uso de coberturas alternativas do solo para o controle das perdas de solo em regiões semiáridas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 3, p. 531-542, 2020.

DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020193900>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/gcDqd3JjfBnQPN4pN7bJb6r/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 6 jul. 2022.

LIMA, C. G. R.; BACANI, V. M.; MONTANARI, R.; VICK, E. P.; FERREIRA, C. C.; SILVA, E. R. S. Metodologias indiretas de mensuração da erodibilidade do solo e caracterização da variabilidade espacial. **Mercator**, v.20, e20023, 2021. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2021.e20023>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/mercator/a/JjSzZGYm5CYdSnSrqxhGPts/>. Acesso em: 23 jul. 2022.

LIMA, C. G. R.; MARQUES, S. M.; LOLLO, J. A.; COSTA, N. R.; CARVALHO, M. P. Inter-relationships among erodibility, soil tolerance and physical-chemical attributes in northwestern of São Paulo state. **Journal of Urban and Environmental Engineering**, v.13, p.102-114, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.4090/juee.2019.v13n1.102114>. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/228729>. Acesso em: 24 jul. 2022.

LIMA, C. G. R.; CARVALHO, M. P.; MELLO, L. M. M.; LIMA, R. C. Correlação linear e espacial entre a produtividade de forragem, a porosidade total e a densidade do solo de Pereira Barreto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 6, p. 1233-1244, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/PWf5vQrXKyvT3P95MbC4RDy/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 2 jun. 2024.

LIMA, C. L. R.; PILLON, C. N.; LIMA, A. C. R. **Qualidade Física do Solo: Indicadores Quantitativos**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 2007. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/33819/1/documento-196.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2022.

LIMA, J. R.; CORDEIRO, A. M. N.; BASTOS, F. H. A influência dos aspectos geomorfológicos nas áreas degradadas susceptíveis à desertificação no estado do Ceará, Brasil. **Paisagem e Ambiente**, n. 38, p. 57-69, 2016. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i38p57-69>. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paam/article/view/101056>. Acesso em: 2 set. 2021.

LIMA, K. C.; LUPINACCI, C. M.; GOES, D. D. M.; SOUZA, S. O.; ALEXANDRE, F. S. Erosão em áreas suscetíveis a desertificação no Semiárido: possibilidades de análise por meio da cartografia geomorfológica baseada em imagens de altíssima resolução. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 24, n. 2, e2319, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v24i2.2319>. Disponível em: <https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/2319>. Acesso em: 15 jun. 2024.

LIMA, R. S.; FONTENELE, J. K. S.; SILVA, V. L.; CHAVES, J. M.; MONTEIRO, J. H. A. Deposição de serrapilheira e variáveis qualitativas da produção de biomassa anual em sistemas de vegetação de caatinga e sistema agroflorestral no município de Cocal-PI. **Brazilian Journal of Agroecology and Sustainability**, v. 2, n. 1, p. 68-82, 2021. DOI: <https://doi.org/10.52719/bjas.v3i1.3944>. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/BJAS/article/view/3944>. Acesso em: 3 set. 2021.

LIPIEC, J.; KUS, J.; SŁOWIN'SKA-JURKIEWICZ, A.; NOSALEWICZ, A. Soil porosity and water infiltration as influenced by tillage methods. **Soil & Tillage Research**, v. 89, n. 2,

p. 210-220, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.07.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198705002175>. Acesso em: 20 jul. 2022.

LOUREIRO, D. C.; POLLI, H.; AQUINO, A. M.; SÁ, M. M. F.; GUERRA, J. G.M. Influência do uso do solo sobre a conservação de carbono na biomassa microbiana em sistemas orgânicos de produção. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 11, n. 1, p. 1- 10, 2016. Disponível em: <http://revistas.abaagroecologia.org.br/index.php/rbagroecologia/article/view/15790>. Acesso em: 26 jan. 2022.

LUNA, R. G.; LUNA, J. G.; ANDRADE, A. P.; SOUTO, J. S.; GORLACH-LIRA, K. Biomassa e atividade microbianas em áreas de caatinga sob diferentes densidades de caprinos. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 12, p. 217-250, 2019. DOI: <https://doi.org/10.21438/rbgas.061218>. Disponível em: <http://revista.ecogestaobrasil.net/v6n12/v06n12a18a.html>. Acesso em: 24 jan. 2022.

MACEDO, R. S.; MORO, L.; LAMBAIS, E. O.; LAMBAIS, G. R.; BAKKER, A. P. Effects of degradation on soil attributes under caatinga in the brazilian semi-arid. **Revista Árvore**, v. 47, e4702, 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1806-908820230000002>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/XzcGXTVbknbXs9DY4QRLwq/>. Acesso em: 15 jun. 2024.

MACEDO, R. S.; BEIRIGO, R. M.; MEDEIROS, B. M.; FELIX, V. J. L.; SOUZA, R. F. S.; BAKKER, A. P. Processos pedogenéticos e susceptibilidade dos solos à degradação no semiárido brasileiro. **Revista Caminhos de Geografia**, v. 22, n. 81, p. 176-195, 2021. DOI: <http://doi.org/10.14393/RCG228155397>. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/55397>. Acesso em: 1 mai. 2024.

MACEDO, R. S.; SOUSA, C. S.; FELIX, V. J. L.; GOMES, V. S.; BAKKER, A. P. Pedogêneses de luvisolos no semiárido paraibano: implicações ao processo de desertificação. In: Congresso Internacional de Meio Ambiente e Sociedade, 1., 2019, Campina Grande. **Anais [...]**. Campina Grande: Cominas, 2019. Disponível em: <https://www.ufpb.br/ufpb/contents/eventos/i-congresso-internacional-de-meio-ambiente-e-sociedade-e-iii-de-diversidade-do-semiarido>. Acesso em: 12 jun. 2024.

MACEDO, R. S.; TEIXEIRA, W. G.; ENCINAS, O. C.; SOUZA, A. C. G.; MARTINS, G. C.; ROSSI, L. M. B. Determinação do fator erodibilidade de diferentes classes de solo do estado do Amazonas (métodos indiretos) e de um Cambissolo Háplico (método direto) na Província Petrolífera de Urucu, Coari – AM. In: Reunião Científica da Rede CTPetro Amazônia – Manaus, 3., 2010, Manaus. **Anais [...]**. Manaus: Rede CTPetro Amazônia, 2010. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/191975/1/16MACEDO-TEIXEIRA-ENCINAS.pdf>. Acesso em: 23 jul. 2022.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. S.; OLIVEIRA, T. S.; MENDONÇA, E. S.; ARAÚJO FILHO, J. A. Frações de nitrogênio em luvisolo sob sistemas agroflorestais e convencional no semiárido cearense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 381-392, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100036>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/yzSnWLqK7M8shcJp8TXyGw/?lang=pt>. Acesso em: 6 jul. 2022.

MAMEHPOUR, N.; REZAPOUR, S.; GHAEMIAN, N. Quantitative assessment of soil quality indices for urban croplands in a calcareous. **Geoderma**, v. 382, 114781, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114781>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706120325362>. Acesso em: 12 jul. 2022.

MANNINGEL, A. R.; CARVALHO, M. P.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v24i0.2374>. Disponível em: <https://doaj.org/article/0ccf4a4280bd4be589a1beff056cc35f>. Acesso em: 1 mai. 2024.

MARCATTO, F. S.; SILVEIRA, H. Efeitos do uso e manejo e dinâmica físico-hídrica de um sistema pedológico derivado de arenitos, no Paraná-Brasil. **Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía**, v 32, n. 1, p. 140-157, 2023. DOI: <https://doi.org/10.15446/rcdg.v32n1.93957>. Disponível em: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0121-215X2023000100140&lng=es&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 3 mai. 2024.

MARENGO, J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. **Parcerias Estratégicas**, v. 27, p. 149–75, 2008. Disponível em: http://www.mct.gov.br/upd_blob/0028/28139.pdf. Acesso em: 9 jul. 2022.

MARINHO, A. C. C. S.; PORTELA, J. C.; SILVA, E. F.; DIAS, N. S.; SOUSA JÚNIOR, F. S.; SILVA, A. C.; SILVA, J. F. Organic matter and physicochemical attributes of a Cambisol under different agricultural uses in a semi-arid region of Brazil. **Australian Journal of Crop Science**, v.10, p.32-41, 2016. Disponível em: https://www.cropj.com/portela_10_1_2016_32_41.pdf. Acesso em: 11 jan. 2022.

MARQUES, F. A.; NASCIMENTO, A. F.; ARAÚJO FILHO, J. C.; SILVA, A. B. **Solos do Nordeste**. Boa Viagem: Embrapa Solos, 2014. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1003864/solos-do-nordeste>. Acesso em: 4 set. 2021.

MARQUES, J. D. O. **Horizontes pedogenéticos e sua relação com camadas hidráulicas do solo**. 2000. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000. DOI: <https://doi.org/10.11606/D.11.2019.tde-20190821-132226>. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-20190821-132226/pt-br.php>. Acesso em: 20 jul. 2022.

MARQUES, J. J. G. S. M.; CURTI, N.; FERREIRA, M. M.; LIMA, J. M.; SILVA, M. L. N.; SÁ, M. A. C. Adequação de métodos indiretor para estimativa da erodibilidade de solos com horizonte b textural no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, n. 3, p. 447-456, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06831997000300014>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/RZLtnMTrSnSsfJZ48kRdnTD/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 1 jul. 2024.

MARTÍNEZ, F. D. G.; CASTORENA, E. V. G.; URIBE, V. V. E.; ALVARADO, R. E. V.; SÁENZ, E. O.; CASTORENA, M. D. C. G. Sustainability of the soil resource in intensive

production with organic contributions. **Agronomy**, v.12, p.1-20, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12010067>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4395/12/1/67>. Acesso em: 16 jun. 2024.

MARTINS, C. M.; GALINDO, I. C. L.; SOUZA, E. R.; POROCA, H. A. Atributos químicos e microbianos do solo de áreas em processo de desertificação no Semiárido de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 6, p. 1883-1890, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000600012>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/SxJ6YYS33gxWwjgnvHmfdNq/?lang=pt>. Acesso em: 04 jan. 2022.

MARTINS, M. E. **Atributos de um Latossolo sob aplicação de vinhaça e cultivo de cana-de-açúcar**. 2011. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) – Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2011. Disponível em: https://bdtd.ibict.br/vufind/Record/UFMT_8e6953aedc89b7c131577523950e92a8. Acesso em: 20 jan. 2022.

MATAIX-SOLERA, J.; CERDÀ, A.; ARCENEGUI, V.; JORDÁN, A.; ZAVALA, L.M. Fire effects on soil aggregation: A review. **Earth-Science Reviews**, v. 109, p. 44-60, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0012825211001322>. Acesso em: 21 jul. 2022.

MATOS, A. T.; ALMEIDA NETO, O. B.; MATOS, M. P. Saturação do complexo de troca de solos oxidicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.5, p. 501-506, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000500006>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/phcK99d5wxrhfJFdR9QSBMx/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 8 jan. 2022.

MATOSO, S. C. G.; SILVA, A. N.; PEREIRA, E. C. F.; COLLETA, Q. P.; MAIA, E. Frações de carbono e nitrogênio de um Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob diferentes usos na Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 231- 240, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000200008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/3JbcnwjYgXv7wf4gYJJQs7M/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 11 jun. 2024.

MAZURANA, M.; FINK, J. R.; SILVEIRA, V. H. D.; LEVIEN, R.; ZULPO, L.; BREZOLIN, D. Propriedades físicas do solo e crescimento de raízes de milho em um Argissolo Vermelho sob tráfego controlado de máquinas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 1185-1195, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/BK7m3rcGnVR9dXbyTCPMN5k/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 4 jun. 2024.

MEDEIROS, M. D. O. N.; OLIVEIRA, F. H. T.; PRESTON, W.; PAIVA, M. R. F. C.; GÓIS, H. M. M. N. Comparison of methods for extracting available phosphorus from soils of the semi-arid. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 52, n. 4, e20207633, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20210062>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rca/a/HGCh5SBfDBtgq4sKZyrvNWB/>. Acesso em: 17 jun. 2024.

MELLADO, D. E. G.; MELLO, C. R.; CURI, N. Environmental degradation risk by water erosion in a water producer Colombian Andes basin. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 45, e010021, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1413-7054202145010021>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cagro/a/X9rCKHfd7sMsSDZG3Vn9xfQ/>. Acesso em: 2 jul. 2022.

MELLONI, R.; COSTA, N. R.; MELLONI, E. G. P.; LEMES, M. C. S.; ALVARENGA, M. I. N.; NUNES NETO, J. Sistemas agroflorestais cafeeiro-araucária e seu efeito na microbiota do solo e seus processos. **Revista Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 784-795, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509832392>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/TDmz95cNPCz6vkq5FqDDfbr/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 20 jan. 2022.

MELO, B. C. M.; CAVALCANTI, I. F. A.; SOUZA, P. P. Zona de convergência intertropical do Atlântico. In: CAVALCANTI, I. F. A. *et al.* **Tempo e Clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. p.25 - 41.

MENEZES, B. S. **Gênese e mineralogia de solos com horizonte b textural do estado de Sergipe**. 2020. (Trabalho de Conclusão de Curso) – Núcleo de Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Sergipe, Nossa Senhora da Glória, 2020. Disponível em: <http://ri.ufs.br/jspui/handle/riufs/13670>. Acesso em: 12 jun. 2024.

MERGULHÃO, A. C. E. S.; SILVA, M. L. R. B.; LYRA, M. C. C. P. Avaliação do estado microbiológico do solo em área preservada e impactada por mineração no semiárido de Pernambuco. **Revista Ambiência Guarapuava**, v.15, n.3, p. 611 – 627, 2019. DOI: <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2019.03.08>. Disponível em: https://revistas.unicentro.br/index.php/ambiencia/article/view/4654/pdf_1. Acesso em: 24 jan. 2022.

MIOTO, L. S.; ARAÚJO, M. A.; SERON, C. C.; LAVANHOLI, R.; BATISTA, M. A.; USHIWATA, S. Y. Resistência mecânica do solo à penetração avaliada em área de segundo ano de implantação da cultura da mandioca (*Manihot esculenta* CRANTZ). **Revista Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 1, p. 4601-4620, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n1-330>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BRJD/article/view/6468>. Acesso em: 19 jul. 2022.

MIRGHAED, F. A.; SOURI, B. Spatial analysis of soil quality through landscape patterns in the Shoor River Basin, Southwestern Iran. **Catena**, v. 211, 106028, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106028>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222000145>. Acesso em: 11 jul. 2022.

MOMOLI, R. S.; OLIVEIRA, T. B.; SANTOS, L. O.; CORRECHEL, V.; FARIA, K. M. S. Atributos morfológicos e físicos dos solos das trilhas turísticas da APA das nascentes do Rio Vermelho, Goiás. **Revista Formação (Online)**, v. 29, n. 54, p. 167-197, 2022. DOI: <https://doi.org/10.33081/formacao.v29i54.8243>. Disponível em: <https://revista.fct.unesp.br/index.php/formacao/article/view/8243>. Acesso em: 2 jun. 2024.

MONTENEGRO, A. A. A.; LOPES, I.; ALMEIDA, T. A. B.; LIMA, J. L. M. P.; MONTENEGRO, H. G. L. A.; ARAÚJO, B. G. Impacto de métodos naturais para conservação de água e solo no semiárido brasileiro. **Revista FAVE Ciências Agrárias**, v. 19,

n. 2, p. 45-59, 2020. DOI: <https://doi.org/10.14409/fa.v19i2.9749>. Disponível em: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1666-77192020000200045. Acesso em: 22 jul. 2022.

MORAGODA, N.; KUMAR, M.; COHEN, S. Representing the role of soil moisture on erosion resistance in sediment models: Challenges and opportunities. **Earth-Science Reviews**, v. 229, 104032, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.104032>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0012825222001167>. Acesso em: 25 jul. 2022.

MORAIS, R. C. S.; SALES, M. C. L. Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962.2017v27nesp1p84>. Disponível em: <http://periodicos.pucminas.br/index.php/geografia/article/view/p.2318-2962.2017v27nesp1p84>. Acesso em: 8 jul. 2022.

MORGAN, R. P. C. **Soil erosion and conservation**. 3. ed. London: Blackwell Science, 2015. 304p.

MORO, M. F.; MACEDO, M. B.; MOURA-FÉ, M. M.; CASTRO, A. S. F.; COSTA, R. C. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia**, v. 66, n. 3, p. 717-743, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566305>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rod/a/dq6rXHrW9prk9vGXzgcYv/?lang=pt>. Acesso em: 3 set. 2021.

MOTA, J. C. A.; ALENCAR, T. L.; ASSIS JÚNIOR, R. N. Alterações físicas de um cambissolo cultivado com bananeira irrigada na chapada do Apodi, Ceará. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1015-1024, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140018>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/33TJjbFSNznHGZ4RbsWwRC/?lang=pt>. Acesso em: 3 jul. 2022.

MOTA, J. C. A.; ALVES, C. V. O.; FREIRE, A. G.; ASSIS JÚNIOR, R. N. Uni and multivariate analyses of soil physical quality indicators of a Cambisol from Apodi Plateau - CE, Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 140, p. 66-73, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198714000269>. Acesso em: 16 jul. 2022.

MOTA, J. C. A.; FREIRE, A. G.; ASSIS JÚNIOR, R. N. Qualidade física de um Cambissolo sob sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1196-1206, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/wqf8DNGVXQMpdtdPRzdRRgFh/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 13 jul. 2022.

NASCENTE, A. S.; LI, Y.; CRUSCIOL, C. A. C. Soil Aggregation, Organic Carbon Concentration, and Soil Bulk Density as Affected by Cover Crop Species in a No-Tillage System. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 871-879, 2015. DOI:

<https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140388>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/Z5CB4Bq6TBs4Gfrqkp6L3FC/?lang=en>. Acesso em: 21 jul. 2022.

NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE. UNITED STATES
 DEPARTMENT OF AGRICULTURE – USDA/NRCS. **Soil health**. USA: USDA, 2022.
 Disponível em:

<https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/soils/health/?cid=stelprdb1048783>. Acesso em: 13 jul. 2022.

NIERO, L. A. C.; DECHEN, S. C. F.; COELHO, R. M.; MARIA, I. C. Avaliações visuais como índice de qualidade do solo e sua validação por análises físicas e químicas em um Latossolo Vermelho distroférico com usos e manejos distintos. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 34, p. 1271-1282, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400025>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/LXQrhvP8H8VrhfmdjB6kKKC/?lang=pt>. Acesso em: 15 jul. 2022.

NOSRATI, K.; COLLINS, A. L. A soil quality index for evaluation of degradation under land use and soil erosion categories in a small mountainous catchment. **Iran. Journal of Mountain Science**, v. 16, n. 11, p. 2577–2590, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11629-019-5567-8>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11629-019-5567-8>. Acesso em: 12 jul. 2022.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG, Universidade Federal Viçosa, 1999. 399p.

NOVAK, E.; CARVALHO, L. A.; SANTIAGO, E. F.; FERREIRA, F. S.; MAESTRE, M. R. Composição química do solo em diferentes condições ambientais. **Revista Ciência Florestal**, v. 31, n. 3, p. 1063-1085, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509828995>. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/28995>. Acesso em: 11 jan. 2022.

NSABIMANA, G., BAO, Y., HE, X., NAMBAJIMANA, J., YANG, L., LI, J., UWIRINGIYIMANA, E., NSENGUMUREMYI, P., NTACYABUKURA, T. Soil aggregate stability response to hydraulic conditions in water level fluctuation zone of the three gorges reservoir, China. **Catena**, v. 204, 105387, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105387>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816221002460>. Acesso em: 21 jul. 2022.

OLIVEIRA, D. M. S.; LIMA, R. P.; VERBURG, E. J. Qualidade física do solo sob diferentes sistemas de manejo e aplicação de dejetos líquido suíno. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 280-285, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n3p280-285>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/MRdMcFTBfgwn6SKW7pdzDSP/abstract/?lang=en>. Acesso em: 20 jul. 2022.

OLIVEIRA, I. A. D.; MARQUES JUNIOR, J.; CAMPOS, M. C. C.; AQUINO, R. E. D.; FREITAS, L. D.; SIQUEIRA, D. S.; CUNHA, J. M. D. Variabilidade espacial e densidade amostral da suscetibilidade magnética e dos atributos de Argissolos da Região de Manicoré,

AM. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p. 668- 681, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140496>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/BSNtbVm8wvFgj53NrSft5RM/?lang=pt>. Acesso em: 3 jun. 2024.

OLIVEIRA, J. B. **Pedologia aplicada**. 4. ed. Piracicaba: FEALQ, 2011.

OLIVEIRA, S. P.; CÂNDIDO, M. J. D.; WEBER, O. B.; XAVIER, F. A. S.; ESCOBAR, M. E. O.; OLIVEIRA, T. S. Conversion of forest into irrigated pasture I. Changes in the chemical and biological properties of the soil. **Catena**, v. 137, p. 508-516, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.10.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816215301399>. Acesso em: 22 jan. 2022.

OLIVEIRA, V. P. V. A Problemática da degradação dos recursos naturais no domínio dos Sertões Secos do Estado do Ceará-Brasil. In: SILVA, J.B. *et al.* (Org.). **Litoral e sertão, natureza e sociedade no nordeste brasileiro**. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2006. p.187 – 199. Disponível em: <http://www.ppggeografia.ufc.br/images/litoralesertao1.pdf>. Acesso em: 3 set. 2021.

OLIVEIRA, V. P.V.; PRINTZ, A.; SCHMIDT, S.; BEZERRA, C. L. F. Sustainable use of natural resources in the municipality of Tauá-Ceará. In: GAISER, T.; KROL, M.; FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, J. C. (Ed). **Global change and regional impact: water availability and vulnerability of ecosystems and society in the semiarid northeast of Brazil**. Berlin: Springer, 2003. p. 305-322. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-642-55659-3>. Acesso em: 9 out. 2024.

PÁDUA, E. J.; GUERRA, A. R.; ZINN, Y. L. Modelagem da Densidade do Solo em Profundidade sob Vegetação Nativa em Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 3, p. 725-736, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140028>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/qGdNQ56LPxprHN5CwrX4gHQ/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 20 jul. 2022.

PANDEY, A.; HIMANSHU, S. K.; MISHRA, S. K.; SINGH, V. P. Physically based soil erosion and sediment yield models revisited. **Catena**, v. 147, p. 595-620, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816216303137>. Acesso em: 8 jul. 2022.

PARRON, L. M.; RACHWAL, M. F. G.; MAIA, C. M. B. F. Estoques de carbono no solo como indicador de serviços ambientais. In: PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma mata atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. p.92-100. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1024472>. Acesso em: 11 jun. 2024.

PAVLU, L.; KODESOVÁ, R.; VASÁT, R.; FÉR, M.; KLEMENT, A.; NIKODEM, A.; CAPIČKA, A. Estimation of the stability of topsoil aggregates in areas affected by water erosion using selected soil and terrain properties. **Soil & Tillage Research**, v. 219, 105348, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105348>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198722000344>. Acesso em: 22 jul. 2022.

PEI, S.; FU, H.; WAN, C. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 124, n. 1-2, p. 33-39, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.08.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880907002083>. Acesso em: 1 mai. 2024.

PEDÓ, F. **Rendimento e distribuição de raízes de seis espécies de plantas em dois níveis de compactação do solo**. 1986. Dissertação (Mestrado em Agronomia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1986. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/agronomia/materiais/FabioPedo1986.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2022.

PEREIRA, A. P. A.; MENDES, L. W.; OLIVEIRA, F. A. S.; ANTUNES, J. E. L.; MELO, V. M. M.; ARAÚJO, A. S. F. Land degradation affects the microbial communities in the Brazilian Caatinga biome. **Catena**, v. 211, 105961, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105961>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816221008195>. Acesso em: 20 jan. 2022.

PEREIRA, F. S.; ANDRIOLI, I.; PEREIRA, F. S.; OLIVEIRA, P. S.; CENTURION, J. F.; FALQUETO, R. J.; MARTINS, A. L. S. Qualidade física de um Latossolo Vermelho submetido a sistemas de manejo avaliado pelo índice S. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 87-95, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100008>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/hNwccqn6xktNBN5gWtRqbnd/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 16 jul. 2022.

PEREZ-MARIN, A. M.; CAVALCANTE, A. M. B.; MEDEIROS, S. S.; TINÔCO, L. B. M.; SALCEDO, I. H. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica? **Parcerias Estratégicas**, v. 17, n. 34, p. 87-106, 2012. Disponível em: https://www.gov.br/insa/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes-do-insa/desertificacao/aldrin_6_nucleos-de-desertificacao-no-semiarido-brasileiro.pdf. Acesso em: 8 jul. 2022.

PERIN, L.; FARIAS, F. J.; SILVA, T. C. C. B.; MENEZES, V. M. M.; PINHEIRO, S. S. C. Atributos químicos e microbiológicos do solo em sistema agroecológico de produção. **Revista Expressão Científica**, v. 3, n. 1, p. 34-41, 2018. Disponível em: <https://aplicacoes.ifs.edu.br/periodicos/REC/article/view/235/234>. Acesso em: 10 jan. 2022.

PERUSI, M. C.; CARVALHO, W. A. Comparação de métodos para a determinação da estabilidade de agregados por vias seca e úmida em diferentes sistemas de uso e manejo do solo. **Geociências**, v. 27, n. 2, p. 197-206, 2008. Disponível em: <https://ppegeo.igc.usp.br/index.php/GEOSP/article/view/7055>. Acesso em: 13 jun. 2022.

PINTO, L. A. S. R.; BEUTLER, S. J.; ASSUNÇÃO, S. A.; ROSSI, C. Q.; GUARESCHI, R. F.; ZANDONÁ, S. R.; SANTOS, O. A. Q.; PEREIRA, M. G. Extração e quantificação das frações de fósforo orgânico no solo. **Revista Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 6,

p.34260-34278, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n6-102>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/11129>. Acesso em: 10 jun. 2024.

PIRES, L. F.; ROSA, J. A.; TIMM, L. C. Comparação de métodos de medida da densidade do solo. **Revista Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, n. 1, p. 161-170, 2011. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v33i1.5507>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asagr/a/NsWPKVJtJnmGVhtVYLNH8XQ/?lang=pt>. Acesso em: 19 jul. 2022.

POSTHUMUS, H.; DEEKS, L.K.; RICKSON, R.J.; QUINTON, J.N. Costs and benefits of erosion control measures in the UK. **Soil Use and Management**, v. 31, p. 16-33, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/sum.12057>. Disponível em: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/sum.12057>. Acesso em: 8 jul. 2022.

PREZOTTI, L. C.; MARTINS, A. G. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória: Incaper, 2013. 104p.

PULIDO, M.; SCHNABEL, S.; CONTADOR, J. F. L.; LOZANO-PARRA, J.; GÓMEZ-GUTIÉRREZ, A. Selecting indicators for assessing soil quality and degradation in rangelands of Extremadura (SW Spain). **Ecological Indicators**, v. 74, p. 49-61, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.016>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X16306537>. Acesso em: 3 jul. 2022.

QUEIROZ, G. C. M.; SILVA, F. W. A.; PORTELA, J. C.; OLIVEIRA, V. N. S.; SANTOS, M. V. Densidade e resistência do solo à penetração de raízes em agroecossistemas no semiárido brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 14, n.4, p.497-505, 2019. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v14i4.6355>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/6355>. Acesso em: 8 jan. 2022.

QUEIROZ, K. B.; RIBEIRO, G. N.; FRANCISCO, P. R. M.; SILVA, V. F.; SANTOS, D. Potencial natural de erosão e limite de tolerância de perdas de solo na bacia hidrográfica do açude do Namorado, Paraíba. **Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia**, v. 7, n. 3, p. 36-48, 2021. Disponível em: <http://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/4365>. Acesso em: 24 jul. 2022.

RABELO, L. M. L.; COSTA, L. I. O.; FARIAS, T. R. L. Estudo comparativo da erodibilidade dos solos de núcleo de desertificação no nordeste brasileiro. In: Congresso Brasileiro de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica, 20., 2020, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: Cobramseg, 2020.

RAIESI, F. A minimum data set and soil quality index to quantify the effect of land use conversion on soil quality and degradation in native rangelands of upland arid and semiarid regions. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 307-320, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.049>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X16307543>. Acesso em: 3 jul. 2022.

- RAMOS, H. M. M.; DUARTE, J. F. B.; SIMPLÍCIO, A. A. F.; OLIVEIRA, I. M. C.; FEITOSA, D. L. Atributos físico-hídricos de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v. 14, n. 2, p. 3968, 2020. DOI: <https://doi.org/10.7127/rbai.v14n101147>. Disponível em: <https://www.proquest.com/openview/849937e889cd4c002e2b057974196132/1?pq-origsite=gscholar&cbl=2033446>. Acesso em: 6 mai. 2024.
- RAMOS, M. R.; FAVARETTO, N.; DIECKOW, J.; DEDECK, R. A.; VEZZANI, F. M.; ALMEIDA, L.; SPERRIN, M. Soil, water and nutrient loss under conventional and organic vegetable production managed in small farms versus forest system. **Journal of Agriculture and Rural Development in the Tropics and Subtropics**, v. 115, n. 1, p. 31-40, 2014. Disponível em: <https://www.fao.org/family-farming/detail/fr/c/325965/>. Acesso em: 16 jul. 2022.
- RAMOS, R. S.; PEREIRA JUNIOR, E. B.; MOREIRA, J. N.; NOGUEIRA, F. R. B.; SILVA, J. J.; OLIVEIRA FILHO, F. S.; RODRIGUES, M. H. B. S.; CASSIMIRO, C. A. L. Avaliação dos atributos do solo submetidos a diferentes usos e manejos do solo no semiárido paraibano. **Revista Científica Multidisciplinar**, v. 4, n. 2, e422769, 2023. DOI: <https://doi.org/10.47820/recima21.v4i2.2769>. Disponível em: <https://recima21.com.br/index.php/recima21/article/view/2769>. Acesso em: 15 jun. 2024.
- REIS, A. L. M.; SIQUEIRA, R. G.; DAVILA, R. B.; SACRAMENTO, I. F.; LADEIRA, F. L.; SCHAEFER, C. E. Características físicas e químicas de Neossolos Litólicos nos Biomas Brasileiros. **Cadernos de Agroecologia**, v. 15, n. 1, 2020: Edição Especial V Simpósio Mineiro de Ciência do Solo: Agroecologia e a Compreensão do Solo como Fonte e Base para a Vida. Disponível em: <https://cadernos.aba-agroecologia.org.br/cadernos/article/view/6265>. Acesso em: 10 jun. 2024.
- 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. Disponível em: http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.whoos.com.br/downloads/Producao_Artigos/5.pdf. Acesso em: 25 Jun. 2020.
- REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. **Propriedades físicas do solo**. Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, 2006. 18 p.
- RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ, V. H. **Recomendações para o Uso de Corretivos e Fertilizantes em Minas Gerais - 5º Aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – CFSEMG, 1999. p. 360.
- RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. G. B. F.; SAMPAIO, F. M. T. Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 4, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-70542007000400033>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cagro/a/6dMcQxC43F8tMMKfrWkBXw/?lang=pt>. Acesso em: 20 jul. 2022.
- REBOUÇAS, A. C. Águas Subterrâneas. In: REBOUÇAS, A. C; BRAGA, B; TUNDISI, J.G. (Orgs). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo:

Escrituras editora, 2006. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001046108>. Acesso em: 4 set. 2021.

REIS, A. P. L.; SILVA, M. A. F. S.; MAIA, A. L. V.; SILVA JÚNIOR, J. M. T.; SABÓIA, L. R. M. Levantamento florístico das espécies nativas da caatinga do estado do Ceará. **Revista Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 3, p. 3060-3078, 2021. DOI: <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n3-023>. Disponível em: <https://brazilianjournals.com/ojs/index.php/BJAER/article/view/33146>. Acesso em: 4 set. 2021.

REIS JÚNIOR, F. B.; MENDES, I. C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2007. 40p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/doc/572256/1/doc205.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2022.

REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. **Geoderma**, v. 110, p. 131-146, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00228-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00228-8). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706102002288>. Acesso em: 12 jul. 2022.

RODRIGUES, J. A. M.; MELLO, C. R. M.; VIOLA, M. R.; RODRIGUES, M. C. Estimativa da vulnerabilidade dos solos à erosão hídrica na bacia hidrográfica do Rio Cervo – MG. **Geociências**, v. 36, n. 3, p. 531 - 542, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i3.11695>. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/11695>. Acesso em: 5 jun. 2024.

RODRIGUES, M. **Sistemas de manejo e a dinâmica das formas de fósforo e da fertilidade em solos de Cerrado**. 2014, 76f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas). Escola Superior de Agronomia “Luiz Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2014. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-05022014-090437/pt-br.php>. Acesso em: 10 jun. 2024.

RODRIGUES, M. S.; SOUZA, C.; LIMA, D. D.; SILVA, S. D. P.; ALVES, D. C.; MACHADO, N. S. Impacto do cultivo do coqueiro irrigado na qualidade física do solo na região semiárida brasileira. *Ciencia del Suelo*, v. 34, n. 1, p. 139-144, 2016. Disponível em: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672016000100013. Acesso em: 18 jul. 2022.

RODRIGUES, S.; SATO, M. K.; LIMA, H. V.; FERREIRA, R. L. C.; OLIVEIRA, P. D. Porosidade de aeração do solo e conteúdo de água em função das variações sazonais em áreas com Palma de Óleo. *In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, XXXV.*, 2015, Natal. **Anais [...]**. Natal: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2015. Disponível em: <https://www.eventossilos.org.br/cbcs2015/arearestrita/arquivos/2516.pdf>. Acesso em: 20 jul. 2022.

RÖMKENS, M. J.; HELMING, K.; PRASAD, S.N. Soil erosion under different rainfall intensities, surface roughness, and soil water regimes. **Catena**, v. 46, n. 2, p. 103–123, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00161-8](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00161-8). Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0341816201001618>. Acesso em: 22 jul. 2022.

RONQUIM, C. C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. Campinas: Embrapa Territorial, 2020. 34p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1128267>. Acesso em: 6 jan. 2022.

ROSADO, T. L.; MONÇÃO, O. P.; GONTIJO, I.; PIRES, F. R. Efeito da cobertura vegetal nos atributos físicos de um Latossolo Amarelo cultivado com banana. **Revista Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 721-728, 2012. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3647>. Acesso em: 20 jul. 2022.

ROSEMBERG, N.J. Response of plants to the physical effects of soil compaction. **Advances in Agronomy**, v. 16, p. 181-196, 1964. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60024-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60024-3). DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60024-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60024-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0065211308600243>. Acesso em: 19 jul. 2022.

RÜHLMANN, J.; KÖRSCHENS, M.; GRAEFE, J. A new approach to calculate the particle density of soils considering properties of the soil organic matter and the mineral matrix. **Geoderma**, v. 130, n. 3-4, p. 272-283, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.024>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706105000431>. Acesso em: 4 mai. 2024.

SADEGHIAN, N.; VAEZI, A. R.; MAJNOONHERIS, A.; CERDÀ, A. Soil physical degradation and rill detachment by raindrop impact in semi-arid region. **Catena**, v. 207, 105603, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105603>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816221004616>. Acesso em: 7 jul. 2022.

SALES, R. P.; PORTUGAL, A. F.; MOREIRA, J. A. A.; KONDO, M. K.; PEGORARO, R. F. Qualidade física de um Latossolo sob plantio direto e preparo convencional no semiárido. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 47, n. 3, p. 429-438, 2016. Disponível em: <http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/4037>. Acesso em: 22 jul. 2022.

SAMAEI, F.; EMAMI, H.; LAKZIAN, A. Assessing soil quality of pasture and agriculture land uses in Shandiz county, northwestern Iran. **Ecological Indicators**, v. 139, 108974, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108974>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X22004459>. Acesso em: 10 jul. 2022.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SAMPAIO, Y. **Desertificação: conceitos, causas, consequências e mensuração**. Recife: UFPE, Recife, 2002. 85 p.

SANTIAGO, C. M. C.; SALES, M. C. L.; SILVA, E. V.; PAULA, J. E. A. Erodibilidade do solo e a relação com as formas de uso e ocupação na bacia hidrográfica do rio São Nicolau – Piauí. **Revista de Educação Ambiental**, v. 21, n.2, p. 154-175, 2016. Disponível em: <https://periodicos.furg.br/ambeduc/article/view/6412>. Acesso em: 11 jun. 2022.

SANTIAGO, F. S.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; PINHEIRO, M. R. A. Atributos do solo em sistemas de cultivo irrigado agroecológico e convencional no Semiárido do Rio Grande do Norte. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 13, n. 2, p. 176-185, 2018. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v13i2.5335>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/5335>. Acesso em: 10 jan. 2022.

SANTOS, H. C.; OLIVEIRA, F. H. T.; SALCEDO, I. H.; SOUZA, A. P.; SILVA, V. D. M. Kinetics of phosphorus sorption in soils in the state of Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1301-1310, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000400024>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/h6Q6dPW9GJSYPj9sXDgM7cL/?lang=en>. Acesso em: 18 jun. 2024.

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. C. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5.ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/sibcs>. Acesso em: 4 set. 2021.

SAYGIN, S. D.; CORNELIS, W. M.; ERPUL, G.; GABRIELS, D. Comparison of different aggregate stability approaches for loamy sand soils. **Applied Soil Ecology**, v. 54, p. 1-6, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.11.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0929139311003179>. Acesso em: 21 jul. 2022.

SCHRODER, J. H. **Soil moisture-based drip irrigation for efficient use of water and nutrients and sustainability of vegetables cropped on coarse soils**. Florida: University of Florida, 2006.

SHARMA, L. K.; RAJ, A.; SOMAWAT, K. Spatio-temporal assessment of Environmentally Sensitive Areas (ESA) in The Thar Desert India, to combat desertification under UNCCD framework. **Journal of Arid Environments**, v. 194, 104609, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104609>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0140196321001750>. Acesso em: 9 jul. 2022.

SILVA, C. F.; PEREIRA, M. G.; PINTO, L. A. S. R.; TEODORO, S. A.; FONTES, M. A.; GAIA-GOMES, J. H.; SILVA, E. M. R. Soil attributes as indicators of the stabilization process of erosion in gullies at different formation stages in the southeast region of Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 16, n. 4, e2632, 2021. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2632>. Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/2335>. Acesso em: 2 jul. 2022.

SILVA, D. M.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J. S.; SILVEIRA, A. O.; SILVA, D. A. A.; RACHE, M. M.; PASSOS, V. H. G.; SILVA, B. R. Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1585-1594, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20150138>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/F5YprsNRRNBzS4fzvZRgfVJ/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 7 jan. 2022.

SILVA, E. G. B. **Degradação das terras secas nos sertões de Santa Quitéria e Independência – Ceará: contribuições ao monitoramento ambiental**. 2018. Tese (Doutorado em Geografia) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/handle/riufc/40452>. Acesso em: 2 set. 2021.

SILVA, E. G. B.; OLIVEIRA, V. P. V. Identificação das áreas susceptíveis à desertificação no estado do Ceará: antecedentes cartográficos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 10, n. 4, p. 1269-1280, 2017. DOI: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v10.4.p1269-1280>. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/234084>. Acesso em: 3 jun. 2022.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007a. 6p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/CNPAB-2010/34389/1/cot098.pdf>. Acesso em: 11 jun. 2022.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO_2)**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007b. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/CNPAB-2010/34390/1/cot099.pdf>. Acesso em: 11 jun. 2022.

SILVA, F. L.; SILVA, M. H. M.; OLIVEIRA-JÚNIOR, E. S.; LÓPEZ-ALONSO, M.; PIERANGELI, M. A. P. Fertility and carbon stock in pasture and forest environments in the Southern Amazon. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.28, n.1, e270888, 2024. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v28n1e270888>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/3Cs9nch7msxCvGKb6gMgHxc/>. Acesso em: 15 jun. 2024.

SILVA, I. A. S.; SILVA, J. C. B.; SILVA, K. A.; BARROS, J. R. Estudo da desertificação em Gilbués-Piauí: caracterização física, variabilidade climática e impactos ambientais. **Revista de Geografia**, v. 28, n. 2, p. 95-108, 2011. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/228816>. Acesso em: 2 set. 2021.

SILVA, L. F. S.; MARINHO, M. A.; ROCCO, E. O.; WALTER, M. K. C.; BOSCHI, R. S. Métodos indiretos de estimativa da erodibilidade de um Latossolo Vermelho da região de Campinas, SP. **Revista Ciência, Tecnologia & Ambiente**, v.3, p.51-58, 2016. Disponível em: <https://www.revistacta.ufscar.br/index.php/revistacta/article/view/25>. Acesso em: 24 jul. 2022.

SILVA, P. V. S. R.; NASCIMENTO, P. S. Sunflower biometrics and chemical salinity attributes of soil irrigated with waters of different qualities. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 4, e2499, 2020. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2499>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ambiagua/a/RsGMRpHWXqCBQ4ZxSNSp9TL/?lang=en>. Acesso em: 8 jan. 2022.

SILVA, R. R.; SILVA, M. L. N.; CARDOSO, E. L.; MOREIRA, F. M. S.; CURTI, N.; ALOVISI, A. M. T. Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica Campos das Vertentes – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1585-1592, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500011>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/7yR7dzVHKWYwBNhLkJphLjz/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 3 mai. 2022.

SILVA, R. F.; ALBUQUERQUE, A. J., COSTA, A. Crescimento inicial da cultura da soja em latossolo bruno com diferentes graus descompactação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 6, p. 1731-1739, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000600008>. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/rbcs/a/8CgSq6vN5nZrJZ5kBCv9w6d/?lang=pt>. Acesso em: 4 jun. 2024.

SILVA, T. C.; VIANA, T. V. A.; SOUSA, G. G.; BLUM, S. C.; SOUSA, A. M.; AZEVEDO, B. M. Atributos químicos e atividade microbiológica em Argissolo Vermelho-Amarelo sob diferentes sistemas de manejo com e sem queima em condições de semiárido. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 7, n. 16, p. 575-588, 2020. DOI: [https://doi.org/10.21438/rbgas\(2020\)07160](https://doi.org/10.21438/rbgas(2020)07160). Disponível em:

<http://revista.ecogestaobrasil.net/v7n16/v07n16a08a.html>. Acesso em: 22 jan. 2022.

SILVA, T. C. C. B. **Efeito da cobertura do solo sobre atributos físicos e microbiológicos**. 2019. 19f. Monografia (Tecnologia em Agroecologia) – Instituto Federal de Sergipe, Sergipe, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ifs.edu.br/biblioteca/handle/123456789/858>. Acesso em: 1 mai. 2024.

SIMEÃO, T. N.; MOREIRA, L. C. C.; SANTOS, S. A. F.; BERTOLINO, A. V. F.A. Incêndio em área de Argissolo Vermelho Distrófico e suas repercussões na porosidade e densidade do solo: Monjolos – São Gonçalo/RJ. **Contemporary Journal**, v. 3, n. 11, p. 20763-20779, 2023. DOI: <https://doi.org/10.56083/RCV3N11-047>. Disponível em:

<https://ojs.revistacontemporanea.com/ojs/index.php/home/article/view/2145>. Acesso em: 1 jun. 2024.

SKOOP, J. M. Physical properties of primary particles. *In*: HUANG, P. M.; LI, Y.; SUMMER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**, Boca Raton: CRC Press, 2002. p. 1-16.

SOARES, R. D. M.; CAMPOS, C. C. M.; OLIVEIRA, A. I.; CUNHA, M. J.; SANTOS, C. A. L.; FONSECA, S. J.; SOUZA, M. Z. Atributos físicos do solo em áreas sob diferentes sistemas de uso na região de Manicoré, AM. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 59, n. 1, p. 9-15, 2016. Disponível em: <https://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/2020>. Acesso em: 2 jun. 2024.

SOUSA, F. P.; FERREIRA, T. O.; MENDONÇA, E. S.; ROMERO, R. E.; OLIVEIRA, J. G. B. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 148, p. 11-21, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.009>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0167880911003896>. Acesso em: 6 jul. 2022.

SOUSA, M. A.; REIS, I. M. S.; ALMADA, A. P.; ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; PINTO, L. A. R. S.; SILVA, C. F.; SANTOS, O. A. Q. Atributos químicos e frações da matéria orgânica em solos antrópicos na Amazônia Oriental. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 5, p.29623-29643, 2020. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n5-424>. Disponível em: <https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/view/10397>. Acesso em: 19 jun. 2024.

SOUSA NETO, O. N.; DIAS, N. S.; LIRA, R. B.; SILVA, E. F.; FERREIRA, A. L. L.; FREITAS, J. J. R. Chemical attributes of traditional agriculture and Caatinga managed at different depths in an Inceptisol. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, n. 1, p. 50-55, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n1p50-55>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/hzpCR7FGStNDLjQXcyJSfPL/?lang=en>. Acesso em: 5 jan. 2022.

SOUZA, B. I.; ARTIGAS, R. C.; LIMA, E. R. V. The Caatinga and desertification. **Mercator**, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4215/rm2015.1401.0009>. Disponível em: <http://www.mercator.ufc.br/mercator/article/view/1089>. Acesso em: 4 set. 2021.

SOUZA, M. C. M. R.; OLIVEIRA, L. K. B.; COSTA, R. S.; MENEZES, A. S.; AMORIM, A. V.; LACERDA, C. F. Organic matter and shading on ion accumulation in soil cultivated with noni under salinity. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.26, n.11, p.780-788, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v26n11p780-788>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/fbfZMdkdb8wzLZLtzys9Svx/abstract/?lang=en>. Acesso em: 15 jun. 2024.

SOUZA JÚNIOR, R. F.; OLIVEIRA, F. H. T.; SANTOS, H. C.; FREIRE, F. J.; ARRUDA, J. A. Frações de fósforo inorgânico do solo e suas correlações com o fósforo quantificado por extratores e pelo milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 159–169, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100017>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/zsKXgsTX4M74HnkrT8tzzHt/#>. Acesso em: 17 jun. 2024.

SOTO, R. L.; PADILLA, M. C.; VENDE, J. Participatory selection of soil quality indicators for monitoring the impacts of regenerative agriculture on ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 45, 101157, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101157>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2212041620300991>. Acesso em: 14 jul. 2022.

STERK, G.; STOORVOGEL, J. J. Desertification—Scientific Versus Political Realities. **Land**, v. 9, n. 5, p. 1-18, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/land9050156>. Disponível em: <file:///C:/Users/nayar/Downloads/land-09-00156-v2.pdf>. Acesso em: 8 jul. 2022.

STOLF, R.; THURLER, A. M.; BACCHI, O. O. S.; REICHARDT, K. Method to estimate soil macroporosity and microporosity based on sand content and bulk density. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 2, p. 447-459, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000200014>. Acesso em: 10 ago. 2024.

STOLTE, J.; TESFAI, M.; OYGARDEN, L.; KVAEMO, S.; KEIZER, J.; VERHEIJEN, F.; PANAGOS, P. L.; BALLABIO, C.; HESSEL, R. **Soil threats in Europe: status, methods,**

drivers and effects on ecosystem services. European Union: JRC Science Hub, 2016.

Disponível em:

https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/shared_folder/doc_pub/EUR27607.pdf. Acesso em: 6 jul. 2022.

SU, Y. Z.; ZHAO, H. L.; ZHAO, W. Z.; ZHANG, T. H. Fractal features of soil particle size distribution and the implication for indicating desertification. *Geoderma*, v. 122, n. 1, p. 43-49, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2003.12.003>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706104000023>. Acesso em: 1 mai. 2024.

SUUSTER, E.; RITZ, C.; ROOSTALU, H.; REINTAM, E.; KÖLLI, R.; ASTOVER, A. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils. *Geoderma*, v. 163, n. 1-2, p. 74–82, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S001670611100084X>. Acesso em: 19 jul. 2022.

TAGHIPOUR, K.; HEYDARI, M.; KOOCH, Y.; FATHIZAD, H.; HEUNG, B.; TAGHIZADEH-MEHRJARDI, R. Assessing changes in soil quality between protected and degraded forests using digital soil mapping for semiarid oak forests, Iran. *Catena*, v. 213, 106204, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106204>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816222001904>. Acesso em: 14 jul. 2022.

TAKOUTSING, B.; WEBER, J.; AYNEKULU, E.; RODRÍGUEZ MARTÍN, J. A.; SHEPHERD, K.; SILA, A.; TCHOUNDJEU, Z.; DIBY, L. Assessment of soil health indicators for sustainable production of maize in smallholder farming systems in the highlands of Cameroon. *Geoderma*, 276, 64–73, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0016706116301872>. Acesso em: 13 jul. 2022.

TAMENE, L.; SILESHI, G. W.; NDENGU, G.; MPONELA, P.; KIHARA, J.; SILA, A.; TONDOH, J. Soil structural degradation and nutrient limitations across land use categories and climatic zones in Southern Africa. *Land Degradation & Development*, v. 30, n. 11, p. 1288–1299, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.v30.1110.1002/ldr.3302>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/ldr.3302>. Acesso em: 7 jul. 2022.

THORNTHWAITE, C.W. An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, v.38, n.1, p.55–94, 1948.

TIAN, K.; ZHANG, B.; ZHANG, H.; HUANG, B.; DARILEK, J. L.; ZHAO, Y.; YANG, J. Evaluation of soil quality in major grain-producing region of the North China Plain: Integrating minimum data set and established critical limits. *Ecological Indicators*, v. 117, 106613, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106613>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X20305501>. Acesso em: 12 jul. 2022.

TIMM, L. C.; PIRES, L. F.; ROVERATTI, R.; ARTHUR, R. C. J.; REICHARDT, K.; OLIVEIRA, J. C. M.; BACCHI, O. O. S. Field spatial and temporal patterns of soil water

content and bulk density changes. **Scientia Agricola**, v. 63, n. 1, p. 55-64, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162006000100009>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/sa/a/HJCL6qfXNQFh4xQsCrJBhCn/?lang=en>. Acesso em: 25 jul. 2022.

TOGNON, A. A. **Propriedades físico-hídricas do Latossolo Roxo da região de Guairá-SP sob diferentes sistemas de cultivo**. 1991. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1991. DOI: <https://doi.org/10.11606/D.11.2019.tde20191108-120755>. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-20191108-120755/en.php>. Acesso em: 20 jul. 2022.

TOMÁS, D.; CRISTÓVÃO, L.; JOÃO, G. A.; DAUALA, G. A.; MULIMA, E. P.; ROCHA, A. Edaphic recovery of degraded soils with combined use of leucaena (*Leucaena leucocephala*) and vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) in Vandúzi, Mozambique. **Revista Verde**, v. 19, n. 2, p. 100-107, 2024. DOI: <https://doi.org/10.18378/rvads.v19i2.10483>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/10483>. Acesso em: 15 jun. 2024.

TOPP, G. C.; REYNOLDS, W. D.; COOK, F. J.; KIRBY, J. M.; CARTER, M. R. Physical attributes of soil quality. In: Gregorich, E.G., Carter, M.R. (Eds.). **Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health**. Developments in Soil Science, vol. 25. New York: Elsevier, 1997. Disponível em: <https://www.elsevier.com/books/soil-quality-for-crop-production-and-ecosystem-health/gregorich/978-0-444-81661-0>. Acesso em: 12 jul. 2022.

TRAORÉ, S.; OUATTARA, K.; ILSTEDT, U.; SCHMIDT, M.; THIOMBIANO, A.; MALMER, A.; NYBERG, G. Effect of land degradation on carbon and nitrogen pools in two soil types of a semi-arid landscape in West Africa. **Geoderma**, v. 241-242, p. 330- 338, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.027>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S001670611400425X>. Acesso em: 4 jan. 2022.

TRAVASSOS, I. S.; SOUZA, B. I. Solos e desertificação no sertão paraibano. **Revista Cadernos do Logepa**, v. 6, n. 2, p. 101-114, 2011. Disponível em: <https://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/logepa/article/view/10862>. Acesso em: 12 jan. 2022.

TRIGUEIRO, E. R. C. Vulnerabilidade aos processos de degradação/desertificação no município de Tauá-CE, estudo de caso: Escola Agrícola de Tauá. 2003. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2003.

TRIGUEIRO, E. R. C.; OLIVEIRA, V. P. V.; BEZERRA, C. L. F. Indicadores biofísicos e a dinâmica da degradação/desertificação no bioma caatinga: estudo de caso no município de Tauá, Ceará. **Revista Eletrônica do Prodepa**, v. 3, n. 1, p. 62-82, 2009. Disponível em: <http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/20>. Acesso em: 3 set. 2021.

TU, Z.; YANG, Y.; RODERICK, M. L. Testing a maximum evaporation theory over saturated land: Implications for potential evaporation estimation. **Hidrology and Earth System Sciences**, v. 26, p. 1745-1754, 2022. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-26-1745->

2022. Disponível em: <https://hess.copernicus.org/articles/26/1745/2022/>. Acesso em: 18 jul. 2022.

UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION. UNCCD. **Elaboración de una Convención Internacional de Lucha Contra La Desertificación en los países afectados por sequía grave o desertificación en particular en África**. Texto final de la Convención Doc. A/AC.241/27. UNCCD, 1994. Disponível em: <http://www.unccd.int/Lists/SiteDocumentLibrary/conventionText/conv-spa.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2024.

VAEZI, A. R.; AHMADI, M.; CERD`A, A. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. **Science Total Environment**, v. 583, p. 382–392, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078>. Disponível em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/28119004/>. Acesso em: 7 jul. 2022.

VALLADARES, G. S.; ROCHA JÚNIOR, A. F.; AQUINO, C. M. S. Caracterização de solos no núcleo de desertificação de Gilbués, Piauí, Brasil, e sua relação com os processos de degradação. **Revista Ibero-Afro-Americana de Geografia Física e Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 115-135, 2020. DOI: <https://doi.org/10.21814/physisterrae.2618>. Disponível em: <https://revistas.uminho.pt/index.php/physisterrae/article/view/2618/2732>. Acesso em: 24 jul. 2022.

VALONE, T. J.; MEYER, M.; BROWN, J. H.; CHEW, R. M. Timescale of perennial grass recovery in desertified arid grasslands following livestock removal. **Conservation Biology**, v. 16, n. 4, p. 995-1002, 2002. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/3061174>. Acesso em: 2 jun. 2024.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, v.19, n.6, p.703-707,1987. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0038071787900526>. Acesso em: 14 jun. 2022.

VASCONCELOS, R. F. B. de; CANTALICE, J. R. B.; MOURA, G. B. A.; ROLIM, M. M. MONTENEGRO, C. E. V. Compactabilidade de um Latossolo Amarelo distrocioso dos tabuleiros Costeiros de Alagoas sob diferentes sistemas de manejo da cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 2, p. 537-545, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000200023>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbcs/a/Y5cpmWBbqDtDnfDRSFv6chk/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 20 jul. 2022.

VASCONCELOS SOBRINHO. **Núcleos de desertificação no polígono das secas**. Anais ...ICB. Recife: UFPE, v.1, n.1, p. 69- 73, 1971.

VERECKEN, H.; HUISMAN, J. A.; FRANSSEN, H. J. H.; BRÜGGEMANN, N.; BOGENA, H. R.; KOLLET, S.; JAVAUX, J.; KRUK, J. V.; VANDERBORGHT, J. Soil hydrology: recent methodological advances, challenges, and perspectives. **Water Resources Research**, v. 51, p. 2616–2633, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014wr016852>.

Disponível em: <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1002/2014WR016852>. Acesso em: 24 jul. 2022.

VIEIRA, M. S.; OLIVEIRA, F. H. T.; GURGEL, M. T.; SANTOS, H. C.; TAVARES, H. A. M. Phosphorus sorption isotherms in soils of the semiarid region of Brazil. **Revista Caatinga**, v. 34, n. 1, p. 166 – 176, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-21252021v34n117rc>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rcaat/a/sdwqCStbDjGjQJ44hR976nz/>. Acesso em: 18 jun. 2024.

VIEIRA, R. M. S. P.; TOMASELLA, J.; ALVALÁ, R. C. S.; SESTINI, M. F.; AFFONSO, A. G.; RODRIGUEZ, D. A.; BARBOSA, A. A.; CUNHA, A. P. M. A.; VALLES, G. F.; CREPANI, E.; OLIVEIRA, S. B. P.; SOUZA, M. S. B.; CALIL, P. M.; CARVALHO, M. A.; VALERIANO, D. M.; CAMPELLO, F. C. B.; SANTANA, M. O. Identifying areas susceptible to desertification in the Brazilian northeast. **Solid Earth**, v. 6, p. 347–360, 2015. DOI: <https://doi.org/10.5194/se-6-347-2015>. Disponível em: <https://se.copernicus.org/articles/6/347/2015/se-6-347-2015-metrics.html>. Acesso em: 9 jul. 2022.

VILLAGRA, P. E.; MEGLIOLI, P. A.; PUGNAIRE, F. I.; VIDAL, B.; ARANIBAR, J.; JOBBÁGY, E. Regulación de la partición del agua en zonas áridas y sus consecuencias en la productividad del ecosistema y disponibilidad de agua para los habitantes. *In*: LARA, A.; LATERRA, P.; MANSON, R.; BARRANTES, G. (eds.). **Servicios Ecosistémicos Hídricos: Estudios de Caso En América Latina y El Caribe**. Chile: Red ProAgua CYTED Imprenta America, 2013. p 111-125. Disponível em: <https://www.yumpu.com/es/document/read/42293680/212-servicios-ecosistemicos-hidricos-estudios-de-caso-en-america-latina-y-el-caribe>. Acesso em: 4 set. 2021.

WANG, Y. K.; ZHANG, Z. B.; JIANG, F. H.; GUO, Z. C.; PENG, X. H. Evaluating soil physical quality indicators of a Vertisol as affected by different tillage practices under wheat-maize system in the North China Plain. **Soil & Tillage Research**, v. 209, 104970, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.104970>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198721000404>. Acesso em: 22 jul. 2022.

WARDAK, D.; PADIA, F. N.; HEER, M. I.; STURROCK, C. J.; MOONEY, S. J. Zero tillage has important consequences for soil pore architecture and hydraulic transport: A review. **Geoderma**, v. 422, 115927, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115927>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706122002348>. Acesso em: 21 jul. 2022.

WILLIAMS J. R. The EPIC model. *In*: SINGH, V.P. (ed.) **Computer models of watershed hydrology**. Water Resources Publications, 1995. p. 909-1000.

YANG, L.; WEI, W.; CHEN, L. D.; MO, B. Response of deep soil moisture to land use and afforestation in the semi-arid Loess Plateau, China. **Journal of Hydrology**, v. 475, p. 111–122, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.041>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002216941200858X>. Acesso em: 25 jul. 2022.

YANG, Y.; RODERICK, M. L. Radiation, surface temperature and evaporation over wet surfaces. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 145, p. 1118–1129, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1002/qj.3481>. Disponível em: <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/qj.3481>. Acesso em: 18 jul. 2022.

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103628809368027>. Acesso em: 11 jun. 2022.

YONG-ZHONG, SU; YU-LIN, LI.; JIAN-YUAN, C.; WEN-ZHI, Z. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China. **Catena**, v. 59, n. 3, p. 267-278, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.001>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0341816204001110>. Acesso em: 1 mai. 2024.

XIA, R.; SHI, D.; NI, S.; WANG, R.; ZHANG, J.; SONG, G. Effects of soil erosion and soil amendment on soil aggregate stability in the cultivated-layer of sloping farmland in the Three Gorges Reservoir area. **Soil & Tillage Research**, v. 223, 105447, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105447>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198722001337>. Acesso em: 21 jul. 2022.

XU, D.; WANG, Y.; WANG, Z. Linking priority areas and land restoration options to support desertification control in northern China. **Ecological Indicators**, v. 137, 108747, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108747>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X22002187>. Acesso em: 8 jul. 2022.

XU, M. X.; LI, Q.; WILSON, G. Degradation of soil physicochemical quality by ephemeral gully erosion on sloping cropland of the hilly Loess Plateau, China. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 9–18. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.012>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198715001609>. Acesso em: 7 jul. 2022.

ZANELLA, M. E. As características climáticas e os recursos hídricos do Ceará. In: SILVA, J. B.; CAVALCANTE, T. C.; DANTAS, E. W. C. (org.). **Ceará: um novo olhar geográfico**. Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2005.

ZILLI, J. E.; RUMJANEK, N. G.; XAVIER, G. R.; COUTINHO, H. L. C.; NEVES, M. C. P. Diversidade microbiana como indicador de qualidade do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 20, p. 391-411, 2003. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/338214>. Acesso em: 11 jul. 2022.

ZHAO, L.; HOU, R.; WU, F.; KEESSTRA, S. Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. **Soil and Tillage Research**, v. 179, p. 47-53, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.009>.

Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198718300114>. Acesso em: 6 jul. 2022.

ZHU, M.; YANG, S.; AI, S.; AI, X.; JIANG, X.; CHEN, J.; LI, R.; AI, Y. Artificial soil nutrient, aggregate stability and soil quality index of restored cut slopes along altitude gradient in southwest China. **Chemosphere**, v. 246, e125687, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125687>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0045653519329273>. Acesso em: 4 jul. 2022.

ZONTA, J. H. **Infiltração de água no solo sob diferentes perfis de precipitação**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011. Disponível em: <https://locus.ufv.br/items/6237a6d2-8b9a-4eb7-b48f-715b80bc3da2>. Acesso em: 1 mai. 2024.