



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Adensamento lenhoso em formações campestres de áreas úmidas no Distrito Federal

Lucas Silva Costa

Brasília – DF

Fevereiro, 2024

Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-graduação em Ecologia

Lucas Silva Costa

**Adensamento lenhoso em formações campestres de áreas úmidas
no Distrito Federal**

Orientação: Profa. Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia
como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ecologia

Linha de Pesquisa: Ecologia de Ecossistemas

Brasília – DF
Fevereiro, 2024

Ao meu Vô Chico,
Que fez do conhecimento
sua pedra mais preciosa.
À minha filha Yuna,
Minha eterna escola.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer primeiro às pessoas que abriram os caminhos para que eu possa ter chegado aqui: minha querida mãe Valéria que sempre me incentivou e me apoiou sem deixar de ter atenção, firmeza e carinho. A minha professora sobre-humana Mercedes, que é e sempre será minha referência de cientista e professora. À essas duas mulheres devo grande parte de minhas conquistas profissionais e acadêmicas.

Agradeço aos meus mais velhos que em vida dedicaram seus esforços para criar e manter famílias unidas e com amor, gostaria de ter tido mais tempo com aquelas e aquelas que tive a oportunidade de conhecer. Aos que me guardam e guiam, quer onde estejam. Agradeço ao meu querido irmão Caio que muito me ensinou e ensina. A minha querida irmã Luna que tenho eterno carinho admiração. Ao meu pai que sem o qual eu não estaria aqui.

Agradeço especialmente à minha companheira Patrícia, pela amorosidade, paciência e carinho que cultivamos desde o mestrado até agora.

Obrigado à cada um e cada uma que fez parte da minha vida e de alguma forma contribuiu para minha formação de ser.

Agradeço à Profa Cássia que sempre foi muito atenciosa e acolhedora. Ao Vinícius Trindade que ajudou no levantamento florístico. Agradeço ao Prof. Edson Sano por todo o suporte direcionamento no processo de desenho e análise experimental. Agradeço ao LAPIG/UFG em especial ao João Vítor, Leomar e Prof. Manuel, por todo o suporte no levantamento de imagens de campo via VANT e pré-processamento das mesmas. Ao Luis da UNESP por sua proatividade e dedicação.

A todas e todos do Laboratório de Ecossistemas em especial a Helena, Alexandra, Núbia e Thiago que ajudaram nas campanhas de campo. À Lorena que dará continuidade neste trabalho. À Regina e à Maria que foram sempre muito solícitas durante todo meu tempo no laboratório. Agradeço ao Jardim Botânico de Brasília, especialmente à Priscila e ao Estevão. Agradeço também à Reserva Ecológica do IBGE na figura do Fred que sempre tentou ajudar da melhor forma possível.

Agradeço ao Instituto de Ciências Biológicas e à Universidade de Brasília pelo suporte estrutural e institucional. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia (PPG-ECL/UnB), à CAPES e a FAP-DF, pela concessão de bolsa, apoio logístico e financeiro para minha dedicação exclusiva e realização desta tese. Por fim agradeço todos e todas que estiveram envolvidos neste projeto de alguma forma.

“Quando você compartilha o saber, o saber só cresce. É como as águas que *confluenciam*. Quando o rio encontra o outro rio, ele não deixa de ser rio. Ele passa a ser um rio maior”.

Antônio Bispo dos Santos (Nego Bispo)

Sumário

Lista de Figuras.....	7
Lista de Tabelas.....	11
Resumo Geral.....	13
General Abstract.....	14
Introdução Geral.....	1
Capítulo 1. Efeitos do adensamento lenhoso na interação entre estratos lenhoso e herbáceo-graminoso.....	8
1. Introdução.....	8
2. Metodologia.....	10
3. Resultados.....	13
4. Discussão.....	21
5. Conclusão.....	27
6. Referências Bibliográficas.....	29
Capítulo 2. Adensamento de plantas lenhosas em uma savana tropical sazonal: lições sobre classificadores e acurácia a partir de imagens de VANT.....	42
1. Introduction.....	43
2. Materials and Methods.....	47
3. Results.....	57
4. Discussion.....	65
5. Conclusions.....	69
6. References.....	71
Capítulo 3. Causas e Consequências do adensamento lenhoso em áreas úmidas do Cerrado.....	81
1. Introdução.....	81
2. Metodologia.....	85
3. Resultados.....	97
4. Discussão.....	115
5. Conclusões.....	124
6. Referências Bibliográficas.....	125

Lista de Figuras

Introdução Geral

Figura 1. Esquema ilustrativo do ciclo de retroalimentação entre invasões biológicas e mudanças ambientais relacionado aos respectivos capítulos da tese. Uma espécie invasora traz novidades ecológicas e à medida que prolifera, pode influenciar e ser influenciada pelos regimes de distúrbio, alterar características físico-químicas e suprimir espécies residentes levando à simplificação ecológica (Adaptado de Sage 2000).

Capítulo 1

Figura 1. Distribuição geográfica dos 47 estudos selecionados (pontos pretos). Mapa é adaptado da Classificação Climática de Köppen.

Figura 2. Efeito geral da interação entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso reportada pelos 47 resultados dos 34 estudos selecionados.

Figura 3. Proporção dos resultados da interação negativa, neutra e positiva entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso sob adensamento lenhoso separado em cada classe referente à média anual de precipitação. *Dry* (< 650 mm) e *Wet* (>650).

Figura 4. Proporção dos resultados da interação negativa, neutra e positiva entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso sob adensamento lenhoso separada em cada classe referente à textura do solo: Muito Argilosa, Argilosa e Arenosa.

Figura 5. Proporção dos resultados da interação negativa, neutra e positiva entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso sob adensamento lenhoso combinando os dois extremos de disponibilidade de chuva (*Wet* e *Dry*) e textura do solo (*Clayey* e *Sandy*).

Figura 6. Figura resumos dos fatores e interações entre os estratos sob adensamento lenhoso em diferentes médias anuais de precipitação (MAP): *Dry* (menos de 650 mm MAP) e *Wet* (mais de 650 mm MAP) e extremos de textura do solo: arenoso (*Sandy*) e muito argiloso (*Clayey*).

Capítulo 2

Figura 1. The study area location. In the upper right map, the Cerrado area is represented by orange shading, and the yellow square indicates the borders of the Federal District (DF), Brazil. In the upper left map, red lines indicate the edges of the three largest conservation units in the DF, and the pink polygon indicates the drone flight area. In the lower map, blurred colored quadrants indicate the quadrants randomized for the in situ validation of the classification maps.

Figura 2. Workflow diagram illustrating the UAV-based image processing, classification, and accuracy assessment.

Figura 3. Six among 42 woody plant encroachment classification maps from the transect 2. Green and red quadrats are campo úmido (wet grasslands) and campo sujo (grasslands with scattered woody plants), respectively. The 10 cm pixel size, RGB reflectance orthomosaics acquired during the wet and dry seasons are shown in (a) and (b), respectively; (c) The resulting classification of RGB+IDXRGB+CHM input layer and random forest (RF) classifier for the wet season; (d) The resulting classification of PCA input layer and RF classifier for the dry season; (e) and (f) The resulting classification of Mult+Text+Stru input layer and decision

tree (DT) classifier for the wet and dry seasons, respectively; (g) The resulting classification of PCA input layer and support vector machine (SVM) classifier for the wet season; (h) The resulting classification of RGB+IDXRGB+CHM input layer and SVM classifier for the dry season. T.P = *Trembleya parviflora*; B.Rw = *Baccharis retusa* (wood); B.Rg = *Baccharis retusa* (green canopy); and Ot = Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Figura 4. Learning curves relating to classification models: Support Vector Machine (SVM), Decision Tree (DT) and Random Forest (RF) and input layers from wet season orthomosaic. The blue and orange lines with their standard deviation (SD) are the training and cross-validation mean scores, respectively. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Figura 5. Learning curves relating to classification models: Support Vector Machine (SVM), Decision Tree (DT) and Random Forest (RF) and input layers from subset for in situ validation of wet season orthomosaic. The blue and orange lines with their standard deviation (SD) are the training and cross-validation mean scores, respectively. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Capítulo 3

Figura 1. Modelo hipotético das relações entre rebaixamento do lençol freático (mudança no estoque de água subterrânea), frequência de fogo, tempo desde a última ocorrência de fogo, desvio cumulativo da média histórica de temperatura e precipitação (anomalias climáticas) e a cobertura de adensamento lenhoso.

Figura 2. Localização das áreas de estudo no Distrito Federal (a). No mapa superior direito (b), a área do Cerrado é representada pelo sombreado laranja, e o quadrado amarelo indica os limites do Distrito Federal (DF), Brasil. No mapa superior esquerdo (a), as linhas vermelhas indicam os limites das três maiores unidades de conservação do DF: Parque Nacional de Brasília (PNB), Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veado (APAGCV), e o polígono rosa indica a área de amostragem. No mapa inferior (c), quadrantes coloridos borrados indicam os quadrantes randomizados para o levantamento florístico e de solo no Jardim Botânico de Brasília.

Figura 3. Fluxograma ilustrando o processamento de imagem via satélite, classificação e avaliação de precisão e uso dos produtos.

Figura 4. Diagrama de balanço hídrico com os componentes atmosférico, terrestre e subterrâneo. P – Precipitação, aET - evapotranspiração real, R - escoamento superficial, Q_s - fluxo líquido de água superficial, ΔS_R –mudança no estoque de água superficial, ΔS_{sm} - umidade do solo e AW – vazão de poços artesianos.

Figura 5. Área de estudo localizada na Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veado, Brasília, DF.

Figura 6. Diagrama de Sankey com a dinâmica temporal de diferentes coberturas do solo: Campos (amarelo), Outras lenhosas (verde) e *Trembleya parviflora* (roxo) na APA Gama-Cabeça-de-Veado (a), Floresta Nacional de Brasília (b), no Parque Nacional de Brasília (c) e da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE). Os diagramas possuem anos distintos devido a disponibilidade de imagens de cada região.

Figura 7. Distribuições de pixels no espaço STR-FVC (OPTRAM). A linha azul representa a borda úmida, enquanto a vermelha a borda seca. As linhas marrom e verde são meramente ilustrativas e representam os mínimo e máximo de cobertura vegetal do solo, respectivamente. O i_{dry} é a interseção do limite inferior (seco) da distribuição de pixels no eixo STR, enquanto s_{dry} é o ângulo. Já o i_{wet} é a interseção do limite superior (úmido) e seu respectivo ângulo, s_{wet} .

Figura 8. Série temporal da umidade do solo da APA – Gama-Cabeça-de-Veado calculada a partir do Modelo Trapézio Óptico (OPTRAM).

Figura 9. Série temporal da dinâmica de porcentagem do volume de água em cada um dos componentes do balanço hídrico das unidades hidrográficas do Paranoá (a e b) e do Ribeirão do Gama (c e d). P – Precipitação, aET - evapotranspiração real, R - escoamento superficial, Q_s - fluxo líquido de água superficial, ΔS_R –mudança no estoque de água superficial, ΔS_{sm} - umidade do solo e AW – vazão de poços artesianos.

Figura 10. Série temporal do balanço hídrico com os componentes atmosférico, terrestre e subterrâneo das unidades hidrográficas da APA – Gama-Cabeça-de-Veado. Os valores de porcentagem são referentes à contribuição de cada componente para o balanço geral. Seta azul escuro descendente – Precipitação, seta verde ascendente - evapotranspiração real, seta laranja para esquerda - escoamento superficial, seta azul para direita - fluxo líquido de água superficial, bloco azul claro – mudança no estoque de água superficial, bloco rosa - umidade do solo e seta cinza ascendente – vazão de poços artesianos.

Figura 11. Mudanças no armazenamento de água subterrânea (ΔS_{gw}) das unidades hidrográficas do Paranoá (a) e do Ribeirão do Gama (b) calculado a partir dos componentes da Tabela 1.

Figura 12. Representação vetorizada dos rasters utilizados para frequência, vezes da ocorrência de fogo, e tempo sem fogo, em anos desde a última ocorrência de fogo (1985-2021). A linha amarela representa os limites da máscara de campos úmidos, já a vermelha é referente à frequência de queima enquanto a linha laranja para o tempo desde a última ocorrência de fogo para o ano de 2009.

Figura 13. Série temporal dos desvios cumulativos da média histórica de precipitação e temperatura (anomalias).

Figura 14. Modelo de equações estruturais (SEM) de melhor ajuste para o efeito de variáveis ambientais na dinâmica cobertura de lenhosas em campos úmidos da APA Gama-Cabeça-de-Veado e respectivas unidades hidrográficas (UH). As vias positivas e negativas são indicadas por linhas azuis e vermelhas, respectivamente. A espessura das setas reflete a força escalonada das interações e os coeficientes significativos são indicados com asteriscos (* $p < 0,01$). Cada seta é seguida pelo número da estimativa, erro padronizado, entre parênteses, e coeficiente de regressão padronizado, respectivamente. CFI: índice de ajuste comparativo e SRMR: raiz quadrada média dos resíduos padronizados.

Figura 15. Modelo de equações estruturais (SEM) de melhor ajuste para o efeito de variáveis ambientais na dinâmica cobertura de *Trembleya parviflora* em campos úmidos da APA Gama-Cabeça-de-Veado e respectivas unidades hidrográficas (UH). As vias positivas e negativas são indicadas por linhas azuis e vermelhas, respectivamente. A espessura das setas reflete a força escalonada das interações e os coeficientes significativos são indicados com asteriscos (* $p < 0,01$). Cada seta é seguida pelo número da estimativa, erro padronizado, entre parênteses, e coeficiente de regressão padronizado, respectivamente. CFI: índice de ajuste comparativo e SRMR: raiz quadrada média dos resíduos padronizados.

Figura 16. Capacidade de retenção de água no solo em três intervalos de profundidade em quatro fitofisionomias do Cerrado do Jardim Botânico de Brasília, DF. Número de amostras 0-5 e 5 a 10 cm: campo sujo = 24, campo úmido = 16, cerrado ralo = 14 e cerrado típico = 5. Número de amostras 100-105 cm: campo sujo = 8, campo úmido = 2, cerrado ralo = 2 e cerrado típico = 3.

Figura 17. Profundidade do solo em quatro fitofisionomias do Cerrado do Jardim Botânico de Brasília, DF. Número de amostras: campo sujo = 8, campo úmido = 4, cerrado ralo = 2 e cerrado típico = 3. Imagens perfil do solo adaptada de Ribeiro & Walter (2008).

Figura 18. Umidade do solo (conteúdo volumétrico de água) em quatro fitofisionomias do Cerrado do Jardim Botânico de Brasília, DF. Letras indicam diferença estatística $p < 0,05$ na análise de variância (ANOVA).

Figura 19. Umidade do solo (conteúdo volumétrico de água) durante a estação chuvosa e seca de 2021 em quatro fitofisionomias do Cerrado no Jardim Botânico de Brasília, DF. O número de amostragem em cada transecto está entre parênteses no canto superior direito de cada gráfico. ** $p < 0,05$ e *** $p < 0,01$ na análise de variância (ANOVA).

Figura 20. Análise de Componentes Principais das características físico-químicas do solo, cobertura de *Baccharis retusa* (cob_b_retusa) e *Trembleya parviflora* em diferentes fitofisionomias do Cerrado: cerrado típico (n=5), cerrado ralo (n=6), campo sujo (n=31) e campo limpo úmido (n=16). SB- Soma de Bases Trocáveis (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}), m-Índice de Saturação por Alumínio, % água – Porcentagem de água no solo, areia - porcentagem de areia do solo, P - Fósforo.

Figura 21. Cobertura de morfoespécies e as espécies focais em quatro diferentes fitofisionomias do Cerrado no Jardim Botânico de Brasília, DF.

Figura 22. Cobertura de espécies focais: *Trembleya parviflora*, *Melinis minutiflora* e *Baccharis retusa* em quatro diferentes fitofisionomias do Cerrado no Jardim Botânico de Brasília, DF durante as estações chuvosa e seca do ano de 2021.

Figura 23. Índice de diversidade de Shannon (H') e respectivos índices de equabilidade de Pielou (J). Os números dentro de cada caixa representam o índice de Pielou, já as posições no gráfico são referentes aos índices de Shannon. Os valores de referência dizem respeito aos pontos do mesmo transecto, mas com cobertura menor que 10% das espécies focais nas fitofisionomias campo úmido (a), campo sujo (b), cerrado ralo (c) e cerrado típico (d).

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Termos da chave de busca e respectivos critérios de inclusão.

Tabela 2. Resultados selecionados para extração de dados acerca do efeito do adensamento lenhoso na interação entre o estrato lenhoso e herbáceo-graminoso. W – Lenhoso e U – herbáceo/graminoso. A direção da seta na coluna *Overall Strata Interaction* significa a orientação do efeito estudado, ou seja, W→ U diz respeito a estudos que elucidaram o efeito do estrato lenhoso no herbáceo/graminoso e vice-versa.

Tabela 3. Caracterização das espécies presentes nos estudos empíricos feitos em campo selecionados para extração dos dados.

Capítulo 2

Tabela 1. Summary of UAV-based predictor types, their abbreviations, and respective number of bands. NDVI refers to normalized difference vegetation index, and NDRE refers to normalized difference red edge index.

Tabela 2. Overall accuracies (AOs) and Kappa coefficients are displayed for two seasons (dry and wet), seven input layers, and three machine learning classifiers. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 3. User's (UA) and producer's accuracy (PA) for each class of land cover: *Trembleya parviflora* (T.P.); *Baccharis retusa* – wood (B.Rw); *Baccharis retusa* – green canopy (B.Rg), Shadow (Sh), and Others (Ot) in two seasons (wet and dry) using three machine learning classifiers. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 4. Confusion matrices involving RGB+IDXRGB+CHM, PCA, Mult+Text+Stru, RGB+IDXRGB+CHM input layers, Random Forest (RF), Decision Tree (DT), and Support Vector Machine (SVM) classifiers for wet and dry seasons. T.P - *Trembleya parviflora*; B.Rw - *Baccharis retusa* (wood); B.Rg - *Baccharis retusa* (green Canopy), Shadow (Sh) and Ot – Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 5. Precision (P), Recall (R) and F-score (F) are displayed for three selected input layers, and three machine learning classifiers. T.P - *Trembleya parviflora*; B.Rw - *Baccharis retusa* (wood); B.Rg - *Baccharis retusa* (green Canopy), Sh - Shadow and Ot – Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 6. Overall accuracies (AOs) and Kappa coefficients for three input layers and three machine learning classifiers from in situ reference data. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 7. User's (UA) and producer's accuracy (PA) of each class of land cover: *Trembleya parviflora* (T.P.), *Baccharis retusa* – wood (B.Rw), *Baccharis retusa* – green canopy (B.Rg), and Others (Ot). For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 8. Confusion matrices involving RGB+IDXRGB+CHM, Mult+Text+Stru and PCA input layer, support vector machine (SVM) decision tree (DT) and random forest (RF) classifiers from in situ reference data. T.P - *Trembleya parviflora*; B.Rw - *Baccharis retusa* (wood); B.Rg - *Baccharis retusa* (green Canopy) and Ot – Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 9. Overall accuracies (AOs) and the Kappa coefficients or three input layers and three machine learning classifiers generated from in situ reference data from four Cerrado's phytophysionomies. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Tabela 10. User's (UA) and producer's accuracy (PA) of each class of land cover: *Trembleya parviflora* (T.P.), *Baccharis retusa* – wood (B.Rw), *Baccharis retusa* – green canopy (B.Rg), and others (Ot) for three input layers and three machine learning classifiers generated from in situ reference data for the four Cerrado phytophysiognomies. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Capítulo 3

Tabela 1. Conjuntos de dados considerados neste estudo referentes à variável profundidade do lençol freático.

Tabela 2. Matrizes de confusão dos modelos de cada ano. T.P – *Trembleya parviflora*, Grass – Campos e Ot – Outras Lenhosas.

Resumo Geral

Savanas são biomas compostos por estrato herbáceo-graminoso contínuo e lenhosas dispersas. Entre os fatores que permitem esta codominância está a disponibilidade sazonal de água. O Cerrado brasileiro constitui a maior savana tropical, além de ser um *hotspots* de biodiversidade mundial. Mudanças ambientais, especificamente hidrológicas, podem interferir na interação dos estratos assim como a integridade desta interação é essencial para o funcionamento eco-hidrológico do bioma. O fenômeno de adensamento lenhoso, aumento na densidade de plantas lenhosas, vem sendo observado com frequência nas savanas. No entanto, as possíveis causas, assim como suas prováveis consequências ambientais, ainda são pouco conhecidas ou controversas, principalmente nos trópicos. Uma das ferramentas cada vez mais importante para o monitoramento ecológico é o sensoriamento remoto, particularmente na detecção e compreensão dos processos envolvidos no adensamento lenhoso. Sendo assim a pergunta central deste trabalho é: como a relação entre hidrologia e a interação dos estratos lenhoso e herbáceo é afetada pelas mudanças ambientais em savanas tropicais? A fim de responder esta pergunta tem-se os seguintes objetivos: i) investigar a dinâmica entre estratos de savanas/campos em condições de adensamento lenhoso; ii) avaliar a acurácia da classificação remota de adensamento lenhoso em uma savana tropical; iii) investigar quais fatores e distúrbios ambientais (rebaixamento do lençol freático, histórico de fogo e mudanças climáticas) podem estar relacionados com este fenômeno assim como os seus impactos ambientais. A partir de uma revisão sistematizada foi possível constatar que efeito do adensamento lenhoso na interação dos estratos é negativo e depende de fatores regionais, mas principalmente locais como a textura do solo. Em relação aos demais objetivos a coleta de dados consistiu em: levantamento de imagens aéreas com Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT) e satélite, campanha de campo e modelagem. As imagens de VANT obtidas durante o período chuvoso apresentaram a melhor acurácia de classificação do adensamento lenhoso, sobretudo utilizando – se o algoritmo de aprendizado de máquina *Random Forest*. O Distrito Federal já perdeu cerca de 40% dos campos úmidos para o adensamento lenhoso e a tendência é de aumento da perda. Fatores regionais como o rebaixamento do lençol freático influenciaram na sazonalidade da umidade do solo, principalmente em campos úmidos. A ausência do alagamento permitiu a colonização e estabelecimento de espécies lenhosas. O adensamento lenhoso diminuiu a diversidade herbáceo-graminoso. Por fim, estudos de processos de mudanças ambientais que se retroalimentam, como o apresentado, são urgentes, pois estes fenômenos tendem a conduzir os sistemas aos seus pontos de inflexão mais rápido.

Palavra-chave: interações entre estratos, adensamento lenhoso, sensoriamento remoto, mudanças ambientais

General Abstract

Savannas are biomes composed of continuous herbaceous-grassy stratum and scattered woody plants. Among the factors that allow this co-dominance is the seasonal availability of water, especially in tropical savannas. The Brazilian Cerrado constitutes the largest tropical savanna, in addition to being a global biodiversity hotspot. Environmental changes, specifically hydrological, can interfere with the interaction of the strata, just as the integrity of this interaction is essential for the eco-hydrological functioning of the biome. The phenomenon of woody plant encroachment, an increase in the density of woody plants, has been frequently observed in savannas. However, the possible causes, as well as their probable environmental consequences, are still little known or controversial, especially in the tropics. One of the increasingly important tools for ecological monitoring is remote sensing, particularly in detecting and understanding the processes involved in woody encroachment. Therefore, the central question of this work is: how is the relationship between hydrology and woody and herbaceous-grassy strata interaction affected by environmental changes in tropical savannas? To answer this question, we have the following objectives: i) investigate the dynamics between savanna/prairie strata under conditions of woody encroachment; ii) evaluate the accuracy of the remote classification of woody encroachment in a tropical savannah; iii) investigate which factors and environmental disturbances (lowering of the water table, fire history and climate change) may be related to this phenomenon as well as its environmental impacts. From a systematic review, it was possible to verify that the effect of woody encroachment on the interaction of strata is negative and depends on regional factors, but mainly local ones such as soil texture. Concerning the other objectives, data collection consisted of aerial image survey with Unmanned Aerial Vehicle (UAV) and satellite, field campaign and modeling. The UAV images obtained during the wet season showed the best classification accuracy of woody encroachment, especially using the Random Forest machine learning algorithm. The Federal District has already lost around 40% of its wetlands to woody encroachment and the trend of loss is increasing. Regional factors such as the lowering of the water table influenced the seasonality of soil moisture, especially in wetlands. The absence of flooding allowed the colonization and establishment of woody species. Woody encroachment decreased herbaceous and grass diversity. Finally, studies of environmental change processes that feedback on each other, such as the one presented are urgent, as these phenomena tend to drive systems to their tipping points faster.

Keyword: tree-grass interactions, woody encroachment, remote sensing, environmental change

Introdução Geral

As savanas cobrem um sexto da superfície terrestre e garante a sobrevivência de milhões de pessoas por meio de agricultura, habitação, extração de recursos e turismo (Grace, 2006). As savanas são biomas caracterizados por estrato herbáceo-graminoso contínuo e lenhosas com dossel disperso. Embora a proporção precisa entre os estratos varie consideravelmente, a fisionomia das savanas permanece explicitamente distinta de pradarias e florestas. Sendo assim, a codominância entre os estratos situa as savanas entre os extremos florestais e campestres (Scholes & Archer 1997; Higgins et al. 2000; D’Odorico et al. 2006; Kulmatiski & Beard, 2022), principalmente pela complexidade dos fatores que interagem para determinar a abundância relativa de lenhosas e sub-bosque (Sankaran, 2004; Lehmann, 2011). Tratando – se de mudanças ambientais e regime de distúrbios, pode ocorre a interconversão entre a savana e outros tipos de vegetação (Sankaran, 2004; Bond & Parr, 2010), por exemplo o fenômeno de adensamento lenhoso (e.g. aumento da densidade de plantas lenhosas) em campos de savanas tropicais (Asner et al. 2004; Wigley et al. 2009) ou a invasão de gramíneas em sistemas florestais (Barlow & Peres, 2008).

As invasões biológicas podem estar associadas tanto a espécies exóticas quanto a espécies nativas, mas que aumentam significativamente em abundância em detrimento do ambiente (Valéry et al. 2008). Aqui será utilizado adensamento lenhoso como uma invasão por espécies nativas (Irimi & Xulin, 2022). Espécies invasoras podem deslocar ou promover a extinção de espécies residentes assim como alterar ciclos biogeoquímicos e o fluxo de energia (Mack et al. 2000; Vitousek, 1990; Richardson et al. 2000). Em um mundo de mudanças ambientais as savanas estão suscetíveis a invasões tanto no estrato lenhoso como no herbáceo-graminoso. Dentre os fatores determinantes da abundância relativa de lenhosas e gramíneas estão a sazonalidade hídrica, solos oligotróficos, ocorrência de fogo e herbivoria (Scholes e Archer, 1997; Bond 2005; Holdo & Rippert, 2023). A escassez sazonal de água é um fator preponderante, sobretudo em savanas tropicais (Lehmann et al. 2011; Lehmann et al. 2014; Yu & D’Odorico, 2015). A retroalimentação positiva entre mudanças ambientais e invasão biológica ocorre de tal forma que alterações ambientais facilitam o estabelecimento e crescimento de espécies invasoras enquanto as invasões amplificam os impactos das mudanças ambientais (Sage 2020; Finch et al. 2021).

Um dos principais questionamentos da ecologia vegetal de savanas é a possibilidade da coexistência de duas formas de vida distintas: árvores, ou lenhosas no geral, e gramíneas/herbáceas, conhecido como “ *the savana problem*” (Sarmiento, 1984). Há décadas

modelos foram gerados tentando responder esta pergunta e, basicamente, eles se dividem em duas principais abordagens: competição/facilitação - onde o cerne da coexistência é a especialização na exploração de recursos (e.g. água, nutriente) (Walter, 1971; Scholes & Archer, 1997; Scheiter & Higgins, 2007) e a abordagem de gargalo demográfico - em que os modelos são ponderados principalmente pelos distúrbios (e.g. fogo, herbivoria) (Higgins et al. 2000; D’Odorico et al. 2006; Xu et al. 2015). Sankaran (2004) defendeu que estas duas abordagens serão dependentes do regime pluviométrico, isto é, a relação entre os estratos em savanas secas, com menos de 650 mm de média de chuva anual, tende a ser explicada pela abordagem da competição/facilitação. Enquanto savanas métricas (>650 mm) estão em estado de “*desequilibrium*” e na ausência ou excesso de distúrbios a vegetação tenderá as florestas ou aos campos, respectivamente (Sankaran, 2004). Recentemente Holdo e Rippert (2023) alegam ter resolvido “o problema”, nesta revisão os autores propõe um modelo que vincula as duas abordagens. De forma resumida o particionamento de nicho no subsolo, resultado da primeira abordagem, é essencial para a coexistência entre os estratos, principalmente porque o estrato gramíneo excluiria o estrato lenhoso na competição por água caso não houvesse a divisão de nicho. Enquanto a sobreposição dos estratos, tanto abaixo como acima do solo, age como agravante dos fatores que limitam o adensamento lenhoso (e.g. fogo e herbivoria), assim as savanas permanecem posicionadas entre os extremos campestre e florestal (Holdo & Rippert, 2023). Partindo de uma base teórica já mais bem estabelecida pode – se questionar como as mudanças ambientais influenciam a coexistência dos estratos, o que seria talvez o “*the new savana problem*”.

Reconhecer se as savanas são ou não sistemas intrinsecamente instáveis mantidos por distúrbios ou sistemas estáveis que persistem apesar desses distúrbios é fundamental para seu manejo em todo o mundo, sobretudo sob mudanças ambientais. O Cerrado é uma savana úmida (> 1000 mm de precipitação anual) e constitui a maior savana da América do Sul além de ser considerado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers, 2000). No entanto, o Cerrado é menos protegido, por lei, que a Amazônia, com unidades de conservação de diferentes níveis de proteção e terras indígenas representando apenas 11% de sua área original (Sano et al. 2019). Os mosaicos vegetacionais, desde florestas até formações campestres (Ribeiro & Walter, 2008) criam uma heterogeneidade estrutural que é um dos principais fatores de sustentação de sua megadiversidade. No entanto, o adensamento lenhoso tende a homogeneizar a vegetação, principalmente nos campos. A gestão das unidades de conservação pode ser aperfeiçoada com uma melhor detecção de adensamento lenhoso, o que pode ser feito com tecnologias de baixo custo. Os desafios da detecção precoce e prevenção de novas invasões biológicas (Simberloff

et al. 2013) podem ser superados com a implementação de opções de monitoramento que otimizam tempo e custo e fornecem aos tomadores de decisão informações precisas e da maneira mais eficiente possível.

Graças à sua cobertura sinótica e temporal, os dados de sensoriamento remoto tornaram-se cada vez mais importantes para o monitoramento ecológico (Kwok, 2018), a compreensão de fatores que promovem invasões de plantas e seus processos (Vaz et al. 2018) e a avaliação de impactos em atributos funcionais e serviços ecossistêmicos (Andrew et al. 2014; Pettorelli et al. 2018). Portanto, a tecnologia de sensoriamento remoto tem sido recomendada para controlar o adensamento lenhoso por alguns estudos, por exemplo, (Lehmann et al. 2017; Marzialetti et al. 2021) particularmente dentro de áreas protegidas (Gonçalves et al. 2022). Devido à sua favorável relação custo-benefício, o uso de dados baseados em veículos aéreos não tripulados (VANTs) surgiu como uma abordagem útil para detectar e monitorar o processo de adensamento lenhoso. Monitorar o ambiente a partir de plataformas baseadas em VANT agora é relativamente comum. Os custos das tecnologias atuais permitiram que os VANTs formem uma fonte de dados essencial para múltiplas aplicações (Anderson et al. 2014). Os VANTs geram dados com resolução submétrica, o que permite a acurada identificação, classificação e monitoramento de adensamento lenhoso (Marzialetti et al. 2021; Gonçalves et al. 2022; Lehmann et al. 2017; Kattenborn et al. 2019; Olariu et al. 2022; Costa et al. 2023).

Embora as estratégias de vida e características de plantas invasoras (por exemplo, grande produção e dispersão de sementes, maior taxa de crescimento e aquisição de recursos) possam influenciar seu impacto sobre os sistemas invadidos (Ehrenfeld et al. 2010), os efeitos das invasões sobre o funcionamento dos ecossistemas podem depender não apenas de suas características, mas também das condições do local (Dassonville et al. 2008). No entanto, é bem estabelecido que as espécies invasoras alteram fisicamente o ambiente colonizado assim como seus processos ecossistêmicos (Mack e D'Antonio, 1998; Brooks et al. 2004; Asner & Vitousek, 2005; Ehrenfeld, 2010). As consequências das alterações nos ciclos biogeoquímicos podem ser intensificadas em ecossistemas com solos distróficos e cujos nutrientes são recursos limitantes, como no Cerrado. Além da “via de mão dupla” na interação planta invasora e ambiente, alterações nos regimes de distúrbios também podem estar associados a entrada e estabelecimento de espécies invasoras.

Há evidências que perturbações ou mudanças nos regimes de distúrbio facilitam a disseminação de espécies invasoras por meio da alteração da disponibilidade de recursos, oferecendo janelas de oportunidade para o estabelecimento de espécies invasoras na ausência

de concorrentes ou excluindo competitivamente espécies residentes (Hobbs & Huenneke, 1992; Burke e Grime, 1996; Davis et al. 2000; Szita e Gyo, 2021). O fogo é uma das fontes mais críticas de perturbação dos ecossistemas terrestres (Chuvieco et al. 2019) sendo recorrente em ecossistemas sazonalmente secos, como o Cerrado (Mistry, 1998; Miranda et al. 2002). Embora as savanas abranjam apenas 20% da área terrestre global, são os biomas mais propensos ao fogo (Lipsett-Moore et al. 2018). Sabe-se que o fenômeno de adensamento de lenhosas está relacionado a alterações no regime de fogo (Roitman et al. 2008; Mews et al. 2011) e o regime de fogo tem sido alterado principalmente devido ao aumento da ocupação urbana e mudança de uso do solo no Cerrado.

A ligação entre a atividade humana e o estabelecimento, propagação e disseminação de espécies invasoras é bem conhecida (Kowarik & der Lippe, 2008; Van Kleunen et al. 2015; Lowry et al. 2020). As áreas próximas a regiões urbanas são geralmente os focos da naturalização de espécies vegetais e animais não nativas devido às diversas atividades humanas que ocorrem através do processo de urbanização (Pauchard et al. 2006; McKinney, 2008; Lowry et al. 2020). Adicionalmente um recurso que já é limitante em ambientes sazonalmente secos, como a água, passa a ser mais escasso em áreas naturais adjacentes a regiões urbanizadas (Malmqvist & Rundle, 2002; Charlesworth et al. 2003). O rebaixamento do lençol freático e mudanças dos processos de recarga dos estoques de água, como infiltração, percolação e interceptação da chuva podem representar ameaças ao funcionamento natural destes ecossistemas, assim como promover a entrada de espécies invasoras. Somada a alta demanda hídrica em decorrência da ocupação urbana, as projeções são que haja baixa também na oferta de água, a partir de secas mais prolongadas e intensas no Centro Oeste brasileiro (IPCC 2018; Avila-Diaz et al. 2020).

As contínuas mudanças climáticas e invasões biológicas estão transformando paisagens e ecossistemas em escala global (Vitousek et al. 1997; Sala et al. 2000). Cada um desses fenômenos tem um efeito profundo sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, mas seus efeitos combinados são difíceis de prever (Bradley et al. 2010; Fahey et al. 2018). As mudanças na temperatura, umidade do ar e nos padrões de precipitação têm um efeito direto sobre as espécies invasoras, muitas destas espécies são bem adaptadas às mudanças ambientais, que facilitam sua propagação para novos habitats em sua área não nativa (Bradley et al. 2010). Eventos extremos de seca alteram processos nos ecossistemas, incluindo o ciclo hidrológico, a produtividade primária com consequências para a prestação de serviços ecossistêmicos (Ciais et al. 2005; Jackson et al. 2009; Reichstein et al. 2013). Entender como os principais fatores de mudanças climáticas interagem e afetam o funcionamento dos ecossistemas é fundamental para

prever respostas e implementar estratégias eficazes de gestão e mitigação nos ecossistemas (Field et al. 2012). Em particular, a invasão por plantas lenhosas nativas ou exóticas em ambientes sazonalmente secos e distróficos pode perturbar o equilíbrio hídrico e biogeoquímico dos ecossistemas (Jackson et al. 2002; Rascher et al. 2011; Diez et al. 2012) com implicações potenciais para o ciclo hidrológico nessas áreas (Le Maitre et al. 2015). A invasão de arbustos e anomalias climáticas como secas e temperaturas extremas, podem interagir e reduzir ainda mais a disponibilidade de água no solo (Diez et al. 2012; Caldeira et al. 2015).

A partir de uma problemática global das savanas esse trabalho se propõe investigar no primeiro capítulo 1 quais os impactos do adensamento lenhoso na interação entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso. Já o capítulo 2 utiliza o Cerrado como caso de estudo para avaliar a viabilidade e a acurácia da classificação remota de adensamento lenhoso em uma savana tropical, como forma de intervenção no processo de adensamento lenhoso. Por fim o capítulo 3 investiga as possíveis causas e consequências do adensamento lenhoso em campos úmidos do Cerrado. A Figura 1 apresenta a organização dos capítulos da tese a partir de uma adaptação do diagrama de Sage (2020).

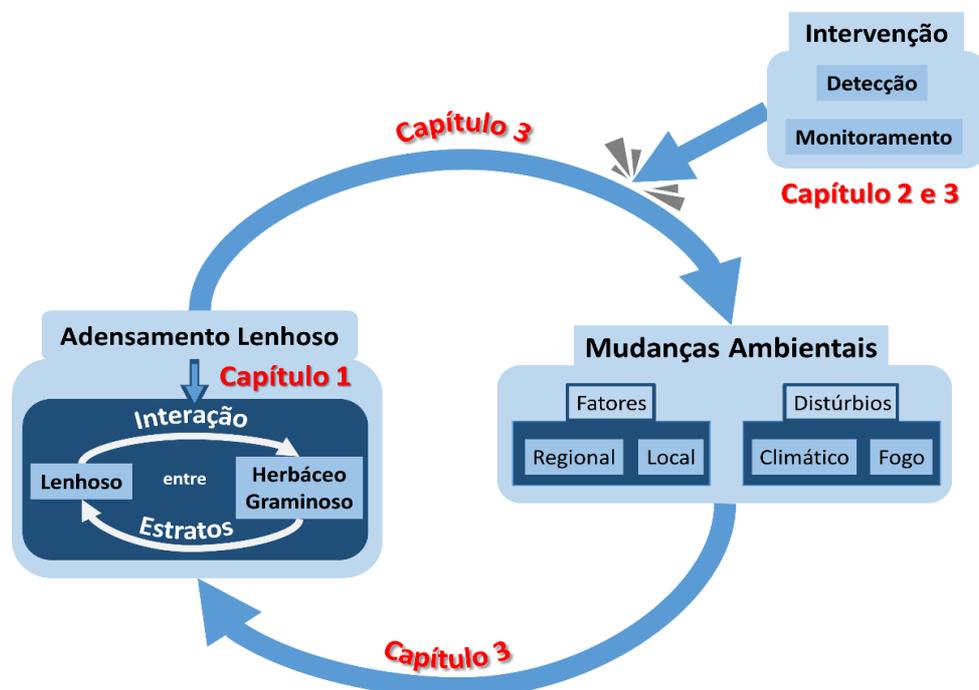


Figura 1. Esquema ilustrativo do ciclo de retroalimentação entre invasões biológicas e mudanças ambientais relacionado aos respectivos capítulos da tese. Uma espécie invasora traz novidades ecológicas e à medida que prolifera, pode influenciar e ser influenciada pelos regimes de distúrbio, alterar características físico-químicas e suprimir espécies residentes levando à simplificação ecológica assim como interferir nas interações pré-existentes (Adaptado de Sage 2020).

Bibliografia

- Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), 1787-1794.
- Bond, W. J., & Parr, C. L. (2010). Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological conservation*, 143(10), 2395-2404.
- Costa, L. S., Sano, E. E., Ferreira, M. E., Munhoz, C. B. R., Costa, J. V. S., Rufino Alves Júnior, L., ... & da Cunha Bustamante, M. M. (2023). Woody Plant Encroachment in a Seasonal Tropical Savanna: Lessons about Classifiers and Accuracy from UAV Images. *Remote Sensing*, 15(9), 2342.
- dos Santos Rabelo, B., Van Langevelde, F., Tomlinson, K. et al. (2023) Effects of native and invasive grasses on the survival and growth of tree seedlings in a neotropical savanna. *Biol Invasions*.
- Finch, D. M., Butler, J. L., Runyon, J. B., Fettig, C. J., Kilkenny, F. F., Jose, S., ... & Amelon, S. K. (2021). Effects of climate change on invasive species. *Invasive species in forests and rangelands of the United States: a comprehensive science synthesis for the United States forest sector*, 57-83.
- Grace J, Jose`JS, Meir P, Miranda HS, Montes RA. (2006) Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. *J. Biogeogr.*33, 387–400.
- Higgins SI, Bond WJ, Trollope WSW. (2000). Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* 88: 213–229
- Holdo, R. M., & Nippert, J. B. (2023). Linking resource-and disturbance-based models to explain tree–grass coexistence in savannas. *New Phytologist*, 237(6), 1966-1979.
- Irini, S.; Xulin, G. Invasive and Native Woody Plant Encroachment: Definitions and Debates. *J. Plant Sci. Phytopathol.* 2022, 6, 84–86
- Kulmatiski, A., & Beard, K. H. (2022). A modern two-layer hypothesis helps resolve the ‘savanna problem’. *Ecology Letters*, 25(9), 1952-1960.
- Lehmann, C. E., Archibald, S. A., Hoffmann, W. A., & Bond, W. J. (2011). Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist*, 191(1), 197-209.
- Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F.A. (2000). Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecol. Appl.* 10, 689–710
- Richardson, D.M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D.; West, C.J. (2000) Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. *Divers. Distrib.* 6, 93–107
- Sage, R. F. (2020). *Global change biology: A primer*. *Global Change Biology*, 26(1), 3–30. <https://doi.org/10.1111/gcb.14893>

- Sankaran M, Ratnam J, Hanan NP. (2004) Tree–grass coexistence in savannas revisited –insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. *Ecol. Lett.* 7, 480–490.
- Sarmiento G. 1984. *The ecology of tropical savannas*. Cambridge, MA, USA: Harvard University Press.
- Scheiter S, Higgins SI. (2007). Partitioning of root and shoot competition and the stability of savannas. *The American Naturalist* 170: 587–60
- Scholes, R. J., & Archer, S. R. (1997). Tree-grass interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 517–544. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1), 58-66.
- Stevens, N., Lehmann, C. E., Murphy, B. P., & Durigan, G. (2017). Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global change biology*, 23(1), 235-244.
- Valéry, L.; Fritz, H.; Lefeuvre, J.-C.; Simberloff, D. (2008) In Search of a Real Definition of the Biological Invasion Phenomenon Itself. *Biol. Invasions*, 10, 1345–1351
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., & Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Vitousek, P.M.(1990) Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos.*, 57, 7–13
- Walter H. (1971). *Ecology of tropical and subtropical vegetation*. Edinburgh, UK: Oliver and Boyd.
- Xu X, Medvigy D, Rodriguez-Iturbe I. (2015). Relation between rainfall intensity and savanna tree abundance explained by water use strategies. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 112: 12992–12996.

Capítulo 1. Efeitos do adensamento lenhoso na interação entre estratos lenhoso e herbáceo-graminoso

1. Introdução

Savana é por definição um bioma composto por estrato herbáceo gramíneo contínuo e árvores dispersas. As savanas tropicais, além da ocorrência de fogo e baixa disponibilidade de nutrientes no solo são caracterizadas pela sazonalidade hídrica (Lehmann et al. 2011; Lehmann et al. 2014). Estes três fatores: escassez sazonal de água, ocorrência de fogo e baixa disponibilidade de nutrientes no solo são propostos como processos que permitem a codominância entre espécies lenhosas e o contínuo estrato herbáceo gramíneo (Scholes e Archer 1997; Bond 2005). Um dos principais questionamentos da ecologia vegetal de savanas é a possibilidade da coexistência de duas formas de vida distintas: árvores, ou lenhosas no geral, e gramíneas/herbáceas, conhecido como “*the savana problem*” (Sarmiento, 1984). Há décadas modelos foram gerados tentando responder esta pergunta e, basicamente, eles se dividem em duas principais abordagens: competição/facilitação - onde o cerne da coexistência é a especialização na exploração de recursos (e.g. água, nutriente) (Walter 1971; Scholes e Archer 1997; Scheiter & Higgins 2007) e a abordagem de gargalo demográfico - em que os modelos são ponderados principalmente pelos distúrbios (e.g. fogo, herbivoria) (Higgins et al. 2000; D’Odorico et al. 2006; Xu et al. 2015). Sankaran (2004) defendeu que estas duas abordagens serão dependentes do regime pluviométrico, isto é, a relação entre os estratos em savanas secas, com menos de 650 mm de chuva anual, tende a ser explicada pela abordagem da competição/facilitação. Enquanto savanas úmidas (>650 mm) estão em estado de “*desequilíbrio*” e na ausência ou excesso de distúrbios a vegetação tenderá aos campos ou florestas (Sankaran 2004).

Holdo e Rippert (2023) alegam ter resolvido o problema, nesta revisão os autores propõem um modelo que vincula as duas abordagens. De forma resumida o particionamento de nicho no subsolo, resultado da primeira abordagem, é essencial para a coexistência entre os estratos, principalmente porque o estrato gramíneo excluiria o estrato lenhoso na competição por água caso não houvesse a divisão de nicho. Enquanto a sobreposição dos estratos, tanto abaixo como acima do solo, age como agravante dos fatores que limitam o adensamento lenhoso (e.g. fogo e herbivoria), assim as savanas permanecem posicionadas entre os extremos campestre e florestal (Holdo & Rippert 2023). Partindo de uma base teórica já mais bem estabelecida pode

– se questionar como as mudanças ambientais influenciam a coexistência dos estratos, o que seria talvez o “*the new savana problem*”.

A invasão biológica é considerada uma das dez maiores ameaças à biodiversidade mundial (Sage 2020). Na falta de controles naturais as espécies invasores comumente apresentam uma taxa crescimento populacional que se sobrepõe às competidoras residentes (Dawson et al. 2009). Além das relações interespecíficas desbalanceadas, as espécies invasores podem alterar fisicamente o ambiente colonizado (Mack e D’Antonio 1998; Brooks et al. 2004, Asner e Vitousek 2005; Ehrenfeld 2010). Assim, o crescimento acelerado pode representar uma alta demanda de água, especialmente em ambientes onde este recurso é limitante. As alterações ambientais ocasionadas pela invasão biológica podem gerar processos sinérgicos com retroalimentação positiva entre o ambiente alterado e a ocorrências de espécies invasoras (Lozon e MacIsaac 1997; Brook et al. 2008). As invasões biológicas podem estar associadas tanto a espécies exóticas quanto a espécies locais que aumentam significativamente em abundância (Valéry et al. 2008). A invasão de plantas lenhosas também é conhecida como adensamento lenhoso. Seguindo o conceito proposto por Irini e Chui (2022), aqui também se considera adensamento lenhoso como a invasão de plantas lenhosas nativas.

O adensamento lenhoso está associado a impactos negativos nos processos e funções do ecossistema (Van Auken 2000; Van Auken 2009). Por exemplo, o aumento e a homogeneização das camadas lenhosas alteram os padrões espaciais das propriedades geoquímicas, como a formação de “ilhas férteis” abaixo das copas e zonas de escassez nos espaços intra-dossel (Schlesinger et al. 1996; D’Odorico et al. 2007; D’Odorico et al. 2010). Consequências adicionais relatadas incluem a diminuição da biodiversidade na camada de grama/herbácea (Van Auken 2009; Silva et al. 2016, Siraj & Abdella 2018; Gonçalves et al. 2021; Ribeiro et al. 2021; Souza et al. 2022) e impactos no ciclo da água e no clima (Huxman et al. 2005, Ge & Zou 2013). Mudanças ambientais iniciais desencadeiam o adensamento de lenhosa e um ciclo de retroalimentação positivo pode continuar alterando o ambiente além do ponto de inflexão, levando assim os ecossistemas a um novo equilíbrio (Luvuno et al. 2018). Essa interação representa um desafio para a conservação da vegetação nativa sob mudança de uso da terra e áreas protegidas (Foxcroft et al. 2013, Morford 2022). Assim, a partir de uma revisão bibliográfica sistemática, este capítulo tem como objetivos: compilar e caracterizar os estudos que investigaram **especificamente** os efeitos do adensamento lenhoso na interação entre os estratos; caracterizar o perfil das plantas lenhosas em adensamento e responder as

seguintes perguntas: o adensamento de lenhosa altera as interações entre os estratos da vegetação? Se sim, esta alteração depende da disponibilidade de água (média anual de precipitação)? E da textura do solo? Baseado no conhecimento já adquirido acerca do adensamento lenhoso espera – se que as espécies em adensamento tenham um perfil mais aquisitivo, com crescimento rápido e atributos que facilitem a característica oportunista de espécies invasoras. Já a interação negativa entre os estratos, no caso, a competição, será intensificada pelo adensamento lenhoso. Dentro deste aumento da competição espera – se que em ambientes com maior média anual de precipitação as espécies em adensamento sejam mais favorecidas que em ambientes secos em virtude de suas demandas aquisitivas. Por fim, devido ao perfil de crescimento rápido destas espécies espera – se que solos mais arenosos facilitem o crescimento das raízes, intensificando tanto a sobreposição nos perfis mais superficiais como o particionamento devido ao acesso das raízes das lenhosas aos perfis mais profundos em relação ao estrato herbáceo/graminoso.

2. Metodologia

Busca de artigos

Utilizou-se a coleção principal de dados da plataforma de busca *Web of Science* para buscar apenas artigos revisados por pares e em uma plataforma que permita a reprodutibilidade desta metodologia. A chave de busca (*search string*) foi dividida em cinco blocos de termos (PICO, em inglês) seguindo os protocolos para revisão sistematizada (Tabela 1). Considerou-se estudos publicados entre 1945 e 11 de setembro de 2023. A busca foi feita em inglês e acessou títulos, resumos e palavras chaves dos artigos.

Tabela 1. Termos da chave de busca e respectivos critérios de inclusão.

	População	População	População	Intervenção	Intervenção	Efeito
Chave de busca	(savanna* OR savannah* OR woodland OR cerrado)	(“woody plant*” OR “tree*” OR “shrub*”)	(“grass*”)	(“water competition” OR “source competition” OR interaction OR “competi* interaction” OR “facilitat* interaction” OR “facilitation” OR “soil water partitioning” OR “two-layer hypothesis” OR “Walter’s hypothesis”)	(“invasive* OR “invader” OR “exotic OR “encroachment” OR “introduced”)	(“water” OR “water relations” OR “water transport” OR “plant water use” OR “plant hydraulics” OR “product*” OR “biomass” OR “abundance” OR “cover” OR “water potential”)
Critério de inclusão		Plantas lenhosas (árvores e arbustos) em qualquer etapa da vida: plântulas, jovens e adultos	Principalmente gramíneas, mas também incluir herbáceas se relacionadas à estrato lenhosa	Foco na interação entre os estratos, sobretudo hídrica		O efeito é considerado em relação à aptidão de ambos estratos. Respostas estruturais, fisiológicas ou químicas, biomassa, produtividade, cobertura, abundância..)

A fim de coletar todos os resultados e remover duplicatas utilizou-se o software de gerenciamento de referência *EndNote Online*. Posteriormente, no mesmo software foi feita a triagem por títulos. Nesta etapa, caso houvesse dúvida em relação os critérios de inclusão (Tabela 1), o artigo era incluído.

Os arquivos resultantes da triagem de títulos foram exportados para a plataforma *Sysrev* onde foi feita a triagem por resumos. Nesta etapa de triagem usei a ferramenta de notas para distinguir estudos com diferentes abordagens: *water*, relacionado ao estudo de interações propriamente hídricas; *biodiversity*, onde foi avaliado o efeito da interação entre os estratos a

partir do impacto em métricas como riqueza e abundância de espécies; *Biomass*, segue a lógica da classe anterior porém o impacto foi avaliado a partir da alteração na biomassa dos estratos e por fim, *Modelling*, a qual define estudos de modelagem acerca da interação entre os estratos. O principal critério de inclusão foi: Interação entre plantas lenhosas e estrato herbáceo graminoso que influencie relações e/ou parâmetros relacionados ao desempenho de algum dos estratos, por exemplo: abundância, biomassa, produtividade.

Classificação dos resultados

Após a triagem de resumos foram escolhidos os artigos para leitura na íntegra e extração de dados. Estes dados foram compilados em uma planilha para posterior análise referentes as relações entre os estratos: positiva, negativa e neutra. As relações referem-se aos resultados e não aos estudos, pois um mesmo estudo pode ter mais de um resultado, por exemplo positivo na biomassa e neutro na biodiversidade. O tipo da interação (negativo, positivo e neutro) refere-se ao desempenho do indivíduo que sofre o efeito da interação, ou seja, resultado em que a biomassa da comunidade herbácea distante das copas foi maior que a biomassa abaixo da copa das lenhosas foi considerado como um efeito negativo do estrato lenhoso no estrato herbáceo. Assim como o estresse hídrico de plântulas de lenhosas que crescem junto com estrato graminoso foi considerado como um efeito negativo do estrato herbáceo/graminoso no estrato lenhoso. Por fim, a categoria neutra são todos os resultados inconclusivos, ou seja, não foi negativo nem positivo. Porém, a direção do efeito afetará em qual abordagem da interação (exploração de recurso ou gargalo demográfico) o efeito influenciará. Por exemplo, o efeito do estrato lenhoso no estrato herbáceo/graminoso pertence à abordagem de exploração de recurso, sendo a competição considerada como negativa e a facilitação positiva ao sub-bosque ($W \rightarrow U$). Já a interação do sub-bosque no estrato lenhoso ($U \rightarrow W$) está posicionada na abordagem de gargalo demográfico, uma vez que todos os estudos encontrados investigaram esta interação durante o período de plântula das espécies lenhosas.

Seguindo a referência de Sankaran (2004) foi mantido o limite de <650 mm de média anual de precipitação (MAP) para determinar ambientes secos (*Dry*) e acima de 650 mm ambientes úmidos (*Wet*), porém a classe *Wet* foi subdividida em duas outras classes métrica (*mesic*), com MAP entre 650 e 820 mm, e úmida (*moist*) com MAP acima de 820 mm, este limite foi baseado no trabalho de (Higgins et al. 2010). Já em relação à textura do solo foram utilizadas as próprias caracterizações dos solos nos estudos para separar os solos em três classes: Muito argiloso (*Clayey*), argiloso (*Loamy*) e arenoso (*Sandy*).

3. Resultados

Caracterização estudos

A pesquisa resultou em 138 títulos, após remoção das duplicatas. A triagem de títulos e resumos selecionou 34 estudos, a triagem de resumo seguiu rigorosamente o critério de apenas adicionar estudos que investigaram a interação entre os estratos, muitos estudos acerca das causas, consequências e formas de manejo do adensamento lenhoso foram excluídos por não terem o foco na interação entre os estratos. Dos 34 artigos foram retirados 47 resultados os quais foram classificados a partir da abordagem focal: *water* com 13 resultados, *biodiversity* (10), *Biomass* (20) e por fim, *Modelling* (4). Embora a chave de busca ser baseada em *Savanna* e *Woodlands* parte dos estudos resultantes ocorreram em *grasslands*. Os estudos se concentraram em 13 países, representando a América do Norte (16), América do Sul (4), África (19) e Oceania (4). Adicionalmente os estudos contemplaram todas as principais regiões climáticas segundo Köppen, exceto a região Polar (E) (Figura 1).

Cerca de 62% dos estudos ocorreram em ambientes com menos de 650 mm de MAP, enquanto os estudos em locais méxicos foram o segundo mais representativos, 23%. Já os ambientes com mais de 820 mm de precipitação média anual (*moist*) foram os de menor representatividade com apenas 15% dos estudos. Os estudos também foram classificados em relação ao tipo de experimento, em campo ou manipulado em estufa. A maioria dos estudos foram feitos em campo, representando 79%, enquanto os estudos em estufa representaram 21% e majoritariamente na classe de interações hídricas (Tabela 2).

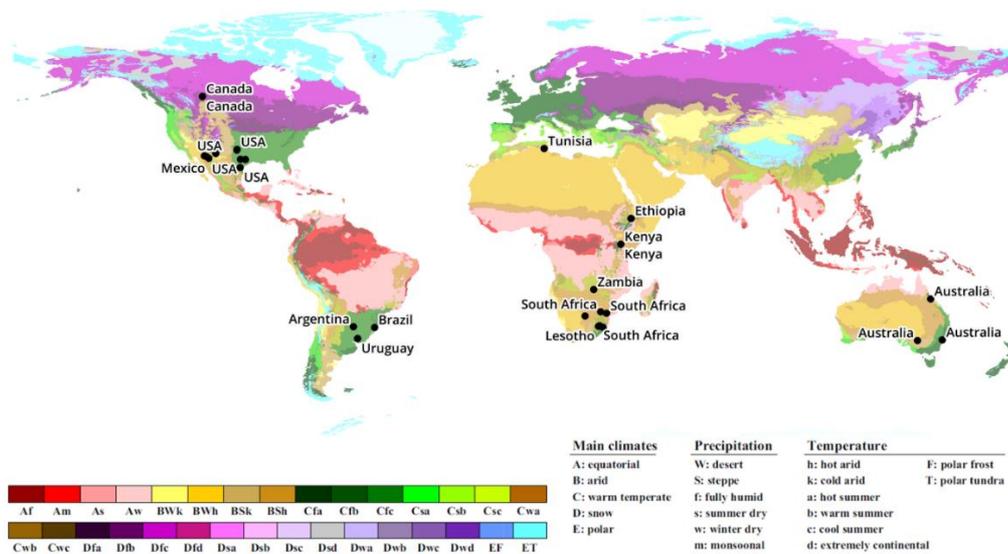


Figura 1. Distribuição geográfica dos 47 estudos selecionados (pontos pretos). Mapa é adaptado da Classificação Climática de Köppen.

Tabela 2. Resultados selecionados para extração de dados acerca do efeito do adensamento lenhoso na interação entre o estrato lenhoso e herbáceo-graminoso. W – Lenhoso e U – herbáceo/graminoso. A direção da seta na coluna *Overall Strata Interaction* significa a orientação do efeito estudado, ou seja, W→ U diz respeito a estudos que elucidaram o efeito do estrato lenhoso no herbáceo/graminoso e vice-versa.

Broad Area	Family	Species	Study Level (W)	Study Level (U)	lifeform	N-fixing	Leaf Phenology	Growing Strategy	Stage of Life	Species Origin	country	Savanna/Grasslands Type	Rainfall Regime	Soil Texture Class	Overall Strata Interaction	Source
water	Fabaceae	<i>Acacia tortilis</i>	Single Species	Single Species	tree	Yes	semi-deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Tunisia	temperate	dry	NA	Positive (W→ U)	Blaser et al.(2013)
water	Fabaceae	<i>Samanea saman</i>	Single Species	Single Species	tree	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Australia	tropical	moist	sandy	Positive (W→ U)	Durr et al.(2003)
water	Fabaceae	<i>Prosopis velutina</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	semi-arid	dry	sandy	Positive (W→ U)	Barron-Gafford et al.(2021)
water	Fabaceae	<i>Vachellia karroo</i>	Single Species	Group of Species	shrub	Yes	deciduous	fast-growing	seedling	native	South Africa	semi-arid	dry	sandy	Negative (U→ W)	Raubenheimer et al.(2022)
water	Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	semi-arid	mesic	sandy	Positive (W→ U)	Wu et al.(2005)
water	Fabaceae	<i>Prosopis velutina</i>	Single Species	Group of Species	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Mexico	semi-arid	dry	sandy	Negative (W→ U)	Brunel et al.(2009)
water	Fabaceae	<i>Prosopis velutina</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	seedling	native	USA	semi-arid	dry	clayey	Negative (U→ W)	deet al.(2012)
water	Fabaceae	<i>Prosopis velutina</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	seedling	native	USA	semi-arid	dry	sandy	Neutral (U→ W)	deet al.(2012)
water	Fabaceae	<i>Acacia mellifera</i>	Single Species	Single Species	shrub	Yes	evergreen	fast-growing	seedling	native	South Africa	semi-arid	greenhouse	sandy	Negative (U→ W)	Kambatuku et al.(2013)
water	Fabaceae	<i>Acacia mellifera</i>	Single Species	Single Species	shrub	Yes	evergreen	fast-growing	seedling	native	South Africa	semi-arid	greenhouse	sandy	Negative (U→ W)	Kambatuku et al.(2013)
water	NA	NA	Group of Species	Group of Species	NA	NA	NA	NA	seedling	native	Australia	subtropical	greenhouse	clayey	Negative (U→ W)	Manea et al.(2015)
water	NA	NA	Group of Species	Group of Species	NA	NA	NA	NA	seedling	exotic	Australia	subtropical	greenhouse	clayey	Negative (U→ W)	Manea et al.(2015)
water	Cupressaceae	<i>Juniperus virginiana</i>	Single Species	Single Species	tree	No	evergreen	moderately fast-growing	seedling	native	USA	NA	greenhouse	NA	Negative (U→ W)	Hamati et al.(2023)

biodiversity	Fabaceae	<i>Acacia drepanolobium</i>	Single Species	Group of Species	shrub	Yes	evergreen	moderately fast-growing	adult	native	Kenya	tropical	dry	clayey	Negative (W→ U)	Riginos et al.(2008)
biodiversity	NA	NA	Group of Species	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	South Africa	tropical	dry	clayey	Positive (W→ U)	Treydte et al.(2009)
biodiversity	Cupressaceae	<i>Juniperus virginiana</i>	Single Species	Community	shrub	No	evergreen	slow-growing	adult	native	USA	temperate	dry	clayey	Negative (W→ U)	Alofs et al.(2013)
biodiversity	Fabaceae	<i>Acacia sieberiana</i>	Single Species	Community	tree	Yes	semi-deciduous	moderately fast-growing	adult	native	South Africa	tropical	mesic	clayey	Positive (W→ U)	Grellier et al.(2013)
biodiversity	NA	NA	Community	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	Uruguay	subtropical	moist	clayey	Positive (W→ U)	Bernardi et al.(2016)
biodiversity	Asteraceae	<i>Baccharis uncinella</i>	Single Species	Community	shrub	No	evergreen	fast-growing	adult	native	Brazil	subtropical	moist	clayey	Negative (W→ U)	Guido et al.(2017)
biodiversity	NA	NA	Community	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	South Africa	subtropical	dry	sandy	Negative (W→ U)	Mogashoa et al.(2021)
biodiversity	Elaeagnaceae	<i>Elaeagnus commutata</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	evergreen	fast-growing	adult	native	Canada	temperate	dry	loamy	Neutral (W→ U)	Peetoomet al.(2021)
biodiversity	Fabaceae	<i>Vachellia bussei</i>	Group of Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Ethiopia	semi-arid	dry	sandy	Positive (W→ U)	Linstädter et al.(2016)
biodiversity	Fabaceae	<i>Vachellia drepanolobium</i>	Group of Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Ethiopia	semi-arid	dry	sandy	Neutral (W→ U)	Linstädter et al.(2016)
Biomass	Elaeagnaceae	<i>Elaeagnus commutata</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	evergreen	fast-growing	adult	native	Canada	temperate	dry	loamy	Neutral (W→ U)	Peetoomet al.(2021)
Biomass	NA	NA	Community	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	Uruguay	subtropical	moist	clayey	Neutral (W→ U)	Bernardi et al.(2016)
Biomass	Fabaceae	<i>Acacia drepanolobium</i>	Single Species	Group of Species	shrub	Yes	evergreen	moderately fast-growing	adult	native	Kenya	tropical	dry	clayey	Positive (W→ U)	Riginos et al.(2008)
Biomass	Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	subtropical	mesic	clayey	Negative (W→ U)	Ansley et al.(2004)
Biomass	Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	subtropical	mesic	loamy	Negative (W→ U)	Hughes et al.(2006)
Biomass	Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	subtropical	mesic	loamy	Positive (W→ U)	Hughes et al.(2006)
Biomass	Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	subtropical	dry	loamy	Neutral (W→ U)	Simmons et al.(2008)
Biomass	Fabaceae	<i>Acacia mellifera</i>	Single Species	Single Species	shrub	Yes	evergreen	fast-growing	seedling	native	South Africa	subtropical	greenhouse	sandy	Negative (W→ U)	Kambatuku et al.(2011)
Biomass	Fabaceae	<i>Acacia mellifera</i>	Single Species	Single Species	shrub	Yes	evergreen	fast-growing	seedling	native	South Africa	subtropical	greenhouse	sandy	Neutral (W→ U)	Kambatuku et al.(2011)

Biomass	Fagaceae	<i>Quercus stellata</i>	Single Species	Single Species	tree	No	deciduous	fast-growing	seedling	native	USA	subtropical	greenhouse	NA	Negative (U→W)	Volder et al.(2013)
Biomass	Cupressaceae	<i>Juniperus virginiana</i>	Single Species	Single Species	tree	No	evergreen	moderately fast-growing	seedling	native	USA	subtropical	greenhouse	NA	Negative (U→W)	Volder et al.(2013)
Biomass	Fabaceae	<i>Dichrostachys cinerea</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	semi-deciduous	fast-growing	adult	native	Zambia	tropical	mesic	clayey	Neutral (W→U)	Blaser et al.(2014)
Biomass	Fabaceae	<i>Acacia caven</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	semi-deciduous	moderately fast-growing	seedling	native	Argentina	subtropical	moist	clayey	Negative (U→W)	Macias et al.(2014)
Biomass	NA	NA	Group of Species	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	Australia	semi-arid	dry	loamy	Positive (W→U)	Soliveres et al.(2014)
Biomass	NA	NA	Community	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	South Africa	semi-arid	dry	sandy	Negative (U→W)	Harmse et al.(2016)
Biomass	Fabaceae	<i>Vachellia bussei</i>	Group of Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Ethiopia	semi-arid	dry	sandy	Positive (W→U)	Linstädter et al.(2016)
Biomass	Fabaceae	<i>Vachellia drepanolobium</i>	Group of Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	Ethiopia	semi-arid	dry	sandy	Neutral (W→U)	Linstädter et al.(2016)
Biomass	Fabaceae	<i>Prosopis glandulosa</i>	Single Species	Community	shrub	Yes	deciduous	moderately fast-growing	adult	native	USA	semi-arid	dry	clayey	Negative (U→W)	Pierce et al.(2019)
Biomass	NA	NA	Group of Species	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	Lesotho	temperate	mesic	clayey	Neutral (W→U)	Root-Bernstein et al.(2022)
Biomass	NA	NA	Group of Species	Community	NA	NA	NA	NA	adult	native	Lesotho	temperate	mesic	clayey	Negative (W→U)	Root-Bernstein et al.(2022)
Modeling	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Negative (W→U)	Wiegand et al.(2006)
Modeling	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Negative (W→U)	Hudjetz et al.(2014)
Modeling	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Negative (W→U)	Wilcox et al.(2018)
Modeling	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	Negative (W→U)	Koch et al.(2023)

Caracterização das espécies em adensamento

No que diz respeito a caracterização das plantas em adensamento lenhoso foram utilizados apenas os resultados empíricos e feitos em campo, totalizando 29. Deste total, 23 foram feitos com espécies arbustivas e seis com árvores. Em 24 casos a espécie estudada era capaz de fixar nitrogênio, pertencentes às famílias Fabaceae e Elaeagnaceae. Com respeito à fenologia foliar, a maioria dos resultados foram obtidos com espécies com certa deciduidade: 13 decíduas, seguido por espécies semi-decíduas (12), e por fim sempre-verdes (4). De maneira geral, as espécies em adensamento lenhoso eram espécies com crescimento rápido (10) ou moderado (18), apenas um estudo foi feito com uma espécie considerada de crescimento lento, *Juniperus ashei* (Tabela 3).

Tabela 3. Caracterização das espécies presentes nos estudos empíricos feitos em campo selecionados para extração dos dados.

Life form		N-Fixing		Leaf Phenology			Growing Strategy		
Tree	Shrub	Yes	No	deciduous	semi-deciduous	evergreen	fast-growing	moderately-growing	slow-growing
6	23	24	5	13	12	4	10	18	1

Efeito do adensamento lenhoso na interação entre os estratos sob diferentes ofertas de água e texturas do solo

Em relação ao resultado geral da interação entre o estrato lenhoso e herbáceo/graminoso sob adensamento lenhoso, 25 resultados indicaram uma interação negativa, enquanto 12 concluíram como positiva e dez foram inconclusivos, aqui classificado como neutro (Figura 2). Este resultado geral não discrimina a direção da interação, ou seja, se o estudo focou no efeito do estrato lenhoso no herbáceo-graminoso ou vice-versa. Os estudos em que o foco foi o efeito do sub-bosque (herbáceo-graminoso) nas lenhosas representaram 13 dos 47 resultados. Destes 13 resultados 12 foram classificados como negativos e um como neutro. Com exceção da Figura 2, os resultados apresentados a seguir consideram apenas os estudos que focaram no efeito do estrato lenhoso no sub-bosque (e. g. W → U).

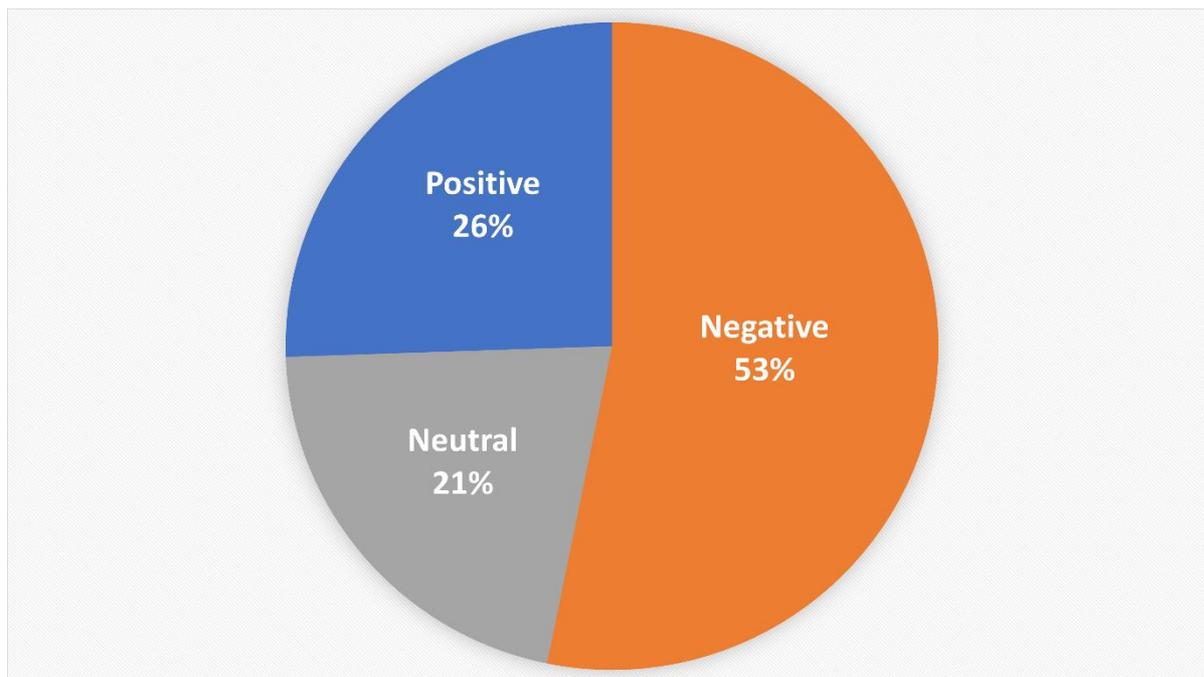


Figura 2. Efeito geral da interação entre os estratos lenhoso o herbáceo-graminoso reportada pelos 47 resultados dos 34 estudos selecionados.

Quando os resultados foram separados entre as classes de Média Anual de Precipitação (*Dry* e *Wet*) a proporção das interações foi mais positiva (45%) em ambientes com menos de 650 mm de MAP, sendo a interação em que o estrato lenhoso afeta negativamente o estrato herbáceo-graminoso a mais baixa, cerca de 25% (Figura 3). Os resultados classificados como interação neutra representaram pouco mais de 30% do total para ambientes secos (*Dry*). Já os resultados obtidos em ambientes com maior disponibilidade de água (> 650 mm) apresentaram um aumento no efeito negativo do estrato lenhoso no estrato herbáceo-graminoso. Enquanto que as interações positiva e neutra tiveram um decréscimo de 2 e 6%, respectivamente (Figura 3).

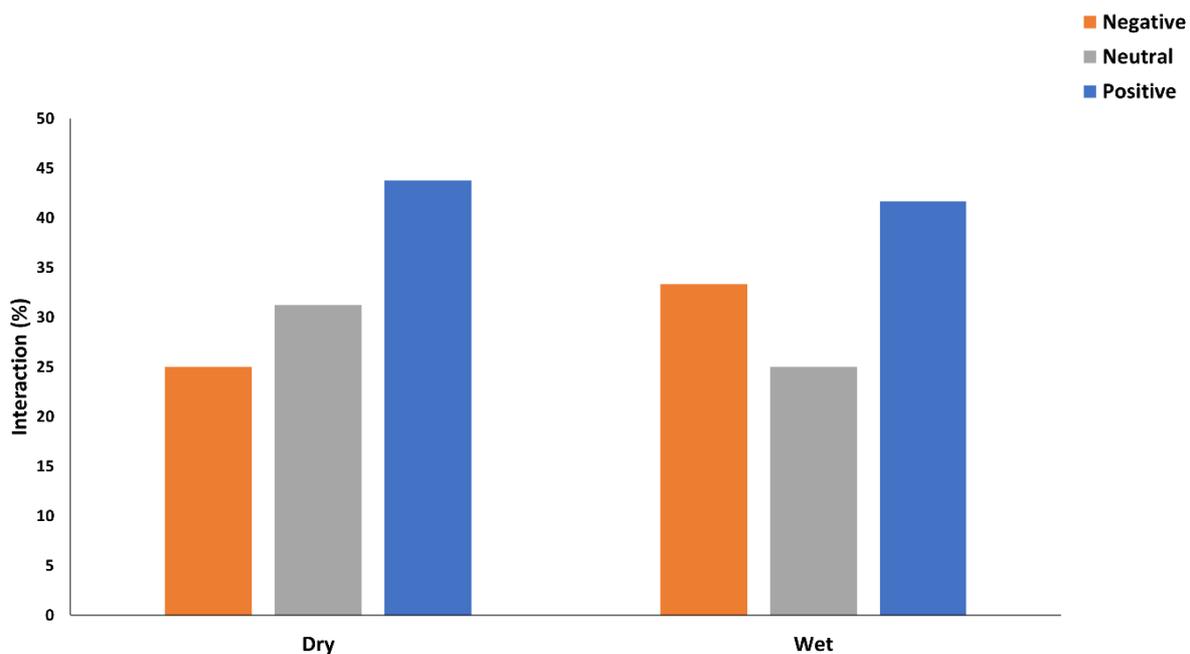


Figura 3. Proporção dos resultados da interação negativa, neutra e positiva entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso sob adensamento lenhoso separado em cada classe referente à média anual de precipitação. *Dry* (< 650 mm) e *Wet* (>650).

Em relação à influência da textura do solo no resultado da interação entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso as proporções apresentaram a maior variação. A principal mudança ocorreu na interação positiva nos solos arenosos, que subiu cerca de 1.6 vezes em relação aos solos argilosos e muito argilosos (Figura 4). A interação negativa apresentou tendência oposta com aumento de 2,5 e 1,8 vezes nos solos muito argilosos em relação aos solos argilosos e arenosos, respectivamente. Por fim as interações classificadas como neutras representaram 50% dos resultados em solos com textura intermediária, argilosos, 22% nos solos arenosos e 25% nos solos muito argilosos (Figura 4).

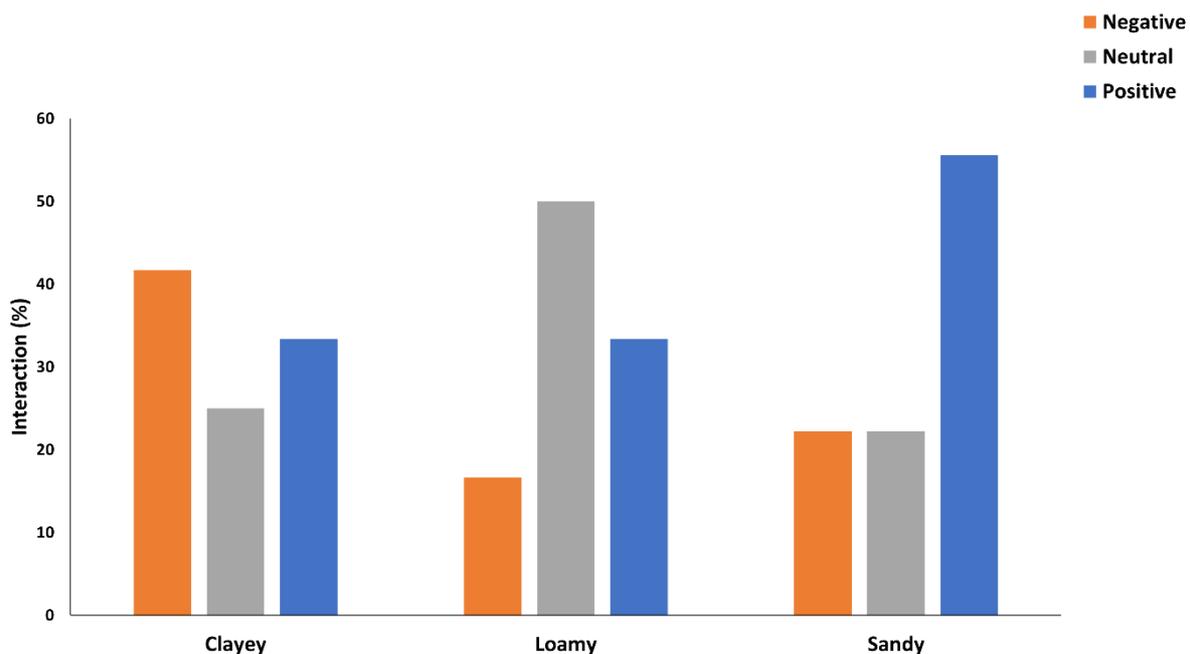


Figura 4. Proporção dos resultados da interação negativa, neutra e positiva entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso sob adensamento lenhoso separada em cada classe referente à textura do solo: Muito Argilosa, Argilosa e Arenosa.

Finalmente, quando são combinados os dois fatores: média anual de precipitação, *Wet* e *Dry*, e textura do solo, *Clayey* (muito argiloso) e *Sandy* (arenoso) os resultados de interações positivas caíram de 43 para 25%, quando aumentou a disponibilidade de água e a capacidade de retenção da mesma no solo (E.g. *Dry + Sandy* → *Wet + Clayey*). Enquanto neste mesmo sentido os resultados de interações negativas e neutra aumentaram de 29 para 37.5% em solos muito argilosos com maior disponibilidade de água (Figura 5).

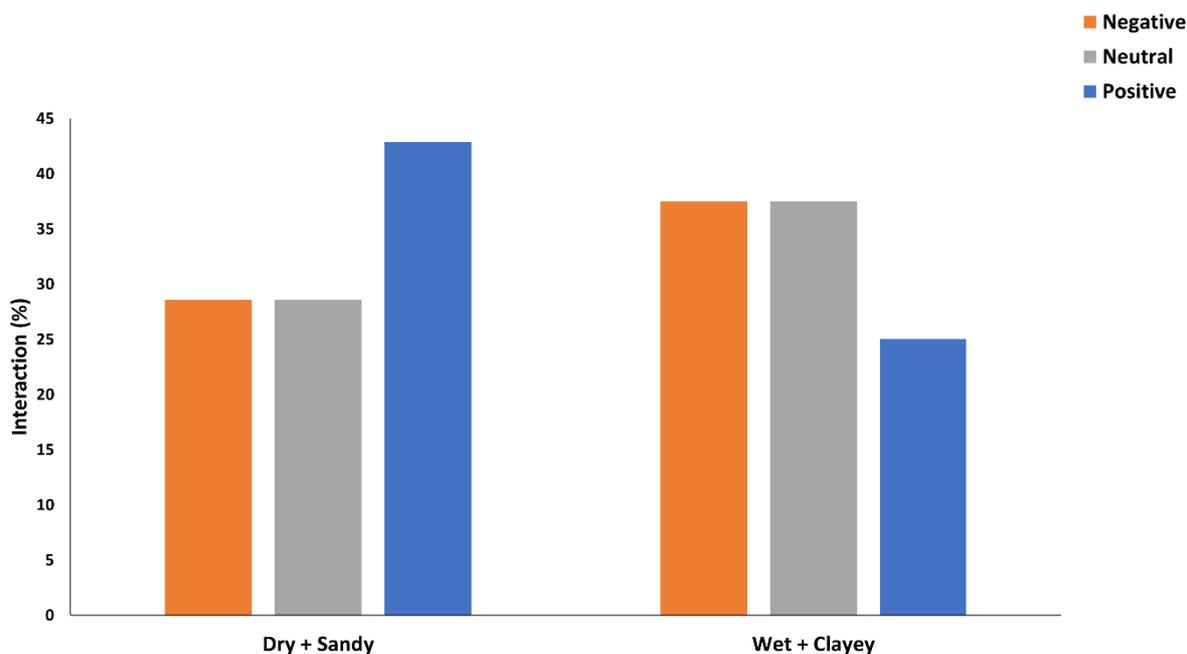


Figura 5. Proporção dos resultados da interação negativa, neutra e positiva entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso sob adensamento lenhoso combinando os dois extremos de disponibilidade de chuva (Moist = Wet) e textura do solo (Clayey e Sandy).

4. Discussão

Caracterização de estudos

Embora o elemento “Efeito” da chave de busca contivesse mais termos relativos às interações hídricas, a maior parte dos estudos utilizou a biomassa como *proxy* do efeito da interação entre os estratos no desempenho do sub-bosque (Tabela 2). Parcela considerável destes estudos realizou observações em nível de comunidade ou grupo de espécies, abaixo e entre as copas do estrato lenhoso, está foi a metodologia mais comum em duas das três abordagens (*biodiversity* e *biomass*) provavelmente por ser a mais tradicional quando se pretende isolar apenas o efeito do estrato lenhoso no sub-bosque e que não dependa de muita manipulação. Já os estudos que visaram atributos hídricos, muitos foram feitos em estufas e grande parte durante o estágio de plântulas das espécies lenhosas (Tabela 2). Este resultado deve se dar pelo fato da sensibilidade e complexidade da medição dos atributos hídricos como diferença de potencial, fluxo de água no xilema e estresse hídrico na copa, tornando estes experimentos mais factíveis de serem feitos em ambientes controlados e em menor escala. Por fim, a baixa representatividade de estudos que propõe modelos para a interação entre os estratos

sob adensamento lenhoso é um indicativo de que este questionamento ecológico é ainda incipiente.

Embora o objetivo deste estudo tenha se iniciado tendo em vista as savanas, sobretudo tropicais, foi necessário flexibilizar o critério das formações vegetais e do clima, adicionando tanto estudos em pradarias (*grasslands*) como em climas mais áridos, temperados e subtropicais. Esta decisão foi tomada entendendo que o fenômeno de adensamento lenhoso tem sido relatado há mais tempo em pradarias, sobretudo em pastagens (*rangelands*) principalmente por afetar negativamente aspectos econômicos diminuindo a produtividade dos pastos (Munyasi & Nichols 2007; Lesoli et al. 2013). Ao passo que as savannas possuem fitofisionomias campestres estes estudos são relevantes para identificar padrões ecológicos no processo de adensamento lenhoso. Já em relação ao regime de chuvas foi importante considerar um espectro de precipitação anual média (MAP), seco (*dry*), méxicos (*mesic*) e úmido (*moist*), visto que este era um fator a ser considerado na influência do processo de adensamento lenhoso (Kulmatiski & Beard 2013; Holdrege et al. 2021). Ainda que considerando duas categorias acima de 650 mm, ou seja, úmidas, os resultados em ambientes secos representaram mais da metade dos estudos encontrados, 62% (Tabela 2), levantando a necessidade de mais estudos serem feitos em ambientes méxicos e úmidos, sobretudo com mais de 820 mm de MAP. Por fim, a distribuição geográfica dos resultados encontrados também necessita atenção, uma vez que apenas quatro resultados foram produzidos na América do Sul e nenhum deles na maior savana do continente, o Cerrado. Assim como apenas quatro estudos foram feitos na Oceania e todos concentrados em um país, na Austrália (Figura 1).

Por fim, um dos fatores que podem ter influenciado na subnotificação de estudos, sobretudo na América Latina é a utilização de termos distintos. O estudo de Pivello et al. (2018) utiliza o termo *super-dominant* para definir um fenômeno similar ao que aqui chama – se de adensamento. Neste estudo os autores encontram 16 espécies nativas do Brasil que estão em processo de invasão, assim como o adensamento lenhoso. Sendo assim, sugere – se que haja um maior esforço de englobar a maior diversidade de termos possíveis em futuros estudos, principalmente pela falta de um termo bem estabelecido para este tipo de invasão de espécies nativas.

Caracterização de espécies em adensamento

Tendo como base os atributos de espécies oportunistas, que caracterizam grande parte das espécies vegetais invasoras (por exemplo, grande produção e dispersão de sementes, maior

taxa de crescimento e aquisição de recursos) (Gioria & Osborne 2014), este estudo corrobora a primeira hipótese em que as espécies em adensamento teriam um perfil mais aquisitivo, com crescimento rápido e atributos que facilitam o aproveitamento das janelas de oportunidade. De maneira geral, as espécies em adensamento são arbustos capazes de fixar nitrogênio, com certo grau de decíduidade foliar e com crescimento rápido a moderado (Tabela 3). As espécies lenhosas presentes nos resultados eram majoritariamente arbustos (23) em relação a árvores (6). Ainda que a forma de vida tenha certa plasticidade e dependência das condições locais de crescimento, os arbustos possuem altura máxima menor que as árvores e esta característica representa uma vantagem hidráulica sobre as árvores, o que pode favorecer o processo de adensamento (Grellier et al. 2021). Além da altura a presença de múltiplos caules também tem sido constatada como uma vantagem, minimizando o estresse hídrico enquanto maximiza o transporte (Bellingham & Sparrow 2009; Tyree & Zimmermann 2013).

A capacidade de fixar nitrogênio confere uma benefício evolutiva às plantas (Adams et al. 2010; Young et al. 2011). O fato de mais de 80% dos resultados serem com espécies fixadoras de nitrogênio pode estar relacionado com uma possível vantagem nutricional, sobretudo em solos distróficos, ao fixar o nitrogênio as plantas em adensamento podem superar as demais competidoras que dependem exclusivamente do nitrogênio do solo (Adams et al. 2016). Outro fator seria aumentar o crescimento e a reprodução, o nitrogênio fixado pode estimular o crescimento e a produção de sementes mais rápidos, contribuindo para sua propagação (Adams et al. 2010).

Existem diferentes tipos de fenologia foliar, desde decídua até sempre-verde, o espectro de economia foliar posiciona cada uma destas classificações nos dois extremos: aquisitivo e conservativo (Wright et al. 2004). Quase 90% das espécies estudadas possuem algum grau de decíduidade das folhas, 13 eram decíduas e 12 semi-decíduas. Este resultado posiciona o perfil das espécies lenhosas em adensamento no extremo aquisitivo, onde as plantas com esse perfil possuem alta capacidade fotossintética, baixa massa por área foliar e normalmente altos níveis de nutrientes na folha, ao passo que estão mais susceptíveis à herbivoria e riscos físicos (Wright et al. 2004). A decíduidade associada a capacidade de fixação de nitrogênio pode ser um dos fatores que proporcionam o crescimento rápido para moderadamente rápido das espécies estudadas. No entanto, Tomlinson et al. (2018) encontraram resultados contrastantes, mostrando um impacto negativo do estado graminoso em espécies decíduas enquanto as espécies lenhosas sempre-verdes foram afetadas positivamente. Ainda assim, a estratégia de crescimento rápido tem sido relatada como uma característica associada às espécies invasoras

(Rejmanek & Richardson 1996; Dawson et al. 2011) assim como o perfil aquisitivo e de rápida reprodução (Montesinos 2022).

Adicionalmente, é válido ressaltar que o perfil das espécies em adensamento pode ser ainda mais amplo, principalmente pela falta de estudos no Cerrado, savana brasileira, e na Oceania. Estes dois ambientes possuem características peculiares e distintas das demais savanas e conseqüentemente o perfil das espécies em adensamento pode ser diferente do encontrado aqui. Especificamente no Cerrado existem estudos a cerca de espécies não fixadoras de nitrogênio que estão em processo de adensamento lenhoso, sobre tudo em áreas úmidas (de Souza et al. 2023, Costa et al. 2023; Trindade 2023). Sugere – se que estudos futuros também adicionem as áreas úmidas (*wetlands*) como termo de busca, a fim de considerar trabalhos de adensamento lenhoso nestas fitofisionomias.

Efeito do adensamento lenhoso da interação entre os estratos sob diferentes ofertas de água e texturas do solo

Explicar a coexistência entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso tem sido um dos grandes desafios na ecologia vegetal (Sarmiento, 1984; Higgins et al. 2000; D’Odorico et al. 2006; Mills et al. 2006). As tentativas de explicar este fenômeno podem ser classificadas em dois tipos de modelos: Aqueles com foco na competição por recursos, sobretudo água (modelos baseados em recursos) (Walter 1971; Van Wijk & Rodriguez-Iturbe 2002; Scheiter & Higgins 2007; Xu et al. 2015) e os modelos baseados em distúrbios, os quais focam em gargalos demográficos, como fogo e herbivoria, especialmente limitando uma dominância do estrato lenhoso (Higgins et al. 2000; D’Odorico et al. 2006). Pode-se assim, alocar os estudos que analisaram os efeitos do sub-bosque no estrato lenhoso como estudos que contribuem para o entendimento dos modelos baseados em distúrbios, pois o principal argumento destes modelos é o gargalo demográfico que o estrato herbáceo-graminoso exerce nas plântulas das lenhosas, tanto formando a chamada “armadilha de fogo”, interferindo no recrutamento das plântulas, como na própria competição de recursos com as mesmas, que embora seja competição o efeito final ainda é sobre a limitação da passagem das plântulas para indivíduos adultos. Neste caso 12 dos 13 resultados foram negativos, corroborando, de fato, essa influência do estrato herbáceo-graminoso nos primeiros estágios de vida das lenhosas. No entanto, grande parte dos resultados aqui analisados se enquadram nos modelos baseados em recursos, e foram estes estudos os escolhidos para as demais análises referentes a influência da disponibilidade de água e textura do solo na interação dos estratos sob adensamento lenhoso.

Tendo em vista exclusivamente a direção da interação $W \rightarrow U$, entende – se as relações negativas, sob um contexto de adensamento lenhoso, aquelas que irão proporcionar uma provável exclusão competitiva do estrato herbáceo-graminoso. Sendo assim, quando foi levado em consideração a média anual de precipitação (MAP) de 650 mm como um limiar entre biomas secos e úmidos/mésicos (Figura 3) os ambientes com precipitação acima de 650 mm foram mais propícios à exclusão competitiva do estrato herbáceo-graminoso pelo adensamento lenhoso. Ou seja, as interações negativas aumentaram, enquanto as positivas diminuíram. Embora aqui não tenha sido feita uma distinção entre efeitos extremos de precipitação, os estudos de Kulmatiski & Beard (2013) e Holdrege et al. (2021) levantaram evidência do favorecimento do estrato lenhoso quando ocorre este tipo de fenômeno. O argumento defendido é que devido um particionamento funcional do solo o aumento de eventos extremos de chuva permite a infiltração da água e o estrato lenhoso, que possui maior acesso às camadas profundas, excluiriam competitivamente o estrato graminoso (Kulmatiski & Beard 2013; Holdrege et al. 2021). No entanto, além da disponibilidade de água (MAP), o fator local como a textura do solo teve maior efeito na influência do adensamento lenhoso no estrato herbáceo-graminoso.

A textura do solo, ou seja, a proporção dos diferentes tamanhos de grânulos, é a principal característica física que influencia o movimento da água no solo. Este movimento tem relação direta com a disponibilidade de água para as raízes, mas também na infiltração da água no perfil do solo. Os resultados apresentados corroboram parcialmente a hipótese levantada, pois aparentemente o particionamento de nicho do solo teve maior influência na relação entre os estratos. Isto porque esperava – se que em solos arenosos existiria maior crescimento das raízes tanto nas camadas superficiais como nas mais profundas. O aumento das interações positivas em solos arenoso permite afirmar que o particionamento do solo foi preponderante e a competição nas camadas superficiais menos relevantes nesses solos. Além do crescimento, a própria infiltração da água pode ter sido um fator importante para a relação entre os estratos tenha sido fortemente regido por interações positivas. Outro fator que pode influenciar as interações positivas é a elevação hidráulica, o “*Hydraulic lift*”, neste fenômeno a água que sobe pelas raízes pivotantes das lenhosas passa de forma passiva para as camadas mais superficiais do solo por meio da diferença de potencial (Moreira et al. 2008; Scholz et al. 2008). Esta redistribuição de umidade pode ser vantajosa para o estrato herbáceo-graminoso (Yu & D’Odorico, 2015). A recente revisão de Gxasheka et al. (2023) os autores avaliaram o efeito da topografia e características edáficas, como profundidade, textura, teor nutricional e umidade do solo no processo de adensamento lenhoso. Segundo o estudo, solos arenosos são

responsáveis pelo maior crescimento subterrâneo das lenhosas em adensamento. Enquanto em um experimento empírico Browning et al. (2008) encontraram igual cobertura de lenhosas em solos arenosos e argilosos, porém os indivíduos sobre solos argilosos apresentaram maior biomassa. Embora esta relação seja ainda controversa, a revisão de Gxasheka et al. (2023) encontrou mais evidências positivas entre solos arenosos e o adensamento lenhoso (Scholes & Archer 1997; Robinson et al. 2010; Colgan et al. 2012). No entanto, poucos estudos avaliaram de fato o efeito da granulometria na interação entre os estratos. Dentro do pressuposto aqui, as relações negativas entre o estrato lenhoso e herbáceo-graminoso favorecem o adensamento, gerando uma retroalimentação positiva. Talvez os solos arenosos permitam mais facilmente a entrada das lenhosas, mas é em solos mais argilosos que elas irão excluir competitivamente os componentes do sub-bosque.

Embora seja mais fácil buscar simplificar as relações de causalidade entre fatores ambientais e fenômenos como o adensamento lenhoso, deve – se lembrar que os sistemas terrestres, sobretudo levanto em consideração o *continuum* solo-planta-atmosfera possuem alta complexidade e é necessário considerar o máximo de variáveis envolvidas possível. A água, principalmente sua disponibilidade é o principal fator, em termos de recurso, que rege a interação entre os estratos lenhoso e herbáceo-graminoso. Analisar a interação entre a média anual de precipitação (MAP) e a textura do solo é uma tentativa de agregar duas importantes variáveis na disponibilidade de água para as plantas. Ainda que a MAP seja uma simplificação, pois dentro desta média existe a sazonalidade das chuvas ao longo do ano, assim como as duas categorias de textura do solo, muito argilosa (clayey) e arenosa (sandy) são uma busca de comparar os dois extremos de um *continuum* de texturas também. Ao considerar os dois fatores juntos a quantidade de estudos foi consideravelmente reduzida, somando oito com solos arenosos em clima seco e sete em clima úmido com solo muito argiloso (Tabela 3), ainda sim o padrão encontrado nas análises anteriores (Figuras 3 e 4) se manteve. Existe uma tendência de os estratos terem interação positiva (facilitação) em climas mais áridos e com solos arenosos.

Enquanto o aumento da MAP associado a solos com mais argila, ou seja, alta oferta de água, mas baixa infiltração, o adensamento lenhoso tendeu a afetar negativamente o estrato herbáceo-graminoso. Aqui pode – se considerar dois fatores: o primeiro sendo o aumento da precipitação favorecendo o adensamento lenhoso (Tews & Jeltsch 2004; Berry & Kulmatiski 2017; García Criado et al. 2020; Yang & Crews 2020). Os autores Tews & Jeltsch (2004) apresentaram um modelo que parte do princípio da precipitação afetando positivamente o crescimento, a dispersão e o recrutamento de o arbusto *Grewia flava* DC. Enquanto, Berry &

Kulmatiski (2017) evidenciaram que aumentos ocasionais na intensidade da precipitação podem resultar em aumentos de longo prazo na biomassa das plantas lenhosas. Já García-Criado et al. (2020) observaram que o aumento do adensamento lenhos devido maior MAP é mais evidente em ambientes semi-áridos. Por fim, Yang & Crews (2020) embora corroborem a relação positiva entre MAP e cobertura de lenhosas, alertam para a importância da sazonalidade. O segundo fator é a interação abaixo do solo entre os estratos, existem três principais propostas para o padrão de interação das raízes: a sobreposição (Hamati et al. 2023), o particionamento (Rossatto et al. 2013; Blaser et al. 2014) e ambas interações ocorrendo concomitante (Jackson et al. 1999; Kambatuku et al. 2013). Aqui escolheu-se o modelo mais parcimonioso: ambas interações. Entende-se que embora as plantas lenhosas possam acessar água em um perfil mais profundo do solo, isto não impede que elas tenham raízes em solos superficiais também. Ou seja, a partir desta abordagem permite-se que ambas interações ocorram, tanto de facilitação (positiva, por meio da elevação hidráulica, por exemplo) e competição (negativa).

Por fim, entende-se a necessidade de mais estudos que investiguem as interações ecológicas entre os estratos sob adensamento lenhos, principalmente em ambientes úmidos. A oferta associada a disponibilidade de água no solo emerge como fator preponderante na interação entre os estratos, sobretudo quando os efeitos do gargalo demográfico são atenuados pela exclusão competitiva do estrato herbáceo-graminoso pelas lenhosas em adensamento. Embora, Holdo & Nippert (2023) postulem a superioridade competitiva do estrato graminoso em relação aos recursos hídricos, em savanas e pradarias sob o processo de adensamento lenhoso a competição se torna mais balanceada, o que pode ser um fator que impulse o processo de adensamento ainda mais, gerando um sistema de retroalimentação positiva e conseqüentemente a transposição de pontos de inflexão levando os campos a um novo ponto de equilíbrio.

5. Conclusão

Em termos de caracterização dos estudos, o desenho experimental mais utilizado foi a avaliação de atributos do estrato herbáceo-graminoso abaixo e entre a copa das lenhosas. As principais abordagens para avaliar a interação entre os estratos foram comparar as biomassas e a biodiversidade, estas últimas mais relacionadas ao efeito do estrato lenhoso no sub-bosque. A propósito esta foi o sentido da interação entre os estratos mais estudado, sobretudo em ambientes secos, com menos de 650 mm de média anual de precipitação (MAP) e com uma

subamostragem na América do Sul e Oceania. Recomenda-se que mais estudos sejam feitos nestes continentes e principalmente em ambientes úmidos (>820 mm), além de adicionar termos mais diversos a cerca de fenômenos análogos ao de adensamento lenhoso.

Quanto ao perfil consolidado das espécies em adensamento lenhoso, estas são majoritariamente arbustos capazes de fixar nitrogênio, com deciduidade foliar e crescimento rápido. Este perfil corrobora a hipótese levantada inicialmente, que as espécies em adensamento são plantas com perfil de espécies invasoras, capazes de aproveitar as janelas de oportunidades para proliferação em um curto período de tempo. Por fim, constata-se que o efeito do adensamento lenhoso na interação dos estratos depende de fatores regionais e principalmente locais. A interação tende a ser mais negativa em ambientes com mais de 650 mm de MAP, porém é a textura do solo que tem maior influência na interação entre os estratos. Locais com solos arenosos tendem a facilitar a coexistência entre os estratos, promovendo maior infiltração da água, crescimento vertical subterrâneo das lenhosas e proporcionando o fenômeno de elevação hidráulica, principalmente em ambientes secos, assim como um maior peso para o efeito de gargalo demográfico exercido pelo estrato herbáceo-graminoso no recrutamento de plântulas das lenhosas. Já os solos muito argilosos favorecem a competição por água em camadas mais superficiais do solo, o crescimento aéreo das lenhosas, conseqüentemente um desbalanço na competição por luz, levando por fim uma exclusão competitiva do estrato herbáceo-graminoso mais rápido (Figura 7).

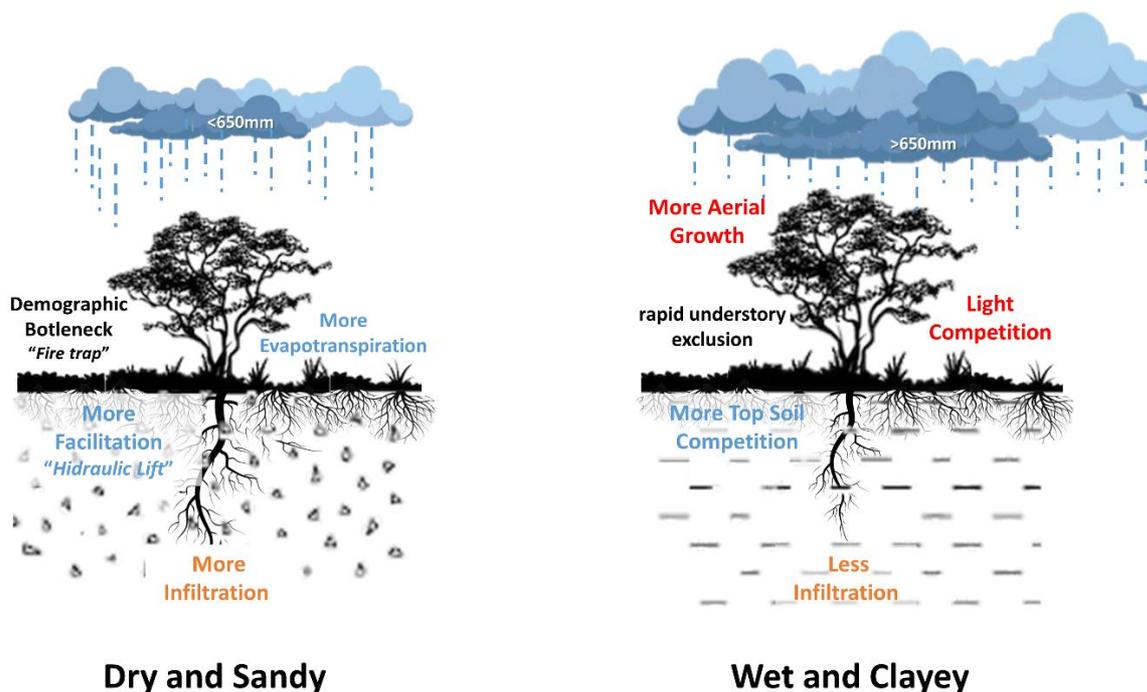


Figura 6. Figura resumos dos fatores e interações entre os estratos sob adensamento lenhoso em diferentes médias anuais de precipitação (MAP): Dry (menos de 650 mm MAP) e Wet (mais de 650 mm MAP) e extremos de textura do solo: arenoso (Sandy) e muito argiloso (Clayey).

6. Referências Bibliográficas

- Adams, M. A., Simon, J., & Pfautsch, S. (2010). Woody legumes: a (re) view from the South. *Tree Physiology*, 30(9), 1072-1082.
- Adams, M. A., Turnbull, T. L., Sprent, J. I., & Buchmann, N. (2016). Legumes are different: Leaf nitrogen, photosynthesis, and water use efficiency. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4098-4103.
- Alofs, K. M., & Fowler, N. L. (2013). Loss of native herbaceous species due to woody plant encroachment facilitates the establishment of an invasive grass. *Ecology*, 94(3), 751-760.
- Ansley, R. J., Pinchak, W. E., Teague, W. R., Kramp, B. A., Jones, D. L., & Jacoby, P. W. (2004). Long-term grass yields following chemical control of honey mesquite. *Journal of Range Management*, 57(1), 49-57.
- Asner, G. P., & Vitousek, P. M. (2005). Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(12), 4383–4386. <https://doi.org/10.1073/pnas.0500823102>
- Barron-Gafford, G. A., Knowles, J. F., Sanchez-Cañete, E. P., Minor, R. L., Lee, E., Sutter, L., ... & Scott, R. L. (2021). Hydraulic redistribution buffers climate variability and regulates grass-tree interactions in a semiarid riparian savanna. *Ecohydrology*, 14(3), e2271.
- Baruch Z. et al. (1996) Ecophysiological Aspects of the invasion by african grasses and Their impact on biodiversity and function of neotropical savannas. In: Solbrig O.T., Medina E., Silva J.F. (eds) *Biodiversity and Savanna Ecosystem Processes. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 121. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-78969-4_5
- Bellingham, P. J., & Sparrow, A. D. (2009). Multi-stemmed trees in montane rain forests: their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. *Journal of Ecology*, 97(3), 472-483.

- Bernardi, R. E., de Jonge, I. K., & Holmgren, M. (2016). Trees improve forage quality and abundance in South American subtropical grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 227-231.
- Bertness, M. D., & Callaway, R. (1994). Positive interactions in communities. *Trends in ecology & evolution*, 9(5), 191-193.
- Blaser, W. J., Shanungu, G. K., Edwards, P. J., & Olde Venterink, H. (2014). Woody encroachment reduces nutrient limitation and promotes soil carbon sequestration. *Ecol Evol* 4: 1423–1438.
- Blaser, W. J., Shanungu, G. K., Edwards, P. J., & Olde Venterink, H. (2014). Woody encroachment reduces nutrient limitation and promotes soil carbon sequestration. *Ecology and evolution*, 4(8), 1423-1438.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>
- Brook, B. W., Sodhi, N. S., & Bradshaw, C. J. A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Brooker, R. W., & Callaghan, T. V. (1998). The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: a model. *Oikos*, 196-207. <https://doi.org/10.2307/3546481>
- Brooks, M. L., D’Antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., ... Pyke, D. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54(7), 677–688. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\(0677:EOIAP0\)2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054(0677:EOIAP0)2.0.CO;2)
- Browning, D. M., Archer, S. R., Asner, G. P., McClaran, M. P., & Wessman, C. A. (2008). Woody plants in grasslands: Post-encroachment stand dynamics. *Ecological Applications*, 18(4), 928-944.

- Brunel, J. P. (2009). Sources of water used by natural mesquite vegetation in a semi-arid region of northern Mexico. *Hydrological sciences journal*, 54(2), 375-381.
- Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., ... Cook, B. J. (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, 417(6891), 844–848. <https://doi.org/10.1038/nature00812>
- Colgan, M. S., Asner, G. P., Levick, S. R., Martin, R. E., & Chadwick, O. A. (2012). Topographic controls over woody plant biomass in South African savannas. *Biogeosciences*, 9(5), 1809-1821.
- Connell, J. H. (1983). On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. *The American Naturalist*, 122(5), 661-696.
- Costa, L. S., Sano, E. E., Ferreira, M. E., Munhoz, C. B. R., Costa, J. V. S., Rufino Alves Júnior, L., ... & da Cunha Bustamante, M. M. (2023). Woody Plant Encroachment in a Seasonal Tropical Savanna: Lessons about Classifiers and Accuracy from UAV Images. *Remote Sensing*, 15(9), 2342.
- D'Antonio, C. M. (1992). Biological Invasions by Exotic Grasses , the Grass / Fire Cycle , and Global Change Author (s): Carla M . D ' Antonio and Peter M . Vitousek Source : Annual Review of Ecology and Systematics , 1992 , Vol . 23 (1992), pp . 63-87
- D'Antonio, C. M., Yelenik, S. G., & Mack, M. C. (2017). Ecosystem vs. community recovery 25 years after grass invasions and fire in a subtropical woodland. *Journal of Ecology*, 105(6), 1462–1474. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12855>
- D'Odorico, P., Laio, F., & Ridolfi, L. (2006). A probabilistic analysis of fire-induced tree-grass coexistence in savannas. *The American Naturalist*, 167(3), E79-E87.
- Damasceno, G., & Fidelis, A. (2020). Abundance of invasive grasses is dependent on fire regime and climatic conditions in tropical savannas. *Journal of Environmental Management*, 271(June), 111016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111016>

- Dawson, W., Burslem, D. F. R. P., & Hulme, P. E. (2009). Factors explaining alien plant invasion success in a tropical ecosystem differ at each stage of invasion. *Journal of Ecology*, 97(4), 657–665. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01519.x>
- Dawson, W., Fischer, M., & van Kleunen, M. (2011). The maximum relative growth rate of common UK plant species is positively associated with their global invasiveness. *Global Ecology and Biogeography*, 20(2), 299-306.
- de Dios, V. R., Weltzin, J. F., Sun, W., Huxman, T. E., & Williams, D. G. (2012). Windows of opportunity for *Prosopis velutina* seedling establishment and encroachment in a semiarid grassland. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 14(4), 275-282.
- Dohn, J., Dembélé, F., Karembé, M., Moustakas, A., Amévor, K. A., & Hanan, N. P. (2013). Tree effects on grass growth in savannas: Competition, facilitation and the stress-gradient hypothesis. *Journal of Ecology*, 101(1), 202–209.
- Durr, P. A., & Rangel, J. (2003). The response of *Panicum maximum* to a simulated subcanopy environment. 2. Soil x shade x water interaction. *Tropical grasslands*, 37(1), 1-10.
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem Consequences of Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(1), 59–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>
- García Criado, M., Myers-Smith, I. H., Bjorkman, A. D., Lehmann, C. E., & Stevens, N. (2020). Woody plant encroachment intensifies under climate change across tundra and savanna biomes. *Global Ecology and Biogeography*, 29(5), 925-943.
- Gioria, M., & Osborne, B. A. (2014). Resource competition in plant invasions: emerging patterns and research needs. *Frontiers in Plant Science*, 5, 501.
- Goldberg, D., & Novoplansky, A. (1997). On the relative importance of competition in unproductive environments. *Journal of Ecology*, 409-418. <http://www.jstor.org/stable/2960565>. *Society*, 85(4), 409–418.

- Grellier, S., Janeau, J. L., Richard, P., Florsch, N., Ward, D., Bariac, T., & Lorentz, S. (2021). Water uptake plasticity of savanna trees in encroached grassland: small trees match the mature trees. *African Journal of Range & Forage Science*, 38(3), 231-243.
- Grellier, S., Ward, D., Janeau, J. L., Podwojewski, P., Lorentz, S., Abbadie, L., ... & Barot, S. (2013). Positive versus negative environmental impacts of tree encroachment in South Africa. *Acta Oecologica*, 53, 1-10.
- Guido, A., Salengue, E., & Dresseno, A. (2017). Effect of shrub encroachment on vegetation communities in Brazilian forest-grassland mosaics. *Perspectives in ecology and conservation*, 15(1), 52-55.
- Gxasheka, M., Gajana, C. S., & Dlamini, P. (2023). The role of topographic and soil factors on woody plant encroachment in mountainous rangelands: A mini literature review. *Heliyon*.
- Hamati, S., Medeiros, J. S., & Ward, D. (2023). Effects of post oak (*Quercus stellata*) and smooth brome (*Bromus inermis*) competition on water uptake and root partitioning of eastern redcedar (*Juniperus virginiana*). *Plos one*, 18(2), e0280100.
- Hamati, S., Medeiros, J. S., & Ward, D. (2023). Effects of post oak (*Quercus stellata*) and smooth brome (*Bromus inermis*) competition on water uptake and root partitioning of eastern redcedar (*Juniperus virginiana*). *Plos one*, 18(2), e0280100.
- Harmse, C. J., Kellner, K., & Dreber, N. (2016). Restoring productive rangelands: A comparative assessment of selective and non-selective chemical bush control in a semi-arid Kalahari savanna. *Journal of arid environments*, 135, 39-49.
- Higgins, S. I., Scheiter, S., & Sankaran, M. (2010). The stability of African savannas: insights from the indirect estimation of the parameters of a dynamic model. *Ecology*, 91(6), 1682-1692.
- Holdrege, M. C., Beard, K. H., & Kulmatiski, A. (2021). Woody plant growth increases with precipitation intensity in a cold semiarid system. *Ecology*, 102(1), e03212.

- Horton, J. L., & Hart, S. C. (1998). Hydraulic lift: a potentially important ecosystem process. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(6), 232-235. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01328-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01328-7)
- Hudjetz, S., Lennartz, G., Krämer, K., Roß-Nickoll, M., Gergs, A., & Preuss, T. G. (2014). Modeling wood encroachment in abandoned grasslands in the Eifel National Park—model description and testing. *PLoS One*, 9(12), e113827.
- Hughes, R. F., Archer, S. R., Asner, G. P., Wessman, C. A., McMurtry, C. H. A. D., Nelson, J. I. M., & Ansley, R. J. (2006). Changes in aboveground primary production and carbon and nitrogen pools accompanying woody plant encroachment in a temperate savanna. *Global Change Biology*, 12(9), 1733-1747.
- Jackson, P. C., Meinzer, F. C., Bustamante, M., Goldstein, G., Franco, A., Rundel, P. W., ... Causin, F. (1999). Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree Physiology*, 19(11), 717–724. <https://doi.org/10.1093/treephys/19.11.717>
- Jackson, P. C., Meinzer, F. C., Bustamante, M., Goldstein, G., Franco, A., Rundel, P. W., ... & Causin, F. (1999). Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree physiology*, 19(11), 717-724.
- Kambatuku, J. R., Cramer, M. D., & Ward, D. (2011). Savanna tree–grass competition is modified by substrate type and herbivory. *Journal of Vegetation Science*, 22(2), 225-237.
- Kambatuku, J. R., Cramer, M. D., & Ward, D. (2013). Overlap in soil water sources of savanna woody seedlings and grasses. *Ecohydrology*, 6(3), 464-473.
- Kambatuku, J. R., Cramer, M. D., & Ward, D. (2013). Overlap in soil water sources of savanna woody seedlings and grasses. *Ecohydrology*, 6(3), 464-473.
- Koch, F., Tietjen, B., Tielbörger, K., & Allhoff, K. T. (2023). Livestock management promotes bush encroachment in savanna systems by altering plant–herbivore feedback. *Oikos*, 2023(3), e09462.

- Kulmatiski, A., & Beard, K. H. (2013). Woody plant encroachment facilitated by increased precipitation intensity. *Nature Climate Change*, 3(9), 833-837.
- Lehmann, C. E. R., Anderson, T. M., Sankaran, M., Higgins, S. I., Archibald, S., Hoffmann, W. A., ... Bond, W. J. (2014). Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science*, 343(6170), 548–552. <https://doi.org/10.1126/science.1247355>
- Lehmann, C. E. R., Archibald, S. A., Hoffmann, W. A., & Bond, W. J. (2011). Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist*, 191(1), 197–209. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03689.x>
- Lesoli, M., Gxasheka, M., Solomon, T., & Moyo, B. (2013). Integrated Plant Invasion and Bush Encroachment Management on Southern African Rangelands.
- Linstädter, A., Bora, Z., Tolera, A., & Angassa, A. (2016). Are trees of intermediate density more facilitative? Canopy effects of four East African legume trees. *Applied Vegetation Science*, 19(2), 291-303.
- Linstädter, A., Bora, Z., Tolera, A., & Angassa, A. (2016). Are trees of intermediate density more facilitative? Canopy effects of four East African legume trees. *Applied Vegetation Science*, 19(2), 291-303.
- Lozon, J. D., & MacIsaac, H. J. (1997). Biological invasions: Are they dependent on disturbance? *Environmental Reviews*, 5(2), 131–144. <https://doi.org/10.1139/a97-007>
- Macias, D., Mazía, N., & Jacobo, E. (2014). Grazing and neighborhood interactions limit woody encroachment in wet subtropical savannas. *Basic and Applied Ecology*, 15(8), 661-668.
- Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(5), 195–198. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01286-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01286-X)
- Maestre, F. T., Valladares, F., & Reynolds, J. F. (2005). Is the change of plant-plant interactions with abiotic stress predictable? A meta-analysis of field results in arid environments. *Journal of Ecology*, 93(4), 748–757. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01017.x>

- Manea, A., & Leishman, M. R. (2015). Competitive interactions between established grasses and woody plant seedlings under elevated CO₂ levels are mediated by soil water availability. *Oecologia*, 177, 499-506.
- Mills, A. J., Rogers, K. H., Stalmans, M., & Witkowski, E. T. (2006). A framework for exploring the determinants of savanna and grassland distribution. *BioScience*, 56(7), 579-589.
- Mogashoa, R., Dlamini, P., & Gxasheka, M. (2021). Grass species richness decreases along a woody plant encroachment gradient in a semi-arid savanna grassland, South Africa. *Landscape Ecology*, 36, 617-636.
- Montesinos, D. (2022). Fast invasives fastly become faster: Invasive plants align largely with the fast side of the plant economics spectrum. *Journal of Ecology*, 110(5), 1010-1014.
- Moreira, M. Z., Scholz, F. G., Bucci, S. J., Sternberg, L. S., Goldstein, G., Meinzer, F. C., & Franco, A. C. (2003). Hydraulic lift in a neotropical savanna. *Functional Ecology*, 17(5), 573–581. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2003.00770.x>
- Moreira, M. Z., Scholz, F. G., Bucci, S. J., Sternberg, L. S., Goldstein, G., Meinzer, F. C., & Franco, A. C. (2003). Hydraulic lift in a neotropical savanna. *Functional Ecology*, 573-581.
- Munyasi, J. W., & Nichols, J. D. (2007). Communities and contrasting values attached to pasture weeds: The case of the Maasai and Kamba peoples in south-east Kenyan rangelands. *Agroforestry systems*, 70, 185-195.
- Peetoom Heida, I., Brown, C., Dettlaff, M. A., Oppon, K. J., & Cahill Jr, J. F. (2021). Presence of a dominant native shrub is associated with minor shifts in the function and composition of grassland communities in a northern savannah. *AoB Plants*, 13(2), plab011.
- Pierce, N. A., Archer, S. R., & Bestelmeyer, B. T. (2019). Competition suppresses shrubs during early, but not late, stages of arid grassland–shrubland state transition. *Functional Ecology*, 33(8), 1480-1490.

- Pivello, V. R., Vieira, M. V., Grombone-Guaratini, M. T., & Matos, D. M. S. (2018). Thinking about super-dominant populations of native species—Examples from Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 74-82.
- Priyadarshini, K. V. R., Prins, H. H. T., de Bie, S., Heitkönig, I. M. A., Woodborne, S., Gort, G., ... de Kroon, H. (2016). Seasonality of hydraulic redistribution by trees to grasses and changes in their water-source use that change tree-grass interactions. *Ecohydrology*, 9(2), 218–228. <https://doi.org/10.1002/eco.1624>
- Prober, S. M., Thiele, K. R., & Speijers, J. (2016). Competing drivers lead to non-linear native–exotic relationships in endangered temperate grassy woodlands. *Biological Invasions*, 18(10), 3001–3014. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1194-2>
- Raubenheimer, S. L., & Ripley, B. S. (2022). CO₂-stimulation of savanna tree seedling growth depends on interactions with local drivers. *Journal of Ecology*, 110(5), 1090-1101.
- Rejmanek, M., & Richardson, D. M. (1996). What attributes make some plant species more invasive?. *Ecology*, 77(6), 1655-1661.
- Richards, J. H., & Caldwell, M. M. (1987). Hydraulic lift: Substantial nocturnal water transport between soil layers by *Artemisia tridentata* roots. *Oecologia*, 73(4), 486–489. <https://doi.org/10.1007/BF00379405>
- Riginos, C., & Grace, J. B. (2008). Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: Bottom-up vs. top-down effects. *Ecology*, 89(8), 2228-2238.
- Robinson, D. A., Lebron, I., & Querejeta, J. I. (2010). Determining soil–tree–grass relationships in a California oak savanna using eco-geophysics. *Vadose Zone Journal*, 9(3), 528-536.
- Root-Bernstein, M., & Hoag, C. (2022). Does shrub encroachment reduce foraging grass abundance through plant-plant competition in Lesotho mountain rangelands?. *PeerJ*, 10, e13597.

- Root-Bernstein, M., & Hoag, C. (2022). Does shrub encroachment reduce foraging grass abundance through plant-plant competition in Lesotho mountain rangelands?. *PeerJ*, 10, e13597.
- Rossatto, D. R., da Silveira Lobo Sternberg, L., & Franco, A. C. (2013). The partitioning of water uptake between growth forms in a Neotropical savanna: Do herbs exploit a third water source niche? *Plant Biology*, 15(1), 84–92. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2012.00618.x>
- Rossatto, D. R., da Silveira Lobo Sternberg, L., & Franco, A. C. (2013). The partitioning of water uptake between growth forms in a Neotropical savanna: do herbs exploit a third water source niche?. *Plant Biology*, 15(1), 84-92.
- Rossatto, D. R., Silva, L. C. R., Sternberg, L. S. L., & Franco, A. C. (2014). Do woody and herbaceous species compete for soil water across topographic gradients? Evidence for niche partitioning in a Neotropical savanna. *South African Journal of Botany*, 91, 14–18. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2013.11.011>
- Rossi, R. D., Martins, C. R., Viana, P. L., Rodrigues, E. L., & Figueira, J. E. C. (2014). Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 28(4), 631–637. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3390>
- Rossiter, N. A., Setterfield, S. A., Douglas, M. M., & Hutley, L. B. (2003). Testing the grass-fire cycle: Alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions*, 9(3), 169–176. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00020.x>
- Sage, R. F. (2020). Global change biology: A primer. *Global Change Biology*, 26(1), 3–30. <https://doi.org/10.1111/gcb.14893>
- Sarmiento G. 1984. The ecology of tropical savannas. Cambridge, MA, USA: Harvard University Press.
- Scheiter, S., & Higgins, S. I. (2007). Partitioning of root and shoot competition and the stability of savannas. *American Naturalist*, 170(4), 587–601. <https://doi.org/10.1086/521317>

- Scheiter, S., & Higgins, S. I. (2007). Partitioning of root and shoot competition and the stability of savannas. *The American Naturalist*, 170(4), 587-601.
- Scholes, R. J., & Archer, S. R. (1997). Tree-grass interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 517–544. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>
- Scholes, R. J., & Archer, S. R. (1997). Tree-grass interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28, 517–544. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>
- Scholz, F. G., Bucci, S. J., Goldstein, G., Moreira, M. Z., Meinzer, F. C., Domec, J. C., ... Miralles-Wilhelm, F. (2008). Biophysical and life-history determinants of hydraulic lift in Neotropical savanna trees. *Functional Ecology*, 22(5), 773–786. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2008.01452.x>
- Scholz, F. G., Bucci, S. J., Goldstein, G., Moreira, M. Z., Meinzer, F. C., Domec, J. C., ... & Miralles-Wilhelm, F. (2008). Biophysical and life-history determinants of hydraulic lift in Neotropical savanna trees. *Functional Ecology*, 773-786.
- Simmons, M. T., Archer, S. R., Teague, W. R., & Ansley, R. J. (2008). Tree (*Prosopis glandulosa*) effects on grass growth: an experimental assessment of above-and belowground interactions in a temperate savanna. *Journal of Arid Environments*, 72(4), 314-325.
- Soliveres, S., & Eldridge, D. J. (2014). Do changes in grazing pressure and the degree of shrub encroachment alter the effects of individual shrubs on understorey plant communities and soil function?. *Functional Ecology*, 28(2), 530-537.
- de Souza, G. F., Ferreira, M. C., & Munhoz, C. B. R. (2022). Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study. *Applied Vegetation Science*, 25(3), e12668.
- Tomlinson, K. W., Sterck, F. J., Barbosa, E. R., de Bie, S., Prins, H. H., & van Langevelde, F. (2019). Seedling growth of savanna tree species from three continents under grass competition and nutrient limitation in a greenhouse experiment. *Journal of Ecology*, 107(3), 1051-1066.

- Trindade, V. L. Efeito do adensamento de arbusto na riqueza, composição e atributos funcionais: mudança temporal em vereda. (2023). Dissertação Mestrado em Botânica.
- Treydte, A. C., Grant, C. C., & Jeltsch, F. (2009). Tree size and herbivory determine below-canopy grass quality and species composition in savannahs. *Biodiversity and Conservation*, 18, 3989-4002.
- Tyree, M. T., & Zimmermann, M. H. (2013). *Xylem structure and the ascent of sap*. Springer Science & Business Media.
- Van Wijk, M. T., & Rodriguez-Iturbe, I. (2002). Tree-grass competition in space and time: Insights from a simple cellular automata model based on ecohydrological dynamics. *Water Resources Research*, 38(9), 18-1.
- Volder, A., Briske, D. D., & Tjoelker, M. G. (2013). Climate warming and precipitation redistribution modify tree–grass interactions and tree species establishment in a warm-temperate savanna. *Global Change Biology*, 19(3), 843-857.
- Walter H. (1971). *Ecology of tropical and subtropical vegetation*. Edinburgh, UK: Oliver and Boyd.
- Wiegand, K., Saltz, D., & Ward, D. (2006). A patch-dynamics approach to savanna dynamics and woody plant encroachment—insights from an arid savanna. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 7(4), 229-242.
- Wilcox, B. P., Birt, A., Fuhlendorf, S. D., & Archer, S. R. (2018). Emerging frameworks for understanding and mitigating woody plant encroachment in grassy biomes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 32, 46-52.
- Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., ... & Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428(6985), 821-827.
- Wu, X. B., & Archer, S. R. (2005). Scale-dependent influence of topography-based hydrologic features on patterns of woody plant encroachment in savanna landscapes. *Landscape ecology*, 20, 733-742.

- Xu X, Medvigy D, Rodriguez-Iturbe I. (2015). Relation between rainfall intensity and savanna tree abundance explained by water use strategies. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 112: 12992–12996.
- Young, N. D., Debellé, F., Oldroyd, G. E., Geurts, R., Cannon, S. B., Udvardi, M. K., ... & Roe, B. A. (2011). The *Medicago* genome provides insight into the evolution of rhizobial symbioses. *nature*, 480(7378), 520-524.
- Yu, K., & D’Odorico, P. (2015). Hydraulic lift as a determinant of tree-grass coexistence on savannas. *New Phytologist*, 207(4), 1038–1051. <https://doi.org/10.1111/nph.13431>

Capítulo 2. Adensamento de plantas lenhosas em uma savana tropical sazonal: lições sobre classificadores e acurácia a partir de imagens de VANT

Woody Plant Encroachment in a Seasonal Tropical Savanna: Lessons about Classifiers and Accuracy from UAV Images

Lucas S. Costa ^{1,*}, Edson Eyji Sano ², Manuel Eduardo Ferreira³, Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz¹, João Vítor Silva Costa³, Leomar Rufino Alves Júnior³, Thiago Roure Bandeira de Mello¹ and Mercedes Maria da Cunha Bustamante¹

1 Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 70910-900, Brasília, DF, Brazil

2 Embrapa Cerrados, BR-020, 73301-970, Planaltina, DF, Brazil

3 Instituto de Estudos Socioambientais, Universidade Federal do Goiás (UFG), Goiânia, 74690-900, Goiânia, GO, Brazil

*Correspondence: l.scosta@yahoo.com

Artigo publicado na revista “*Remote Sensing*”

DOI: [10.3390/rs15092342](https://doi.org/10.3390/rs15092342)

Abstract: Woody plant encroachment in grassy ecosystems is a widely reported phenomenon associated with negative impacts on ecosystem functions. Most studies of this phenomenon have been carried out in arid and semi-arid grasslands. Therefore, studies in tropical regions, particularly savannas, which are composed of grassland and woodland mosaics, are needed. Our objective was to evaluate the accuracy of woody encroachment classification in the Brazilian Cerrado, a tropical savanna. We acquired dry- and wet-season unmanned aerial vehicle (UAV) images using RGB and multispectral cameras that were pro-cessed by the support vector machine (SVM), decision tree (DT), and random forest (RF) classifiers. We also compared two validation methods: the orthomosaic and in situ. We targeted two native woody spe-cies: *Baccharis retusa* and *Trembleya parviflora*. Identification of these two species was statistically ($p < 0.05$) most accurate in the wet season RGB images classified by the RF algorithm, with an overall accuracy (OA) of 92.7%. Relating to validation assessments the in situ method was more susceptible to underfitting scenarios, especially using RF classifier. The OA was higher in grassland than in woodland formations. Our results show that woody encroachment classification in a tropical savanna is possible using UAV images and field surveys and suggested to do during the wet season. It is challenging to classify UAV images in highly diverse ecosystems such as the Cerrado, therefore, whenever possible, researchers may use multiple accuracy assessment methods, in case of using in situ accuracy assessment we suggest a minimum of 40 training samples per class, and use multiple classifiers (e.g., RF and DT). Our findings contribute to generating tools that optimize time and cost for the monitoring and management of woody encroachment in tropical savannas.

Keywords: Cerrado; object-based image analysis; mesic biome; plant invasion; drone; multi-spectral; machine learning; grasslands; woodlands; in situ ground truth

1. Introduction

Plant invasions are an increasing challenge for the management of native biodiversity and ecosystem functioning worldwide. Invasive plants establish themselves in habitats and proliferate, spread, and persist to the detriment of other species and overall environmental conditions [1]. Biological invasions can be associated with both exotic species and local species that increase significantly in abundance [2]. Invasive species can displace or promote the extinction of resident species and alter biogeochemical cycles, energy flux, and disturbance regimes [1,3,4].

The invasion of woody plants is also referred to as woody plant encroachment. Following the concept proposed by Irini and Chui [5], here we also consider woody encroachment as the invasion of native woody plants. Woody plant encroachment has been widely reported, mainly in grasslands and open woodlands (6–8]. Van Aucken (9] associated this phenomenon with increased population density, biomass, or land cover of native woody plants.

Savannas are composed of a continuous grass–subshrub layer with scattered woody plants. Rainfall seasonality, fire occurrence, and low soil nutrient availability are factors that allow the co-occurrence of tree–grass layers (10,11], mainly in tropical savannas. Accordingly, factors behind woody encroachment include fire suppression, nutrient eutrophication, changes in water dynamics, increased CO₂ emission, land use conversion, and livestock overgrazing (12–14].

Woody encroachment is associated with negative impacts on ecosystem processes and functions (9,15]. For example, the increase and homogenization of woody layers alter spatial patterns of geochemical properties, such as the formation of “fertile islands” below the canopies and scarcity zones in the intra-canopy spaces (16–18]. Additional reported consequences include decreased biodiversity in the grass/herbaceous layer (9,19–23] and impacts on the water cycle and climate (12,24,25]. Initial environmental changes trigger woody encroachment, and a positive feedback loop can continue altering the environment past the tipping point, thereby pushing ecosystems to a new equilibrium (26]. This interaction represents a challenge for the conservation of areas under land use change and protected areas (27,28].

In a scenario of rapid environmental change, efforts to conserve and manage natural areas must be optimized. Nackley et al. (29] suggested that ecologists and natural resource managers integrate empirical evidence that quantifies the impacts of woody encroachment with their natural resource management strategies, especially in understudied regions. Currently, our understanding of woody encroachment is based mainly on studies in arid and semi-arid regions of the African continent (14,17,30–32], Oceania (33,34], Mediterranean countries (35,36], and North America (9,15,18,28,37]. Tropical regions, especially in South America, remain understudied.

Savannas occupy about 40% of the land surface in the tropics. The Brazilian Cerrado constitutes the largest savanna in South America and is considered one of the world's biodiversity hotspots and a priority for conservation because of its outstanding biodiversity and

extensive loss of natural habitats for agricultural use (38,39]. However, the Cerrado is less protected than the Amazon by law, with conservation units and indigenous lands accounting for only 11% of its original area (40]. The vegetational mosaics, from forests to grassland formations (41], create a structural heterogeneity that is one of the factors sustaining its megadiversity. However, woody encroachment tends to homogenize these formations, especially the grasslands. Management of conservation units can be improved with better detection of woody plant encroachment, which can be accomplished with low-cost technologies.

The challenges of early detection and prevention of new biological invasions (42] could be overcome by implementing monitoring options that optimize time and cost and provide decision-makers with precise and accurate information in the most efficient way possible. Thanks to its synoptic and temporal coverage, remote sensing data have become increasingly important for ecological monitoring (43], understanding factors that promote plant invasions and their processes (44], and assessing impacts on functional attributes and ecosystem services (45,46]. Therefore, remote sensing technology has been recommended to control of woody encroachment by some studies (e.g., 36,47,48], particularly within protected areas. Because of its favorable cost-benefit ratio of unmanned aerial vehicle (UAV)-based data has emerged as a useful approach to detect and monitor the encroachment process.

Monitoring the environment from UAV-based platforms is now relatively common. The costs of current technologies have allowed UAVs to be an essential data source for multiple applications (49]. Despite improved temporal and spatial resolution, satellite-based remote sensing is still limited to monitoring and identifying individual plant species (49,50]. In contrast, UAVs generate data with sub-metric resolution, which enables the identification, classification, and monitoring of woody encroachments (36,47,48,51,52]. UAVs can be equipped with RGB, multispectral, hyperspectral, and active sensors. Although Olariu et al. (52] presented satisfactory results using only RGB cameras, multispectral and hyperspectral sensors can also be used to map vegetation (51,53,54], especially in wet grasslands (55]. However, there is a lack of studies combining RGB and multispectral sensors for this purpose. RGB cameras generate 3D point clouds as an additional product, allowing the extraction of vertical structure information, which can improve classification procedures if combined with multispectral bands. Dealing with a complex vegetation (highly biodiverse), we tested different degrees of complexity of input layers. Although additional spectral and structural information

can improve the final classification, the combination of sensors demands high data processing capability.

Machine learning algorithms are widely used tools in remote sensing classification. They can model complex class signatures and accept different types of input data, including data without normal distribution. There is sufficient evidence of the superior performance of machine learning algorithms over traditional techniques, such as maximum likelihood estimation (56–59]. Some authors have suggested using more than one classifier to minimize possible classification biases (60]. For example, Maxwell et al. (59] recommended the following machine learning algorithms: support vector machine (SVM), decision tree (DT), and random forest (RF).

Although a well-established algorithm, the SVM has been presenting controversial results in relation to assembly classifiers such as RF, sometimes with superior (61,62, 63] sometimes with inferior accuracy (64,65]. The same need for future comparative studies occurs with DT, despite RF is composed of an ensemble of DTs, the results provided by the DT is much easier to interpret and can be built from direct inspection of variable while RF is much more complex in terms of parameters predefining, sample training, and result voting, as stated by (66]. Besides, studies conducted, for example, by (67] and (68] showed that DT overperformed artificial neural network (ANN) and SVM algorithms. Based on these studies, and in line with Maxwell et al. (59] SVM, DT and RF are worthwhile to be included in our study.

These powerful classifiers produce high overall accuracies (OAs), especially for complex data with many predictor variables. Although deep learning algorithms can outperform machine learning (69,70], they require in-depth knowledge of programming and high processing capability, resulting in higher costs. Here, we chose to use machine learning because of its robustness. Furthermore, machine learning is user-friendly and widely available on public domain platforms, which is important to help natural resource managers deal with woody encroachment in environmental protection units.

Our overall objective was to evaluate the classification accuracy of woody encroachment in a tropical savanna by comparing data obtained by RGB and multispectral cameras onboard a UAV platform. We obtained data during the wet and dry seasons in two grassland formations and two savanna woodland formations. Using three widely used classifiers (SVM, DT, and RF), we hypothesized that we would be able to obtain accurate classifications, especially in grasslands, because our two focal species (*Trembleya parviflora* and *Baccharis retusa*) are

shrubs, which are more easily detected in grasslands. We also hypothesized that the best input layer (combination of spectral bands, spectral indexes, and metrics) would be the one that combines the RGB and multispectral cameras, which can provide broader spectral coverage, better differentiating the spectral signatures of each class.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area

The study was carried out in the Botanic Garden of Brasília (JBB), located 33 km from the center of Brasília, Federal District, Brazil (Figure 1). The JBB is part of the Gama-Cabeça-de-Veado Environmentally Protected Area that is one of the three largest conservation units in the Federal District. The climate is classified as Aw in the Köppen climate classification system, that is, tropical with dry winter and rainy summer. The average annual rainfall is approximately 1500 mm. The study area (15° 52' 47.49" south latitude; 47° 51' 12.87" west longitude) covers an area of approximately 20 ha, encompassing five Cerrado phytophysionomies: campo úmido (wet grasslands), campo sujo (grasslands with scattered woody plants), cerrado ralo (open savannas), cerrado típico (typical Brazilian savanna), and cerrado rupestre (rocky savanna) (41]. Our study was carried out in two grasslands (campo úmido and campo sujo) and two savanna woodlands (cerrado ralo and cerrado típico). The soils in the study areas were mainly sandy clay loam, sandy loam, and loamy sand. This reserve was chosen because *B. retusa* and *T. parviflora* have colonized the savanna woodlands and grasslands, and there is a need to manage these species.

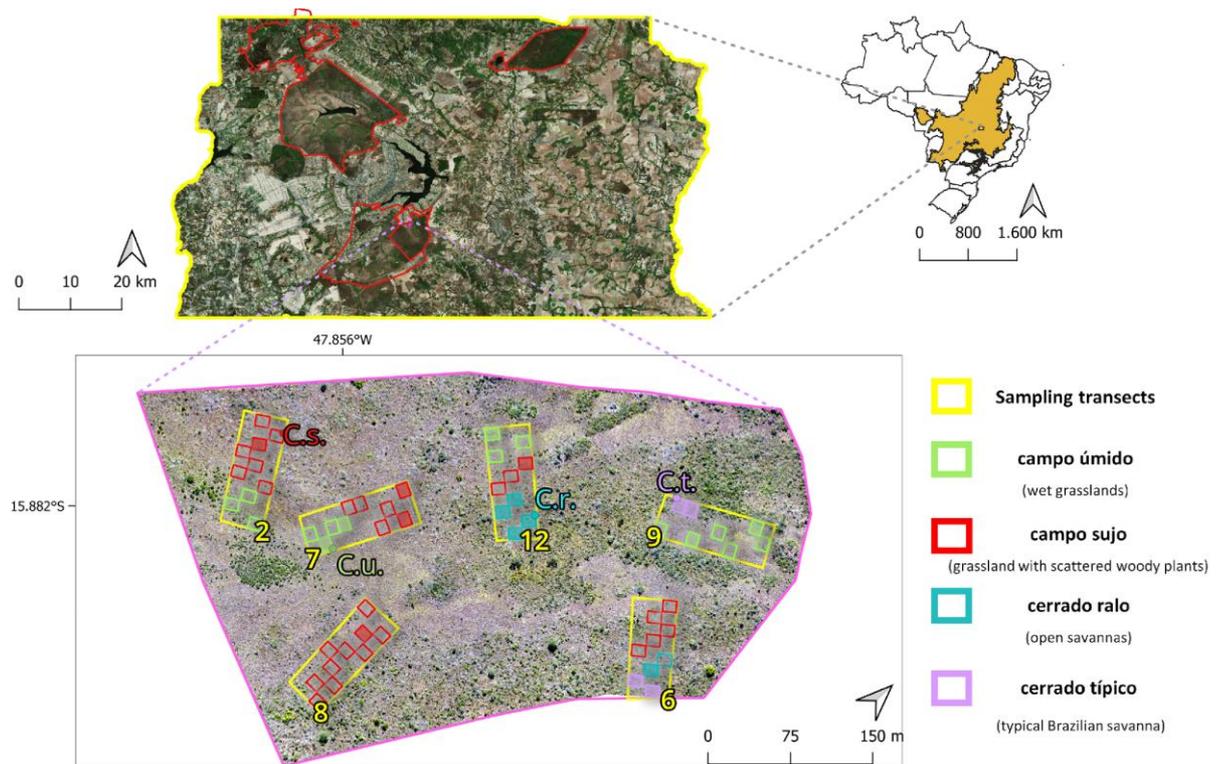


Figure 1. The study area location. In the upper right map, the Cerrado area is represented by orange shading, and the yellow square indicates the borders of the Federal District (DF), Brazil. In the upper left map, red lines indicate the edges of the three largest conservation units in the DF, and the pink polygon indicates the drone flight area. In the lower map, blurred colored quadrants indicate the quadrants randomized for the in situ validation of the classification maps.

2.2. Studied Species

The *Baccharis L.* genus is diverse, with 440 species (71), of which 120 occur in Brazil. The species *B. halimifolia* is studied in the North American, European, and Oceania continents, where it is considered invasive and a priority for control and management because of its environmental and economic impacts (72). *B. pilularis* and *B. spicata* are monitored mainly in Europe because of their invasive potential (73,74), and *B. dracunculifolia* is a potential invader in 33 countries from five continents. The best way to counter the invasions is prevention, followed by monitoring and management (75). *B. retusa*, like the congeners mentioned above, is classified as a generalist and is adapted to pioneer stages of succession. This species is native to the Cerrado, occurring mainly in woodlands.

Trembleya parviflora is an erect shrub, endemic to Brazil and native to the Atlantic Forest and Cerrado biomes. *T. parviflora* occurs in campo sujo, campo limpo, cerrado rupestre, veredas, and edges of riparian and gallery forests. Its fruits contain many tiny seeds that are dispersed

by the wind in August and September. In the Federal District, rapid landscape transformation is occurring because of dense *T. parviflora* colonization, resulting in loss of the native herbaceous community in wetlands [23].

2.3. Field Data Gathering and Digital Image Processing

The UAV imageries were acquired between 12:00 and 13:00 local time on 17 July 2021 (dry season) and between 13:00 and 14:00 on 4 April 2022 (wet season) with a DJI Phantom 4 standard drone carrying out a Sony 1/2.3" CMOS RGB camera with a 94° field of view, and 20-mm lens. A total of 700 images were collected at a flying height of 50 m, generating a 2.80-cm average ground sampling distance (GSD). We used two different UAVs to also acquire the multispectral imagery. During the dry season, we used a Parrot Bluegrass drone equipped with a Sequoia 4.0 sensor (green, red, red edge, and near infrared (NIR] bands), generating 2532 images with a 7.07-cm GSD. During the wet season, we used a DJI Matrice 200 v2 drone with an Altum sensor (green, red, blue, red edge, NIR, and longwave infrared (LWIR/Thermal bands), resulting in 9474 images with a 2.99-cm GSD. Only the four bands also available for images dry period were used for comparisons between the two seasons. All flights had support from geodetic global navigation satellite system (GNSS) ground points to increase planimetric and altimetric accuracies. As result, we generated 14 geometrically corrected orthomosaics using the Pix4Dmapper software (v. 4.7), seven for each season, in addition to two 3D point clouds, the digital surface models (DSMs), and digital terrain models (DTMs).

2.4. Generation of Layers, Masks, and Metrics

All RGB and multispectral bands were resampled to a spatial resolution of 10 cm to standardize all GSDs and minimize data processing time. Because the work focused on two shrub species, we applied a mask limiting only vegetation above 50 cm from the ground. This mask was obtained from the canopy height model (CHM) (Equation 1).

$$\text{Canopy height model (CHM)} = \text{DSM} - \text{DTM} \quad (1)$$

We generated two spectral indices based on RGB data to improve classification, as suggested by Olariu et al. (52]: green-red difference and green leaf index referred to as IDXRGB (Equations 2 and 3, respectively). Two other indexes were generated based on a multispectral camera, applying NIR and red edge bands: normalized difference vegetation index (NDVI) and normalized difference red edge (NDRE) index (Equations 4 and 5, respectively), referred to as IDXMult hereafter (Table 1).

$$\mathbf{Green-red\ difference} = \frac{(\mathit{green\ band} - \mathit{red\ band})}{(\mathit{green\ band} + \mathit{red\ band})} \quad (2)$$

$$\mathbf{Green\ leaf\ index} = \frac{(2 \mathit{green\ band} - \mathit{red\ band} - \mathit{blue\ band})}{(2 \mathit{green\ band} + \mathit{red\ band} + \mathit{blue\ band})} \quad (3)$$

$$\mathbf{NDVI} = \frac{(\mathit{NIR\ band} - \mathit{red\ band})}{(\mathit{NIR\ band} + \mathit{red\ band})} \quad (4)$$

$$\mathbf{NDRE} = \frac{(\mathit{NIR\ band} - \mathit{red\ edge\ band})}{(\mathit{NIR\ band} + \mathit{red\ edge\ band})} \quad (5)$$

We derived textural information from the RGB orthomosaics, calculating gray level co-occurrence matrix (GLCM) metrics. The texture metrics were calculated using the average values of the RGB bands and included the following eight textural features: energy, entropy, correlation, inverse difference moment, inertia, cluster shade, cluster prominence, and Haralick correlation. We extracted the textural metrics with the Orfeo ToolBox (OTB) plug-in available in the QGIS software (version 2.22) using the “HaralickTextureExtraction” function. Orfeo ToolBox (OTB). Developed by the French Center National d’Etudes Spatiales. OTB can be operated either autonomously or through a second open-source software (QGIS). OTB uses the C++ library, based on Insight toolkit (ITK). Bindings are developed for Python.

Additionally, we calculated structural metrics by applying the CANUPO multi-scale component analysis (51,76] using the dense point cloud. The calculation of the structural metrics is based on principal component analysis (PCA) of the 3D neighborhood of the respective spatial scale, where each metric corresponds to the difference between the first and second normalized eigenvectors (76]. Ten spatial scales ranging from 10 cm to 3 m were chosen based on the structural parameters of the canopies of the two focal species. This allowed detection of each species canopy characteristics, from branch arrangement to leaf phyllotaxis. The combination of the CANUPO analysis in the CloudCompare software and the cloth simulation filter (CSF) plugin was used to discriminate soil from vegetation (70] and thus provided two distinct classes for use as input in the training and classification of CANUPO. As suggested by Kattenborn et al. (51], only the uppermost canopy points were used to calculate the output raster to avoid interference with non-canopy characteristics.

We derived the last layer from all 30 available bands (Table 1). We performed the data dimensionality reduction using the “DimensionalityReduction” function in the OTB plugin, also available in QGIS. Applying PCA as the dimensionality reduction method, we also chose six components as output to have the same number of bands as the smallest possible combination of bands (e.g., RGB+IDXRGB+CHM = 6 bands). PCA is the most common approach to dimensionality reduction. Since we are targeting a larger number of end users we have chosen a technique that is widely used and will be available in largely open-source software packages.

Table 1. Summary of UAV-based predictor types, their abbreviations, and respective number of bands. NDVI refers to normalized difference vegetation index, and NDRE refers to normalized difference red edge index.

Predictors	Abbreviation	No. Bands
Canopy height model	CHM	1
Red, green, and blue bands	RGB	3
Texture	Text	8
Structure	Stru	10
Green, red, red edge and NIR bands	Mult	4
Green leaf index and green-red difference	IDXRGB	2
NDVI and NDRE	IDXMult	2
Six principal components of all bands	PCA	6

To stack the predictors and make the desired combinations, we aligned raster files using the QGIS plugin Freehand Raster Georeferencer plugin. To align the predictors, we used the

two-point alignment technique, with two of the points (ground targets) used to calibrate geodesic GNSS. In the end, we produced seven combinations from eight predictors (Table 1). Three combinations used mainly RGB bands: RGB+IDXRGB+CHM; RGB+IDXRGB+CHM+Text; and RGB+IDXRGB+CHM+Stru. In the same way, we generated three combinations using mainly multispectral bands: Mult+IDXMult+CHM+Text; Mult+IDXMult+CHM+Stru and Mult+Text+Stru. Finally, we considered the PCA layer separately as it represents the derivation of all bands.

2.5. Image Segmentation and Zonal Statistics

To minimize the “salt and pepper” effect common in higher-resolution images from UAVs, we performed object-based image analysis, as suggested by Olariu et al. (52), which required segmentation and subsequent calculation of zonal statistics. We used the segmentation function available in the OTB plugin associated with QGIS software with the mean-shift algorithm for all layers. Although Olariu et al. (52) showed that classification was improved with large-object segmentation (e.g., minimum region size = 100), we generally chose a minimum region size of 30 to include young individual shrubs in the classification. The exception was the Mult+IDXMult+CHM+Text layer, which used a minimum region size of 200, because the objective here was to obtain a better representation of the shrub's canopy as a unit. For the other parameters, we kept the default values for all layers (spatial segmentation ratio = 5 and range radius = 15). We applied the calculation of zonal statistics over the segmentation vectors. For this, we used the model designer function in QGIS for all layers, being necessary only for the adaptation of the model for the number of bands of each layer. We chose the following nine parameters to calculate zonal statistics: mean, median, standard deviation, minimum, maximum, range, minority, variability, and variance. Aiming a more normal data distribution of the zonal statistics, three of 12 metrics were removed, they were: count, sum and variety. Before performed the analysis, we carried out a pilot tests to assess the influence of these metrics on the accuracy of the models, and it was finally decided to remove them for all models. The reason was that they had a very discrepant scale from the others metrics.

2.6. Object-Based Supervised Classification

The following three classifiers that are widely used in the vegetation mapping (77–80] were used in this study, with some differences in approach: SVM, DT, and RF. SVM (81] is a non-parametric method, so it does not rely on data normality and aims to find the optimal limit that maximizes the separation between classes. The SVM classifier works by identifying a unique boundary between two classes. In multiple class cases, SVM repeatedly applies the classifier to each possible combination of classes. One of its main limitations is processing time, which rises exponentially as the number of classes increases (81,59].

DT (56] is a recursive division of the input layers, where the data can be divided depending on whether the value is above or below a threshold. The tree analogy describes repeated division patterns (e.g., branch vertices). DTs can use both categorical and continuous data. One of its advantages is that, once the model has been developed, classification is rapid, because no further complex calculations are required. However, there is a possibility of generating non-optimal solutions and overfittings (56,59].

RF (82] is an ensemble classifier because it uses multiple DTs to overcome the limitations of a single DT. The majority result of all DTs is used to define the final class, requiring the need to obtain the global optimum. An advantage of RF is that individual trees do not need to be pruned because of the multiple DTs. A disadvantage is that the ability to view individual trees is lost (82,59].

We used the OTB plugin in QGIS to generate all classification models through the TrainVectorClassifier function. We used the polynomial Kernel, a C support vector classification as SVM mode and a degree parameter equals three in the SVM. The final RF classification, were used 1000 decision trees with a tree depth of 50. The same maximum tree depth was used for the DT classifier.

We selected five land cover classes: *T. parviflora* (T.P), *B. retusa* wood (B.Rw), *B. retusa* green (B.Rg), shadow (Sh), and others (Ot). We separated *B. retusa* into two classes because the species is semi-deciduous and there was considerable amount of standing dead materials; therefore, the canopy included a significant portion of leafless wood (B.Rw). Although most of the shadows were excluded with the CHM mask, we noted that a considerable portion of the shadow was classified as plant. Finally, for highly diverse phytophysionomies (i.e., woodlands), which included individuals taller than 50 cm, we added the category of "others" to represent any other species.

Additionally, we used the McNemar test to verify the statistical significance among the different classifiers. Since the test requires paired samples and only allows two-by-two comparison, we chose only the best results among the RGB, multispectral and PCA predictors, as well as for the season whose classifiers presented the best performances. We ran the McNemar without Yates' correction test due to sample size.

We analyzed the learning curves in order to compare the different algorithm performances, specifically for the orthomosaic data validation, and evaluate the number of sampling data used for training *in situ* validation. In both purposes of learning curves we used the zonal statistics of each input layer, with the difference that for the *in situ* validation method we used only group of 40 selected zonal statistics (10 per class). The learning curves were made in the Jupyter Notebook interface using the numpy and sklearn (Python) libraries.

2.7. Accuracy Assessment and In Situ Validation

To use the same canopies for the training and validation of all classifiers and input layers, thus reducing external variability, 100 points were stipulated for each class. We used the function “Select From Location” available in QGIS so that most of the points would select essentially the same canopies to allow 70% of the data for training, and 30% for validation. Minor adjustments were necessary because the segmentation differed between input layers. Each segment has the structure of polygons grouped by similarity of pixels during the segmentation process using the mean-shift algorithm. In the end, we used the training and validation selected segments as input on the “TrainVectorClassifier” function, resulting in the model and confusion matrix files. We used the model file to generate classification maps with the “VectorClassifier” OTB function.

Additionally, we performed *in situ* validation of the classification maps to assess whether accuracy differed according to phytophysiology. A set of 12 transects of 100 m · 30 m was arranged perpendicular to the drainage network, and six transects were randomly selected for a focal species. Additionally, for every 10 m in a randomized quadrant of 10 m · 10 m, we identified the vegetation phytophysiology (Figure 1). Because only four of the quadrants were classified as cerrado típico, four quadrants were randomly chosen for each of the other three phytophysionomies. To optimize fieldwork, we chose the three input layers for which the highest average OA and Kappa coefficient were obtained in both seasons. We preferred

having one input layer from the RGB sensor and one from the multispectral sensor: RGB+RGB+CHM; Mult+Text+Stru and PCA.

For *in situ* validation, we randomized approximately 10 canopies of each class (Vector → Research → Random Selection) within each phytophysiology, for approximately 440 canopies in all. These reference canopies were highlighted and extracted from the classification maps. We generated 54 georeferenced PDF files used in the field to validate each of the canopies via mobile device with the help of the Avenza Maps® (v.4.1) application. The *in situ* validation protocol included locating the center of the permanent quadrants, setting up the 10 m x 10 m quadrant, and filling the confusion matrix with the help of the georeferenced PDFs. Additionally, we stipulated a 2-m radius buffer zone around each classified canopy to improve mobile GPS accuracy. In the end, it was possible to generate two accuracy assessments, one broad and another by phytophysiology. The workflow is summarized in Figure 2.

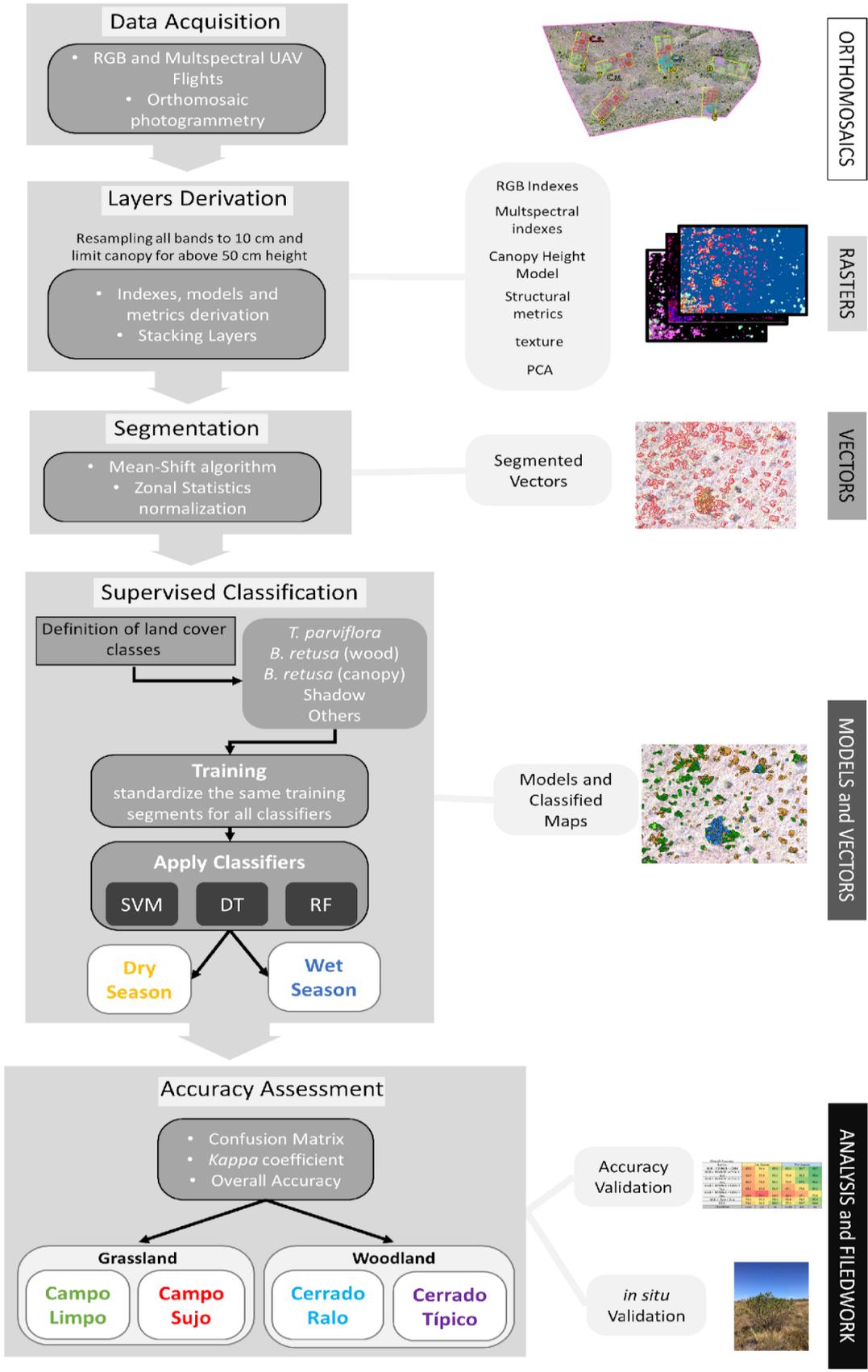


Figure 2. Workflow diagram illustrating the UAV-based image processing, classification, and accuracy assessment.

3. Results

3.1. Classifiers, Input layers, and Climatic Seasons Accuracy Assessment

The overall accuracy (OA) of the 42 combinations of input layers and classifiers, performed in the dry and wet seasons, ranged from 57.1% to 92.7%, and the Kappa measure of agreement ranged from 0.46 to 0.91 (Table 2 and S1). The RF classifier obtained the most accurate result with the RGB+IDX+CHM layer for the wet season, and was statistically ($p < 0.01$) superior to the performance of SVM. The RF classifier also performed statistically ($p < 0.01$) better than the others classifiers (DT and SVM) when using Mult+IDXMult+CHM+Text as a predictor (Table 2 and S1). Using PCA as a predictor, no significant difference was found among the results according to the McNemar test. In general, the input layers generated from orthomosaics during the wet season were more accurate.

Table 2. Overall accuracies (AOs) and Kappa coefficients are displayed for two seasons (dry and wet), seven input layers, and three machine learning classifiers. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Layers	Dry Season			Wet Season		
RGB+IDXRGB+CHM	65.5 (0.57)	76.4 (0.70)	83.8 (0.80)	83.3 ^a (0.79)	86.7 ^{ab} (0.83)	92.7 ^b (0.91)
RGB+IDXRGB+CHM+text	66.9 (0.59)	73.0 (0.66)	81.1 (0.76)	75.0 (0.69)	81.8 (0.77)	92.6 (0.91)
RGB+IDXRGB+CHM+stru	66.9 (0.60)	71.0 (0.64)	81.1 (0.76)	73.8 (0.67)	87.3 (0.84)	90.6 (0.88)
Mult+IDXMult+CHM+Text	65.1 (0.56)	69.8 (0.62)	81.9 (0.77)	67.1 ^a (0.59)	73.8 ^a (0.67)	87.3 ^b (0.84)
Mult+IDXMult+CHM+Stru	61.9 (0.52)	57.1 (0.46)	68.0 (0.60)	62.4 (0.53)	67.1 (0.60)	75.8 (0.70)
Mult+Text+Stru	75.2 (0.69)	75.2 (0.69)	78.5 (0.73)	71.8 (0.65)	74.5 (0.68)	85.9 (0.82)
PCA	71.1 (0.64)	76.5 (0.70)	83.9 (0.80)	77.3 (0.72)	80.7 (0.76)	84.0 (0.80)
Classifiers	SVM	DT	RF	SVM	DT	RF

Among the evaluated models, the average OA and agreement was highest for the RF classifier, and, among the input layers, the average OA was highest for RGB+IDX+CHM, followed by PCA and RGB+IDX+CHM+Stru. Among the classes of interest (i.e., *T. parviflora* and *B. retusa*), the lowest commission and omission errors were found for *T. parviflora*, followed by *B. retusa* (wood), using the RF classifier (Tables 3, 4, and S1). As expected, the additional classes, Sh and Ot, were associated with the highest and lowest user and producer accuracies, respectively, for all classifiers. A comparison of the two *B. retusa* classes showed

that classification accuracy of leafless wood (B.Rw) was better than that of green canopy (B.Rg) (Tables 3, 4, and S1).

Table 3. User’s (UA) and producer’s accuracy (PA) for each class of land cover: *Trembleya parviflora* (T.P.); *Baccharis retusa* – wood (B.Rw); *Baccharis retusa* – green canopy (B.Rg), Shadow (Sh), and Others (Ot) in two seasons (wet and dry) using three machine learning classifiers. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Classifier	Support Vector Machine										Decision Tree										Random Forest										
	Class		T.P		B.Rw		B.Rg		Sh		Ot		T.P		B.Rw		B.Rg		Sh		Ot		T.P		B.Rw		B.Rg		Sh		Ot
Wet Season/Layer	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	
RGB+IDXRGB+CHM	88	78	81	93	69	73	98	95	79	76	96	82	87	79	81	87	97	97	71	87	100	80	97	88	81	98	99	97	86	99	
RGB+IDXRGB+CHM+text	91	85	78	82	63	66	78	90	63	55	91	91	75	82	87	68	83	91	74	83	99	91	99	86	93	93	87	98	78	99	
RGB+IDXRGB+CHM+stru	83	89	52	88	54	48	97	94	76	58	90	90	79	79	79	73	99	98	85	90	99	91	86	89	83	77	100	97	82	96	
Mult+IDXMult+CHM+Text	83	88	57	77	56	70	80	80	60	36	74	81	77	79	62	78	92	96	68	46	89	94	99	81	79	93	92	96	76	73	
Mult+IDXMult+CHM+Stru	72	85	60	72	59	57	54	65	67	46	69	69	73	59	59	71	70	68	73	71	97	80	73	73	69	71	67	74	67	80	
Mult+Text+Stru	79	65	79	93	56	68	86	80	56	54	76	60	91	98	67	69	79	98	56	54	94	78	99	94	85	77	89	96	56	88	
PCA	89	89	61	77	72	58	90	87	71	73	94	94	71	74	72	64	93	90	68	75	97	92	82	77	80	69	93	97	65	83	
Dry Season/Layer	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	
RGB+IDXRGB+CHM	56	64	74	77	51	66	87	84	60	42	60	63	90	85	70	81	93	93	64	55	72	75	94	85	78	85	97	94	76	76	
RGB+IDXRGB+CHM+text	61	82	74	80	54	63	84	78	68	44	64	89	82	76	71	63	80	77	72	67	81	83	93	76	83	73	80	95	68	90	
RGB+IDXRGB+CHM+stru	81	81	48	79	57	52	81	76	67	53	94	69	71	71	61	68	78	80	48	65	87	84	81	86	89	60	87	96	59	94	
Mult+IDXMult+CHM+Text	64	67	59	76	53	63	81	68	68	53	79	61	66	78	56	58	84	82	64	73	96	75	78	83	50	84	97	100	92	70	
Mult+IDXMult+CHM+Stru	60	78	76	67	52	59	61	61	67	50	71	74	67	50	52	53	39	46	59	59	77	84	71	65	61	59	64	66	67	64	
Mult+Text+Stru	78	78	64	81	69	61	93	93	77	67	74	74	77	71	41	50	96	100	89	79	85	82	67	76	66	59	100	97	81	81	
PCA	71	73	65	79	59	80	88	65	72	66	74	70	74	85	82	74	81	81	69	77	87	79	83	79	85	76	84	93	79	96	

Table 4. Confusion matrices involving RGB+IDXRGB+CHM, PCA, Mult+Text+Stru, RGB+IDXRGB+CHM input layers, Random Forest (RF), Decision Tree (DT), and Support Vector Machine (SVM) classifiers for wet and dry seasons. T.P - *Trembleya parviflora*; B.Rw - *Baccharis retusa* (wood); B.Rg - *Baccharis retusa* (green Canopy), Shadow (Sh) and Ot – Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Wet Season							Dry Season				
RGB+IDXRGB+CHM (RF)							PCA (RF)				
	T.P	B.Rw	B.Rg	Sh	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Sh	Ot
T.P	24	0	0	0	0	T.P	27	0	2	2	0
B.Rw	0	30	0	1	0	B.Rw	0	19	4	0	0
B.Rg	3	3	26	0	0	B.Rg	2	2	29	0	1
Sh	0	0	0	35	0	Sh	2	0	3	27	0
Ot	3	1	0	0	24	Ot	3	3	0	0	23
Mult+Text+Stru (DT)							Mult+Text+Stru (DT)				
	T.P	B.Rw	B.Rg	Sh	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Sh	Ot
T.P	25	0	3	0	5	T.P	20	0	5	0	2
B.Rw	0	31	2	0	1	B.Rw	0	30	7	0	2
B.Rg	3	0	18	0	6	B.Rg	4	11	12	0	2
Sh	5	0	0	22	1	Sh	1	0	0	27	0
Ot	9	0	3	0	15	Ot	2	1	0	0	23
PCA (SVM)					RGB+IDXRGB+CHM (SVM)						
	T.P	B.Rw	B.Rg	Sh	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Sh	Ot

T.P	32	0	1	2	1	T.P	14	0	2	2	7
B.Rw	1	17	6	0	4	B.Rw	0	23	5	1	2
B.Rg	0	3	18	1	3	B.Rg	3	3	19	1	11
Sh	1	0	2	27	0	Sh	1	2	0	26	1
Ot	2	2	4	1	22	Ot	4	2	3	1	15

Figure 3 presents a sample of the SVM, DT, and RF classifications. We chose transect 2 because it shows a clear transition of *B. retusa* encroachment on dry grassland (campo sujo) to a *T. parviflora* encroachment on wet grassland (campo úmido). Figure 3 also shows all land cover classes other than Sh. On the left, we can see a mixture of the two *B. retusa* classes but with a predominance of the B.Rg class. Near the center of the images, (a) and (b), B.Rw becomes predominant, whereas in the southwest portion of the dry season image, an extensive canopy of a third species representing the others (Ot) class can be clearly observed. The six classification images were chosen to broadly represent the 42 resultant classification maps.

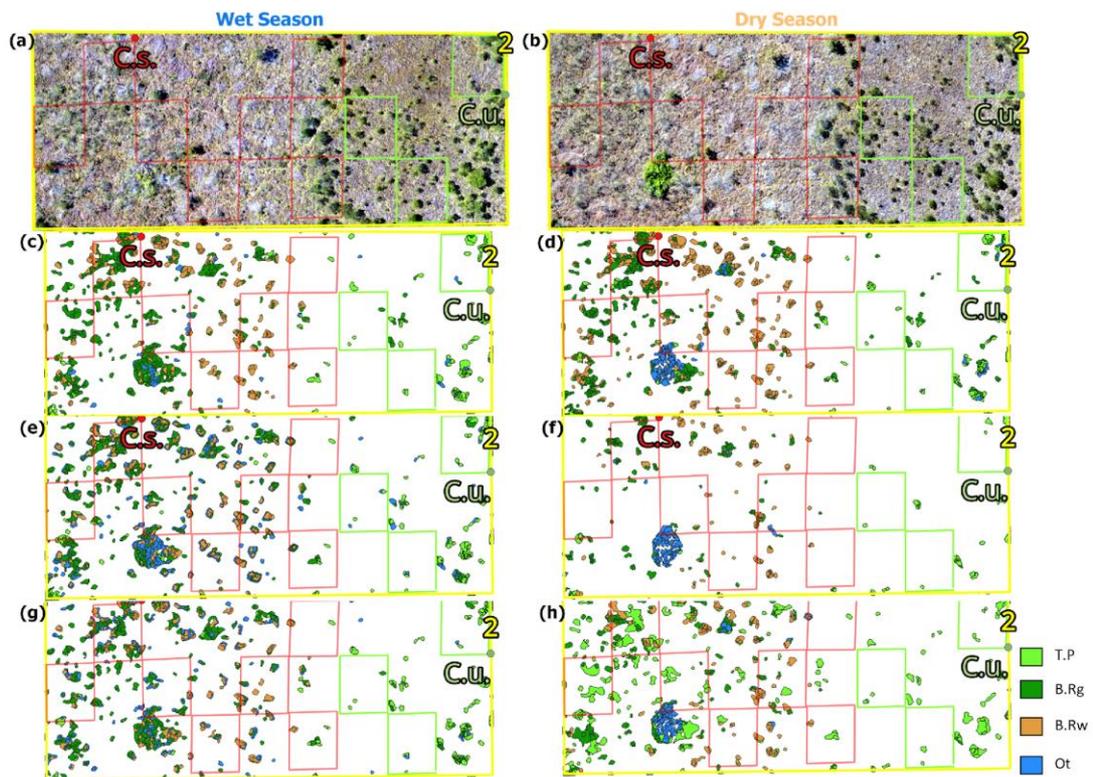


Figure 3. Six among 42 woody plant encroachment classification maps from the transect 2. Green and red quadrats are campo úmido (wet grasslands) and campo sujo (grasslands with scattered woody plants), respectively. The 10 cm pixel size, RGB reflectance orthomosaics acquired during the wet and dry seasons are shown in (a) and (b), respectively; (c) The resulting classification of **RGB+IDXRGB+CHM** input layer and random forest (RF) classifier for the wet season; (d) The resulting classification of **PCA** input layer and RF classifier for the dry season; (e) and (f) The resulting classification of **Mult+Text+Stru** input layer and decision tree (DT) classifier for the wet and dry seasons, respectively; (g) The resulting classification of **PCA** input layer and support vector machine (SVM) classifier for the wet season; (h) The resulting classification of **RGB+IDXRGB+CHM** input layer and SVM classifier for the dry season. T.P = *Trembleya parviflora*; B.Rw = *Baccharis retusa* (wood); B.Rg = *Baccharis retusa* (green canopy); and Ot = Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

In order to assess the validity of the classification models the Figure 4 presents nine learning curves generated from the models selected to extract the subset data for *in situ* validation. All models (classifier + input layer) were considered valid, since the training and cross-validation scores curves decrease their distances according to the increase in training size. The tipping point is approximately 150 samples for all DT and RF models. While for the SVM models this point corresponds to approximately 350 samples.

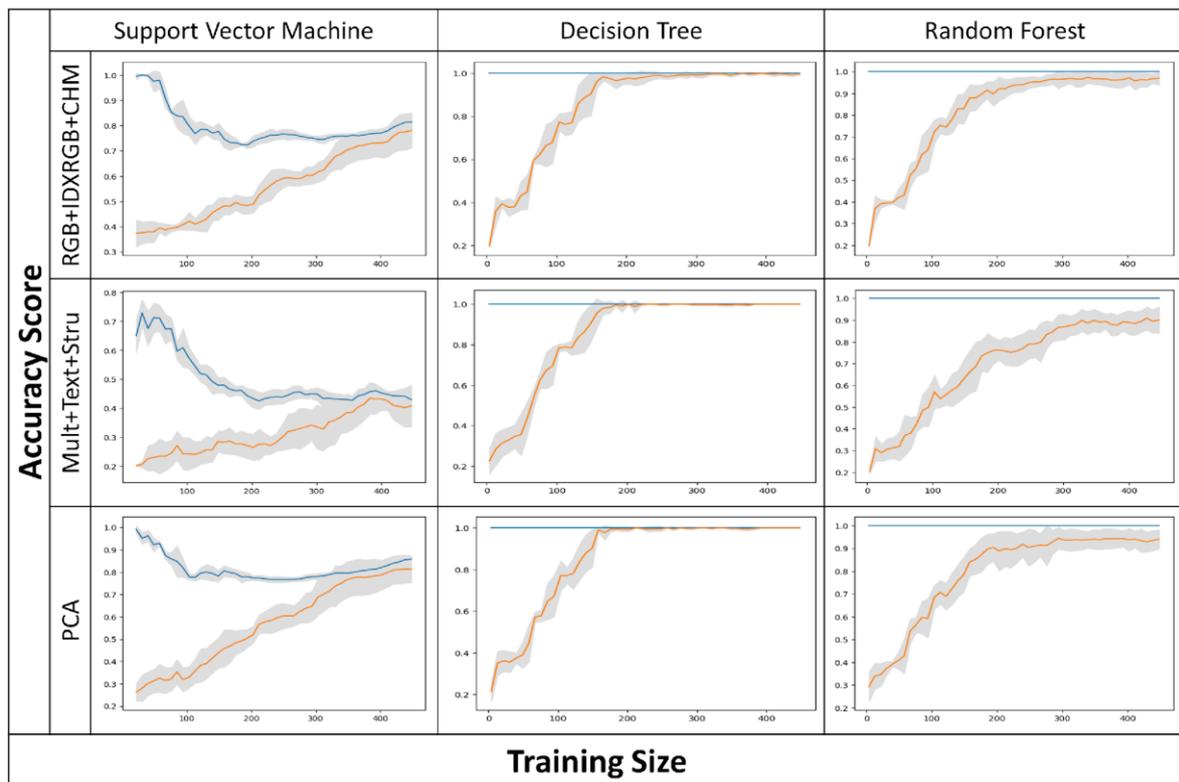


Figure 4. Learning curves relating to classification models: Support Vector Machine (SVM), Decision Tree (DT) and Random Forest (RF) and input layers from wet season orthomosaic. The blue and orange lines with their standard deviation (SD) are the training and cross-validation mean scores, respectively. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

In addition to the validity of the selected models, Table 5 presents three performance indicators (Precision, Recall and F-score) of the models for each of the four classes. Among the classes of interest, the T.P presented, on average, the highest values of the indicators, followed by the B.Rw and B.Rg. In relation to the classifiers, the pattern was repeated, RF leads followed by DT and SVM. Finally, the input layer with the highest average indicators was RGB+IDXRGB+CHM followed by PCA.

In terms of accuracy, commission and omission errors were generally smallest for B.Rw, followed by B.Rg, and were largest for *T. parviflora* (Table 7, 8 and S2). Evaluation of all classifiers and input layers showed that producer's accuracy (PA) was generally higher than user's accuracy (UA), that is, there were fewer errors of omission than of commission. Regarding input layers, accuracies were generally highest for PCA followed by RGB+IDXRGB+CHM. However, UA was generally higher for the Mult+Text+Stru input layer than the RGB input layer. Finally, commission and omission errors were lowest for the DT classifier, and the average PA for the RF classifier was nearly the same as that of DT.

Table 5. Precision (P), Recall (R) and F-score (F) are displayed for three selected input layers, and three machine learning classifiers. T.P - *Trembleya parviflora*; B.Rw - *Baccharis retusa* (wood); B.Rg - *Baccharis retusa* (green Canopy), Sh - Shadow and Ot – Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Classifier	Support Vector Machine														
	T.P			B.Rw			B.Rg			Sh			Ot		
Indicators	P	R	F	P	R	F	P	R	F	P	R	F	P	R	F
RGB+IDXRGB+CHM	0.78	0.87	0.82	0.92	0.80	0.86	0.73	0.68	0.71	0.94	1.00	0.97	0.76	0.78	0.77
Mult+Text+Stru	0.65	0.79	0.72	0.93	0.79	0.86	0.68	0.56	0.61	0.80	0.86	0.83	0.53	0.56	0.54
PCA	0.89	0.89	0.89	0.77	0.61	0.68	0.58	0.72	0.64	0.87	0.90	0.88	0.73	0.71	0.72

Classifier	Decision Tree														
	T.P			B.Rw			B.Rg			Sh			Ot		
Indicators	P	R	F	P	R	F	P	R	F	P	R	F	P	R	F
RGB+IDXRGB+CHM	0.82	0.96	0.88	0.79	0.87	0.83	0.87	0.81	0.84	0.97	0.97	0.97	0.87	0.71	0.78
Mult+Text+Stru	0.59	0.76	0.67	1.00	0.92	0.95	0.69	0.67	0.68	1.00	0.78	0.88	0.53	0.56	0.55
PCA	0.94	0.94	0.94	0.74	0.71	0.72	0.64	0.72	0.68	0.90	0.93	0.92	0.75	0.68	0.72

Classifier	Random Forest														
	T.P			B.Rw			B.Rg			Sh			Ot		
Indicators	P	R	F	P	R	F	P	R	F	P	R	F	P	R	F
RGB+IDXRGB+CHM	0.80	1.00	0.89	0.88	0.97	0.92	1.00	0.81	0.90	0.97	1.00	0.98	1.00	0.86	0.92
Mult+Text+Stru	0.77	0.93	0.85	0.94	1.00	0.97	0.77	0.85	0.81	0.96	0.90	0.92	0.88	0.56	0.69
PCA	0.92	0.97	0.94	0.76	0.82	0.79	0.69	0.80	0.74	0.96	0.93	0.95	0.83	0.64	0.72

3.2. In Situ Validation and Cerrado Phytophysiognomy Accuracy Assessment

A comparison of the two forms of validation, *in situ* and 30% of the data, showed that average OA and Kappa coefficients for *in situ* validation were lower for classifiers and input layers (Table 6). Despite the model with the highest OA (85%) was DT with PCA input layer, the RF showed the smallest variation among all predictors. Yet, there was no statistical difference

among the classifiers performances according to the McNemar test. Unlike validation using 30% of the data, the input layer with the highest average OA and Kappa coefficient was PCA (Table 6). The level of agreement was relatively high for all layers and classifiers, with a Kappa coefficient ranging from 0.62 to 0.81.

Table 6. Overall accuracies (AOs) and Kappa coefficients for three input layers and three machine learning classifiers from *in situ* reference data. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Layers/Classifier	SVM	DT	RF
RGB+IDXRGB+CHM	78.4 (0.71)	78.3 (0.71)	75.6 (0.67)
Mult+Text+Stru	72.1 (0.63)	71.4 (0.62)	72.3 (0.64)
PCA	76.7 (0.69)	85.4 (0.81)	81.8 (0.76)

Figure 5 shows the learning curves generated from the subset of selected data for *in situ* validation. This subset represents about 10% of all data and apparently it is necessary to increase the total training size, since the training and cross-validation scores curves are not close enough. Only models that combine the PCA input layer with DT and SVM classifier show an acceptable pattern. The other learning curves show patterns similar to those of underfitting models.



Figure 5. Learning curves relating to classification models: Support Vector Machine (SVM), Decision Tree (DT) and Random Forest (RF) and input layers from subset for *in situ* validation of wet season orthomosaic. The blue and orange lines with their standard deviation (SD) are the training and cross-validation mean scores, respectively. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

In terms of accuracy, commission and omission errors were generally smallest for B.Rw, followed by B.Rg, and were largest for *T. parviflora* (Table 7, 8 and S2). Evaluation of all classifiers and input layers showed that producer’s accuracy (PA) was generally higher than user’s accuracy (UA), that is, there were fewer errors of omission than of commission.

Table 7. User’s (UA) and producer’s accuracy (PA) of each class of land cover: *Trembleya parviflora* (T.P.), *Baccharis retusa* – wood (B.Rw), *Baccharis retusa* – green canopy (B.Rg), and Others (Ot). For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Classifier	Support Vector Machine				Decision Tree				Random Forest			
	T.P	B.Rw	B.Rg	Ot	T.P	B.Rw	B.Rg	Ot	T.P	B.Rw	B.Rg	Ot
Accuracy	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA	UA PA
RGB+IDXRGB+CHM	40.0 100.0	81.8 100.0	100.0 100.0	100.0 52.9	46.2 100.0	83.3 90.9	100.0 100.0	88.9 47.1	46.2 100.0	83.3 90.9	100.0 100.0	88.9 47.1
Mult+Text+Stru	38.5 83.3	100.0 100.0	80.0 88.9	77.8 41.2	28.6 80.0	87.5 100.0	100.0 100.0	90.0 45.0	28.6 80.0	87.5 100.0	100.0 100.0	90.0 45.0
PCA	70.0 100.0	72.7 100.0	70.0 100.0	100.0 47.4	76.9 100.0	88.9 100.0	90.0 90.0	88.9 61.5	76.9 100.0	88.9 100.0	90.0 90.0	88.9 61.5

Table 8. Confusion matrices involving **RGB+IDXRGB+CHM**, **Mult+Text+Stru** and **PCA** input layer, support vector machine (SVM) decision tree (DT) and random forest (RF) classifiers from *in situ* reference data. T.P - *Trembleya parviflora*; B.Rw - *Baccharis retusa* (wood); B.Rg - *Baccharis retusa* (green Canopy) and Ot – Others. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Support Vector Machine					Decision Tree					Random Forest				
RGB+IDXRGB+CHM					RGB+IDXRGB+CHM					RGB+IDXRGB+CHM				
	T.P	B.Rw	B.Rg	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Ot
T.P	4	0	0	6	T.P	6	0	0	7	T.P	6	0	0	7
B.Rw	1	10	0	1	B.Rw	0	12	0	0	B.Rw	0	7	0	3
B.Rg	0	0	13	2	B.Rg	0	0	10	2	B.Rg	0	0	7	0
Ot	4	0	0	12	Ot	0	0	1	8	Ot	0	0	0	11
Mult+Text+Stru					Mult+Text+Stru					Mult+Text+Stru				
	T.P	B.Rw	B.Rg	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Ot
T.P	5	0	0	8	T.P	4	0	0	10	T.P	8	0	0	8
B.Rw	0	11	0	2	B.Rw	0	10	0	0	B.Rw	0	9	0	1
B.Rg	0	0	10	0	B.Rg	0	0	7	1	B.Rg	0	0	9	3
Ot	4	1	0	8	Ot	1	0	0	9	Ot	0	0	1	8
PCA					PCA					PCA				

	T.P	B.Rw	B.Rg	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Ot		T.P	B.Rw	B.Rg	Ot
T.P	7	0	0	3	T.P	10	0	0	3	T.P	8	0	0	4
B.Rw	0	8	0	1	B.Rw	0	9	0	1	B.Rw	0	11	0	2
B.Rg	0	0	10	3	B.Rg	0	0	8	1	B.Rg	0	0	9	1
Ot	4	0	0	8	Ot	0	1	0	8	Ot	1	0	0	8

Regarding accuracy assessments for the Cerrado phytophysiognomies, in general average OA was highest for campos úmidos (wet grasslands) at 78.9%, followed by cerrados ralos (open savannas), campos sujos (grasslands with scattered woody plants), and cerrados típicos (typical savannas) at 71.5% (Table 9). Notably, accuracy of the classifiers depended on the phytophysiognomy. For example, the average OA of the RF classifier was highest on wet grasslands (80.2%), whereas SVM was the most accurate classifier for cerrado típico, and DT was the most accurate classifier for campo sujo (80.0%). Regarding the input layers, the average OA was highest for PCA, specifically for the grasslands: campo sujo (83.9%) and campo úmido, (83.3%). The second best performing input layer was RGB+IDX+CHM with an average of 75.19% OA, followed by Mult+Text+Stru (72.61% of OA).

Table 9. Overall accuracies (AOs) and the Kappa coefficients of three input layers and three machine learning classifiers generated from *in situ* reference data from four Cerrado's phytophysiognomies. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Layers	Grasslands						Woodlands					
	campo úmido			campo sujo			cerrado ralo			cerrado típico		
RGB+IDXRGB+CHM	66.7 (0.53)	80.0 (0.74)	77.8 (0.70)	75.0 (0.67)	83.3 (0.76)	77.8 (0.71)	75.0 (0.65)	83.3 (0.76)	75.0 (0.62)	83.3 (0.77)	58.3 (0.48)	66.7 (0.55)
Mult+Text+Stru	87.5 (0.83)	75.0 (0.65)	72.7 (0.58)	72.7 (0.63)	66.7 (0.56)	75.0 (0.64)	66.7 (0.56)	80.0 (0.71)	83.3 (0.78)	66.7 (0.56)	66.7 (0.53)	58.3 (0.46)
PCA	70.0 (0.59)	90.0 (0.83)	90.0 (0.84)	88.9 (0.81)	90.0 (0.86)	72.7 (0.64)	83.3 (0.76)	75.0 (0.65)	83.3 (0.77)	72.7 (0.61)	88.9 (0.84)	81.8 (0.76)
Classifiers	SVM	DT	RF									

In all classes, except Ot, the user's accuracy was lower than the producer's, that is, there was more commission than omission error, as for the Ot class, the pattern was the opposite (Table 10 and S2). The class with the highest user and producer accuracies was B.Rw followed by B.Rg, T.P and finally Ot. The campo úmido had the lowest mean commission and omission errors.

Table 10. User's (UA) and producer's accuracy (PA) of each class of land cover: *Trembleya parviflora* (T.P.), *Baccharis retusa* – wood (B.Rw), *Baccharis retusa* – green canopy (B.Rg), and others (Ot) for

three input layers and three machine learning classifiers generated from *in situ* reference data for the four Cerrado phytophysiognomies. For abbreviation identification of input layers, see Table 1.

Classifier	Support Vector Machine								Decision Tree				Random Forest			
	T.P		B.Rw		B.Rg		Ot		T.P		B.Rw		B.Rg		Ot	
Class	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA	UA	PA
Campo úmido																
RGB+IDXRGB+CHM	66.7	50.0	100.0	100.0	50.0	100.0	50.0	50.0	100.0	100.0	33.3	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0
Mult+Text+Stru	100.0	66.7	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	50.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0	66.7	100.0
PCA	75.0	100.0	50.0	100.0	50.0	100.0	100.0	40.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0
Campo sujo																
RGB+IDXRGB+CHM	33.3	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	50.0	100.0	100.0	83.3	100.0	100.0	100.0	66.7
Mult+Text+Stru	33.3	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0	40.0	20.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	33.3	50.0
PCA	100.0	100.0	83.3	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	66.7	40.0
cerrado ralo																
RGB+IDXRGB+CHM	100.0	80.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	50.0	100.0	100.0	83.3	100.0	100.0	50.0	33.3
Mult+Text+Stru	100.0	100.0	100.0	100.0	80.0	50.0	25.0	100.0	50.0	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	33.3	33.3
PCA	100.0	50.0	100.0	100.0	100.0	100.0	66.7	100.0	50.0	100.0	66.7	100.0	66.7	100.0	57.1	50.0
cerrado típico																
RGB+IDXRGB+CHM	100.0	100.0	100.0	80.0	100.0	100.0	60.0	100.0	16.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	28.6	40.0
Mult+Text+Stru	100.0	100.0	100.0	66.7	100.0	100.0	42.9	100.0	20.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	25.0
PCA	100.0	100.0	100.0	50.0	100.0	100.0	40.0	100.0	66.7	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	50.0	33.3

4. Discussion

4.1. Overall Accuracy Assessment and model validity

Our analysis of all combinations of input layers, classifiers, and seasons showed that the highest level of agreement was near perfect (Kappa coefficient = 0.91), and the lowest was moderate (Kappa coefficient = 0.46). These results demonstrate that classifications were acceptable even using the worst models tested and confirmed the feasibility of using UAV images to classify woody encroachment in tropical savannas. Validating the classifiers using 30% of the samples resulted in the best map generated by the wet season orthomosaic using the RGB sensor and RF classifier. Our results agree with those of Olariu et al. (52), who reported satisfactory woody encroachment classification using only the RGB sensor in a semi-arid region. However, this result only partially corroborates our hypothesis. We noted that the segmentation vectors directly influenced map accuracy. Segments that were closer to the entire canopy (i.e., not oversegmented) resulted in more accurate maps. Multispectral sensors captured more canopy details, resulting in smaller segments, which decreased the accuracy of the multispectral maps and increased processing time.

The most accurate classifications were obtained during the wet season, regardless of input layer and classifier. The accuracy of classifying *B. retusa* (wood) was less influenced by season but still high, which was expected because the leafless wood canopy tends to maintain its spectral signature regardless of water availability. This is a positive result for managing and monitoring woody encroachment, especially in wet grasslands, because the wet season is the most suitable period for floristic surveys (23,83] and monitoring of water dynamics (84–86].

The accuracy of the RF classifier was highest among the chosen algorithms. It is worth noting that by standardizing the same segments for training and validating the classifiers, it was possible to fairly compare the performance of each one. This is because classification accuracy is strongly influenced by the quality of the training and validation data. The nature of these data can have an even greater impact than the algorithm itself (87]. However, there are differences in the behavior of each of our classifiers, especially concerning the areas (e.g., pixel values) chosen to represent each class. In general, we selected areas to represent the typical range of values for each class. However, the SVM algorithm works by using a subset of the input layers to define the boundary or margin conditions of each class. Thus, the strategy to collect data for SVM should focus on the boundary values that differentiate the classes rather than the typical ranges of values (59]. This may explain our finding that SVM was the model with the lowest accuracy, although the proper data collection strategy for SVM is not clear (59].

Learning curves describe the performance of a process on a task as a function of some resource for solving that task. Here the task is an image classification and the resource the training size. Analyzing learning curves for machine learning there is a trade-off between bias and variance. It means the model must be good enough to represent input data specifics but at the same time simplify complex patterns. When we worked with all our data, it was possible to verify the validity of all our models from the shape of learning curves. In addition to highlighting the tipping point where the models tend to saturate. When we use the DT and RF this tipping point occurred earlier than for the SVM models, 150 and 350 training size respectively (figure 4).

4.2. In Situ Validation

In general, *in situ* validation produced less accurate classification maps than validation using 30% of the data. Although validation using 30% of the data resulted in classifications with moderate to near-perfect agreement, the *in situ* validation method produced Kappa coefficients that fluctuated considerably. Creating land cover maps with remote sensing images is not difficult; however, the accuracy of the resulting map will depend on data quality and classifier performance (88]. Analyzing the learning curves made from a subset of the data, it was possible to verify that the models lost performance, being necessary, an increase in the training size to overcome the underfitting problem.

Thus, it is advisable to create multiple maps using more than one input data source and multiple classification models for comparison (60], to achieve the map that best represents reality depends on the rigor applied in assessing map accuracy (89]. In a review of accuracy assessment for land cover mapping, Stehman and Foody (90] summarized the key issues as sampling design, response design, and analysis. Our result is important, especially to define the minimum samples number for accuracy assessment that is heavily resources-dependent (e.g. fieldwork), such as the *in situ* validation.

Sampling design influences data quality and can be defined as the rules chosen to select subsets of assessment units for which the reference classification is obtained and then compared with the map classification. Response design defines how the agreement between the predicted map class label and the reference class label is decided. Reference data for the response design can include fieldwork specifically undertaken for the accuracy assessment, aerial photographs, airborne video, and even fine spatial resolution satellite images. Finally, the analysis summarizes information to quantify accuracy and enable comparison of the resulting maps (90, 91]. In this study, we compared two approaches to response design: using reference data from the orthomosaics for validation (30%) and using data from fieldwork carried out specifically to acquire *in situ* reference values. Both methods involved random sampling and making an error matrix.

The DT and RF performance was, on average, very close 85.4% and 81.8%, respectively. However, when comparing the different input layers, DT accuracy varied about 7%, whereas RF accuracy varied by only 3%, thus, accuracy of the RF classifier was more stable. This similar performance of the two classifiers can be explained by the nature of the algorithms (59]. The DT and RF classifiers are both based on decision trees; the difference is that RF is formed by several decision trees, which may account for its greater stability regardless of the input

layer used [58]. However, this unusual result must be explained by an underfitting scenario, since the performance of the RF is affected by small data size. The figure 5 shows cross-validation score curves far from saturation, which means that we did not reach the best training size.

In both presented validation methods it was possible to observe that a considerable part of the commission errors of *T. parviflora* come from the category Others. During the *in situ* validation, it was possible to observe that these commission errors were mostly linked to species that were spectrally similar to *T. parviflora*, for example palm trees (*Syagrus sp.*) with bright green leaves and trees of the genus *Vochysia* that have leaves with a shade of green very similar to that of *T. parviflora*.

4.3. Evaluating In Situ Accuracy in Different Phytophysiognomies

This is the first study that classified woody encroachment in different Brazilian savanna phytophysiognomies. Based on our ground truth sampling design, it was possible to compare the quality of woody species classification in four of the main woodland and grassland phytophysiognomies: cerrado típico, cerrado ralo, campo sujo, and campo úmido. The cerrado *sensu stricto* is the Cerrado's most extensive formation, occupying approximately 65% of the Brazilian savanna [92]. The cerrado *sensu stricto* is subdivided into cerrado denso, cerrado típico, cerrado ralo, and cerrado rupestre [41]. We were able to evaluate classification of woody encroachment in two of the most important and representative phytophysiognomies of the Brazilian savanna. In addition, we evaluated the classification of woody encroachment in two grassland vegetations, one of them (campo úmido) being extremely relevant for conserving the functioning and provisioning of one of the most essential ecosystem services of the Cerrado, the water supply [77].

Beyond to the importance of each vegetation formation, these four phytophysiognomies can be considered a continuum of woody density, from the cerrado típico, which is characterized by a woody cover of 20% to 50% and an average height of 3 to 6 m, to the campo úmido, which is a predominantly grassland formation with occasional shrubs and the complete absence of trees [41].

In our study, tree cover appeared to be a determining factor in the quality of the classification maps, with the highest OA for the campo úmido, and the lowest OA for the cerrado típico.

Further study of this relationship between tree cover and accuracy may be needed, because the two intermediate formations, campo sujo and cerrado ralo, showed the opposite pattern. Nevertheless, the classification accuracy of grassland formations was greater than that of woodland formations. Finally, we suggest that future studies also investigate the relationship between classifiers and phytophysionomies, because each classifier showed its best performance in different vegetation formations. For the input layers, the average accuracy of PCA was highest, followed by RGB+IDXRGB+CHM. This result was at some point, unexpected because more complex input layers tend to produce more accurate maps. However, the RGB products showed results as satisfactory as the multispectral ones. Reinforcing the need, whenever possible, to combine different sensors in the identification and management of woody plant encroachment.

5. Conclusions

Our results demonstrate that low-cost drone images can be used to produce acceptable classification of woody encroachment in tropical savannas. For this purpose, we recommend acquiring drone images during the wet season and using a combination of different sensors, when possible. Based on our *in situ* validation, the input layer with the best accuracy combined the products of the RGB and multispectral cameras. However, if it is not possible to combine two sensors, we suggest using the RGB sensor. The metrics and indices derived from the RGB sensor provided woody encroachment maps with high accuracy. We strongly recommend using more than one form of validation, with a preference for collecting *in situ* reference data, especially for studies of woody encroachment. Finally, we suggest, based on the analysis of the learning curves, that in case of using *in situ* accuracy assessment a minimum of 40 samples per class.

Regarding the choice of classifiers, we recommend using different combinations of input layers and at least three classifiers. Special care is needed regarding the sampling design to acquire training data for each classifier and its operating features (e.g., SVM). Finally, we welcome the advance in the use of deep learning for tree-shrub identification. However, machine learning is still a viable option and has produced satisfactory results.

As this is the first study to classify woody encroachment in Brazilian savanna phytophysionomies, there is more research to be conducted. For example, there is a need for a more in-depth investigation of the relationship between extent of tree cover and accuracy of woody encroachment classification. Although a comparison of grassland classification and

woodland classification showed greater accuracy within formations with less tree cover, this pattern was not observed for intermediate formations, such as grasslands with scattered woody plants and shrublands. Another question is the best choice of classifier for specific phytophysionomies. Our results indicated the superiority of models based on decision trees (single DT and RF); however, the SVM classifier produced superior results in denser formations such as cerrado típico.

Finally, we suggest the need for future studies to investigate the use of UAV data as an alternative to field sampling, especially in tropical savannas and woodland formations. This type of data will be paramount for upscaling approaches (e.g., for satellite scale), enabling cost-effective monitoring of woody encroachment in time series.

Supplementary Materials: The following supporting information can be downloaded at: <https://www.mdpi.com/article/10.3390/rs15092342/s1>, S1. Confusion matrix and results of each class of land cover: *Trembleya parviflora*, *Baccharis retusa*—wood, *Baccharis retusa*—green canopy, shadow, and others for two seasons (wet and dry) from three machine learning classifiers. RGB refers to red, green, and blue bands; IDXRGB refers to the green leaf index and green–red difference index; CHM refers to the canopy height model; Mult refers to multispectral bands; Text refers to texture metric; Stru refers to structural metric; IDXMult refers to normalized difference vegetation index (NDVI) and normalized difference red edge (NDRE) index; and PCA refers to the six principal components of all bands; S2. Confusion matrix and results of each class of land cover: *Trembleya parviflora* (Tremb.)*Baccharis retusa*—wood (Bac.S), *Baccharis retusa*—green canopy (Bac.V), and others (Outros.). RGB refers to red, green, and blue bands; IDXRGB refers to the green leaf index and green–red difference index; CHM refers to the canopy height model; Mult refers to multispectral bands; Text refers to texture metric; Stru refers to structural metric; and PCA refers to the six principal components of all bands.

Author Contributions: Study design: L.S.C., D.S., M.M.C.B, M.E.F, C.B.R.M., T.R.B.M; Drone data acquisition: J.V.C., L.R.A.J; Fieldwork: L.S.C, T.R.B.M; Drone image pre-processing: J.V.C., L.R.A.J; Analysis: L.S.C.; Resources: M.M.C.B., M.E.F, D.S., C.B.R.M; Writing the original manuscript: L.S.C.; Writing, review, and editing: L.S.C., M.M.C.B, D.S., M.E.F, C.B.R.M, T.R.B.M, J.V.C., L.R.A.J.; Supervision: M.M.C.B.; Funding acquisition: M.M.C.B. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: This study was funded by the Brazilian Long-term Ecological Research Program – PELD/CNPq (grant # 312137/2021-4) and Fundação de Apoio a Pesquisa do Distrito Federal - FAP-DF (grant # 00193-00000229/2021-21). This study was also partially financed by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Finance code 001. E.E.S., M.E.F., and M.M.C.B. are CNPq research fellows (grants # 303502/2019-3, 315699/2020-5, and 441463/2017-7, respectively).

Data Availability Statement: Data are available upon request to the corresponding author.

Acknowledgments: We would like to thank the Ecosystem Ecology Laboratory (UnB), the Image Processing and GIS Laboratory - LAPIG/Socio-Environmental Studies Institute (UFG), and the Botanic Department (UnB). We also acknowledge the Botanic Garden of Brasília for logistic support. Additionally, we would like to thank the three reviewers for their helpful contributions.

Conflicts of Interest: The authors declare that they have no conflicts of interest.

6. References

1. Mack, R.N.; Simberloff, D.; Lonsdale, W.M.; Evans, H.; Clout, M.; Bazzaz, F.A. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecol. Appl.* **2000**, *10*, 689–710. <https://doi.org/10.2307/2641039>.
2. Valéry, L.; Fritz, H.; Lefeuvre, J.-C.; Simberloff, D. In Search of a Real Definition of the Biological Invasion Phenomenon Itself. *Biol. Invasions* **2008**, *10*, 1345–1351. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9209-7>.
3. Vitousek, P.M. Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos*, **1990**, *57*, 7–13. <https://doi.org/10.2307/3565731>.
4. Richardson, D.M.; Pyšek, P.; Rejmánek, M.; Barbour, M.G.; Panetta, F.D.; West, C.J. Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. *Divers. Distrib.* **2000**, *6*, 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>.
5. Irini, S.; Xulin, G. Invasive and Native Woody Plant Encroachment: Definitions and Debates. *J. Plant Sci. Phytopathol.* **2022**, *6*, 84–86. <https://doi.org/10.29328/journal.jpssp.1001079>.
6. Eldridge, D.J.; Bowker, M.A.; Maestre, F.T.; Roger, E.; Reynolds, J.F.; Whitford, W.G. Impacts of Shrub Encroachment on Ecosystem Structure and Functioning: Towards a

- Global Synthesis. *Ecol. Letters* **2011**, *14*, 709–722. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01630.x>.
7. Archer, S.R.; Predick, K.I. An Ecosystem Services Perspective on Brush Management: Research Priorities for Competing Land-Use Objectives. *J. Ecol.* **2014**, *102*, 1394–1407. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12314>.
 8. Saintilan, N.; Rogers, K. Woody Plant Encroachment of Grasslands: A Comparison of Terrestrial and Wetland Settings. *New Phytol.* **2015**, *205*, 1062–1070. <https://doi.org/10.1111/nph.13147>.
 9. Van Auken, O.W. Causes and Consequences of Woody Plant Encroachment into Western North American Grasslands. *J. Environ. Manage.* **2009**, *90*, 2931–2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>.
 10. Scholes, R.J.; Archer, S.R. Tree-Glass Interactions in Savannas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **1997**, *28*, 517–544. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.28.1.517>.
 11. Bond, W.; Keeley, J. Fire as a Global ‘Herbivore’: The Ecology and Evolution of Flammable Ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* **2005**, *20*, 387–394. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025>.
 12. Huxman, T.E.; Wilcox, B.P.; Breshears, D.D.; Scott, R.L.; Snyder, K.A.; Small, E.E.; Hultine, K.; Pockman, W.T.; Jackson, R.B. Ecohydrological Implications of Woody Plant Encroachment. *Ecol.* **2005**, *86*, 308–319.
 13. O’Connor, T.G.; Puttick, J.R.; Hoffman, M.T. Bush Encroachment in Southern Africa: Changes and Causes. *Afr. J. Range Forage Sci.* **2014**, *31*, 67–88. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.939996>.
 14. Puttick, J.R.; Hoffman, M.T.; Gambiza, J. The Influence of South Africa’s Post-Apartheid Land Reform Policies on Bush Encroachment and Range Condition: A Case Study of Fort Beaufort’s Municipal Commonage. *Afr. J. Range Forage Sci.* **2014**, *31*, 135–145. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.880943>.
 15. Van Auken, O.W. Shrub Invasions of North American Semiarid Grasslands. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **2000**, *31*, 197–215. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.197>.
 16. Schlesinger, W.H.; Raikes, J.A.; Hartley, A.E.; Cross, A.F. On the Spatial Pattern of Soil Nutrients in Desert Ecosystems. *Ecol.* **1996**, *77*, 364–374. <https://doi.org/10.2307/2265615>.
 17. D’Odorico, P.; Caylor, K.; Okin, G.S.; Scanlon, T.M. On Soil Moisture–Vegetation Feedbacks and Their Possible Effects on the Dynamics of Dryland Ecosystems. *J. Geophys. Res.: Biogeosci.* **2007**, *112*, G04010. <https://doi.org/10.1029/2006JG000379>.

18. D'Odorico, P.; Fuentes, J.D.; Pockman, W.T.; Collins, S.L.; He, Y.; Medeiros, J.S.; DeWekker, S.; Litvak, M.E. Positive Feedback between Microclimate and Shrub Encroachment in the Northern Chihuahuan Desert. *Ecosphere* **2010**, *1*, 17. <https://doi.org/10.1890/ES10-00073.1>.
19. Silva, F.H.B.; Arieira, J.; Parolin, P.; Cunha, C.N.; Junk, W.J. Shrub Encroachment Influences Herbaceous Communities in Flooded Grasslands of a Neotropical Savanna Wetland. *Appl. Veg. Sci.* **2016**, *19*, 391–400. <https://doi.org/10.1111/avsc.12230>.
20. Siraj, K.G.; Abdella, G. Effects of Bush Encroachment on Plant Composition, Diversity and Carbon Stock in Borana Rangelands, Southern Ethiopia. *Int. J. Biodivers. Conserv.* **2018**, *10*, 230–245. <https://doi.org/10.5897/IJBC2017.1143>.
21. Gonçalves, R.V.S.; Cardoso, J.C.F.; Oliveira, P.E.; Oliveira, D.C. Changes in the Cerrado Vegetation Structure: Insights from More than Three Decades of Ecological Succession. *Web Ecol.* **2021**, *21*, 55–64. <https://doi.org/10.5194/we-21-55-2021>.
22. Ribeiro, J.W.F.; Pilon, N.A.L.; Rossatto, D.R.; Durigan, G.; Kolb, R.M. The Distinct Roles of Water Table Depth and Soil Properties in Controlling Alternative Woodland-Grassland States in the Cerrado. *Oecologia* **2021**, *195*, 641–653. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04869-z>.
23. Souza, G.F.; Ferreira, M.C.; Munhoz, C.B.R. Decrease in Species Richness and Diversity, and Encroachment in Cerrado Grasslands: A 20 Years Study. *Appl. Veg. Sci.* **2022**, *25*, e12668. <https://doi.org/10.1111/avsc.12668>.
24. Ge, J.; Zou, C. Impacts of Woody Plant Encroachment on Regional Climate in the Southern Great Plains of the United States: Woody Encroachment and Climate. *J. Geophys. Res. Atmos.* **2013**, *118*, 9093–9104. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50634>.
25. Honda, E.A.; Durigan, G. Woody Encroachment and Its Consequences on Hydrological Processes in the Savannah. *Philos. Trans. R. Soc. B: Biol. Sci.* **2016**, *371*, 20150313. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0313>.
26. Luvuno, L.; Biggs, R.; Stevens, N.; Esler, K. Woody Encroachment as a Social-Ecological Regime Shift. *Sustain.* **2018**, *10*, 2221. <https://doi.org/10.3390/su10072221>.
27. Foxcroft, L.C., Pyšek, P., Richardson, D.M., Genovesi, P. (Eds.) *Plant Invasions in Protected Areas: Patterns, Problems and Challenges*. Springer Netherlands: Dordrecht, 2013. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7750-7>.
28. Morford, S.L.; Allred, B.W.; Twidwell, D.; Jones, M.O.; Maestas, J.D.; Naugle, D.E. Tree Invasions Threaten the Conservation Potential and Sustainability of U.S. Rangelands. *J. Appl. Ecol.* **2022**, *59*, 2971–2982. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14288>.

29. Nackley, L.L.; West, A.G.; Skowno, A.L.; Bond, W.J. The Nebulous Ecology of Native Invasions. *Trends Ecol. Evol.* **2017**, *32*, 814–824. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.08.003>.
30. Britz, M.; Ward, D. Dynamics of Woody Vegetation in a Semi-Arid Savanna, with a Focus on Bush Encroachment. *Afr. J. Range Forage Sci.* **2007**, *24*, 131–140. <https://doi.org/10.2989/AJRFS.2007.24.3.3.296>.
31. Rohde, R.F.; Hoffman, M.T. The Historical Ecology of Namibian Rangelands: Vegetation Change since 1876 in Response to Local and Global Drivers. *Sci. Total Environ.* **2012**, *416*, 276–288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.067>.
32. Puttick, J.R.; Hoffman, M.T.; Gambiza, J. The Impact of Land Use on Woody Plant Cover and Species Composition on the Grahamstown Municipal Commonage: Implications for South Africa’s Land Reform Programme. *Afr. J. Range Forage Sci.* **2014**, *31*, 123–133. <https://doi.org/10.2989/10220119.2014.910835>.
33. Thompson, W.A.; Eldridge, D.J. Plant Cover and Composition in Relation to Density of *Callitris Glaucophylla* (White Cypress Pine) along a Rainfall Gradient in Eastern Australia. *Aust. J. Bot.* **2005**, *53*, 545. <https://doi.org/10.1071/BT04133>.
34. Tighe, M.; Reid, N.; Wilson, B.; Briggs, S.V. Invasive Native Scrub and Soil Condition in Semi-Arid South-Eastern Australia. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2009**, *132*, 212–222. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.001>.
35. Zarovali, M.P.; Yiakoulaki, M.D.; Papanastasis, V.P. Effects of Shrub Encroachment on Herbage Production and Nutritive Value in Semi-Arid Mediterranean Grasslands. *Grass Forage Sci.* **2007**, *62*, 355–363. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00590.x>.
36. Marzioletti, F.; Frate, L.; Simone, W.; Frattaroli, A.R.; Acosta, A.T.R.; Carranza, M.L. Unmanned Aerial Vehicle (UAV)-Based Mapping of *Acacia Saligna* Invasion in the Mediterranean Coast. *Remote Sens.* **2021**, *13*, 3361. <https://doi.org/10.3390/rs13173361>.
37. Ratajczak, Z.; Nippert, J.B.; Briggs, J.M.; Blair, J.M. Fire Dynamics Distinguish Grasslands, Shrublands and Woodlands as Alternative Attractors in the Central Great Plains of North America. *J. Ecol.* **2014**, *102*, 1374–1385.
38. Klink, C.A.; Machado, R.B. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv. Biol.* **2005**, *19*, 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>.
39. Myers, N.; Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B.; Kent, J. Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* **2000**, *403*, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>.

40. Sano, E.E.; Rodrigues, A.A.; Martins, E.S.; Bettiol, G.M.; Bustamante, M.M.C.; Bezerra, A.S.; Couto, A.F.; Vasconcelos, V.; Schüler, J.; Bolfe, E.L. Cerrado Ecoregions: A Spatial Framework to Assess and Prioritize Brazilian Savanna Environmental Diversity for Conservation. *J. Environ. Manage.* **2019**, *232*, 818–828. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>.
41. Ribeiro, J.F.; Walter, B. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. *Cerrado: Ecologia e Flora*, 151–212, 2008.
42. Simberloff, D.; Martin, J.-L.; Genovesi, P.; Maris, V.; Wardle, D.A.; Aronson, J.; Courchamp, F.; Galil, B.; García-Berthou, E.; Pascal, M.; Pyšek, P.; Sousa, R.; Tabacchi, E.; Vilà, M. Impacts of Biological Invasions: What’s What and the Way Forward. *Trends Ecol. Evol.* **2013**, *28*, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>.
43. Kwok, R. Ecology’s Remote-Sensing Revolution. *Nature* **2018**, *556*, 137–138. <https://doi.org/10.1038/d41586-018-03924-9>.
44. Vaz, A.S.; Alcaraz-Segura, D.; Campos, J.C.; Vicente, J.R.; Honrado, J.P. Managing Plant Invasions through the Lens of Remote Sensing: A Review of Progress and the Way Forward. *Sci. Total Environ.* **2018**, *642*, 1328–1339. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.134>.
45. Andrew, M.E.; Wulder, M.A.; Nelson, T.A. Potential Contributions of Remote Sensing to Ecosystem Service Assessments. *Progr. Phys. Geogr.: Earth Environ.* **2014**, *38*, 328–353. <https://doi.org/10.1177/0309133314528942>.
46. Pettorelli, N.; Bühne, H.S.; Tulloch, A.; Dubois, G.; Macinnis-Ng, C.; Queirós, A.M.; Keith, D.A.; Wegmann, M.; Schrodt, F.; Stellmes, M.; et al. Satellite Remote Sensing of Ecosystem Functions: Opportunities, Challenges and Way Forward. *Remote Sens. Ecology Conserv.* **2018**, *4*, 71–93. <https://doi.org/10.1002/rse2.59>.
47. Gonçalves, V.P.; Ribeiro, E.A.W.; Imai, N.N. Mapping Areas Invaded by *Pinus sp.* from Geographic Object-Based Image Analysis (GEOBIA) Applied on RPAS (Drone) Color Images. *Remote Sens.* **2022**, *14*, 2805. <https://doi.org/10.3390/rs14122805>.
48. Lehmann, J.R.K.; Prinz, T.; Ziller, S.R.; Thiele, J.; Heringer, G.; Meira-Neto, J.A.A.; Buttschardt, T.K. Open-Source Processing and Analysis of Aerial Imagery Acquired with a Low-Cost Unmanned Aerial System to Support Invasive Plant Management. *Frontiers Environ. Sci.* **2017**, *5*, 44. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00044>.
49. Anderson, K.; Gaston, K.J. Lightweight Unmanned Aerial Vehicles Will Revolutionize Spatial Ecology. *Frontiers Ecol. Environ.* **2013**, *11*, 138–146. <https://doi.org/10.1890/120150>.

50. Kaneko, K.; Nohara, S. Review of Effective Vegetation Mapping Using the UAV (Unmanned Aerial Vehicle) Method. *J. Geogr. Inf. Syst.* **2014**, *6*, 733–742. <https://doi.org/10.4236/jgis.2014.66060>.
51. Kattenborn, T.; Lopatin, J.; Förster, M.; Braun, A.C.; Fassnacht, F.E. UAV Data as Alternative to Field Sampling to Map Woody Invasive Species Based on Combined Sentinel-1 and Sentinel-2 Data. *Remote Sens. Environ.* **2019**, *227*, 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.025>.
52. Olariu, H.G.; Malambo, L.; Popescu, S.C.; Virgil, C.; Wilcox, B.P. Woody Plant Encroachment: Evaluating Methodologies for Semiarid Woody Species Classification from Drone Images. *Remote Sens.* **2022**, *14*, 1665. <https://doi.org/10.3390/rs14071665>.
53. Berni, J.; Zarco-Tejada, P.J.; Suarez, L.; Fereres, E. Thermal and Narrowband Multispectral Remote Sensing for Vegetation Monitoring from an Unmanned Aerial Vehicle. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **2009**, *47*, 722–738. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2008.2010457>.
54. Strecha, C.; Fletcher, A.; Lechner, A.; Erskine, P.; Fua, P. Developing Species Specific Vegetation Maps Using Multi-Spectral Hyperspatial Imagery from Unmanned Aerial Vehicles. *ISPRS Ann. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci.* **2012**, *3*, 311–316. <https://doi.org/10.5194/isprsannals-I-3-311-2012>.
55. Alvarez-Vanhard, E.; Houet, T.; Mony, C.; Lecoq, L.; Corpetti, T. Can UAVs Fill the Gap between in Situ Surveys and Satellites for Habitat Mapping? *Remote Sens. Environ.* **2020**, *243*, 111780. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111780>.
56. Pal, M.; Mather, P.M. An Assessment of the Effectiveness of Decision Tree Methods for Land Cover Classification. *Remote Sens. Environ.* **2003**, *86*, 554–565. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(03\)00132-9](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00132-9).
57. Pal, M.; Mather, P.M. Support Vector Machines for Classification in Remote Sensing. *Int. J. Remote Sens.* **2005**, *26*, 1007–1011. <https://doi.org/10.1080/01431160512331314083>.
58. Belgiu, M.; Drăguț, L. Random Forest in Remote Sensing: A Review of Applications and Future Directions. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **2016**, *114*, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>.
59. Maxwell, A.E.; Warner, T.A.; Fang, F. Implementation of Machine-Learning Classification in Remote Sensing: An Applied Review. *Int. J. Remote Sens.* **2018**, *39*, 2784–2817. <https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1433343>.

60. Lawrence, R.L.; Moran, C.J. The AmericaView Classification Methods Accuracy Comparison Project: A Rigorous Approach for Model Selection. *Remote Sens. Environ.* **2015**, *170*, 115–120. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.09.008>.
61. Sesnie, S.E.; Finegan, B.; Gessler, P. E.; Thessler, S.; Ramos Bendana, Z.; Smith, A. M. The multispectral separability of Costa Rican rainforest types with support vector machines and Random Forest decision trees. *Int. J. Remote Sens.* **2010**, *31*, 2885-2909. <https://doi.org/10.1080/01431160903140803>.
62. Sothe, C.; De Almeida, C. M.; Schimalski, M. B.; La Rosa, L. E. C., Castro, J. D. B.; Feitosa, R. Q.; Tommaselli, A. M. G. Comparative performance of convolutional neural network, weighted and conventional support vector machine and random forest for classifying tree species using hyperspectral and photogrammetric data. *GISci Remote Sens.* **2020**, *57*, 369-394. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1712102>.
63. Adugna, T.; Xu, W.; Fan, J. Comparison of random forest and support vector machine classifiers for regional land cover mapping using coarse resolution FY-3C images. *Remote Sens.* **2022**, *14*, 574. <https://doi.org/10.3390/rs14030574>.
64. B. Waske; S. van der Linden. Classifying multilevel imagery from SAR and optical sensors by decision fusion. *IEEE Trans Geosci Remote Sens.* **2008**, *46*, 1457-1466. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2008.916089>.
65. Ghosh, A.; Joshi, P. K. A comparison of selected classification algorithms for mapping bamboo patches in lower Gangetic plains using very high resolution WorldView 2 imagery. *Int J Appl Earth Obs Geoinf.* **2014**, *26*, 298-311.
66. Chen, Y.; Lu, D.; Moran, E.; Batistella, M.; Dutra, L.V.; Sanches, I.D.; Silva, R.F.B.; Huang, J.; Luiz, A.J.B.; Oliveira, M.A.F. Mapping croplands, cropping patterns, and crop types using MODIS time-series data. *Int J Appl Earth Obs Geoinf.* **2018**, *69*, 133-147. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.03.005>.
67. Li, G.; Lu, D.; Moran, E. Sant'Anna, S.J.S. A comparative analysis of classification algorithms and multiple sensor data for land use/land cover classification in the Brazilian Amazon. *J. Appl. Remote Sens.* **2012**, *6*, 061706-1. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.6.061706>.
68. Lu, D.; Li, G.; Moran, E.; Kuang, W. A comparative analysis of approaches for successional vegetation classification in the Brazilian Amazon. *GISci. Remote Sens.* **2014**, *51*, 695–709. <https://doi.org/10.1080/15481603.2014.983338>.

69. Chen, Y.; Lin, Z.; Zhao, X.; Wang, G.; Gu, Y. Deep Learning-Based Classification of Hyperspectral Data. *IEEE J. Sel. Topics Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **2014**, *7*, 2094–2107. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2329330>.
70. Zhang, L.; Zhang, L.; Du, B. Deep Learning for Remote Sensing Data: A Technical Tutorial on the State of the Art. *IEEE Geosci. Remote Sens.* **2016**, *4*, 22–40. <https://doi.org/10.1109/MGRS.2016.2540798>.
71. Heiden, G.; Antonelli, A.; Pirani, J.R. A Novel Phylogenetic Infrageneric Classification of *Baccharis* (*Asteraceae: Astereae*), a Highly Diversified American Genus. *Taxon* **2019**, *68*, 1048–1081. <https://doi.org/10.1002/tax.12128>.
72. Fried, G.; Caño, L.; Brunel, S.; Beteta, E.; Charpentier, A.; Herrera, M.; Starfinger, U.; Panetta, F.D. Monographs on Invasive Plants in Europe: *Baccharis Halimifolia* L. *Bot. Lett.* **2016**, *163*, 127–153. <https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1168315>.
73. Zavaleta, E.S.; Kettley, L.S. Ecosystem Change along a Woody Invasion Chronosequence in a California Grassland. *J. Arid Environ.* **2006**, *66*, 290–306. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2005.11.008>.
74. Verloove, F.; Dana, E.D.; Alves, P. *Baccharis Spicata* (Asteraceae), a New Potentially Invasive Species to Europe. *Plant Biosyst.* **2018**, *152*, 416–426. <https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1303001>.
75. Olivares-Pinto, U.; Barbosa, N.P.U.; Fernandes, G.W. Global Invasibility Potential of the Shrub *Baccharis Dracunculifolia*. *Braz. J. Bot.* **2022**, *45*, 1081–1097. <https://doi.org/10.1007/s40415-022-00817-0>.
76. Brodu, N.; Lague, D. 3D Terrestrial Lidar Data Classification of Complex Natural Scenes Using a Multi-Scale Dimensionality Criterion: Applications in Geomorphology. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **2012**, *68*, 121–134. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.01.006>.
77. Rodriguez-Galiano, V.F.; Ghimire, B.; Rogan, J.; Chica-Olmo, M.; Rigol-Sanchez, J.P. An Assessment of the Effectiveness of a Random Forest Classifier for Land-Cover Classification. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **2012**, *67*, 93–104. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2011.11.002>.
78. Papp, L.; van Leeuwen, B.; Szilassi, P.; Tobak, Z.; Szatmári, J.; Árvai, M.; Mészáros, J.; Pásztor, L. Monitoring Invasive Plant Species Using Hyperspectral Remote Sensing Data. *Land* **2021**, *10*, 29. <https://doi.org/10.3390/land10010029>.

79. Sharma, R.; Ghosh, A.; Joshi, P.K. Decision Tree Approach for Classification of Remotely Sensed Satellite Data Using Open Source Support. *J. Earth Syst. Sci.* **2013**, *122*, 1237–1247. <https://doi.org/10.1007/s12040-013-0339-2>.
80. Sothe, C.; Almeida, C.M.; Schimalski, M.B.; La Rosa, L.E.C.; Castro, J.D.B.; Feitosa, R.Q.; Dalponte, M.; Lima, C.L.; Liesenberg, V.; Miyoshi, G.T.; Tommaselli, A.M.G. Comparative Performance of Convolutional Neural Network, Weighted and Conventional Support Vector Machine and Random Forest for Classifying Tree Species Using Hyperspectral and Photogrammetric Data. *GISci. Remote Sens.* **2020**, *57*, 369–394. <https://doi.org/10.1080/15481603.2020.1712102>.
81. Cortes, C.; Vapnik, V. Support-Vector Networks. *Mach. Learn.* **1995**, *20*, 273–297. <https://doi.org/10.1007/BF00994018>.
82. Breiman, L. Random Forests. *Mach. Learn.* **2001**, *45*, 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
83. Amaral, A.G.; Bijos, N.R.; Moser, P.; Munhoz, C.B.R. Spatially Structured Soil Properties and Climate Explain Distribution Patterns of Herbaceous-Shrub Species in the Cerrado. *Plant Ecol.* **2022**, *223*, 85–97. <https://doi.org/10.1007/s11258-021-01193-7>.
84. Pilon, N.A.P. Técnicas de Restauração de Fisionomias Campestres do Cerrado e Fatores Ecológicos Atuantes (M.Sc. thesis). Campinas, SP, Brazil, State University of Campinas, 2016.
85. Durigan, G.; Munhoz, C.B.; Zakia, M.J.B.; Oliveira, R.S.; Pilon, N.A.L.; Valle, R.S.T.; Walter, B.M.T.; Honda, E.A.; Pott, A. Cerrado Wetlands: Multiple Ecosystems Deserving Legal Protection as a Unique and Irreplaceable Treasure. *Perspect. Ecol. Conserv.* **2022**, *20*, 185–196. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2022.06.002>.
86. Ribeiro, J.W.F. Fatores Edáficos que Limitam a Germinação, o Estabelecimento e o Crescimento de Espécies Arbóreas em Campos Úmidos de Cerrado (Ph.D. dissertation), Rio Claro, SP, Brazil, UNESP, 2020.
87. Huang, C.; Davis, L.S.; Townshend, J.R.G. An Assessment of Support Vector Machines for Land Cover Classification. *Int. J. Remote Sens.* **2002**, *23*, 725–749. <https://doi.org/10.1080/01431160110040323>.
88. Foody, G.M.; Pal, M.; Rocchini, D.; Garzon-Lopez, C.X.; Bastin, L. The Sensitivity of Mapping Methods to Reference Data Quality: Training Supervised Image Classifications with Imperfect Reference Data. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.* **2016**, *5*, 199. <https://doi.org/10.3390/ijgi5110199>.

89. McRoberts, R.E. Satellite Image-Based Maps: Scientific Inference or Pretty Pictures? *Remote Sens. Environ.* **2011**, *115*, 715–724. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.10.013>.
90. Stehman, S.V.; Foody, G.M. Key Issues in Rigorous Accuracy Assessment of Land Cover Products. *Remote Sens. Environ.* **2019**, *231*, 111199. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.05.018>.
91. Carlotto, M.J. Effect of Errors in Ground Truth on Classification Accuracy. *Int. J. Remote Sens.* **2009**, *30*, 4831–4849. <https://doi.org/10.1080/01431160802672864>.
92. Marimon Junior, B.H.; Haridasan, M. Comparação da Vegetação Arbórea e Características Edáficas de um Cerradão e um Cerrado Sensu Stricto em Áreas Adjacentes sobre Solo Distrófico no Leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Bot. Bras.* **2005**, *19*, 913–926. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000400026>.

Capítulo 3. Causas e Consequências do adensamento lenhoso em áreas úmidas do Cerrado

1. Introdução

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, além de ser considerado um hotspots mundial de biodiversidade (Myers 2000). No entanto, o Cerrado é menos protegido, por lei, que a Amazônia, com unidades de conservação, em diferentes níveis de proteção, e terras indígenas representando apenas 11% de sua área original (Sano et al. 2019). Os mosaicos vegetacionais, desde florestas até formações campestres, criam uma heterogeneidade estrutural que é um dos fatores de sustentação de sua expressiva diversidade biológica e respectivo provimento de serviços ecossistêmicos. No entanto, a invasão de espécies lenhosas está associada a alterações no funcionamento de formações predominantemente campestres. A proteção das formações campestres em unidades de conservação pode ser aperfeiçoada com uma melhor detecção do processo de adensamento lenhoso por meio de tecnologias de baixo custo. Os desafios da detecção precoce e prevenção de novas invasões biológicas (Simberloff et al. 2013) podem ser superados com a implementação de opções de monitoramento que otimizem tempo e custo e forneçam aos tomadores de decisão informações precisas e da maneira mais eficiente possível.

O Planalto Central do Brasil, onde se localiza o Cerrado, desempenha papel fundamental na dinâmica dos recursos hídricos, distribuindo água para oito das doze principais regiões hidrográficas brasileiras (Lima 2011). A crise hídrica enfrentada pelo Brasil em 2021, com graves consequências para a geração de energia elétrica, afetou principalmente a Bacia do Paraná. Grande parte da vazão do Paraná está relacionada a cursos de água que nascem em áreas de Cerrado bastante desmatadas nas últimas décadas, em particular no entorno do Distrito Federal. Em função da crise, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) publicou a Declaração de Situação Crítica de Escassez Quantitativa de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Paraná, em 2021. A medida, contida na Resolução nº 77/2021, foi tomada pela primeira vez para assegurar os usos múltiplos da água nesse período (<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/resolucao-ana-n-77-de-1-de-junho-de-2021-323553340>). A integridade do Cerrado é, portanto, essencial para o funcionamento ecológico local, regional e continental. Logo, as formações campestres em áreas úmidas são de extrema prioridade para a conservação do funcionamento hídrico do Cerrado.

As invasões biológicas podem estar associadas tanto a espécies exóticas quanto a espécies nativas que aumentam significativamente em abundância em detrimento do ambiente (Valéry et al. 2008). O adensamento lenhoso é definido como uma invasão de lenhosas nativas (Soubry e Guo, 2022). Em face às mudanças ambientais, as savanas estão suscetíveis a invasões tanto de espécies do estrato lenhoso como do herbáceo-graminoso. Dentre os fatores determinantes da abundância relativa de lenhosas e gramíneas estão a sazonalidade hídrica, características edáficas, ocorrência de fogo e herbivoria (Scholes e Archer 1997; Higgins et al. 2000 Bond 2005). A escassez sazonal de água é um fator preponderante, sobretudo em savanas tropicais (Lehmann et al. 2011; Lehmann et al. 2014; Yu e D’Odorico, 2015). A retroalimentação positiva entre mudanças ambientais e invasão biológica ocorre de tal forma que alterações ambientais facilitam o estabelecimento e crescimento de espécies invasoras enquanto as invasões amplificam os impactos das mudanças ambientais (Sage 2020; Finch et al. 2021).

Graças à sua cobertura sinótica e temporal, os dados de sensoriamento remoto tornaram-se cada vez mais importantes para o monitoramento ecológico (Kwok 2018), na compreensão de fatores que promovem invasões de plantas, seus processos (Vaz et al. 2018) e na avaliação de seus impactos ecossistêmicos (Andrew et al. 2014; Pettorelli et al. 2018). Portanto, a tecnologia de sensoriamento remoto tem sido recomendada para controlar o adensamento lenhoso (Marzialetti et al. 2021; Gonçalves et al. 2022; Lehmann et al. 2017), e particularmente dentro de áreas protegidas. As imagens de satélite são uma opção de baixo custo, pois muitos produtos são disponibilizados de forma gratuita como dos satélites: Landsat, Sentinel, CBERS. Além, de cobrir grandes áreas, as imagens de satélite tendem a ter uma ampla escala temporal, ou seja, é possível avaliar processos ecossistêmicos a partir de imagens do passado até o presente.

Embora as estratégias de vida de plantas invasoras (por exemplo, grande produção e dispersão de sementes, maior taxa de crescimento e aquisição de recursos) possam influenciar seu impacto sobre os sistemas invadidos (Ehrenfeld et al. 2010), os efeitos das invasões sobre o funcionamento dos ecossistemas podem depender não apenas de suas características, mas também das condições locais (Dassonville et al. 2008). No entanto, é bem estabelecido que as espécies invasoras alteram fisicamente o ambiente colonizado (Mack e D’Antonio 1998; Brooks et al. 2004; Asner e Vitousek 2005; Ehrenfeld 2010), podendo deslocar ou promover a extinção de espécies residentes e conseqüentemente alterar os ciclos biogeoquímicos e o fluxo de energia (Mack et al. 2000, Vitousek 1990, Richardson et al. 2000). As conseqüências das alterações nos ciclos biogeoquímicos podem ser intensificadas em ecossistemas cujos

nutrientes são recursos limitantes, como água e nutrientes no Cerrado. Além da “via de mão dupla” na interação planta invasora e ambiente, alterações nos regimes de distúrbios também podem estar associados a entrada e estabelecimento de espécies invasoras.

Há evidências que perturbações no regime de distúrbios facilitam a disseminação de espécies invasoras por meio da alteração da disponibilidade de recursos, oferecendo janelas de oportunidade para o estabelecimento de espécies invasoras na ausência de concorrentes ou excluindo competitivamente espécies residentes (Hobbs e Huenneke 1992; Burke e Grime 1996; Davis et al. 2000; Szita e Gyo 2021). O fogo é uma das fontes mais críticas de perturbação dos ecossistemas terrestres (Chuvieco et al. 2019) sendo recorrente em ecossistemas sazonalmente secos, como o Cerrado (Mistry 1998; Miranda et al. 2002). Embora as savanas abranjam apenas 20% da área terrestre global, são os biomas mais propensos ao fogo (Lipsett-Moore et al. 2018). Sabe-se que o fenômeno de adensamento de lenhosas está relacionado a alterações no regime de fogo (Roitman et al. 2008; Mews et al. 2011). O regime de fogo tem sido alterado principalmente devido ao aumento da ocupação urbana e mudança de uso do solo (Price & Brasdstock 2014).

A ligação entre a atividade humana e o estabelecimento, propagação e disseminação de espécies invasoras é bem conhecida (Kowarik e der Lippe 2008; Van Kleunen et al. 2015; Lowry et al. 2020). As áreas próximas a regiões urbanas são geralmente os focos da proliferação de espécies vegetais e animais devido às diversas atividades humanas que ocorrem através do processo de urbanização (Pauchard et al. 2006; McKinney 2008; Lowry et al. 2020). Adicionalmente um recurso que já é limitante em ambientes sazonalmente secos, como a água, passa a ser mais escasso em áreas naturais adjacentes a regiões urbanizadas (Malmqvist e Rundle 2002; Charlesworth et al. 2003). O rebaixamento do lençol freático e mudanças dos processos de recarga dos estoques de água, como infiltração, percolação e interceptação da chuva podem representar ameaças ao funcionamento natural destes ecossistemas, assim como promover o adensamento lenhoso. Somada à alta demanda hídrica em decorrência da ocupação urbana, as projeções são que haja redução também na oferta de água, a partir de secas mais prolongadas e intensas no Centro Oeste brasileiro (Avila-Diaz et al. 2020).

As contínuas mudanças climáticas e invasões biológicas estão transformando paisagens e ecossistemas em escala global (Vitousek et al. 1997; Sala et al. 2000). Cada um desses fenômenos tem um efeito profundo sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, mas seus efeitos combinados são difíceis de prever (Bradley et al. 2010; Fahey et al. 2018). As mudanças na temperatura, umidade do ar e nos padrões de precipitação têm um efeito direto sobre as espécies invasoras, muitas destas espécies são bem adaptadas às mudanças ambientais,

que facilitam sua propagação para novos habitats em sua área não nativa (Bradley et al. 2010). Eventos extremos de seca alteram processos nos ecossistemas, incluindo o ciclo hidrológico e a produtividade primária com consequências para a prestação de serviços ecossistêmicos (Ciais et al. 2005; Jackson et al. 2009; Reichstein et al. 2013). Entender como os principais fatores de mudanças ambientais interagem e afetam o funcionamento dos ecossistemas é fundamental para prever respostas e implementar estratégias eficazes de gestão e mitigação nos ecossistemas (Field et al. 2012). Em particular, a invasão por plantas lenhosas nativas ou exóticas em ambientes sazonalmente secos e distróficos pode perturbar a biogeoquímica dos ecossistemas (Jackson et al. 2002; Rascher et al. 2011; Diez et al. 2012; Stevens et al. 2017) com implicações potenciais para o ciclo hidrológico nessas áreas (Le Maitre et al. 2015). A invasão de arbustos e anomalias climáticas como secas extremas e aumento da temperatura, podem interagir e reduzir ainda mais a disponibilidade de água no solo (Diez et al. 2012; Caldeira et al. 2015).

Tendo em vista o atual cenário de conhecimento e necessidade de manejo do adensamento lenhoso, sobretudo em áreas úmidas do Cerrado o presente capítulo tem como objetivo geral avançar no conhecimento das causas e consequências do adensamento lenhoso em áreas úmidas do Cerrado e a elaboração de uma metodologia para subsidiar o monitoramento e detecção do adensamento lenhoso via sensoriamento remoto.

Já os objetivos específicos são:

- Identificar e caracterizar as possíveis causas do adensamento lenhoso em formações campestres de áreas úmidas do Cerrado;
- Identificar e caracterizar as principais consequências do adensamento lenhoso em áreas úmidas do Cerrado sobre a diversidade do estrato herbáceo-graminoso e características físico-químicas do solo;
- Formular uma metodologia sistematizada gratuita e de interface amigável para a detecção e monitoramento de adensamento lenhoso em áreas úmidas a longo prazo e escala regional.

Em relação às causas do adensamento lenhoso espera-se que o rebaixamento do lençol freático seja a principal causa do aumento da cobertura de lenhosas, sobretudo da *Trembleya parviflora* (D.Don) Cogn. em campos úmidos. Adicionalmente é esperado que a frequência de fogo esteja inversamente relacionada com a cobertura de adensamento lenhoso e consequentemente o intervalo de tempo desde a última ocorrência de fogo esteja positivamente relacionado. Já em relação às anomalias

climáticas, espera-se que quanto maior a temperatura e maior disponibilidade de água (anomalias positivas) maior a cobertura de lenhosas em adensamento (Figura 1).

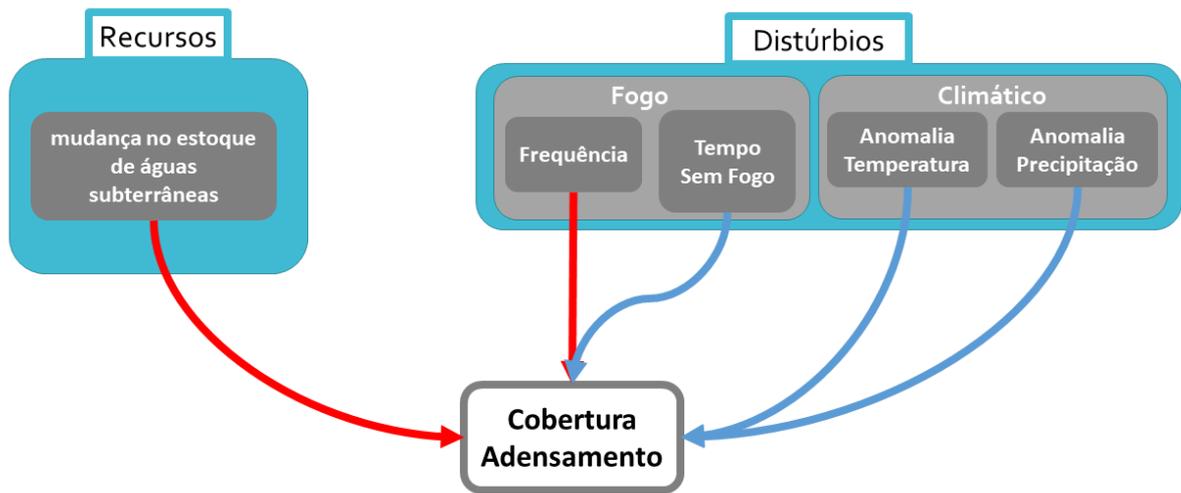


Figura 1. Modelo hipotético das relações entre rebaixamento do lençol freático (mudança no estoque de água subterrânea), frequência de fogo, tempo desde a última ocorrência de fogo, desvio cumulativo da média histórica de temperatura e precipitação (anomalias climáticas) e a cobertura de adensamento lenhoso.

Espera-se que o aumento do adensamento lenhoso diminua a biodiversidade do sub-bosque. Já o solo apresentará alteração apenas nas características químicas, principalmente naquelas relacionadas a fertilidade. O adensamento lenhoso estará associado a alterações nas características hídricas do solo, isto é, estarão perdendo sua função de armazenamento de água durante o período seco.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

O estudo piloto foi conduzido no Jardim Botânico de Brasília (JBB - 15°52'47.86"S, 47°51'12.37"O), Brasília, Distrito Federal (Figura 2). O clima é classificado como *Aw* no sistema de classificação climática de Köppen, isto é, tropical com inverno seco e verão chuvoso. A precipitação média anual é de aproximadamente 1500 mm. A área abrange desde fitofisionomias savânicas como, cerrado típico e cerrado ralo, até campestres: campo sujo, campo limpo úmido e campo de murundus. (PMEEJBB, 2023)

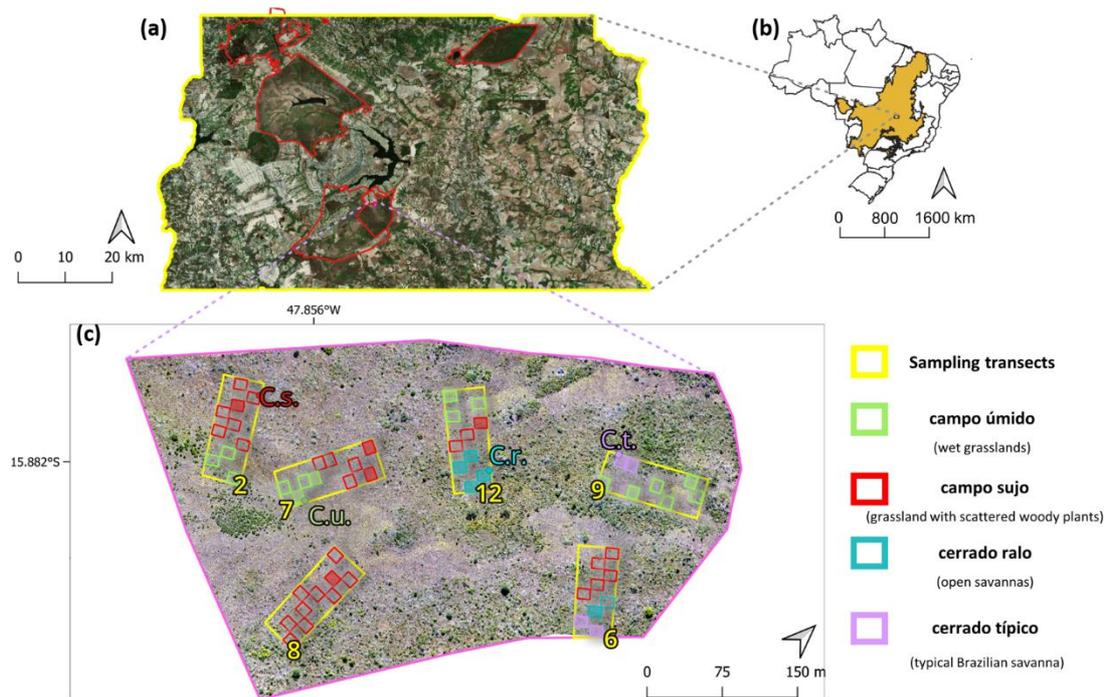


Figura 2. Localização das áreas de estudo no Distrito Federal (a). No mapa superior direito (b), a área do Cerrado é representada pelo sombreado laranja, e o quadrado amarelo indica os limites do Distrito Federal (DF), Brasil. No mapa superior esquerdo (a), as linhas vermelhas indicam os limites das três maiores unidades de conservação do DF: Parque Nacional de Brasília (PNB), Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veados (APAGCV), e o polígono rosa indica a área de amostragem. No mapa inferior (c), quadrantes coloridos borrados indicam os quadrantes randomizados para o levantamento florístico e de solo no Jardim Botânico de Brasília.

2.2 Espécies estudadas

Trembleya parviflora (D. Don) Cogn. é um arbusto ereto, endêmico do Brasil e nativo dos biomas Mata Atlântica e Cerrado. *T. parviflora* ocorre em campo sujo, campo limpo, cerrado rupestre, veredas e bordas de matas ciliares e de galeria. Seus frutos contêm muitas sementes minúsculas que são dispersas pelo vento em agosto e setembro. No Distrito Federal, está ocorrendo uma rápida transformação da paisagem devido à densa colonização de *T. parviflora*, resultando na perda da comunidade herbácea nativa em áreas úmidas (Souza et al. 2022).

O gênero *Baccharis* L. é diverso, com 440 espécies (Heiden et al. 2019), das quais 120 ocorrem no Brasil. A espécie *Baccharis halimifolia* L. a é estudada nos continentes norte-americano, europeu e Oceania, onde é considerada invasora e prioritária para controle e gestão devido aos seus impactos ambientais e econômicos (Fried et al. 2016). *Baccharis pilularis* DC.

e *Baccharis spicata* (Lam) Baill. são monitorados, principalmente na Europa, devido ao seu potencial invasivo (Zavaleta et al. 2006; Verloove et al. 2018), e *Baccharis dracunculifolia* DC. é um potencial invasor em 33 países dos cinco continentes sendo sugerida a melhor forma de combater as invasões é a prevenção, seguida de monitoramento e manejo (Olivares-Pinto et al. 2022). O *Baccharis retusa* DC., assim como os congêneres mencionados acima, é classificada como generalista e está adaptada a estágios pioneiros de sucessão. Esta espécie é nativa do Cerrado, ocorrendo principalmente em formações florestais e savânicas.

O estudo teve como modelo para, especificamente, as causas do adensamento lenhoso, apenas a espécie *T. parviflora* devido seu grau de adensamento em áreas úmidas de todo o Distrito Federal. Adicionalmente durante a coleta de dados para averiguar as consequências do adensamento lenhoso também foram levantados dados da espécie *Baccharis retusa* DC. em diferentes fitofisionomias, além dos campos limpos úmidos, como cerrado típico, cerrado ralo e campo sujo. Por fim, também foi adicionado dados da espécie exótica e invasora *Melinis minutiflora* P. Beauv., considera um desafio para o manejo e monitoramento no cerrado sentido restrito.

2.3 Amostragem de Campo: Desenho amostral

Os dados de campo foram coletados a partir de seis transectos de 100 m de extensão por 30 m de largura (polígonos amarelos da Figura 2), perpendiculares à rede de drenagem, as coletas foram feitas a cada 10 m, totalizando 10 coletas/transecto. Os seis transectos foram escolhidos a partir da randomização estratificada de três grupos (estratos) de transectos situados na mesma altitude. Os pontos de coleta a cada 10 m também foram aleatorizados (quadrados coloridos da Figura 2).

2.4 Caracterização e identificação das causas do adensamento lenhoso

2.4.1 Coleta de dados e processamento digital de imagens de satélite

Devido a necessidade de uma série histórica de pelo menos 20 anos de imagens ininterruptas o Landsat 7 com sensor ETM+ foi escolhido para aquisição das imagens. Apesar do ETM+ ter erro de linha de varredura a partir de 2004, este problema foi contornado gerando uma máscara que excluiu todas as “*strippes*” de cada ano, podendo assim analisar a dinâmica temporal e espacial das manchas de adensamento lenhoso. Os produtos do Landsat 7 podem ser encontrados em diversas plataformas como Google Earth Engine, USGS Earth Explorer,

EOS LandViewer. Aqui foi utilizado o LandViewer devido a interface mais amigável, facilitando o uso do público amplo. Foram baixadas as bandas visíveis (RGB), multiespectrais (NIR, SWIR1 e SWIR2) e pancromática (PAN). A janela temporal utilizada para adquirir as imagens foi entre 1 de abril até 30 de maio de cada ano entre 2002 a 2021, pois este período representa a melhor época para identificação da *T. parviflora* (Costa et al. 2023). Foram gerados mapas temáticos das principais Unidades de Conservação do DF: Parque Nacional de Brasília (PNB), Floresta Nacional de Brasília (FLONA), Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) e Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veados (APAGCV) estas estão delimitadas pela linha vermelha da Figura 2.

2.4.2 Fusão de Imagens

A fim de contornar a limitação de escala espacial do Landsat 7 (30 m), foi feita a técnica de fusão de imagens, mais especificamente o *Pan-Sharpening*, a qual permite integrar as imagens RGB e multiespectrais de 30 m com a pancromática de 15 m, tendo como resultado uma imagem de 15 m de resolução. A fusão de imagem foi feita no QGIS com o auxílio do plugin OTB, o qual possui a função “*Pan-Sharpening*” com as definições *default*, utilizando o algoritmo de substituição de componente de proporção (RCS). Antes de fusionar as imagens é preciso utilizar a função “*superimpose*”, também do OTB, a fim de sobrepor as duas imagens e permitir a entrada na função de fusão de imagens.

2.4.3 Geração de camadas, máscaras e métricas

Em analogia ao trabalho de Costa et al. (2023) foi avaliado o melhor preditor para a identificação das espécies em adensamento. A partir das seis bandas do ETM+, R, G, B, NIR, SWIR1 e SWIR2 foram derivados dois índices RGB (*Green-red difference* e *Green leaf index*, Equações 1 e 2, respectivamente) e dois índices Multiespectrais (NDVI e Índice de Água por Diferença Normalizada – NDWI, Equações 3 e 4, respectivamente), além de um índice com correlação à altura da copa (Staben et al. 2018), o Índice Verde de Vegetação Ajustado ao Solo (GSAVI) equação 5.

$$\text{Green-red difference} = \frac{(\text{green band} - \text{red band})}{(\text{green band} + \text{red band})} \quad (1)$$

$$\text{Green leaf index} = \frac{(2 \text{ green band} - \text{red band} - \text{blue band})}{(2 \text{ green band} + \text{red band} + \text{blue band})} \quad (2)$$

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{NIR band} - \text{red band})}{(\text{NIR band} + \text{red band})} \quad (3)$$

$$NDWI = \frac{(NIR\ band - SWIR1\ band)}{(NIR\ band + SWIR1\ band)} \quad (4)$$

$$GSAVI = \frac{(NIR\ band - green\ band)}{(NIR\ band + green\ band + L)} (1 + L) \quad (5)$$

Onde L é quantidade de cobertura vegetal verde, aqui o L é igual a 0,8, pois foi utilizada apenas áreas de cobertura nativa.

A fim de aumentar a confiabilidade dos mapas temáticos gerados pelo modelo, foi aplicada uma máscara referentes apenas às fitofisionomias de: campos, campo limpo úmido, campo com murundus e veredas.

2.4.4 Seleção do Preditor

Os preditores foram gerados a partir da combinação das seis bandas e seis índices de vegetação. Foram gerados quatro preditores, o primeiro contendo as seis bandas (RGB, NIR, SWIR1 e SWIR2) somada aos dois índices RGB, *Green-red difference* e *Green leaf index* e ao GSAVI, representando o modelo de altura de copa. Já o segundo preditor foi igual ao primeiro com a diferenças dos índices vegetacionais, agora aqueles derivados das bandas multiespectrais: NDVI e NDWI. O terceiro preditor foi a combinação de todas as bandas e todos os índices, ao todo 11 camadas. Por fim, foi gerado um preditor a partir da análise de componentes principais (PCA), referente aos seis principais componentes das 11 camadas disponíveis, para gerar este preditor foi feito o mesmo procedimento de redução de dimensionalidade feito nas imagens do VANT de Costa et al. (2023). A partir dos quatro preditores foi escolhido apenas um para gerar a classificação das manchas de 2002 até 2021. Esta escolha foi feita a partir da imagem mais antiga disponível em que seja possível identificar uma mancha das classes focais. A partir desta imagem mais antiga com presença de adensamento foi feito o treinamento e validação para os quatro preditores utilizando o classificado *Random Forest*. Este procedimento foi feito da mesma forma descrita para as imagens do VANT de Costa et al. (2023), utilizando o OTB dentro do QGIS. As imagens para identificação das manchas de adensamentos, devem possuir menos de 3 m de resolução espacial. Recentemente a agencia espacial francesa (CNES) disponibilizou imagens pancromática de 2.5 m do satélite SPOT-5 de forma gratuita desde o ano de 2000. O preditor com a maior acurácia geral foi escolhido como entrada para os modelos dos anos subsequentes.

2.4.5 Geração Modelo

Cada imagem de cada ano constitui conjunto de dados distinto, por isso deve ser gerado um modelo de classificação diferente para cada ano. Segundo Whiteside et al. (2011) a classificação supervisionada baseada no objeto (OBIA) é mais acurada em imagens com escala espacial menor que 30 m, por isso foi feita a OBIA também nas imagens de satélite. Para cada ano foram identificados visualmente, a partir das imagens de alta resolução (SPOT-5) e altíssima resolução (Google Earth Pro), áreas de campo, adensamento da espécie focal (*T. parviflora*) e adensamento de outras lenhosas utilizando como referência o trabalho de Ferreira et al. (2007). Foram estipuladas três classes de cobertura do solo: Campo, *T. parviflora* e Outras lenhosas. Foi usado o RF como classificador devido sua superioridade frente os demais algoritmos para tal finalidade (Costa et al. 2023).

2.4.6 Revisão Visual

Por fim, foi feita uma revisão visual de cada um dos mapas temáticos para cada uma das unidades de conservação. Nesta etapa foi possível corrigir os possíveis erros de comissão e omissão do modelo de maneira manual. Mais uma vez a inspeção visual foi feita por um especialista tendo como referência imagens de alta resolução do SPOT-5 (2.5 m) e altíssima resolução do Google Earth Pro (10 cm).

2.4.7 Uso dos Produtos

Como resultado foi obtido uma metodologia gratuita e utilizando interfaces amigáveis para a detecção de adensamento de lenhosas em áreas úmidas. Consequentemente foi possível monitorar a dinâmica de crescimento e retração das manchas de adensamento ao longo do tempo. A partir desta informação foi possível investigar quais fatores ambientais estão relacionados com a expansão ou retração do avanço de lenhosas em áreas úmidas, podendo ser avaliados tanto fatores regionais/locais como distúrbios. Somada às causas do adensamento lenhoso, foi possível investigar as consequências ecossistêmicas deste fenômeno. O fluxograma da etapa via satélite está resumido na Figura 3.



Figura 3. Fluxograma ilustrando o processamento de imagem via satélite, classificação e avaliação de precisão e uso dos produtos.

2.4.8 Coleta de dados para modelagem

Os fatores ambientais que foram relacionados com a dinâmica das manchas de adensamento são: a profundidade do lençol freático, alterações no regime de fogo e anomalias climáticas.

2.4.9 Profundidade Lençol Freático

A fim de acompanhar a mudança na profundidade do lençol freático ao longo de 20 anos foi utilizado o modelo adaptado de Ahamed et al. (2022) onde os autores sugerem e validam um modelo com dados remotos para estimar de forma acurada mudanças no estoque de água subterrânea. O modelo adaptado é o seguinte:

$$\Delta S_{gw} = P - aET - R + Q_s - \Delta S_R - \Delta S_{sm} - AW \quad (6)$$

Onde, P é a precipitação; aET é a evapotranspiração real, R é o escoamento superficial, Q_s é o fluxo líquido entre entrada (Q_{in}) e saída (Q_{out}) de água superficial (e.g. vazão de rios e córregos), ΔS_R refere-se a mudança no estoque de água superficial (e.g. cota de rios, lagos, córregos) e ΔS_{sm} diz respeito a umidade do solo no primeiro metro. A variável AW é particular deste estudo e representa a mudança na vazão de poços artesianos localizados em cada unidade hidrográfica, representa a utilização de água pela mudança de uso do solo nas áreas adjacentes da UC. A fonte e disponibilidade dos dados estão na Tabela 1 e o diagrama de balanço hídrico na Figura 4.

$$\Delta S_{gw} = P - aET - Q_s - R_{off} - \Delta S_{sm} - \Delta S_{res} - AW$$

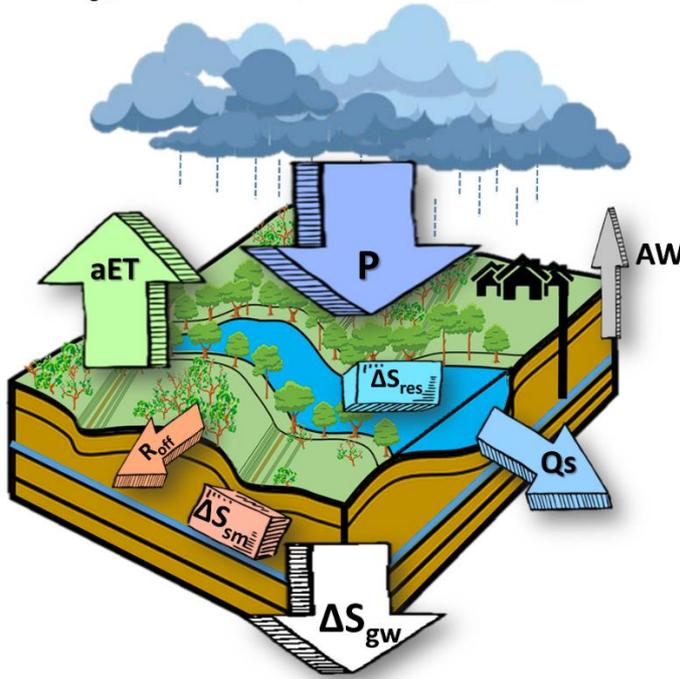


Figura 4. Diagrama de balanço hídrico com os componentes atmosférico, terrestre e subterrâneo. P – Precipitação, aET - evapotranspiração real, R - escoamento superficial, Q_s - fluxo líquido de água superficial, ΔS_R –mudança no estoque de água superficial, ΔS_{sm} - umidade do solo e AW – vazão de poços artesianos.

Tabela 1. Conjuntos de dados considerados neste estudo referentes à variável profundidade do lençol freático.

Variável	Tipo de Dado	Fonte	Disponibilidade	Referência
P	Local	Estação Pluviométrica	1961-Atual	Base de dados - INMET
aET	Remoto	SSEBop BR	1979-Atual	Senay et al. (2017)
R	Remoto	Terraclimate	1958-Atual	Abatzoglou et al. (2018)
Q _{out}	Local	Estação Fluviométrica	1970-Atual	Sistema HIDRO - ANA
AW	Local	Outorga de uso	2007-Atual	Sistema informações - ADASA
ΔS_R	Local	Estação Fluviométrica	1970-Atual	Sistema HIDRO - ANA
ΔS_{sm}	Remoto	OPTRAM Soil Moisture	1985-Atual	Sadeghi et al. (2017)

Todas as variáveis acima estão prontas para uso, necessitando apenas a conversão para a mesma unidade (mm). No entanto, a umidade do solo foi calculada a partir do modelo trapezoide de distribuição de pixels, mais especificamente foi utilizado o OPTRAM (OPTical TRAPEZOID Model) (Sadeghi et al. 2017; Babaeian et al. 2018; Babaeian et al. 2019). Este modelo foi escolhido devido a possibilidade de gerar a umidade do solo em alta resolução (10 m) esta é uma estratégia para minimizar o erro presente nos métodos remotos de medições da umidade do solo e apontado por Ahamed et al. (2022) como a variável com maior incerteza.

O modelo trapezoide de distribuição de pixels consiste basicamente na distribuição de pixel dentro de dois eixos, um eixo referente a sinais sensíveis à umidade e outro sinal sensível à vegetação. O OPTRAM utiliza a refletância do infravermelha de ondas curtas transformada (STR, equação 7) e o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), aqui foi utilizada a chamada cobertura vegetal fracionada (FVC, equação 8) em vez do NDVI para confinar o eixo x nas relações STR-FVC entre 0 e 1 (Mokhtari et al. 2023). A premissa do OPTRAM é que o sinal sensível a umidade (STR) está correlacionado a umidade do solo na zona radicular das plantas, isto porque o status hídrico da vegetação está estritamente relacionado com o status hídrico do solo (Sadeghi et al. 2017). Porém, a profundidade das raízes difere entre os estratos vegetacionais, por isso utiliza-se o índice vegetacional (NDVI ou FVC) para representar as diferentes coberturas do solo. Estudos recentes (Burdun et al. 2020a; Burdun et al. 2020b) mostraram potencial relação entre mudanças na profundidade do lençol freático e a umidade do solo em turfeiras, sendo o OPTRAM a melhor opção, no momento, para tal finalidade. Sendo assim a umidade do solo (SM) pode ser calculada a partir da equação 9.

A fim de gerar o modelo trapezoide de distribuição de pixels foram extraídas imagens de abril e maio (final do período chuvoso) dos anos de 2002 a 2021 do satélite landsat 7

(ETM+). A partir destas imagens foram calculadas as medianas para o período e derivado o FVC e o STR a partir das bandas vermelhas (B3), infravermelho próxima (B4) e infravermelho de ondas curtas – SWIR2 (B7).

$$STR = \frac{(1 - SWIR2)^2}{2SWIR2} \quad (7)$$

$$FVC = \left(\frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}} \right)^2 \quad (8)$$

$$SM = \frac{i_{dry} + S_{dry}FVC - STR}{i_{dry} - i_{wet} + (s_{dry} - s_{wet})FVC} \quad (9)$$

Onde, i_{dry} é a interseção do limite inferior (seco) da distribuição de pixels no eixo STR, enquanto s_{dry} é o ângulo. Já o i_{wet} é a interseção do limite superior (úmido) e seu respectivo ângulo, s_{wet} .

Foi utilizada a plataforma *Google Earth Engine* para adquirir os arquivos rasters, os quais foram utilizados para extrair o valor centroide de cada pixel utilizando o programa QGIS (version 3.32). Por fim, para gerar o modelo OPTRAM utilizamos o script em linguagem R disponibilizado por Burdun et al. (2020b).

Embora os dados de Evapotranspiração Real (aET) do Balanço de Energia de Superfície Operacional Simplificado para o Brasil (SSEBop BR) sejam todos processados pela plataforma em nuvem, os dados são diários e precisaram ser convertidos em base anual. O SSEBop BR foi desenvolvido através da parceria entre a Agência Brasileira de Águas, o Serviço Geológico dos Estados Unidos e a *Agrosatelite Applied Geotechnology Ltd.* O SSEBop processa cenas Landsat individuais de qualquer período de 1984 até o presente e para quase todas as áreas terrestres do globo. A fim de transformar os dados diários de aET em anuais foi feita uma análise da aET histórica de 2008 a 2019 (estação do INMET dentro da APAGCV) e geradas cinco classes correspondendo ao nível de evapotranspiração: 100, 80, 60, 40 e 20, sendo 100 a categoria máxima e 20 a mínima. Os meses de janeiro, março, novembro e dezembro estão na categoria 100, a qual possui 124 dias. Já a categoria 80 possui os meses de fevereiro, abril e outubro, com 89 dias. A categoria 60 possui apenas o mês de maio com 31 dias. O mês de setembro compõe a categoria 40 com 30 dias. Por fim a categoria com menor evapotranspiração, 20, é composta pelos meses de junho, julho e agosto, com 92 dias. De 2002 a 2021, foram escolhidas três imagens dentro de cada categoria, priorizando imagens com

menos de 10% de nuvens e que fossem as mais representativas de cada categoria, foi feita a mediana destas três imagens e em seguida multiplicada pelo número de dias de cada uma. A soma de todas as categorias correspondeu à aET anual.

2.4.10 Regime de Fogo

A fim de investigar a influência do regime de fogo na dinâmica de adensamento lenhoso foram escolhidas duas variáveis, uma refere-se à frequência de fogo e outra representando o tempo desde a última ocorrência de fogo (*fire return interval*), esta derivada da ocorrência anual de fogo, ambas de 1985 até 2022. Os rasters de frequência e ocorrência anual de fogo foram exportados da Coleção 2 do MapBiomas Fogo (Projeto MapBiomas, 2022). Os dados de frequência estão prontos para uso, já os dados do tempo desde a última ocorrência de fogo foram derivados dos rasters de ocorrência de fogo anual, utilizando a função de “Gerar Modelos” disponível no QGIS.

2.4.11 Anomalias Climáticas

A influência do clima foi aferida a partir da derivação dos dados de precipitação e temperatura. Assim como feito por Caldeira et al. (2015) foi calculado o desvio acumulado da média histórica de precipitação e de temperatura da estação mais antiga do DF, cujos os dados estão disponíveis desde 1961 na plataforma de Base de dados meteorológicos do INMET (BDMEP).

2.4.11 Modelagem

A fim de identificar quais os pesos das variáveis ambientais que estão influenciando a dinâmica de adensamento de lenhosas foi utilizada a Modelagem de Equações Estruturais (SEM). SEM é uma estrutura estatística multivariada e permite uma estimativa rigorosa de efeitos diretos e testes para o ajuste geral de uma rede complexa de variáveis (Grace et al. 2010). Foram consideradas as manchas de adensamento como preditores exógenos. Foi escolhido o modelo mais adequado que satisfaça as premissas válidas do modelo, por exemplo índice de ajuste comparativo superior a 0,96 e raiz quadrada média residual padronizada inferior a 0,09 (Hooper et al. 2008). O SEM de melhor ajuste foi interpretado como a melhor explicação para as causas do adensamento lenhoso sob mudanças ambientais. Foram gerados

dois SEMs, um utilizando o preditor exógeno como a cobertura da classe *T. parviflora* e outro com a classe Outras Lenhosas.

2.5 Caracterização e identificação das consequências do adensamento lenhoso

2.5.1 Levantamento Florístico

O levantamento florístico foi feito a partir do método de interseção na linha (Munhoz e Araújo, 2011). O método é baseado no princípio de redução da largura do transecto, que tem duas dimensões (comprimento e largura), para uma linha com apenas uma dimensão (comprimento). Uma linha graduada, fita métrica, é colocada sobre a vegetação, e a porção do indivíduo que sobrepõe ou intercepta a linha é amostrada. Este método é o mais indicado para o estudo da vegetação herbáceo-graminosa permitindo a determinação da composição, cobertura e frequência das espécies na comunidade.

A amostragem foi realizada no mês de abril de 2021 em cada quadrante dos seis transectos. Foi feita uma linha de 1 m em cada um dos quadrantes de 10 x 10 m (quadrados coloridos, Figura 2), permitindo que as amostras sejam aleatorizadas e cubram diferentes áreas da parcela total.

2.5.2 Características físico-químicas do Solo

As características físico-químicas do solo foram coletadas *in situ* em cada 10 m dos transectos. A umidade do solo foi aferida usando um sensor de conteúdo volumétrico de água do solo (HydroSense II, Campbell Scientific, EUA) de 0-20, 30-50 cm e 100-120 cm de profundidade. Adicionalmente, amostras de solo foram coletadas a 0-10, 10-20 e 100-120 cm de profundidade. As amostras de 100-120 cm foram restritas a três pontos de cada transecto. As amostras foram analisadas para pH em H₂O. Os elementos fósforo (P) e potássio (K) foram extraídos com Mehlich 1 e os elementos cálcio (Ca), magnésio (Mg) e alumínio (Al) foram extraídos com solução de 1M KCl pelo laboratório especializado do departamento de solos da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Adicionalmente foi avaliada a densidade aparente do solo a partir de amostras de solo indeformadas, nos mesmos pontos e profundidades de coleta supracitados. A análise de densidade aparente do solo consiste na fração entre o peso seco do solo por um volume conhecido. Sendo assim, o solo foi coletado com cilindros volumétricos com 5 cm de altura por 5 cm de diâmetro e posteriormente secados em estufa, com circulação de ar a 105 °C por 72h. A partir da densidade do solo foi possível calcular a porosidade e a

capacidade de retenção de água. Por fim, foi feita análise granulométrica do solo a partir do método de dispersão total (Claessen, 1997).

2.5.3 Análises Estatísticas

A fim de identificar possíveis relações entre adensamento lenhoso, fitofisionomias e características do solo foi feita uma análise de componentes principais (PCA). Possíveis alterações nas características do solo foram investigadas a partir de uma análise de variância (ANOVA) entre as áreas adensadas e não adensadas, assim como características edáficas entre as diferentes fitofisionomias, após verificada a normalidade dos dados. Já para analisar os impactos do adensamento de lenhosas na comunidade herbáceo-graminosa foram calculadas a riqueza, o índice de diversidade de Shannon (H'), o mais indicado para áreas com alta diversidade, e o índice de equabilidade de Pielou (J). A fim de controlar adequadamente as demais características ambientais e investigar apenas o efeito do adensamento na comunidade herbáceo-graminosa, as comparações entre áreas adensadas e o controle foram feitas sempre dentro do mesmo transecto. As análises foram todas feitas na plataforma R (R Core Team 2018).

3. Resultados

3.1 Caracterização e identificação das causas do adensamento lenhoso

3.1.1 Adensamento Lenhoso nas Unidades de Conservação do Distrito Federal

De maneira geral, considerando todos os anos (2002 a 2021), a acurácia foi 96,36%, enquanto a classe com maior acurácia, precisão, *Rcall* e *F1 Score*, foi a *T. parviflora* (T.P) com, 98%, 0,96, 0,99 e 0,97, respectivamente. Já a classe Outras Lenhosas (Ot) foi a que teve menores métricas de acurácia: 96,82% de acurácia, 0,98 de precisão, 0,91 *Rcall* e 0,94 de *F1 Score*. Os maiores erros de omissão ocorreram na classe Ot, ou seja, mesmo sendo a classe com maior ganho de área em todas as UCs ao longo do tempo, os modelos ainda classificaram T.P e Campo (*Grass*) onde deveria ser Ot, sobretudo nos anos 2007, 2013, 2016, 2019, 2020 e 2021 (Tabela 2).

Tabela 2. Matrizes de confusão dos modelos de cada ano (2002 a 2021). T.P – *Trembleya parviflora*, Grass – Campos e Ot – Outras Lenhosas

2002	2005	2007
------	------	------

Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot
T.P	11	0	0	T.P	11	0	3	T.P	10	0	7
Grass	1	24	0	Grass	0	17	0	Grass	0	10	3
Ot	1	0	21	Ot	1	0	20	Ot	1	0	17
2009				2011				2013			
Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot
T.P	12	1	1	T.P	108	0	0	T.P	15	0	0
Grass	1	15	0	Grass	0	69	0	Grass	0	25	1
Ot	1	0	12	Ot	1	0	65	Ot	1	0	21
2016				2017				2018			
Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot
T.P	31	0	1	T.P	37	1	0	T.P	41	0	0
Grass	0	26	0	Grass	0	22	0	Grass	0	33	0
Ot	1	1	30	Ot	0	0	16	Ot	0	0	48
2019				2020				2021			
Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot	Class	T.P	Grass	Ot
T.P	16	0	1	T.P	28	1	0	T.P	67	0	1
Grass	0	25	1	Grass	0	59	2	Grass	0	55	8
Ot	0	0	41	Ot	0	3	38	Ot	1	0	83

O primeiro resultado possível a partir da metodologia de detecção do adensamento lenhoso em campos é a caracterização da dinâmica temporal das manchas de adensamento e a perda da vegetação nativa campestre (Figura 5 e 6). De maneira geral, as unidades de conservação do DF perderam em média 41% dos campos para o adensamento lenhoso de 2002 a 2021. Mais especificamente, o Parque Nacional de Brasília (PNB) e a APA Gama-Cabeça-de-Veado (APAGCV) perderam 43% (Figura 6) enquanto a Floresta Nacional de Brasília (FLONA) e a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) perderam 39%. É importante ressaltar que estas porcentagens de perda não podem ser convertidas em área propriamente dita, pois devido à adaptação das imagens a partir da máscara que excluiu os erros de varredura do Landsat 7, esta conversão seria imprópria. No entanto, é válido analisar a dinâmica de conversão das classes de cobertura do solo. Embora uma parcela das classes de adensamento esteja voltando a ser campo existe uma tendência de diminuição dos campos em todas as UCs avaliadas (Figura 6). Outro padrão é o aumento constante da classe Outras Lenhosas ao longo do tempo, enquanto o adensamento de *T. parviflora* apresentou uma maior variabilidade durante o tempo estudado, indo de 3 a quase 30% da área de campos.

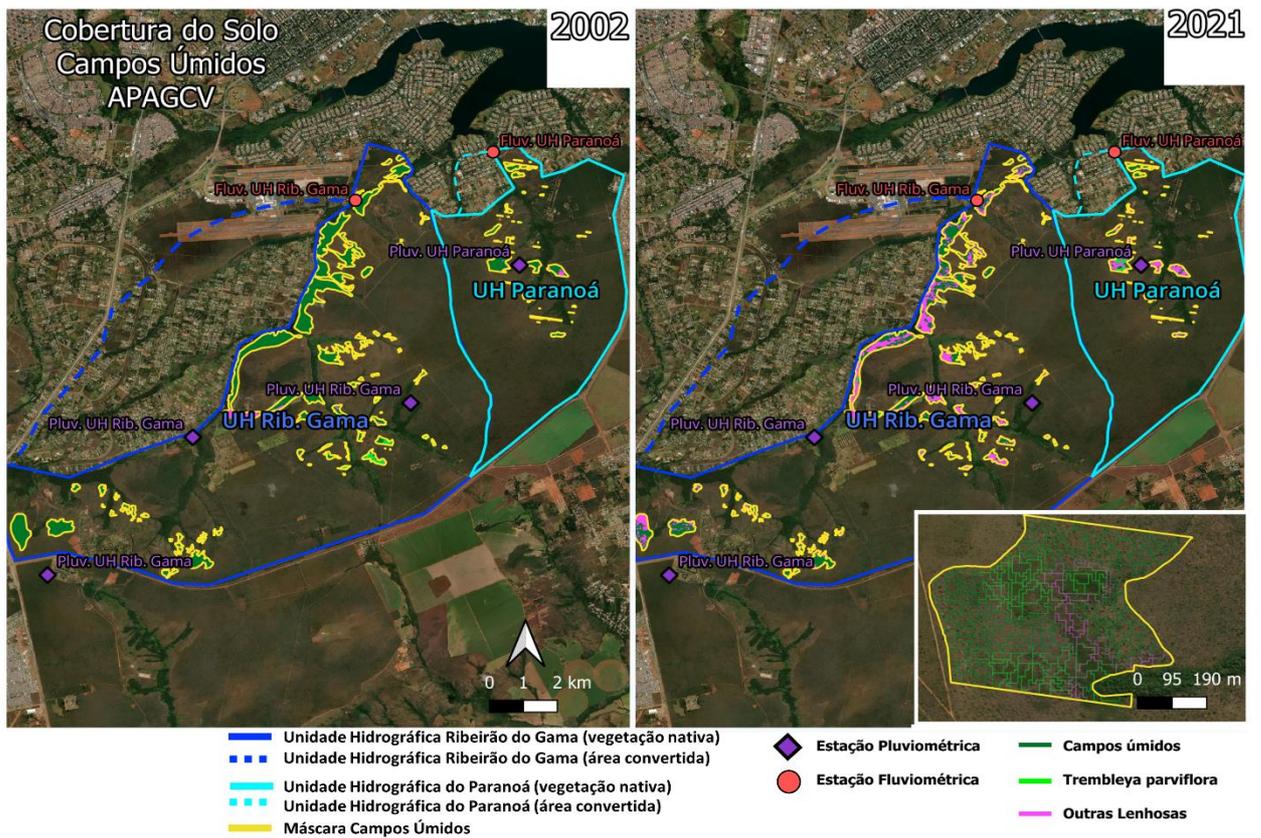


Figura 5. Área de estudo localizada na Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veado, Brasília, DF.

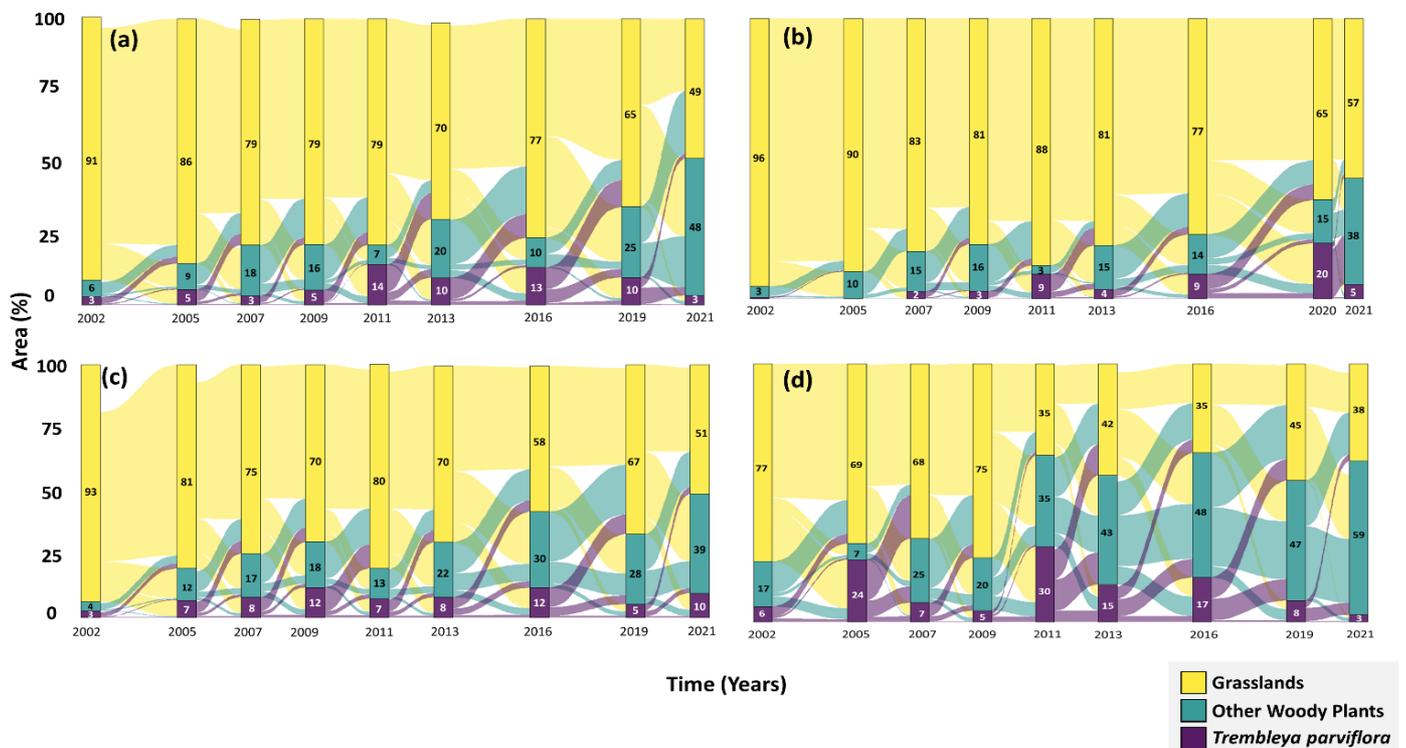


Figura 6. Diagrama de Sankey com a dinâmica temporal de diferentes coberturas do solo: Campos (amarelo), Outras lenhosas (verde) e *Trembleya parviflora* (roxo) na APA Gama-Cabeça-de-Veado (a), Floresta Nacional de

Brasília (b), no Parque Nacional de Brasília (c) e da Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE). Os diagramas possuem anos distintos devido a disponibilidade de imagens de cada região.

3.1.2 Rebaixamento do lençol freático e hidrologia da APA Gama-Cabeça-de-Veado

A partir da distribuição de pixels no espaço formado pelos eixos STR e FVC foi possível delinear as bordas úmida e seca, extraindo assim seus respectivos valores e gerar a umidade do solo derivada do modelo trapezoide ótico (OPTRAM) com 10 m de resolução espacial. Foi utilizada a metodologia de seleção manual dos parâmetros de borda úmida e seca: i_{dry} (4.00) i_{wet} (28.00), s_{dry} (1.040), s_{wet} (-1.400) e foi baseada na interpretação visual do espaço no gráfico de dispersão de densidade STR-FVC (Figura 7).

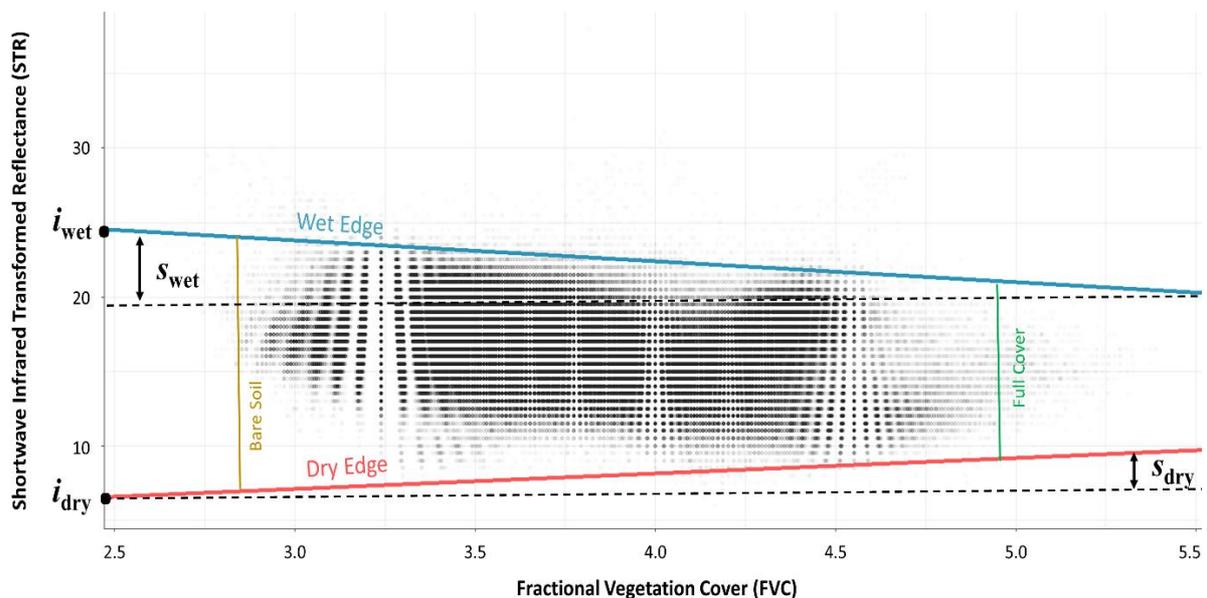


Figura 7. Distribuições de pixels no espaço STR-FVC (OPTRAM). A linha azul representa a borda úmida, enquanto a vermelha a borda seca. As linhas marrom e verde são meramente ilustrativas e representam os mínimo e máximo de cobertura vegetal do solo, respectivamente. O i_{dry} é a interseção do limite inferior (seco) da distribuição de pixels no eixo STR, enquanto s_{dry} é o ângulo. Já o i_{wet} é a interseção do limite superior (úmido) e seu respectivo ângulo, s_{wet} .

A Figura 8 apresenta a série temporal de 2002 a 2021 da umidade do solo gerada pelo OPTRAM para toda a APA Gama-Cabeça-de-Veado. Embora haja uma visível tendência de diminuição do estoque de água no solo a umidade possui uma grande variabilidade de ano para ano.

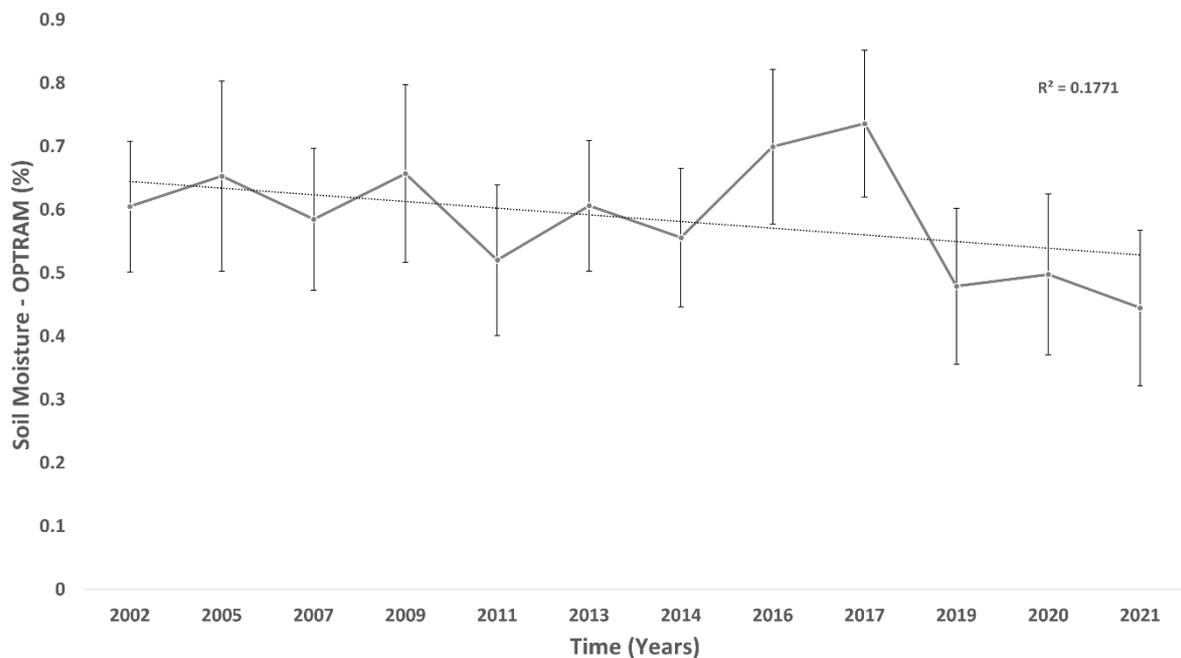


Figura 8. Série temporal da umidade do solo da APA – Gama-Cabeça-de-Veado calculada a partir do Modelo Trapézio Óptico (OPTRAM).

Somada à umidade do solo, foram calculados os demais fluxos e estoques hídricos para ambas as unidades hidrográficas (UH) que compõe a APA Gama-Cabeça-de-Veado (APAGCV) (Figura 9 e 10). De maneira geral, os fluxos do balanço hídrico da APAGCV tiveram relativamente pouca variação, exceto o fluxo de poços artesianos (barras pretas Figura 9c) da UH Ribeirão do Gama, este aumentou consideravelmente de 2002 a 2021. Os dois componentes mais representativos do balanço hídrico da APAGCV foram a precipitação, que diminuiu em cerca de 3 a 4% dependendo da UH, e a evapotranspiração real que aumento em 2% em ambas UH (Figura 10). Os estoques foram compostos pelos componentes do solo (barra marrom, Figuras 9b e 9d) e dos córregos (barra azul claro, Figuras 9b e 9d). Em ambas UH existe um visível decréscimo nos últimos três anos do estudo, 2019 a 2021. Esta diminuição foi mais acentuada na UH do Ribeirão do Gama (Figura 9d), indo de 0.51 para 0.27 % no estoque do córrego (ΔS_{res}) e de 0.30 a 0.15 % no estoque do solo (ΔS_{sm}).

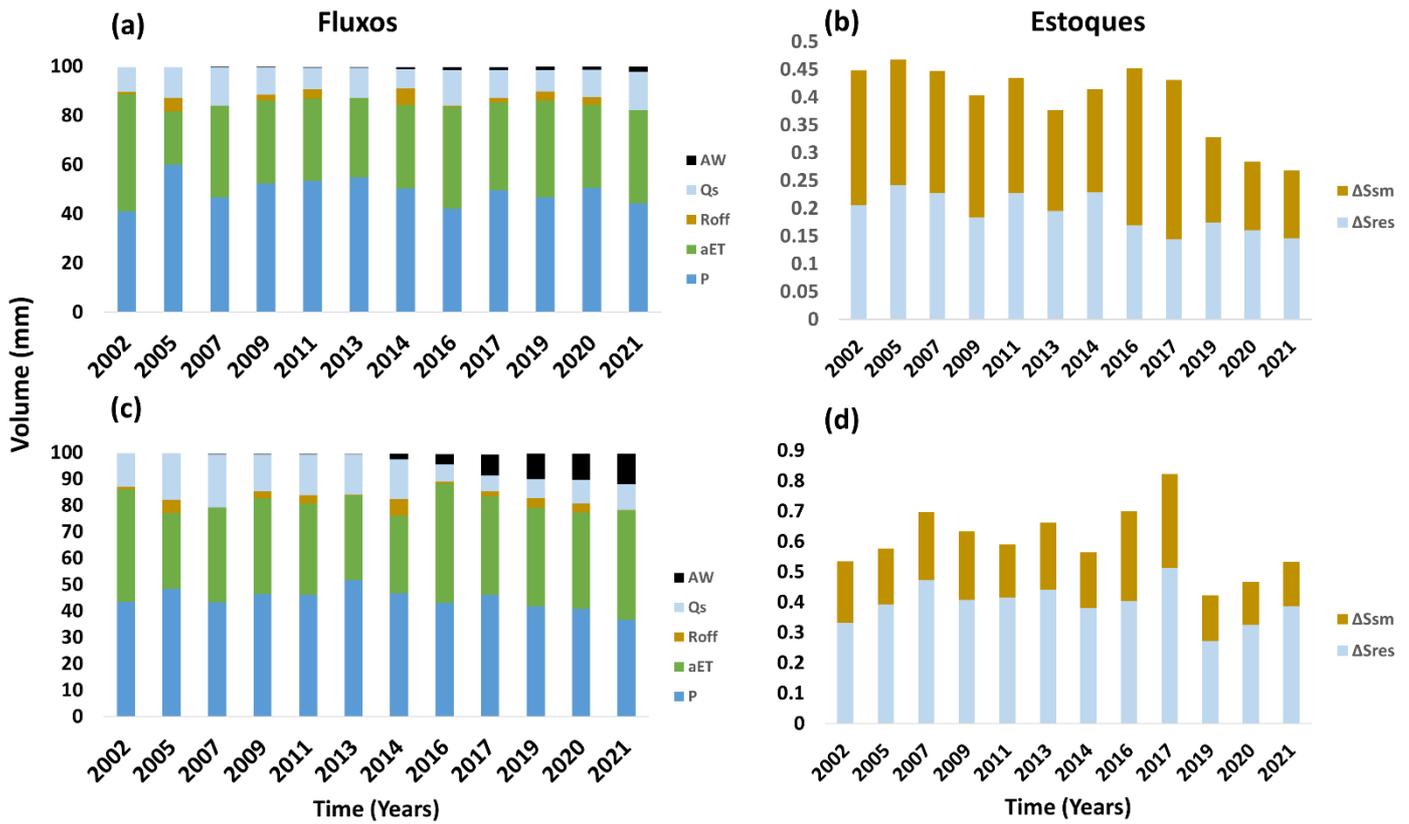


Figura 9. Série temporal da dinâmica de porcentagem do volume de água em cada um dos componentes do balanço hídrico das unidades hidrográficas do Paranoá (a e b) e do Ribeirão do Gama (c e d). P – Precipitação, aET - evapotranspiração real, R - escoamento superficial, Q_s - fluxo líquido de água superficial, ΔS_R -mudança no estoque de água superficial, ΔS_{sm} - umidade do solo e AW – vazão de poços artesianos.

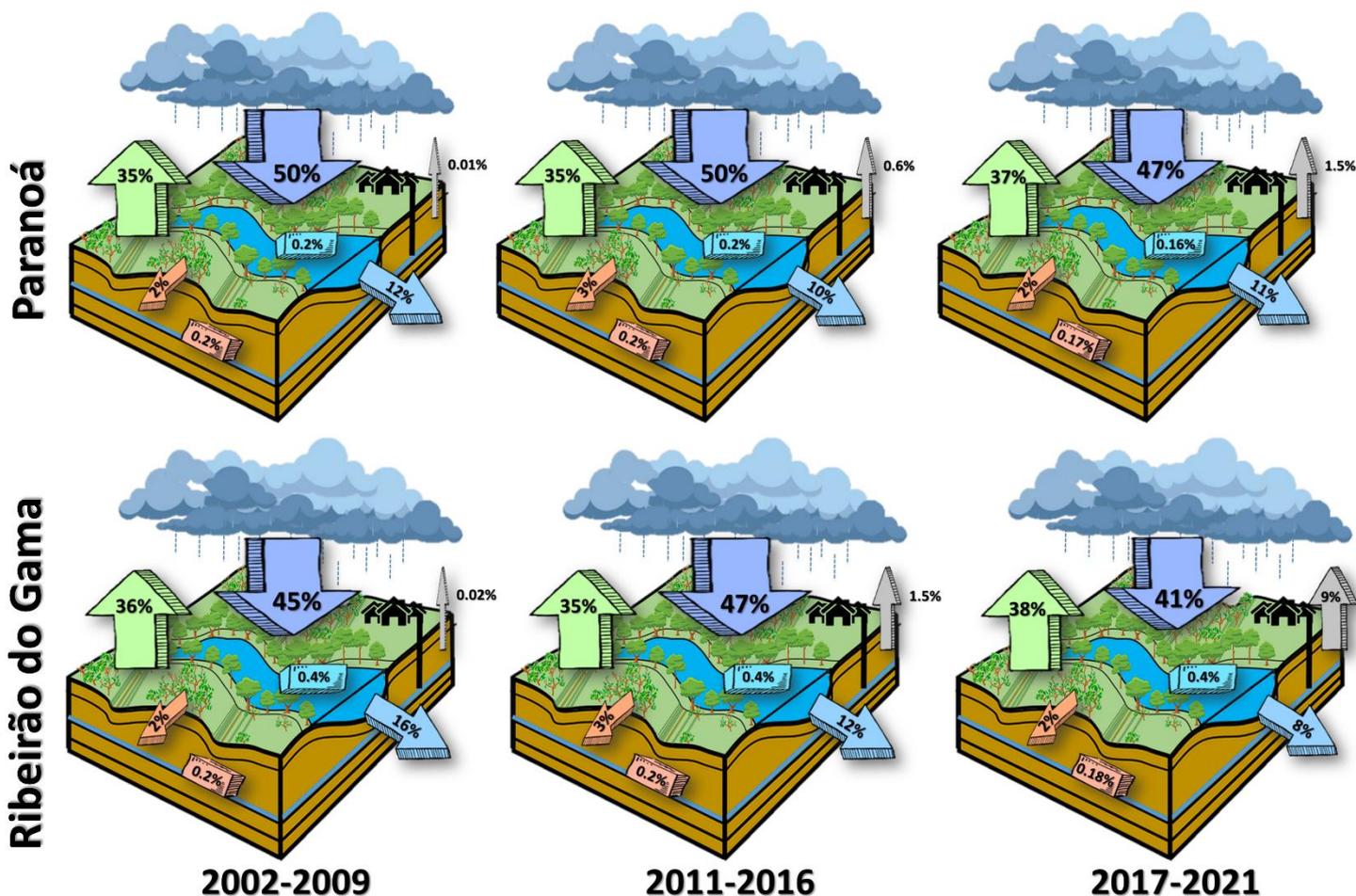


Figura 10. Série temporal do balanço hídrico com os componentes atmosférico, terrestre e subterrâneo das unidades hidrográficas da APA – Gama-Cabeça-de-Veado. Os valores de porcentagem são referentes à contribuição de cada componente para o balanço geral. Seta azul escuro descendente – Precipitação, seta verde ascendente - evapotranspiração real, seta laranja para esquerda - escoamento superficial, seta azul para direita - fluxo líquido de água superficial, bloco azul claro – mudança no estoque de água superficial, bloco rosa - umidade do solo e seta cinza ascendente – vazão de poços artesianos.

Entendendo a alteração no estoque de água subterrânea como o resultado da equação 6, foi possível constatar dois comportamentos distintos entre as UH do Paranoá e a do Ribeirão do Gama. A UH do Paranoá apresentou acentuadas variações, principalmente entre os anos de 2002 e 2005, e posteriormente entre os anos de 2013 e 2016 (Figura 11). No entanto, de maneira geral, o estoque de água subterrânea permaneceu constante entre 2002 a 2021, padrão que não foi observado na UH Ribeirão do Gama. O estoque de água subterrânea da maior UH que compõe a APA Gama-Cabeça-de-Veado apresentou visível decréscimo ao longo dos 19 anos. Esta tendência foi ainda mais acentuada entre os anos de 2013 e 2021, os quais apresentaram estoque de -58 mm e -888 mm, respectivamente (Figura 11).

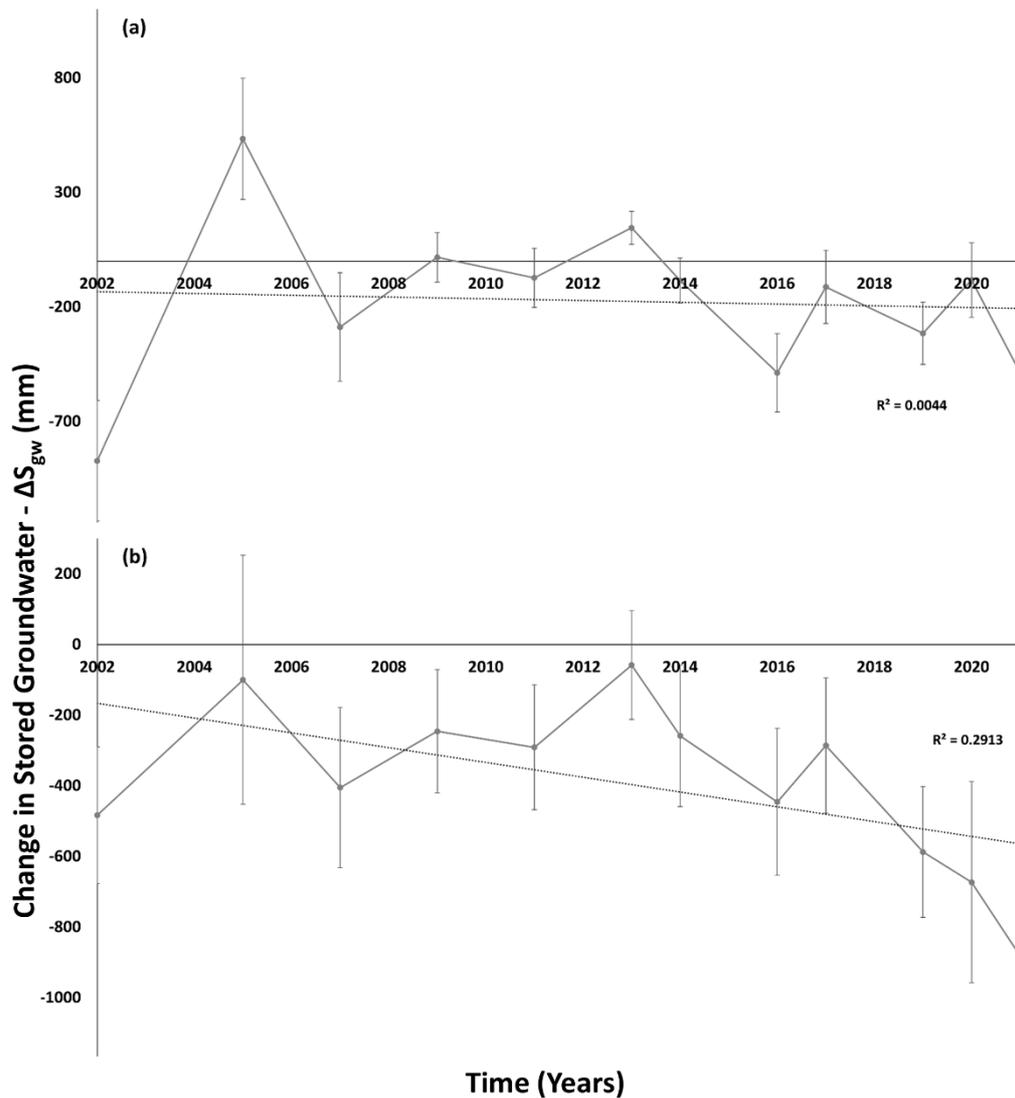


Figura 11. Mudanças no armazenamento de água subterrânea (ΔS_{gw}) das unidades hidrográficas do Paranoá (a) e do Ribeirão do Gama (b) calculado a partir dos componentes da Tabela 1.

3.1.3 Regime de fogo

Em relação ao regime de fogo da APA Gama-Cabeça-de-Veado (APAGCV) no período entre 1985 e 2021, a frequência média de fogo dos campos úmidos foi de aproximadamente três eventos em 35 anos. Esta frequência é confirmada pela média de tempo sem queimar (*fire return interval*) de aproximadamente 13 anos (Figura 12). A Figura 12 também exemplifica a distribuição geográfica da frequência e tempo desde última ocorrência de fogo do ano de 2009 para os campos úmidos da APAGCV.

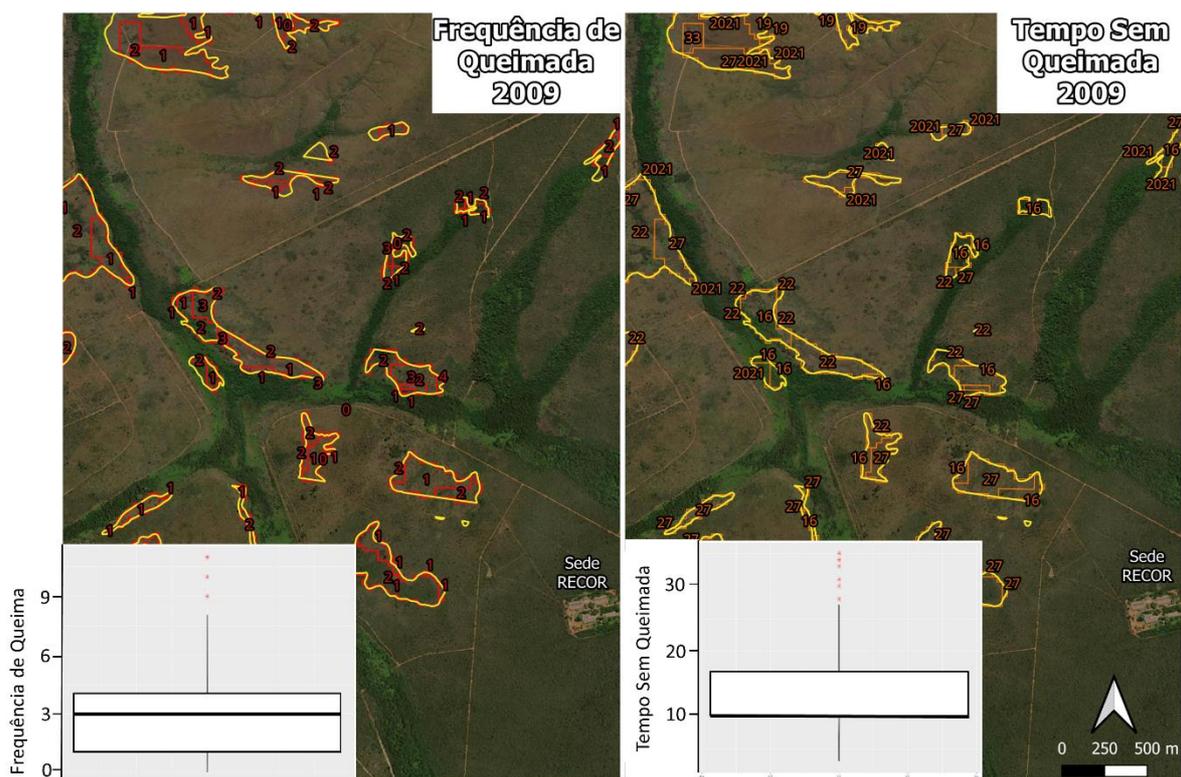


Figura 12. Representação vetorizada dos rasters utilizados para frequência, vezes da ocorrência de fogo, e tempo sem fogo, em anos desde a última ocorrência de fogo (1985-2021). A linha amarela representa os limites da máscara de campos úmidos, já a vermelha é referente à frequência de fogo enquanto a linha laranja para o tempo desde a última ocorrência de fogo para o ano de 2009.

3.1.4 Anomalias Climáticas

Os maiores valores de desvios cumulativos da média histórica de precipitação foram negativos, -350 mm em 2007 e - 320 mm em 2016. As anomalias negativas foram tão frequentes quanto as positivas entre 2002 e 2021, com dez anomalias em cada sentido. Quanto à temperatura, não houve registros de anomalias negativas e os maiores valores de temperatura ocorreram em 2016 (17 °C) e 2019 (14 °C) (Figura 13). Vale ressaltar que não existem anomalias negativas desde 1998 e a primeira década dos anos 2000 teve média 3.8 °C, enquanto a segunda década foi de 8.1 °C.

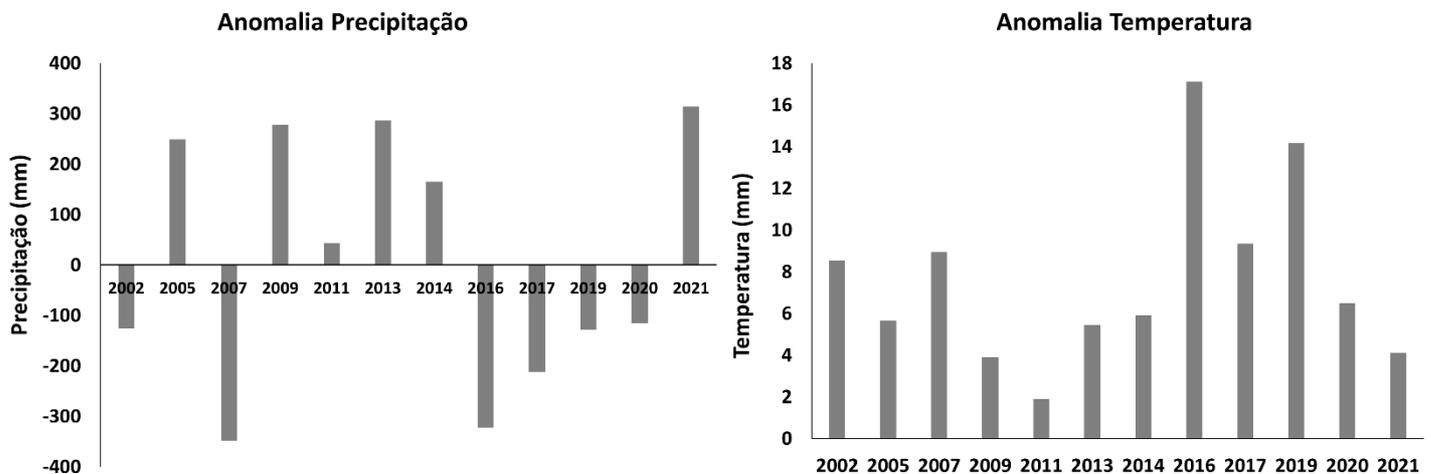


Figura 13. Série temporal dos desvios cumulativos da média histórica de precipitação e temperatura (anomalias).

3.1.5 Causas do adensamento lenhoso em campos úmidos da APA Gama-Cabeça-de-Veado

A fim de investigar as causas do adensamento lenhoso foram gerados dois modelos de equações estruturais (SEM), um considerando o efeito das variáveis ambientais na cobertura do solo da classe *Outras Lenhosas* e outro considerando a classe *Trembleya parviflora*. Em ambos os modelos foram consideradas 788 mil observações, referentes a cada um dos pixels presentes dentro da máscara de campos úmidos da APAGCV. Os dois modelos foram considerados válidos segundo Hooper et al. (2008) em relação à raiz quadrada média residual padronizada (SRMR) inferior a 0,09 (Figura 14 e 15). Porém, apenas o modelo com a classe *Outras Lenhosas* (Figura 14) satisfaz a premissa de validade a partir do Índice de ajuste comparativo (CFI) maior que 0,96. A fim de melhorar o ajuste dos modelos foram verificados os resíduos de cada correlação e adicionadas duas novas interações em ambos os modelos, são elas: o efeito das anomalias de temperatura e da precipitação na mudança do estoque de água subterrânea.

Os dois modelos se assemelharam em cinco das sete interações no que diz respeito ao sentido da interação, negativo ou positivo. As únicas interações positivas foram entre anomalias climáticas e a cobertura de *Outras Lenhosas* (Figura 14). Neste mesmo modelo encontra-se a interação negativa com maior intensidade entre a mudança no estoque de água subterrânea e a cobertura de lenhosas, isto é, quanto mais negativo o estoque de água subterrânea e, conseqüentemente, o rebaixamento do lençol freático, maior a cobertura de lenhosas nos campos úmidos. Ainda que em menor intensidade esta interação teve o mesmo sentido na cobertura de *T. parviflora* (Figura 15). A segunda interação mais intensa foi a relação negativa entre a temperatura e o estoque de águas

subterrâneas, isto é quanto maior a temperatura menor o estoque de água. Esta relação foi forte em ambos os modelos. A terceira interação mais forte foi a relação negativa entre a frequência de fogo e a cobertura de lenhosas, esta interação foi mais fraca, mas igualmente negativa na cobertura de *T. parviflora*. Já a anomalia na precipitação teve relação negativa e relativamente forte com o rebaixamento do lençol freático. No entanto, ela foi positiva e mais forte em relação à cobertura de lenhosas. Neste caso, a anomalia de precipitação teve relação inversa na cobertura de *T. parviflora*. As relações foram inversas entre a anomalia de temperatura e as respectivas coberturas das classes estudadas também. Enquanto esta relação foi positiva na cobertura de *Outras lenhosas*, ela foi negativa na cobertura de *T. parviflora* (Figura 14 e 15). Por fim, o tempo sem fogo apresentou relação negativas em ambas as coberturas, sendo sutilmente mais intensa na cobertura de *Outras lenhosas*.

CFI = 0.980
SRMR = 0.008

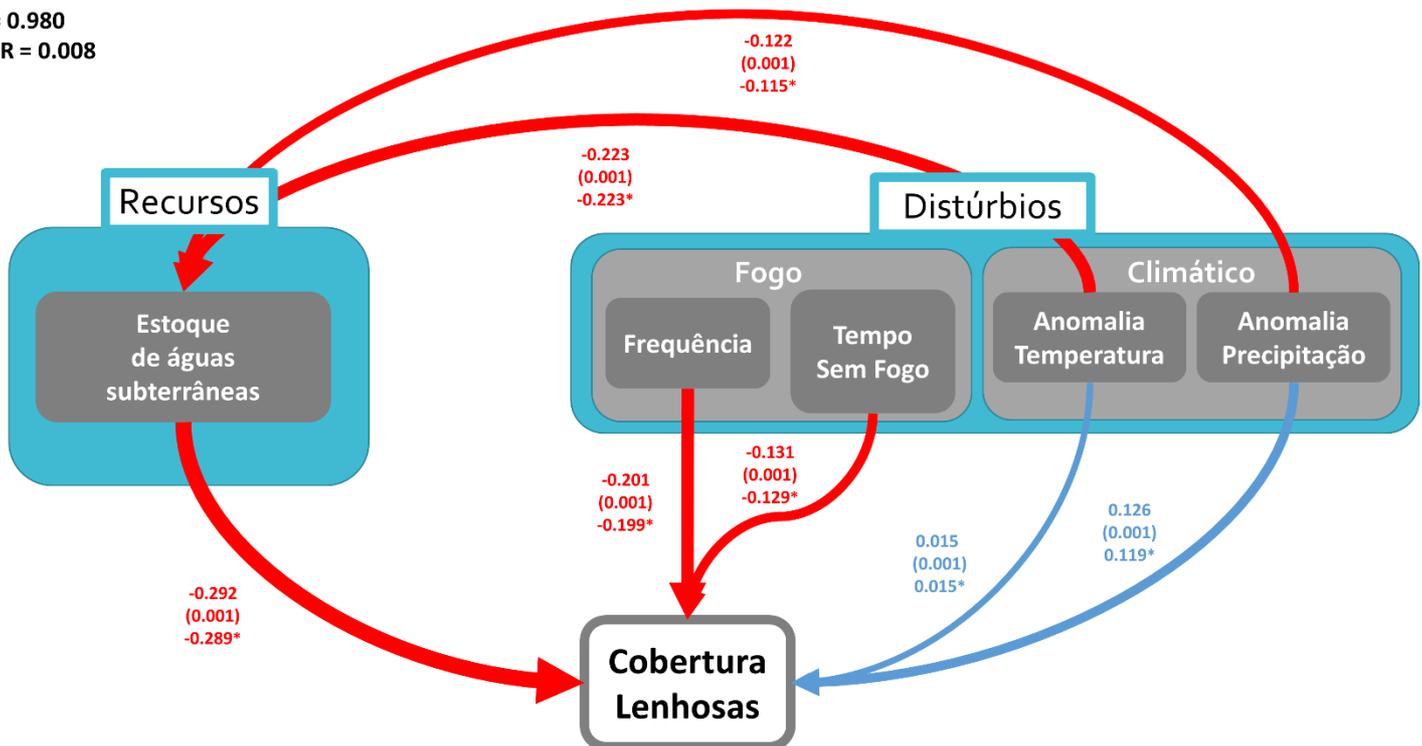


Figura 14. Modelo de equações estruturais (SEM) de melhor ajuste para o efeito de variáveis ambientais na dinâmica cobertura de lenhosas em campos úmidos da APA Gama-Cabeça-de-Veado e respectivas unidades hidrográficas (UH). As vias positivas e negativas são indicadas por linhas azuis e vermelhas, respectivamente. A espessura das setas reflete a força escalonada das interações e os coeficientes significativos são indicados com asteriscos (* $p < 0,01$). Cada seta é seguida pelo número da estimativa, erro padronizado, entre parênteses, e coeficiente de regressão padronizado, respectivamente. CFI: índice de ajuste comparativo e SRMR: raiz quadrada média dos resíduos padronizados.

CFI = 0.920
SRMR = 0.008

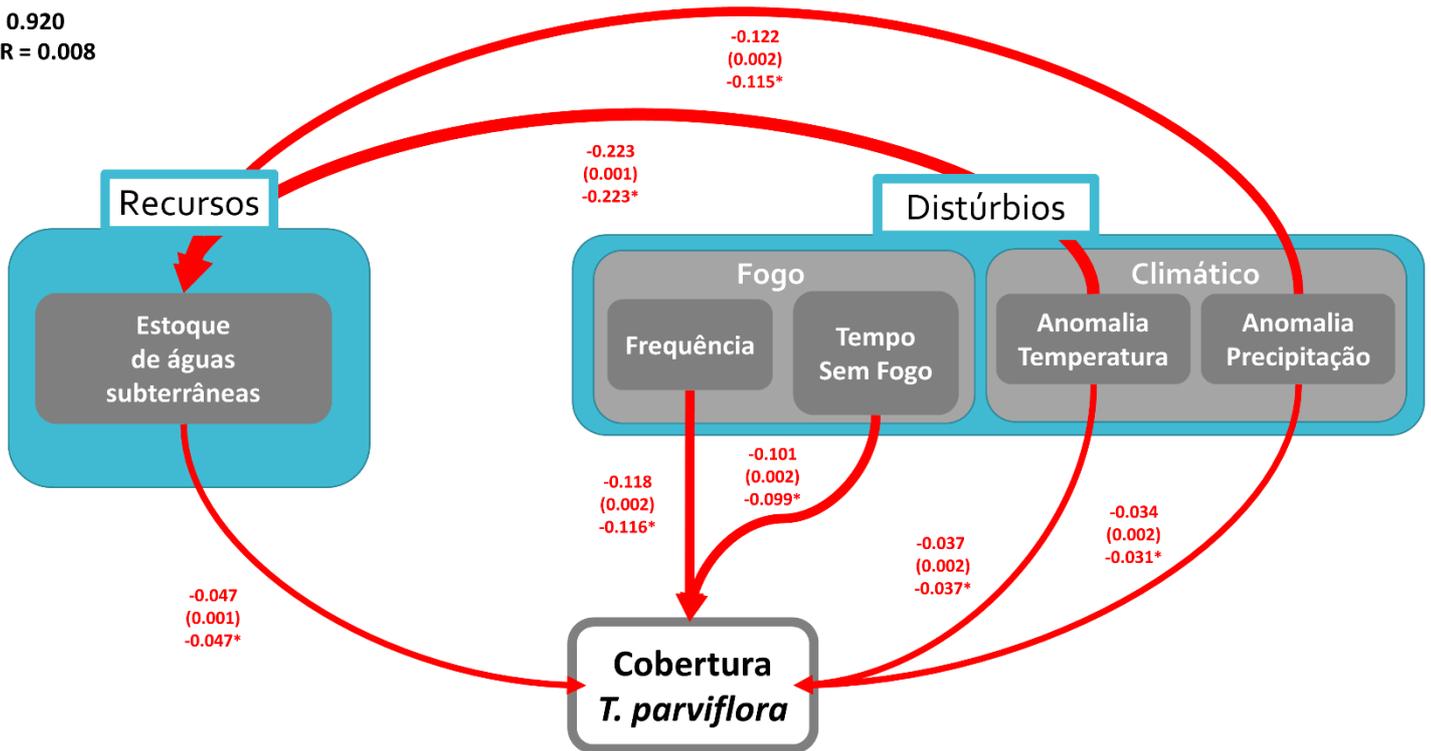


Figura 15. Modelo de equações estruturais (SEM) de melhor ajuste para o efeito de variáveis ambientais na dinâmica cobertura de *Trembleya parviflora* em campos úmidos da APA Gama-Cabeça-de-Veado e respectivas unidades hidrográficas (UH). As vias positivas e negativas são indicadas por linhas azuis e vermelhas, respectivamente. A espessura das setas reflete a força escalonada das interações e os coeficientes significativos são indicados com asteriscos (* $p < 0,01$). Cada seta é seguida pelo número da estimativa, erro padronizado, entre parênteses, e coeficiente de regressão padronizado, respectivamente. CFI: índice de ajuste comparativo e SRMR: raiz quadrada média dos resíduos padronizados.

3.2 Caracterização e identificação das consequências do adensamento lenhoso

3.2.1 Caracterização físico-química do solo

Os solos dos campos úmidos foram classificados como Franco Arenosos, já as demais fitofisionomias da área de estudo possuem solos Franco Argilo Arenosos. Os campos úmidos apresentaram a maior capacidade de retenção de água em todas as três profundidades, 0-5, 5-10 e 100-105 cm (Figura 16). A capacidade de retenção de água no solo foi maior quanto mais profundo o perfil em todas as fitofisionomias, exceto nos campos úmidos, que não diferiu entre as profundidades (Figura 16).

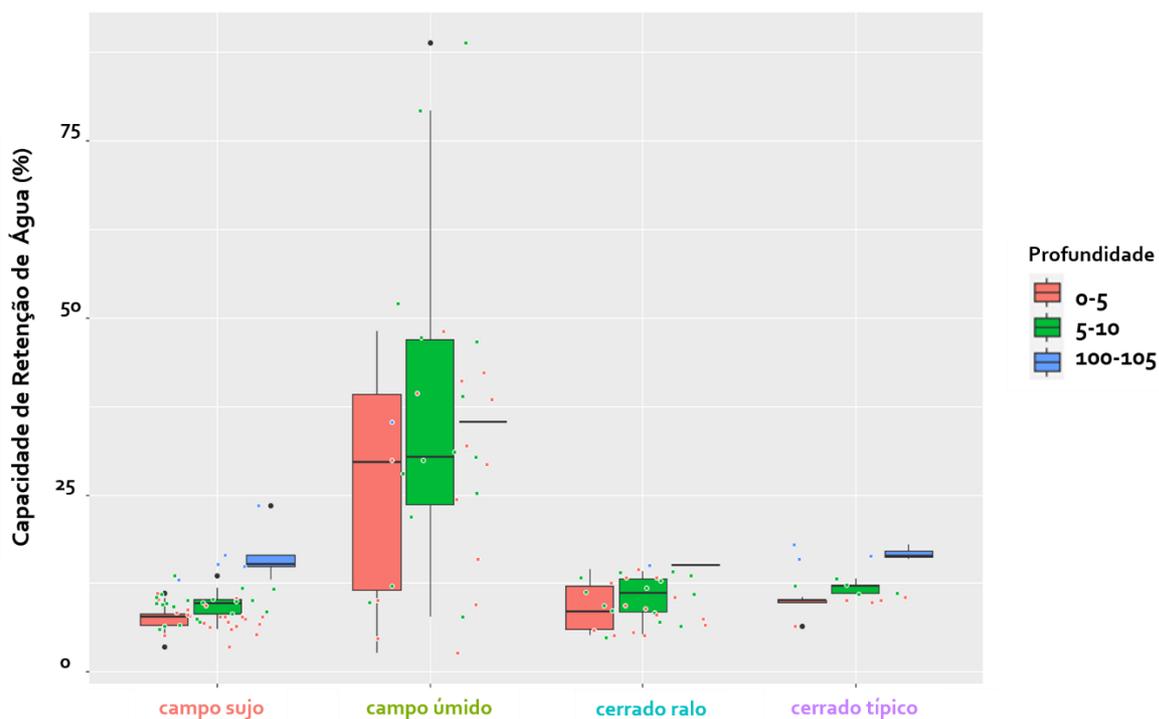


Figura 16. Capacidade de retenção de água no solo em três intervalos de profundidade em quatro fitofisionomias do Cerrado do Jardim Botânico de Brasília, DF. Número de amostras 0-5 e 5 a 10 cm: campo sujo = 24, campo úmido = 16, cerrado ralo = 14 e cerrado típico = 5. Número de amostras 100-105 cm: campo sujo = 8, campo úmido = 2, cerrado ralo = 2 e cerrado típico = 3.

A profundidade do solo dos campos úmidos foi bem característica (aproximadamente 20 cm), sendo a fitofisionomia com os solos mais rasos (Figura 17). Enquanto os poços presentes no cerrado típico apresentaram as maiores profundidades (90 cm até mais de 100 cm), seguido do cerrado ralo (80 cm) e o campo sujo (20 a 85 cm) que apresentou a maior variação de profundidade entre os poços.

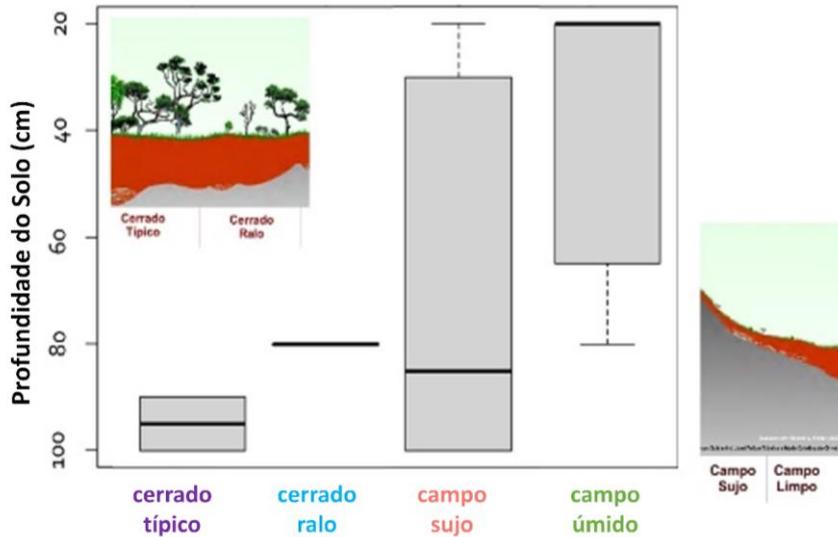


Figura 17. Profundidade do solo em quatro fitofisionomias do Cerrado do Jardim Botânico de Brasília, DF. Número de amostras: campo sujo = 8, campo úmido = 4, cerrado ralo = 2 e cerrado típico = 3. Imagens perfil do solo adaptada de Ribeiro & Walter (2008).

Em concordância com os dados físicos do solo (Figura 18), os solos de campos úmidos apresentaram valores de conteúdo de água significativamente maiores que as demais fitofisionomias. As demais fitofisionomias apesar de não apresentarem diferença estatísticas entre si, mostraram um padrão de umidade do solo inversamente proporcional à densidade de cobertura de vegetação lenhosa, como o cerrado típico apresentando menores teores de água no solo seguido do cerrado ralo e campo sujo. Lembrando que esta medida diz respeito aos primeiros 20 cm do solo.

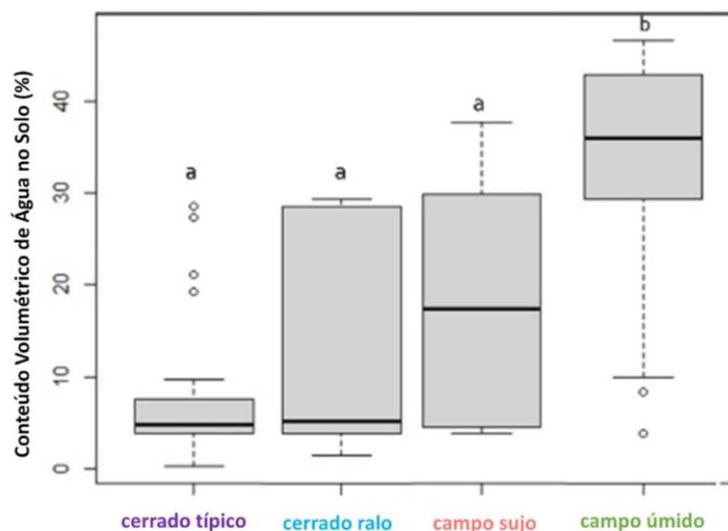


Figura 18. Umidade do solo (conteúdo volumétrico de água) em quatro fitofisionomias do Cerrado do Jardim Botânico de Brasília, DF. Letras indicam diferença estatística $p < 0,05$ na análise de variância (ANOVA).

Os campos úmidos apresentaram a maior média ($32,24 \pm 12,79\%$) de conteúdo volumétrico de água no solo entre as fitofisionomias. As formações savânicas, cerrado típico e ralo, apresentaram a média de $17,10 \pm 12,40\%$ e $13,92 \pm 11,45\%$, respectivamente. Já os campos sujos tiveram a menor média de umidade do solo com $8,37 \pm 7,92\%$. É nítido o efeito da sazonalidade hídrica em todas as fitofisionomias, seis dos dez grupos fitofisionomia/transecto apresentaram umidade do solo estatisticamente menor durante a seca (Figura 19).

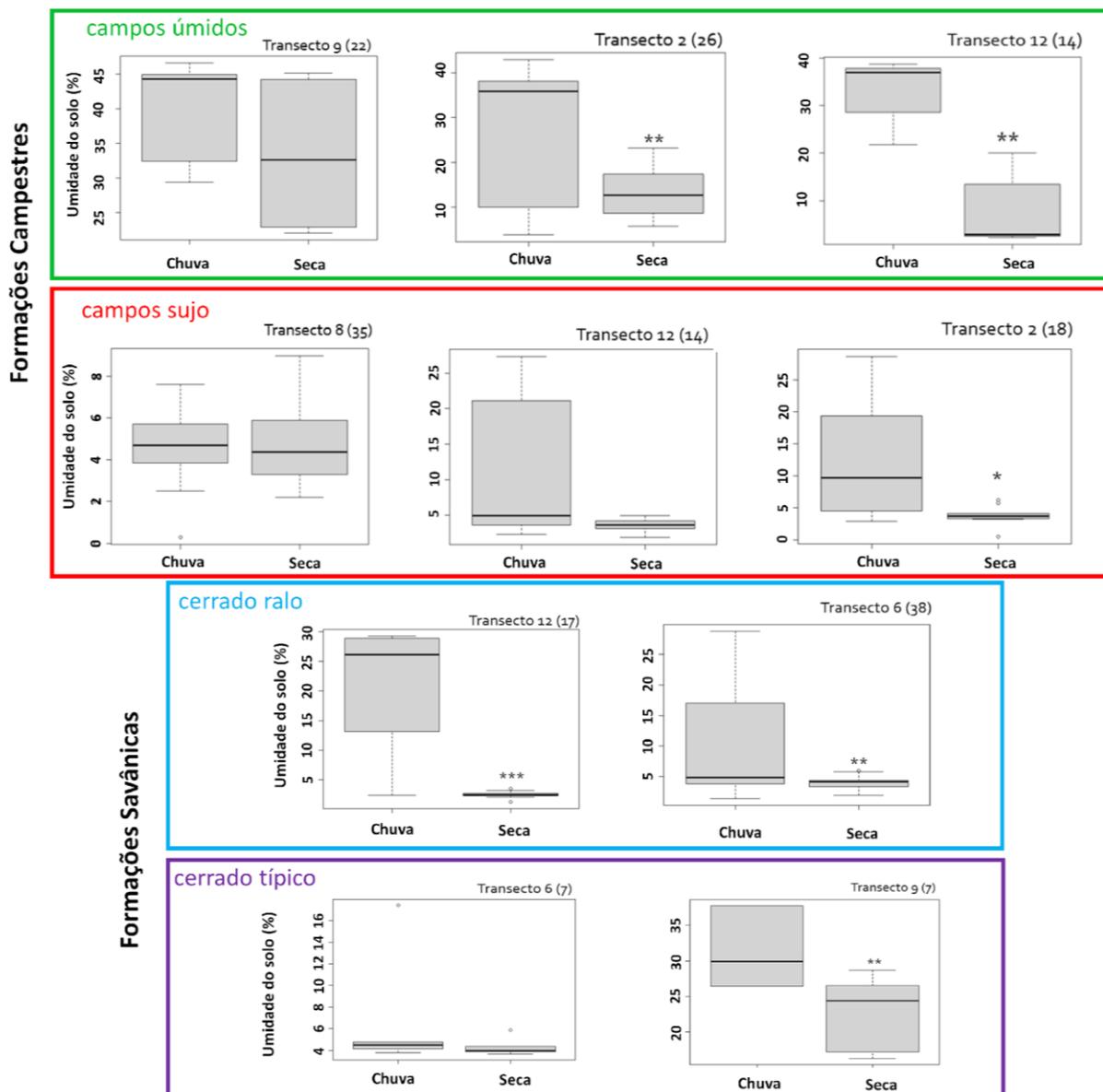


Figura 19. Umidade do solo (conteúdo volumétrico de água) durante a estação chuvosa e seca de 2021 em quatro fitofisionomias do Cerrado no Jardim Botânico de Brasília, DF. O número de amostragem em cada transecto está entre parênteses no canto superior direito de cada gráfico. * $p < 0,1$, ** $p < 0,05$ e *** $p < 0,01$ na análise de variância (ANOVA).

No que diz respeito à relação entre as fitofisionomias, características edáficas e espécies em adensamento, observa-se que as características físico-químicas dos campos úmidos são distintas das demais fitofisionomias. A partir da análise dos componentes principais, que explicou 70% dos dados (Figura 20), é possível constatar a relação entre a porcentagem de água no solo (% água), o Índice de Saturação por Alumínio (m), a concentração de fósforo disponível (P) e a porcentagem de areia e os campos úmidos. A cobertura de *T. parviflora* está relacionada exclusivamente com os campos úmidos. Já a cobertura de *B. retusa* estava mais relacionada aos cerrados ralo e típico. A Soma de Bases Trocáveis (SB) (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}) apresentou relação com os campos sujos e provavelmente tem relação com o maior teor de argila nos solos nestas fitofisionomias. A SB junto com a concentração de fósforo disponível foram os fatores mais relevantes para o eixo Y (Figura 20).

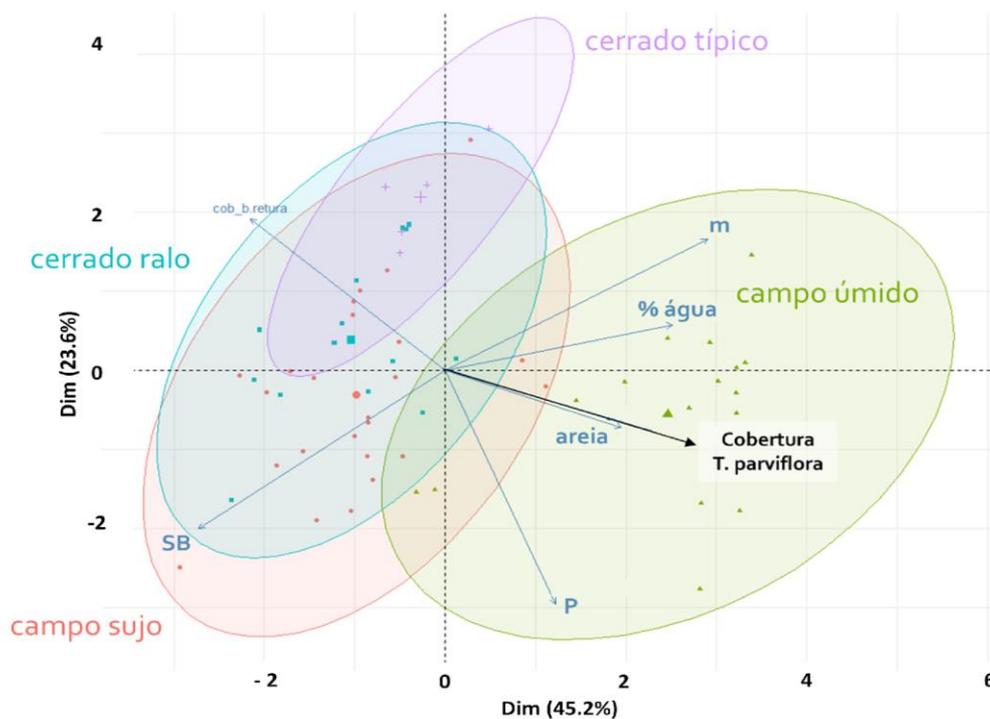


Figura 20. Análise de Componentes Principais das características físico-químicas do solo, cobertura de *Baccharis retusa* (cob_b_retusa) e *Trembleya parviflora* em diferentes fitofisionomias do Cerrado: cerrado típico (n=5), cerrado ralo (n=6), campo sujo (n=31) e campo limpo úmido (n=16). SB- Soma de Bases Trocáveis (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}), m-Índice de Saturação por Alumínio, % água – Porcentagem de água no solo, areia - porcentagem de areia do solo, P - Fósforo.

3.2.2 Adensamento Lenhoso e levantamento florístico

Dentre as quatro fitofisionomias, o campo sujo apresentou a maior riqueza de morfoespécies, com quase o dobro de espécies que o cerrado ralo (28). Já o campo úmido teve 21 morfoespécies diferentes seguido pelo cerrado típico com 19, totalizando 122 morfoespécies estudadas (Tabela 3). É válido acentuar que foram amostrados 1 m em cada quadrante (figura 2), totalizando 31 m para campo sujo; 10 m para campo úmido; 6 m para cerrado ralo e 4 m para cerrado típico.

A partir do levantamento florístico em diferentes fitofisionomias do Cerrado, observa-se que a presença das três espécies *T. parviflora*, *B. retusa* e *M. minutiflora*, alterou a diversidade das vegetações adensadas/invasidas. Em campos úmidos, a cobertura de arbustos é mínima, porém quando se destaca a *T. parviflora* ela representou cerca de 100% de cobertura em algumas parcelas. Já o *B. retusa* também apresentou elevadas coberturas no campo sujo. É possível observar que a espécie exótica *M. minutiflora* está com padrões de elevada cobertura nos campos sujos e cerrados ralo, vegetações que não são sazonalmente alagáveis (Figura 21).

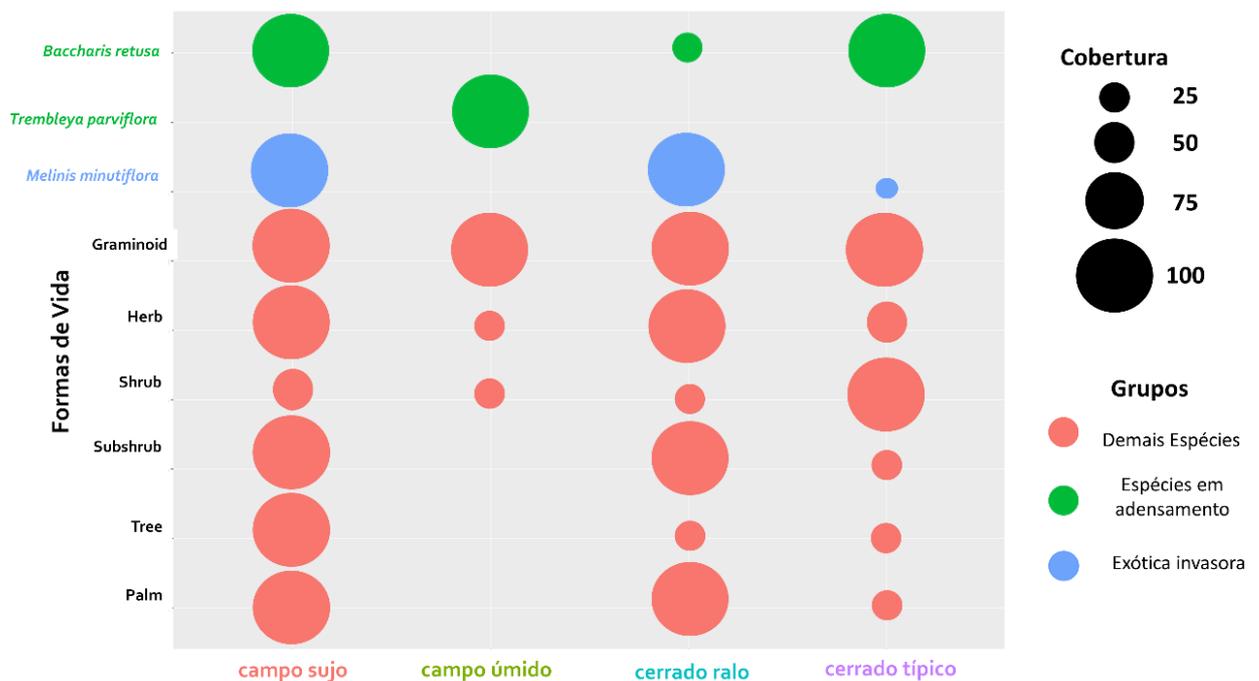


Figura 21. Cobertura de morfoespécies e as espécies focais em quatro diferentes fitofisionomias do Cerrado no Jardim Botânico de Brasília, DF.

É possível afirmar que durante o período do estudo, cobrindo uma estação seca e a chuvosa subsequente, nenhuma das três espécies apresentou aumento ou redução da sua cobertura, independente da fitofisionomia (Figura 22).

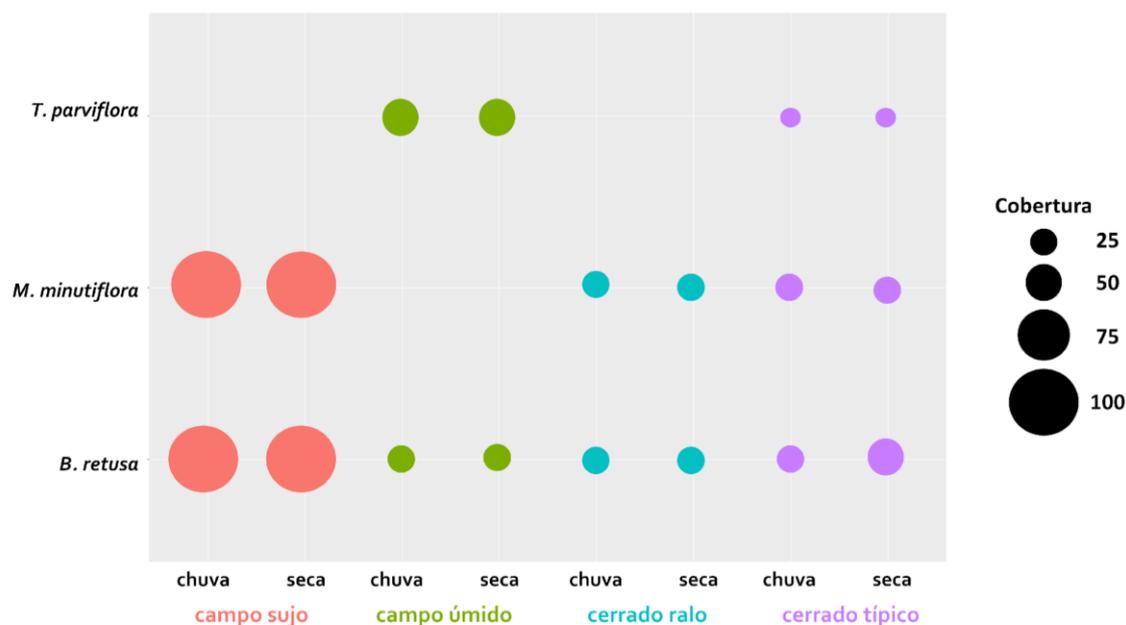


Figura 22. Cobertura de espécies focais: *Trembleya parviflora*, *Melinis minutiflora* e *Baccharis retusa* em quatro diferentes fitofisionomias do Cerrado no Jardim Botânico de Brasília, DF durante as estações chuvosa e seca do ano de 2021.

Tomando os devidos cuidados para comparar os quadrantes adensados/invadidos e os quadrantes referência (<10% de cobertura das espécies focais) dentro do mesmo transecto, observa-se que o adensamento de *T. parviflora*, *B. retusa* e a presença da gramínea *M. minutiflora* diminuíram a diversidade das áreas estudadas. Cada espécie impactou mais severamente diferentes fitofisionomias, porém a segunda maior diminuição no índice de Shannon foi verificado em campos úmidos adensados pela *T. parviflora*, indo de $H' 2.740$ para 1.848 (Figura 23). O maior impacto negativo ocorreu nos transectos de campo sujo com redução do índice de Shannon quando a gramínea *M. minutiflora* estava presente em mais de 10% do quadrante, indo de $H' 3.037$ para 1.802 . A presença de *M. minutiflora* também foi associada à queda da diversidade no cerrado ralo ($H' 1.887 \rightarrow 1.716$), junto com a presença de *B. retusa*, que também foi associada à perda de diversidade em ambas fitofisionomias (Figura 23). Embora o *B. retusa* tenha reduzido a diversidade em campos sujos e cerrados ralos, ele apresentou, mesmo que sutil, um aumento no índice de Shannon nos quadrantes adensados, particularmente de cerrado típico ($H' 2.243 \rightarrow 2.490$). Os índices de equabilidade de Pielou foram quase sempre maiores nos quadrantes de referência, exceto nos campos sujos com presença de *B. retusa* e no cerrado ralo com presença de *M. minutiflora* (Figura 23).

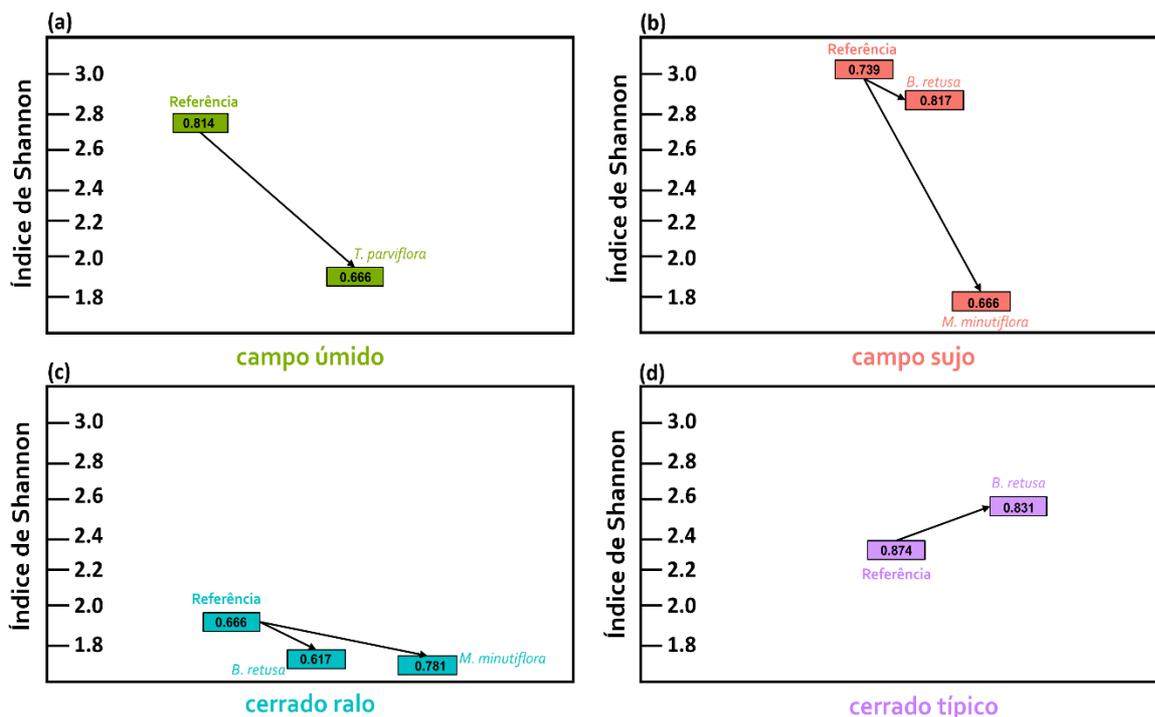


Figura 23. Índice de diversidade de Shannon (H') e respectivos índices de equabilidade de Pielou (J). Os números dentro de cada caixa representam o índice de Pielou, já as posições no gráfico são referentes aos índices de Shannon. Os valores de referência dizem respeito aos pontos do mesmo transecto, mas com cobertura menor que 10% das espécies focais nas fitofisionomias campo úmido (a), campo sujo (b), cerrado ralo (c) e cerrado típico (d).

4. Discussão

As análises indicaram que o processo de adensamento lenhoso em áreas úmidas é um fenômeno comum nas principais UCs do Distrito Federal. A presença de adensamento lenhoso em cerca de 40% das áreas úmidas do DF indica a urgência de mais estudos acerca dos fatores causadores do adensamento e, em especial, de formas de manejo e prevenção da expansão desse fenômeno. Foxcroft et al. (2013) propuseram a identificação dos padrões e vetores da invasão de plantas em áreas protegidas, sobretudo identificar espécies lenhosas invasoras dominantes; mapear padrões de avanço e desvendar vetores locais. Em termos de desafios e soluções, os autores sugerem: explorar estratégias de manejo que equilibrem a necessidade de controlar espécies lenhosas em adensamento com a proteção da biodiversidade nativa e das funções do ecossistema, assim como, desenvolver planos de manejo colaborativos que atendam às preocupações e conhecimentos locais. Dentre estas estratégias está a implementação de sistemas e protocolos de monitoramento para a detecção precoce de novos adensamentos e desenvolver planos de resposta rápida para prevenir a propagação e minimizar os impactos de longo prazo. Por fim, eles destacam a abordagem de ameaças específicas, como desenvolver estratégias de controle direcionadas para espécies lenhosas invasoras específicas com base em sua ecologia e vulnerabilidades, por exemplo,

considerar a remoção mecânica para espécies pioneiras de crescimento rápido ou o controle biológico para certas espécies invasoras (Foxcroft et al. 2013). Ter conhecimento da importância da espécie *T. parviflora* no processo de adensamento lenhoso delimita uma potencial espécie-chave para a tomada de decisões nas medidas de prevenção e manejo desse fenômeno.

Embora já tenham sido identificadas pelo menos duas espécies em processo de adensamento, *T. parviflora* e *B. retusa*, a Figura 6 mostra que existe ainda há necessidade de explorar as espécies que invadem as áreas úmidas mesmo que em uma segunda fase de sucessão do adensamento. Os gestores e pesquisadores relatam a presença massiva da *T. parviflora* em áreas anteriormente alagadas e que secaram, porém com o sensoriamento remoto é possível identificar áreas que já “deixaram de ser” campos úmidos há mais tempo o que poderia ter sido pouco considerado em inspeções de campo. Outro fator é entender a melhor forma de manejo destas espécies-chave, assim como as causas do adensamento das mesmas.

O estudo na Área de Proteção Ambiental Gama-Cabeça-de-Veado (APAGCV) possibilitou que fossem avaliadas duas Unidades Hidrográficas (UH) com características distintas (Figura 5). A UH do Paranoá possui cerca de 10% da sua área de drenagem convertida, e majoritariamente em área urbana. Já a UH do Ribeirão do Gama possui cerca de 33% da sua área convertida, abrigando o bairro do Park Way, composto de áreas urbanas e rurais. Esta discrepância é facilmente exemplificada na diferença entre as duas variáveis de vazão dos poços artesianos (Figuras 9 e 10). É válido ressaltar que este estudo tem um viés conservador no que tange a utilização de água por poços artesianos. Isto porque foi utilizada como fonte de dados apenas poços outorgados pela agência reguladora de águas do DF (ADASA), enquanto é sabido que nesta região existe a prática recorrente de abrirem poços clandestinos (Comunicação pessoal com gestores do JBB). Os fluxos de água (Figura 9a e 9c) foram negativamente impactados pelas mudanças de uso do solo e a utilização de água subterrânea reduz a resiliência dos recursos hídricos (Figura 11). A diminuição no estoque de água subterrânea da UH Ribeirão do Gama é evidente entre 2002 e 2021, enquanto a UH do Paranoá permaneceu praticamente estável (Figura 11). Enquanto bairros de baixa renda como Itapoã e Paranoá utilizam cerca de 90 L de água/habitante/dia de água, regiões de alto padrão como Park Way e Lago Sul utilizam de 846-1.223 a 385 L/hab/dia, respectivamente, expondo a desigualdade de uso da água no DF (Castro 2017). A UH do Paranoá abastece o Lago Sul enquanto a UH Ribeirão do Gama parte do Park Way. Outros estudos também revelaram o crescimento populacional como processos causadores do esgotamento das águas subterrâneas, além de alterações climáticas e mudança no uso do solo das bacias hidrográficas (Ojeda-Olivares et al. 2019) e recomendam: o aumento da área permeável da região metropolitana de Brasília; a proteger e restaurar as áreas verdes da região; a implementação de medidas de mitigação e

adaptação às mudanças climáticas assim como o desenvolvimento de políticas públicas que incentivem o uso sustentável da água (Castro 2017). Por fim, é válido ressaltar a peculiaridade do presente estudo feito na UH Ribeirão do Gama, pois embora o crescimento populacional esteja se estabilizando nos últimos anos no Park Way (CODEPLAN, 2019) é preciso observar com atenção a quantidade de água utilizada pela população, reforçando a necessidade de uma distribuição mais igualitária deste recurso no DF.

O modelo proposto por Ahamed et al. (2022) é composto também por variáveis de estoque, como no solo (ΔS_{sm}) e nos córregos (ΔS_{res}), que apresentaram decréscimo, principalmente nos anos últimos anos. Embora as duas variáveis tenham sido obtidas de formas diferentes, a umidade do solo de forma remota por meio do OPTRAM e a cota dos córregos a partir de estações fluviométricas, as duas variáveis tiveram tendências parecidas, principalmente na UH Ribeirão do Gama. Em relação à umidade do solo, os estudos anteriores mostraram considerável relação entre mudanças na profundidade do lençol freático e a umidade do solo (Burdun et al. 2020a, 2020b), sobretudo em turfeiras, sendo o OPTRAM um promissor método para monitorar mudanças temporais do estoque de água subterrânea em áreas úmidas. Os resultados corroboram esta evidência, uma vez que os três últimos anos do estudo, 2019, 2020 e 2021, também foram os menores registros do estoque de água subterrânea na UH Ribeirão do Gama (Figura 11). Esta tendência de queda também foi observada no estoque de água dos córregos (ΔS_{res}). De maneira geral, os estudos apontam para um aumento no escoamento superficial e diminuição na infiltração da água em áreas convertidas (Ojeda-Olivares et al. 2019; Robinet et al. 2018; Choto & Fetene 2019). No entanto, o aumento ou diminuição desta conversão do uso do solo nos rios que são reservatório de água superficial, irá depender de como os dados foram medidos, isto porque é esperado um aumento intenso na cota dos córregos e rios no momento da precipitação de áreas desmatadas mas, ao longo do tempo, medidas como a média anual, o aumento se torna imperceptível e muitas vezes o que ocorre é na verdade uma diminuição neste reservatório de água, refletindo uma queda no reservatório subterrâneo também (Ojeda-Olivares et al. 2019; Robinet et al. 2018; Choto & Fetene 2019). Em revisão os autores de Pivello et al. (2018) compilam cerca de 16 espécies em processo de super-dominância no Brasil, fenômeno análogo ao adensamento lenhoso. Embora não tenham adicionado a *T. parviflora* e o *B. retusa*, os autores acentuam que a atividade antrópica seja o principal fator de invasão das espécies nativas, especialmente fragmentação de habitat, formação de lacunas florestais e incêndios florestais.

Observou-se um padrão claro de diminuição da precipitação e aumento da temperatura em relação à média histórica no DF. Este estudo analisou o ano como um todo. No entanto, quando se destaca a estação seca, de maio a setembro, existem apenas anomalias negativas de precipitação

a partir de 2010 (dados não apresentados). Optou-se por analisar os valores anuais pois o período seco pode estar se deslocando temporalmente, ou seja, havendo um atraso do início das chuvas. Os resultados são ainda mais expressivos em relação à temperatura. Além de uma explícita tendência de aumento das anomalias positivas nos últimos 30 anos, a última anomalia negativa foi em 1997 (dados não apresentados). Estes resultados são importantes não só na influência direta da temperatura, mas sua influência em processos como a evapotranspiração. A importância da sazonalidade e os dos efeitos positivos da temperatura no adensamento lenhoso foram também foram indicados em tundras (García Criado et al. 2020).

A frequência média de queima dos campos úmidos da APAGCV foi de uma queima a cada 13 anos. Um estudo de modelagem indicou que os campos sujos no Jalapão (GO) queimam a cada 2.7 anos (Pereira Junior et al. 2014) e a frequência de fogo é inversamente relacionada a densidade de lenhosas (Roitman et al. 2008; Mews et al. 2011; Gonçalves et al. 2021). Embora o manejo de fogo tenha sido aplicado em unidades de conservação ao redor do Brasil é necessário ter cautela no manejo deste distúrbio em formações campestres, sobretudo de áreas úmidas. Estes ambientes tendem a ser sensíveis às mudanças ambientais em consequência de sua biota altamente adaptada aos pulsos de alagamento, podendo a presença do fogo ocasionar impactos irreversíveis.

Este estudo visou integrar diferentes fatores ambientais, desde locais a regionais, tais como distúrbios e a disponibilidade de recursos para entender as causas do adensamento lenhoso em campos úmidos usando como modelo a APAGCV. O modelo mais robusto (Figura 14) corroborou majoritariamente as hipóteses levantadas. O modelo apresentado indicou o rebaixamento do lençol freático, representado pela mudança no estoque de água subterrânea, como principal causa do adensamento lenhoso. A caracterização de uma zona úmida é determinada pelo limite da área inundada ou encharcada permanente ou sazonalmente. Os limites externos das zonas húmidas são indicados pela ausência de solos hidromórficos, hidrófitos e espécies lenhosas específicas que são capazes de crescer em solos periodicamente ou permanentemente inundados ou encharcados” (Junk et al. 2014). Dessa forma, a presença de alagamento é um fator não só presente, mas que caracteriza tanto a pedologia como a vegetação das áreas úmidas. A ausência de um alagamento mesmo que periódico pode alterar por completo o ecossistema hidrofílico. Embora a espécie *T. parviflora* tenha tolerância a solos saturados, acredita-se que o rebaixamento do lençol freático e consequente ausência de alagamento tenham sido a janela de oportunidade para esta espécie ser pioneira na invasão de áreas úmidas, não só campos limpos úmidos, mas também veredas e campos de murundus. Uma vez alterado o regime hídrico e posteriormente a matéria orgânica do horizonte O (Trindade, 2023) destes solos, outras espécies também entraram nas áreas que antes tinham como filtro ambiental o alagamento periódico. Embora, o modelo SEM de *T.*

parviflora tenha sido menos robusto, ele apresentou uma relação negativa entre o alagamento e a cobertura desta espécie também (Figura 15).

O segundo fator mais relevante para o aumento da cobertura de lenhosas em campos úmidos da APAGCV foi a frequência de fogo. O papel do fogo como fator de redução de biomassa é reconhecido, sobretudo em savanas onde não existem grandes pastadores como no Cerrado (Bond & Keeler 2005), atuando na remoção da biomassa acima do solo, na criação de espaço para o crescimento de novas plantas, na promoção da germinação de sementes adaptadas ao fogo e na liberação de nutrientes no solo (Miranda et al. 2002). Como citado acima a frequência de fogo é inversamente relacionada a densidade de lenhosas (Roitman et al. 2008; Mews et al. 2011; Gonçalves et al. 2021). Deve-se, porém, ter atenção ao manejo do fogo em áreas de campos úmidos, pois ainda faltam estudos empíricos para avaliar as consequências deste tipo de atividade, além de uma possível frequência de fogo adequada.

Já dentre os fatores que influenciaram positivamente estão as anomalias climáticas: primeiro o aumento na precipitação e em seguida na temperatura. Uma variedade de estudos tem afirmado que o aumento da precipitação favorece o adensamento lenhoso por mecanismos como incremento do crescimento, a dispersão e o recrutamento (Tews & Jeltsch 2004; Berry & Kulmatiski 2017; García Criado et al. 2020; Yang & Crews 2020). As espécies lenhosas tentem a ser menos fortemente competitivas que as gramíneas e herbáceas, no que diz respeito a exploração de água (Donzelli et al. 2013; Wargowsky et al. 2021), sendo assim eventos de maior precipitação, ou seja anomalias positivas, tendem a favorecer o estrato lenhoso a partir da maior oferta deste recurso.

Em relação à temperatura, era esperado uma influência direta e indireta do aumento da temperatura no adensamento lenhoso. Diretamente devido à correlação entre aquecimento global e a concentração de CO₂ na atmosfera, que aumentou cerca de 11% entre 2002 e 2021 (Carbon Tracker, 2022). O aumento do CO₂ tende a favorecer as plantas lenhosas, com metabolismo C3 em detrimento das gramíneas, geralmente com metabolismo C4. O CO₂ pode promover um maior recrutamento de sementes devido ao crescimento mais rápido. Já para plântulas as maiores taxas de crescimento permitem a saída da “armadilha de fogo” que influencia o gargalo demográfico do estrato lenhoso (Bond et al. 2003; Stevens et al. 2022). Já de forma indireta, porque o aumento da temperatura tem influência em um dos componentes mais importantes utilizados no modelo de estoque de água subterrânea, a evapotranspiração real (Figura 4). O aumento da temperatura que, embora não apresentado aqui, é acompanhado da diminuição da umidade do ar, tem aumentado a evapotranspiração nas últimas décadas, esta relação foi inclusive adicionada ao modelo de equações estruturais final de melhor ajuste

(Figura 14). Este efeito também foi levado em consideração no estudo de Zou et al. (2018) em que o clima mais quente e seco previsto para o futuro poderia aumentar o impacto do *Juniperus virginiana* L. na evapotranspiração.

A interação entre a anomalia na precipitação e o estoque de água subterrânea melhorou o ajuste do modelo geral. No entanto, esta relação foi negativa, este resultado talvez possa ser explicado pela natureza dos dados. Os dados da anomalia na precipitação, diferente da temperatura, possuem valores tanto positivos como negativos e, embora com magnitudes distintas, os dois sentidos ocorreram de maneira igual, ou seja, entre 2002 e 2021 houve seis eventos negativos e seis eventos positivos, com distribuição temporal aleatória.

Por fim, existem algumas considerações a serem feitas, ainda que grande parte das interações ambientais e o adensamento lenhoso tenham sido corroboradas, existe uma lacuna de estudos que considerem diversos fatores ao mesmo tempo como o presente estudo para o Cerrado. Um estudo anterior investigou a complexidade das relações entre fogo, clima e densidade de lenhosas nas savanas da África, Austrália e América do Sul (Lehamm et al. 2014). Outra consideração necessária é a divergência entre os dois modelos SEM, embora o modelo mais robusto tenha contemplado a maioria das hipóteses levantadas, é válido ressaltar que quando observa – se o padrão populacional de uma espécie (por exemplo, adensamento de *T. parviflora*) em contraste com um fenômeno generalizado (por exemplo, adensamento de lenhosas) é provável que exista um comportamento mais errático, pois como Zou et al. (2018) observaram no estudo com *Juniperus virginiana*, o adensamento lenhoso é um processo dinâmico que pode mudar ao longo do tempo sob a influência de diferentes fatores desconhecidos.

A profundidade do solo nas diferentes fitofisionomias (Figura 17) correspondeu ao apresentado na literatura (Ribeiro & Walter 2008) com as fitofisionomias savânicas como cerrado típico e ralo apresentando solos mais profundos, uma das condições para maior densidade de indivíduos lenhosos. Já as formações campestres apresentaram solos mais rasos, característica que propicia o pulso hidrológico sazonal dos campos úmidos, por exemplo. Embora o solo dos campos úmidos apresente umidade do solo significativamente maior no primeiro metro de solo do que as demais fitofisionomias (Figura 18), aparentemente sua função de manutenção desta umidade durante a seca, tem sofrido alteração. Em todas as fitofisionomias, exceto campos úmidos, era esperado que houvesse uma variação sazonal significativa da umidade do solo (seca vs. chuvoso). No entanto, o fato da umidade do solo ter sido significativamente menor durante a seca em dois dos três campos úmidos (Figura 19) deve ser visto com atenção, uma vez que as funcionalidades hídricas desta vegetação alagável são

de manter a umidade do solo com baixa variação entre as estações, como foi observado no transecto 9. O transecto 9 foi o único que apresentou áreas alagadas mesmo durante a seca e o transecto com menor porcentagem de copa da *T. parviflora*. A água em áreas úmidas vem do lençol freático raso ou superficial, sendo assim as áreas úmidas funcionam hidrológicamente como “esponjas” amortecendo as mudanças na vazão devido a eventos de chuva locais e armazenando a água das chuvas e liberando – a durante o período de seca (Junk et al. 2014). Embora a área do estudo esteja legalmente protegida, uma Unidade de Conservação, ainda sim foi afetada por fatores externos.

Dentre os objetivos do estudo estava a caracterização das causas e consequências do adensamento lenhoso em campos úmidos, para atingir este objetivo foi necessário caracterizar os campos úmidos, sobretudo em relação a seus atributos edáficos. A Figura 20 deixa explícito a separação dos campos úmidos em relação às demais fitofisionomias, mesmo de outros campos como os campos sujos. A análise dos principais componentes (PCA) também permitiu que fossem investigadas as principais características edáficas que podem estar relacionadas com o adensamento lenhoso. Por exemplo, o teor de areia no solo pode ter sido um facilitador para o crescimento rápido da espécie de adensamento pioneiro como a *T. parviflora*. Outro fator que pode ter sido importante para o adensamento lenhoso nestes campos úmido, sobretudo a proliferação da *T. parviflora* é o teor de alumínio (Al) no solo. O índice de saturação por alumínio (m) foi característico dos campos úmidos (Figura 20) e pode ter sido um filtro ecológico para *T. parviflora* ser a primeira espécie lenhosa a entrar nos campos úmidos. A *T. parviflora* pertence a família das Melastomataceae que possui diversas espécies acumuladoras de Al nas folhas, apesar de ser um elemento considerado tóxico para outras espécies a *T. parviflora* foi considerada uma hiper acumuladora de Al (Campos et al. 2014), e este pode ter sido um atributo que permitiu o adensamento desta espécie após o rebaixamento do lençol freático.

Buscando se aproximar do protocolo para avaliação de impactos decorrentes da invasão biológica proposto por Barney et al. (2015), e ao mesmo tempo adaptando o método ao tempo disponível para este estudo, sempre foi avaliada a diversidade entre quadrantes adensando e não adensados dentro do mesmo transecto, a fim de minimizar o efeito da heterogeneidade inerente às fitofisionomias do Cerrado. Sendo assim, a identificação e caracterização das consequências do adensamento lenhoso na comunidade herbáceo-graminosa, os resultados não só corroboraram a hipótese levantada como estão de acordo com as evidências mais tradicionais acerca das consequências deste fenômeno. Os campos úmidos embora tenham sido a terceira fitofisionomia com maior riqueza de morfoespécies foi a vegetação que apresentou

as maiores alterações, tanto estruturalmente como na diversidade. Embora não tenha apresentado alteração significativa entre as estações estudadas (Figura 22), a única espécie arbustiva com mais de 25% de cobertura amostrada nos campos úmidos foi a *T. parviflora* (Figura 21). Em termos de diversidade os campos úmidos só não perderam mais espécies que os campos sujos, fitofisionomia mais diversa do estudo. A espécie associada à perda de riqueza nos campos úmidos foi a *T. parviflora*, como observado anteriormente na APAGCV (Souza et al. 2022). Já os campos sujos perderam espécies na presença da gramínea exótica e invasora, *M. minutiflora* (Figura 23). Provavelmente devido à alta umidade do solo a *M. minutiflora* não estava presente nos campos úmidos. Assim como o índice de Shannon diminuiu na maioria dos ambientes invadidos, o índice de equabilidade de Pielou também diminuiu na maioria deles. Este fenômeno pode ter acontecido justamente pela entrada e adensamento destas espécies, que além de reduzirem a diversidade, alterou a proporção entre as abundâncias das espécies residentes dado seus crescimentos agressivos.

Alguns estudos (por exemplo, Riginos & Grace 2008) mostraram que a densidade de árvores apresentou forte associação negativa com a composição e riqueza de espécies herbáceas com associação do efeito da herbivoria na interação dos estratos. Outros resultados apontam que o aumento de plantas lenhosas diminui a diversidade de espécies herbáceas (gramíneas e outras plantas não-lenhosas) tanto pela perda direta de habitat quanto pela fragmentação do restante (Alofs & Fowler 2013). Estudo no sul do Brasil constatou a redução da riqueza de espécies devido ao adensamento de *Baccharis uncinella* DC. com redução da proporção de gramíneas, aumento de arbustos, incluindo *B. uncinella*, e impactos negativos sobre espécies herbáceas não-gramíneas sugerindo uma possível alteração na disponibilidade de recursos ou supressão direta por parte do arbusto (Guido et al. 2017).

O presente estudo gerou uma metodologia gratuita e em interface amigável ao usuário para detecção e monitoramento de adensamento lenhoso em áreas úmidas a longo prazo. Um dos principais desafios em sensoriamento remoto é encontrar a abordagem mais adequada considerando o *trade-off* entre as escalas temporal, espacial e espectral. Geralmente, produtos com ampla escala temporal tendem a ter uma resolução espacial grosseira. Este era, até então, um problema para o monitoramento de áreas úmidas que são formadas por pequenos fragmentos na paisagem. O desafio se torna ainda maior quanto a disponibilidade de produtos gratuitos que integram longo histórico de imagens com alta resolução espacial. Um estudo pioneiro utilizou Veículo Aéreo Não-Tripulado (VANT) como ferramenta de amostragem seguido do escalonamento para mapear o adensamento lenhoso de três espécies no Chile (Kattenborn et al. 2019). No entanto, os autores utilizaram os produtos do Sentinel-2 que

embora possua boa resolução espacial de 10 m, suas imagens estão disponíveis a partir apenas de 2014 até o presente. Para atingir o propósito deste estudo foi necessário “voltar no tempo” em pelo menos duas décadas, tempo suficiente para poder identificar possíveis padrões nos fatores ambientais propostos, rebaixamento do lençol freático, regime de fogo e anomalia climática. Os satélites Landsat possuem uma das maiores séries históricas de imageamento do planeta terra, porém para o propósito deste trabalho suas imagens têm baixa resolução espacial, 30 m. O processo de fusão de imagens, sobretudo pancromáticas com multiespectrais (*pan-shaperning*) não é recente, no entanto está tomando novos rumos com a difusão de algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) e aprendizagem profunda (*deep learning*) (Zhang et al. 2023). Uma vez que o sensoriamento remoto tem se tornado uma ferramenta poderosa e que pode ser usada para monitorar a biodiversidade de forma abrangente e eficiente (Reddy, 2021), a necessidade de plataformas para utilização desta ferramenta de forma amigável ao usuário tem crescido rapidamente. Aqui foi proposto o uso do QGIS como principal plataforma, além de gratuito o QGIS permite a instalação de plug-ins que ampliam suas aplicações e de forma intuitiva.

Embora este estudo tenha contribuído para a detecção e monitoramento de adensamento lenhoso em áreas úmidas, permanecem ainda muitos desafios e possibilidades. Aqui foram utilizadas imagens SPOT-5 de 2.5 m e imagens submétricas disponibilizadas pelo Google Earth para identificar e treinar os modelos de classificação. No entanto, com a disseminação do uso de imagens Planet (3 m) pode ser uma fonte de dados interessante para estudos futuros em áreas úmidas. Outra possibilidade é a sinergia entre imagens geradas por VANT e de satélites (Alvarez-Vanhard et al. 2021). Um dos desafios encontrados no uso das imagens do Landsat 7 foram os erros de varredura presentes em imagens a partir de 2004. Estes erros são estrias que em cada imagem mudam de lugar, prejudicando as análises de dinâmica do adensamento lenhoso principalmente em unidades de conservação como a ESECAE, que possui uma pequena área contínua de veredas. Os recentes avanços em aprendizagem profunda podem auxiliar na correção destes erros, pois a correção manual foi muito demorada. O fenômeno de adensamento lenhoso de campos, sobretudo campos úmidos, não é local muito menos particular do DF. Este fenômeno está acontecendo em todo o Brasil, trazendo a necessidade de que se continue a investigação das causas deste fenômeno. O rebaixamento do lençol freático tem sido um fator frequentemente relatado como possível causa e o uso de modelos de estoque de água subterrânea como o apresentado por Ahamed et al. (2022) podem contribuir com as avaliações partindo de estudos de validação para os campos do Brasil.

5. Conclusões

Em relação a identificação e caracterização das possíveis causas do adensamento lenhoso em formações campestres de áreas úmidas do DF, este estudo conseguiu fazer o mapeamento histórico de 20 anos da dinâmica espacial do adensamento lenhoso e, em particular da espécie *T. parviflora*, nas quatro principais unidades de conservação do DF. A perda de cerca de 40% das áreas úmidas para o adensamento lenhoso é um alerta não só para a necessidade da mitigação das causas, mas também para o manejo das áreas já adensadas. A espécie escolhida, *T. parviflora*, tem papel crucial no início do processo de adensamento. No entanto, foi possível constatar uma sucessão de outras espécies lenhosas que estão convertendo as áreas úmidas. Existe ainda a necessidade de identificar as demais espécies para propor métodos de manejo especializado para cada caso.

Mudanças na hidrologia das áreas úmidas estão relacionadas ao processo de adensamento lenhoso. No modelo utilizado para investigar as causas do adensamento lenhoso na APA Gama-Cabeça-de-Veado (APAGCV), foi possível comparar duas unidades hidrográficas (UH) com características distintas como diferentes usos dos solos adjacentes e utilização de água subterrânea. Os resultados auxiliam no entendimento entre área convertida e a utilização dos recursos hídricos, chamando a atenção para uma distribuição mais igualitária da água no DF. A partir deste estudo pode-se observar que a mudança do uso do solo e retirada da água subterrânea nos arredores da APAGCV foram os fatores preponderantes para redução da resiliência do estoque de água subterrânea frente às mudanças climáticas.

Após o devido mapeamento da dinâmica das manchas de adensamento lenhoso e geração do modelo para rebaixamento do lençol freático foi possível associar o histórico de regime do fogo e anomalias climáticas para entender as principais causas do adensamento lenhoso em áreas úmidas da APAGCV, com o rebaixamento do lençol freático sendo o principal fator. O aumento na temperatura afetou positivamente o processo de adensamento lenhoso.

Quanto à identificação e caracterização das consequências do adensamento lenhoso em áreas úmidas do Cerrado, este trabalho apresentou evidências de uma alteração na sazonalidade hídrica dos campos úmidos adensados. Enquanto as áreas ainda pristinas mantiveram conteúdo volumétrico de água constantemente alto entre as duas estações, chuvosa e seca, os campos úmidos que sofreram processo de adensamento lenhoso perderam a umidade do solo durante o período da seca. Embora este processo possa ser apontado também como uma causa da entrada de lenhosas nos campos úmidos, não há dúvida que a principal funcionalidade hidrológica,

armazenar e distribuir água, dos campos úmidos foi afetada. Outra funcionalidade igualmente importante das áreas úmidas é abrigar uma grande diversidade de espécies, sobretudo endêmicas. Em consonância com evidências ao redor do mundo, constatou-se um impacto negativo na diversidade herbáceo-graminosa em áreas adensadas. Além da queda de espécies, o adensamento lenhoso está mudando a fisionomia das áreas úmidas e, conseqüentemente, suas características ecológicas. Este processo torna ainda mais desafiador o manejo destas áreas úmidas.

Por fim, o processo para responder os questionamentos acima gerou uma série de passos que poderão ser reproduzidos para as demais áreas úmidas do Brasil. Este trabalho propõe a fusão de imagens Landsat 7 (ETM+) multiespectral (30 m) com a pancromática (15 m) para avaliar uma série histórica ampla com relativa alta resolução espacial, fator essencial para o monitoramento de áreas úmidas, geralmente formadas por pequenos fragmentos na paisagem. Este processo foi feito em plataforma gratuita e com interface amigável ao usuário, assim como a própria classificação supervisionada orientada ao objeto. Outro procedimento que poderá ser amplamente utilizado é o uso de imagens gratuita de 2.5 m de resolução espacial do satélite SPOT-5 para a validação visual das manchas de adensamento. Segue como um dos desafios e sugestões a utilização de formas automatizadas para correção dos erros de varredura do ETM+ a partir de 2004. Este processo pode ser demorado a depender do tamanho da área e espectro temporal a ser estudado. Outra possibilidade que pode ser considerada é o uso de imagens Planet (3m), pois possuem alta resolução e não necessitam do processo de fusão, porém são imagens pagas. Este estudo abre possibilidades para o aprofundamento nos estudos de áreas úmidas em escala regional. Por fim, propõe-se o aperfeiçoamento de técnicas de monitoramento de estoque de água subterrânea de forma remota, principalmente no que diz respeito a validação tanto em campo como a partir de outras fontes remotas.

Resumidamente, o rebaixamento do lençol freático foi a principal causa do adensamento lenhoso na APAGCV. O rebaixamento do lençol freático pode ter sido ocasionado pela mudança de uso do solo nos arredores da unidade de conservação, assim como o uso de recursos hídricos de forma irrestrita pela população de alta renda da região. O adensamento lenhoso promoveu a perda de diversidade do estrato herbáceo-graminoso e mudança na fisionomia das áreas úmidas o que pode ter afetado as características ecológicas destas áreas. Este estudo contribui com a trajetória para o amplo estudo de áreas úmidas em escala regional utilizando o sensoriamento remoto como ferramenta.

6. Referências Bibliográficas

- Alofs, K. M., & Fowler, N. L. (2013). Loss of native herbaceous species due to woody plant encroachment facilitates the establishment of an invasive grass. *Ecology*, 94(3), 751-760
- Alvarez-Vanhard, E., Corpetti, T., & Houet, T. (2021). UAV & satellite synergies for optical remote sensing applications: A literature review. *Science of remote sensing*, 3, 100019.
- Asner, G. P., & Vitousek, P. M. (2005). Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102(12), 4383–4386. <https://doi.org/10.1073/pnas.0500823102>
- Avila-Diaz, A., Benezoli, V., Justino, F., Torres, R., & Wilson, A. (2020). Assessing current and future trends of climate extremes across Brazil based on reanalyses and earth system model projections. *Climate Dynamics*, 55(5–6), 1403–1426. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05333-z>
- Babaeian, E., Sadeghi, M., Franz, T. E., Jones, S., & Tuller, M. (2018). Mapping soil moisture with the OPTical TRapezoid Model (OPTRAM) based on long-term MODIS observations. *Remote sensing of environment*, 211, 425-440.
- Babaeian, E., Sidike, P., Newcomb, M. S., Maimaitijiang, M., White, S. A., Demieville, J., ... & Tuller, M. (2019). A new optical remote sensing technique for high-resolution mapping of soil moisture. *Frontiers in big Data*, 2, 37.
- Barney, J. N., Tekiela, D. R., Barrios-Garcia, M. N., Dimarco, R. D., Hufbauer, R. A., Leipzig-Scott, P., ... & Maxwell, B. D. (2015). Global Invader Impact Network (GIIN): toward standardized evaluation of the ecological impacts of invasive plants. *Ecology and evolution*, 5(14), 2878-2889.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. M., & Walker, S. C. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.

- aBurdun, I., Bechtold, M., Sagris, V., Komisarenko, V., De Lannoy, G., & Mander, Ü. (2020). A comparison of three trapezoid models using optical and thermal satellite imagery for water table depth monitoring in Estonian bogs. *Remote Sensing*, 12(12), 1–24.
- bBurdun, I., Bechtold, M., Sagris, V., Lohila, A., Humphreys, E., Desai, A. R., Nilsson, M. B., De Lannoy, G., & Mander, Ü. (2020). Satellite determination of peatland water table temporal dynamics by localizing representative pixels of a SWIR-based moisture index. *Remote Sensing*, 12(18), 1–21.
- Bernardi, R. E., de Jonge, I. K., & Holmgren, M. (2016). Trees improve forage quality and abundance in South American subtropical grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, 227-231
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in ecology & evolution*, 20(7), 387-394.
- Bond, W. J., Midgley, G. F., & Woodward, F. I. (2003). The importance of low atmospheric CO₂ and fire in promoting the spread of grasslands and savannas. *Global Change Biology*, 9(7), 973-982.
- Bonvicino, C. R., Lazar, A., Corrêa, M. M., Weksler, M., Costa Paula, A. da, & Bezerra, A. M. (2015). Conservation units in the core area of the Cerrado domain: an overview on the small nonvolant mammals (Rodentia and Didelphimorphia). *Heringeriana*, 8(2), 202-221. <https://doi.org/10.17648/heringeriana.v8i2.105>
- Bradley, B. A., Blumenthal D. M., Wilcove D. S., Ziska L. H. (2010) Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends Ecol Evol* 25:310–318. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.12.003>
- Brooks, M. L., D’Antonio, C. M., Richardson, D. M., Grace, J. B., Keeley, J. E., DiTomaso, J. M., ... Pyke, D. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54(7), 677–688. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\(0677:EOIAP0\)2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054(0677:EOIAP0)2.0.CO;2)
- Browning, D. M., Archer, S. R., Asner, G. P., McClaran, M. P., & Wessman, C. A. (2008). Woody plants in grasslands: Post-encroachment stand dynamics. *Ecological Applications*, 18(4), 928-944.

- Burke, A. M. J. W., Grime, J. P., Ecology, S., & Apr, N. (2011). An Experimental Study of Plant Community Invasibility. *Ecology*, 77(3), 776–790.
- Caldeira, M. C., Lecomte, X., David, T. S., Pinto, J. G., Bugalho, M. N., & Werner, C. (2015). Synergy of extreme drought and shrub invasion reduce ecosystem functioning and resilience in water-limited climates. *Scientific Reports*, 5(October), 1–9. <https://doi.org/10.1038/srep15110>
- Campagnolo, M. L., Libonati, R., Rodrigues, J. A., & Pereira, J. M. C. (2021). A comprehensive characterization of MODIS daily burned area mapping accuracy across fire sizes in tropical savannas. *Remote Sensing of Environment*, 252(October 2020), 112115. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.112115>
- Campagnolo, M. L., Oom, D., Padilla, M., & Pereira, J. M. C. (2019). A patch-based algorithm for global and daily burned area mapping. *Remote Sensing of Environment*, 232(January), 111288. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111288>
- Campos, N. V., Pereira, T. A., Machado, M. F., Guerra, M. B., Tolentino, G. S., Araujo, J. S., ... & Schaefer, C. E. (2014). Evaluation of micro-energy dispersive X-ray fluorescence and histochemical tests for aluminium detection in plants from High Altitude Rocky Complexes, Southeast Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86, 285-296.
- Castro, K. B. D. (2017). Segurança hídrica urbana: morfologia urbana e indicadores de serviços ecossistêmicos, estudo de caso do Distrito Federal, Brasil.
- CarbonTracker CT2022 (2022), acessado em 08 de fevereiro de 2024. Disponível em: <http://carbontracker.noaa.gov>
- Cavaleri, M. A., & Lawren, S. (2010). Comparative water use of native and invasive plants at multiple scales: A global meta-analysis. *Ecology*, 91(9), 2705–2715. <https://doi.org/10.1890/09-0582.1>
- Charlesworth, S. M., Harker, E., & Rickard, S. (2003). A review of sustainable drainage systems (SuDS): A soft option for hard drainage questions? *Geography*, 88(2), 99–107.

- Choto, M., & Fetene, A. (2019). Impacts of land use/land cover change on stream flow and sediment yield of Gojeb watershed, Omo-Gibe basin, Ethiopia. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 14, 84-99.
- Chuvieco, E., Mouillot, F., van der Werf, G. R., San Miguel, J., Tanasse, M., Koutsias, N., ... Giglio, L. (2019). Historical background and current developments for mapping burned area from satellite Earth observation. *Remote Sensing of Environment*, 225(November 2018), 45–64. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.013>
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., ... Valentini, R. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437(7058), 529–533. <https://doi.org/10.1038/nature03972>
- Claessen, M. E. C. (1997). Manual de métodos de análise de solo. Embrapa Solos-Docmentos (INFOTECA-E).
- Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2019). Projeções Populacionais para as regiões administrativas do Distrito Federal 2010-2020. Brasília: CODEPLAN. Disponível em: <https://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2021/12/Estudo-Projecoes-populacionais-para-as-Regioes-Administrativas-do-Distrito-Federal-2020-2030-Resultados.pdf>
- Dai, A. (2013). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change*, 3(1), 52–58. <https://doi.org/10.1038/nclimate1633>
- D'Antonio, C. M., Dudley, T. L., & Mack, M. (1999). Disturbance and biological invasions: direct effects and feedbacks. p. 413–452. LR Walker Ecosystems of the world; ecosystems of disturbed ground. *Ecosystems of the World*.
- Dassonville, N., Vanderhoeven, S., Vanparys, V., Hayez, M., Gruber, W., & Meerts, P. (2008). Impacts of Alien Invasive Plants on Soil Nutrients Are Correlated with Initial Site Conditions in NW Europe. *Oecologia*, 157(1), 131-140. <http://www.jstor.org/stable/40309595>

- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: A general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88(3), 528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- de Souza, G. F., Ferreira, M. C., & Munhoz, C. B. R. (2022). Decrease in species richness and diversity, and shrub encroachment in Cerrado grasslands: A 20 years study. *Applied Vegetation Science*, 25(3), e12668.
- Diez, J. M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grosholz, E. D., Olden, J. D., Sorte, C. J. B., ... Miller, L. P. (2012). Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(5), 249–257. <https://doi.org/10.1890/110137>
- Ding, J., & Eldridge, D. (2023). The success of woody plant removal depends on encroachment stage and plant traits. *Nature Plants*, 9(1), 58-67.
- Donzelli, D., De Michele, C., & Scholes, R. J. (2013). Competition between trees and grasses for both soil water and mineral nitrogen in dry savannas. *Journal of theoretical biology*, 332, 181-190.
- Durigan, G., Munhoz, C. B., Zakia, M. J. B., Oliveira, R. S., Pilon, N. A. L., do Valle, R. S. T., ... & Pott, A. (2022). Cerrado wetlands: multiple ecosystems deserving legal protection as a unique and irreplaceable treasure. *Perspect Ecol Conserv.*
- Ehrenfeld, J. G. (2010). Ecosystem consequences of biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 41(2010), 59–80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144650>
- Fahey, C., Angelini, C., Flory, S. L. (2018) Grass invasion and drought interact to alter the diversity and structure of native plant communities. *Ecology* 99:2692–2702. <https://doi.org/10.1002/ecy.2536>
- Ferreira, M. E., Ferreira, L. G., Sano, E. E., & Shimabukuro, Y. E. (2007). Spectral linear mixture modelling approaches for land cover mapping of tropical savanna areas in Brazil. *International Journal of Remote Sensing*, 28(2), 413-429.

- Field, C. B., Barros, V., Stocker, T. F., & Dahe, Q. (2012). Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation: special report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press.
- Funk, J. L., & Vitousek, P. M. (2007). Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature*, *446*(7139), 1079–1081. <https://doi.org/10.1038/nature05719>
- García Criado, M., Myers-Smith, I. H., Bjorkman, A. D., Lehmann, C. E., & Stevens, N. (2020). Woody plant encroachment intensifies under climate change across tundra and savanna biomes. *Global Ecology and Biogeography*, *29*(5), 925-943.
- George, K., Ziska, L. H., Bunce, J. A., Quebedeaux, B., Hom, J. L., Wolf, J., & Teasdale, J. R. (2009). Macroclimate associated with urbanization increases the rate of secondary succession from fallow soil. *Oecologia*, *159*(3), 637–647. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1238-0>
- Gonçalves, R. V. S., Cardoso, J. C. F., Oliveira, P. E., & Oliveira, D. C. (2021). Changes in the Cerrado vegetation structure: insights from more than three decades of ecological succession. *Web Ecology*, *21*(1), 55-64.
- Grellier, S., Ward, D., Janeau, J. L., Podwojewski, P., Lorentz, S., Abbadie, L., ... & Barot, S. (2013). Positive versus negative environmental impacts of tree encroachment in South Africa. *Acta Oecologica*, *53*, 1-10
- Guido, A., Salengue, E., & Dresseno, A. (2017). Effect of shrub encroachment on vegetation communities in Brazilian forest-grassland mosaics. *Perspectives in ecology and conservation*, *15*(1), 52-55.
- Gxasheka, M., Gajana, C. S., & Dlamini, P. (2023). The role of topographic and soil factors on woody plant encroachment in mountainous rangelands: A mini literature review. *Heliyon*
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L. F. (1992). Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*, *6*(3), 324–337. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x>

- Jackson, R. B., Banner, J. L., Jobbágy, E. G., Pockman, W. T., & Wall, D. H. (2002). Ecosystem carbon loss with woody plant invasion of grasslands. *Nature*, 418(6898), 623-626. <https://doi.org/10.1038/nature00910>
- Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., & Noretto, M. D. (2009). Ecohydrology in a human-dominated landscape. *Ecohydrology: Ecosystems, Land and Water Process Interactions. Ecohydrogeomorphology*, 2(3), 383-389. <https://doi.org/10.1002/eco>
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., ... & Agostinho, A. A. (2014). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 24(1), 5-22.
- Kattenborn, T., Lopatin, J., Förster, M., Braun, A. C., & Fassnacht, F. E. (2019). UAV data as alternative to field sampling to map woody invasive species based on combined Sentinel-1 and Sentinel-2 data. *Remote Sensing of Environment*, 227(March), 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.03.025>
- Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19(3), 707–713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>
- Kowarik, I., & der Lippe, M. von. (2008). Pathways in Plant Invasions, In *Biological invasions* (pp. 29-47). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_3
- Le Maitre, D. C. (2004). Predicting invasive species impacts on hydrological processes: the consequences of plant physiology for landscape processes. *Weed Technology*, 1408-1410. <http://www.jstor.org/stable/3989661>
- Le Maitre, D. C., Gush, M. B., & Dzikiti, S. (2015). Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales. *AoB PLANTS*, 7(1). <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv043>
- Linstädter, A., Bora, Z., Tolera, A., & Angassa, A. (2016). Are trees of intermediate density more facilitative? Canopy effects of four East African legume trees. *Applied Vegetation Science*, 19(2), 291-303.

- Lipsett-Moore, G. J., Wolff, N. H., & Game, E. T. (2018). Emissions mitigation opportunities for savanna countries from early dry season fire management. *Nature Communications*, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04687-7>
- Lowry, B. J., Lowry, J. H., Jarvis, K. J., Keppel, G., Thaman, R. R., & Boehmer, H. J. (2020). Spatial patterns of presence, abundance, and richness of invasive woody plants in relation to urbanization in a tropical island setting. *Urban Forestry and Urban Greening*, 48(October 2019), 126516. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126516>
- Luo, J., & Cardina, J. (2012). Germination patterns and implications for invasiveness in three *Taraxacum* (Asteraceae) species. *Weed Research*, 52(2), 112–121. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00898.x>
- Mack, M. C., & D'Antonio, C. M. (1998). Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends in Ecology and Evolution*, 13(5), 195–198. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01286-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01286-X)
- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, M. W., Evans, H., Clout, M., & Bazzaz, F. A. (2000). Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications*, 10(3), 689–710.
- Malmqvist, B., & Rundle, S. (2002). Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation*, 29(2), 134–153. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000097>
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Mews, H. A., Marimon, B. S., Maracahipes, L., Franczak, D. D., & Marimon, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um cerrado típico na região nordeste do estado de mato grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 73–82. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100007>
- Mews, H. A., Marimon, B. S., Maracahipes, L., Franczak, D. D., & Marimon, B. H. (2011). Dinâmica da comunidade lenhosa de um cerrado típico na região nordeste do estado de

mato grosso, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(1), 73–82. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000100007>

Miatto, R. C., Silva, I. A., Silva-Matos, D. M., & Marrs, R. H. (2011). Woody vegetation structure of Brazilian Cerrado invaded by *Pteridium arachnoideum* (Kaulf.) Maxon (Dennstaedtiaceae). *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(8), 757–762. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2010.12.001>

Miranda, Heloisa S., Bustamante, Mercedes M. C. and Miranda, Antonio C.. "4. The Fire Factor". *The Cerrados of Brazil*, edited by Paulo S. Oliveira and Robert J. Marquis, New York Chichester, West Sussex: Columbia University Press. (2002) pp. 51-68. <https://doi.org/10.7312/oliv12042-003>

Mistry, J. (1998). Fire in the cerrado (savannas) of Brazil: An ecological review. *Progress in Physical Geography*, 22(4), 425–448. <https://doi.org/10.1191/030913398668494359>

Mogashoa, R., Dlamini, P., & Gxasheka, M. (2021). Grass species richness decreases along a woody plant encroachment gradient in a semi-arid savanna grassland, South Africa. *Landscape Ecology*, 36, 617-636.

Mokhtari, A., Sadeghi, M., Afrasiabian, Y., & Yu, K. (2023). OPTRAM-ET: A novel approach to remote sensing of actual evapotranspiration applied to Sentinel-2 and Landsat-8 observations. *Remote Sensing of Environment*, 286, 113443.

Moravcová, L., Pyšek, P., Jarošík, V., Havlíčková, V., & Zákrevský, P. (2010). Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: Traits of invasive and non-invasive species. *Preslia*, 82(4), 365–390.

Munhoz, C. B. R., & Araújo, G. D. (2011). Métodos de amostragem do estrato herbáceo-subarbustivo. *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos*, 1, 213-230.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.

Ojeda Olivares, E. A., Sandoval Torres, S., Belmonte Jiménez, S. I., Campos Enríquez, J. O., Zignol, F., Reygadas, Y., & Tiefenbacher, J. P. (2019). Climate change, land use/land

- cover change, and population growth as drivers of groundwater depletion in the Central Valleys, Oaxaca, Mexico. *Remote Sensing*, 11(11), 1290.
- Pauchard, A., Aguayo, M., Peña, E., & Urrutia, R. (2006). Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation*, 127(3), 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015>
- Peetoom Heida, I., Brown, C., Dettlaff, M. A., Oppon, K. J., & Cahill Jr, J. F. (2021). Presence of a dominant native shrub is associated with minor shifts in the function and composition of grassland communities in a northern savannah. *AoB Plants*, 13(2), plab011.
- Pereira Junior, A. C., Oliveira, S. L., Pereira, J. M., & Turkman, M. A. A. (2014). Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. *PloS one*, 9(7), e102380.
- Pivello, V. R., Shida, C. N., & Meirelles, S. T. (1999). Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation*, 8(9), 1281-1294. <https://doi.org/10.1023/A:1008933305857>
- Pivello, V. R., Vieira, M. V., Grombone-Guaratini, M. T., & Matos, D. M. S. (2018). Thinking about super-dominant populations of native species—Examples from Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 74-82.
- Plano de Manejo da Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília. Volume 1.3 (2023). Brasília
- Price, O., & Bradstock, R. (2014). Countervailing effects of urbanization and vegetation extent on fire frequency on the Wildland Urban Interface: Disentangling fuel and ignition effects. *Landscape and urban planning*, 130, 81-88.
- Projeto MapBiomas – Coleção 8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil, acessado em 20/11/2023, através do link: <https://code.earthengine.google.com/?scriptPath=users%2Fmapbiomas%2Fuser-toolkit%3Amapbiomas-user-toolkit-fire.js>

- R Core Team 2018 R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing (Vienna: R Foundation for Statistical Computing, available at: www.R-project.org/)
- Rascher, K. G., Große-Stoltenberg, A., Máguas, C., & Werner, C. (2011). Understory Invasion by *Acacia longifolia* Alters the Water Balance and Carbon Gain of a Mediterranean Pine Forest. *Ecosystems*, 14(6), 904–919. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9453-7>
- Reddy, C. S. (2021). Remote sensing of biodiversity: what to measure and monitor from space to species?. *Biodiversity and Conservation*, 30(10), 2617-2631.
- Reichstein, M., Bahn, M., Ciais, P., Frank, D., Mahecha, M. D., Seneviratne, S. I., ... Wattenbach, M. (2013). Climate extremes and the carbon cycle. *Nature*, 500(7462), 287–295. <https://doi.org/10.1038/nature12350>
- Ribeiro, J.F.; Walter, B. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. *Cerrado: Ecologia e Flora*, 151–212, 2008.
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Dane Panetta, F., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6(2), 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Riginos, C., & Grace, J. B. (2008). Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: Bottom-up vs. top-down effects. *Ecology*, 89(8), 2228-2238.
- Robinet, J., Minella, J. P., de Barros, C. A., Schlesner, A., Lücke, A., Azeiteiro-Mariño, Y., ... & Govers, G. (2018). Impacts of forest conversion and agriculture practices on water pathways in Southern Brazil. *Hydrological Processes*, 32(15), 2304-2317.
- Roitman, I., Felfili, J. M., & Rezende, A. V. (2008). Tree dynamics of a fire-protected cerrado sensu stricto surrounded by forest plantations, over a 13-year period (1991-2004) in Bahia, Brazil. *Plant Ecology*, 197(2), 255–267. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9375-9>
- Rosolen, V., de Oliveira, D. A., & Bueno, G. T. (2015). Vereda and Murundu wetlands and changes in Brazilian environmental laws: challenges to conservation. *Wetlands ecology and management*, 23, 285-292.

- Roy, D. P., & Landmann, T. (2005). Characterizing the surface heterogeneity of fire effects using multi-temporal reflective wavelength data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(19), 4197–4218. <https://doi.org/10.1080/01431160500112783>
- Sala O. E., Chapin F. S. , Armesto J. J. et al. (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287, 1770–1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Scott, R. L., Huxman, T. E., Barron-Gafford, G. A., Darrel Jenerette, G., Young, J. M., & Hamerlynck, E. P. (2014). When vegetation change alters ecosystem water availability. *Global Change Biology*, 20(7), 2198–2210. <https://doi.org/10.1111/gcb.12511>
- Stevens, N., Bond, W., Feurdean, A., & Lehmann, C. E. (2022). Grassy ecosystems in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, 47, 261–289.
- Szita, K., & Gyo, K. (2021). The role of disturbance in invasive plant establishment in a changing climate : insights from a drought experiment, 8. <https://doi.org/10.1007/s10530-021-02478-8>
- Tennekes M. (2018). “tmap: Thematic Maps in R.” *Journal of Statistical Software*, 84(6), 1–39. doi: 10.18637/jss.
- Trindade, V. L. Efeito do adensamento de arbusto na riqueza, composição e atributos funcionais: mudança temporal em vereda. (2023). Dissertação Mestrado em Botânica.
- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J. C., & Simberloff, D. (2008). In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10(8), 1345–1351. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9209-7>
- Van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., ... Pyšek, P. (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*, 525(7567), 100–103. <https://doi.org/10.1038/nature14910>
- Van Kleunen, M., Weber, E., & Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, 13(2), 235–245. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>

- Vitousek P. M., Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>
- Vitousek, P. M. (1990). Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem. *Oikos*, 57(1), 7–13. <https://www.jstor.org/stable/3565731>
- Wargowsky, I. K., NeSmith, J. E., & Holdo, R. M. (2021). Root vascular traits differ systematically between African savanna tree and grass species, with implications for water use. *American journal of botany*, 108(1), 83-90.
- Wilcox, B. P., Basant, S., Olariu, H., & Leite, P. A. (2022). Ecohydrological connectivity: A unifying framework for understanding how woody plant encroachment alters the water cycle in drylands. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 934535.
- Zhang, K., Zhang, F., Wan, W., Yu, H., Sun, J., Del Ser, J., ... & Hussain, A. (2023). Panchromatic and multispectral image fusion for remote sensing and earth observation: Concepts, taxonomy, literature review, evaluation methodologies and challenges ahead. *Information Fusion*.
- Zou, C. B., Twidwell, D., Bielski, C. H., Fogarty, D. T., Mittelstet, A. R., Starks, P. J., ... & Acharya, B. S. (2018). Impact of eastern redcedar proliferation on water resources in the Great Plains USA—current state of knowledge. *Water*, 10(12), 1768.