



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

TESE DE DOUTORADO

**DIVERSIDADE VEGETAL, VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO
BIOLÓGICA DO CERRADO**

Marcela Costa Ferreira
Orientadora: Alba Valéria Rezende
Coorientador: Renato Vinícius Oliveira Castro

BRASÍLIA – DF

2022

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

DIVERSIDADE VEGETAL, VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO
BIOLÓGICA DO CERRADO

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Departamento de Engenharia Florestal, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

Marcela Costa Ferreira
Orientadora: Alba Valéria Rezende
Coorientador: Renato Vinícius Oliveira Castro

BRASÍLIA – DF

2022

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**“DIVERSIDADE VEGETAL, VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO
BIOLÓGICA DO CERRADO”**

MARCELA COSTA FERREIRA

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTORA EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

Prof. Dra. Alba Valéria Rezende
(Orientadora, Departamento de Engenharia Florestal – UnB)

Prof. Dr. Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi
(Examinador Interno, Departamento de Engenharia Florestal – UNB)

Dra. Fabiana de Góis Aquino
(Examinador Externo, Embrapa Cerrados)

Dr. Ben Hur Marimon Júnior
(Examinador Externo, Departamento de Ciências Biológicas - UNEMAT)

DATA: BRASÍLIA/DF, 18 de FEVEREIRO de 2022.

FICHA CATALOGRÁFICA

FF383d Ferreira, Marcela Costa
Diversidade vegetal, variáveis ambientais e serviços ecossistêmicos: subsídios para a conservação biológica do Cerrado / Marcela Costa Ferreira; orientador Alba Valéria Rezende; co-orientador Renato Vinícius Oliveira Castro. -- Brasília, 2022.
159 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2022.

1. Análise de decisão multicritério. 2. Carbono da vegetação acima do solo. 3. Cerrado. 4. Uso e cobertura do solo. 5. Zoneamento da paisagem. I. Rezende, Alba Valéria, orient. II. Castro, Renato Vinícius Oliveira, co-orient. III. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FERREIRA, M.C. (2022). Diversidade vegetal, variáveis ambientais e serviços ecossistêmicos: subsídios para a conservação biológica do Cerrado. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2022. 159p

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Marcela Costa Ferreira

TÍTULO: Diversidade vegetal, variáveis ambientais e serviços ecossistêmicos: subsídios para a conservação biológica do Cerrado

GRAU: Doutora

ANO: 2022

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta Tese de Doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. Os autores reservam outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa Tese de Doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito dos autores.

Marcela Costa Ferreira
Departamento de Engenharia Florestal (EFL)-FT
Universidade de Brasília (UnB)
Campus Darcy Ribeiro
CEP 70919-970 - Brasília - DF- Brasil

Dedico este trabalho ao meu querido tio Ivan (em memória) que apesar de ter partido em 2017, no início do meu doutorado, viveu comigo tempo suficiente para me ensinar sobre o valor da vida, das pessoas e da natureza.

Dedico também à minha querida avó Selma (em memória), ao meu tio Ildefonso (em memória), ao amigo Valter (em memória) e a todas as demais vítimas da Covid-19.

“Acredite, pense e faça,
use sua intuição,
transforme sonho em suor,
pensamento em ação.
Enfrente cada batalha
sabendo que a gente falha
e que isso é natural,
cair pra se levantar,
aprender pra ensinar
que o bem é maior que o mal.

Que primeiro a gente planta
e só depois vai colher.
O roteiro é sempre este:
lutar pra depois vencer.
E que a arma mais potente
seja sempre a sua mente
munida só de bondade.
Se você não se entregar,
dá até pra acreditar
nessa tal humanidade”.

(Trecho do cordel *Acredite*, de Bráulio Bessa)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por todo amparo concedido a mim.

Aos meus pais, pelo amor e carinho. A vida de vocês é um livro de lições. Obrigada por serem o esteio da nossa família e por terem me ensinado o valor do estudo como ferramenta de mudança pessoal e de mudança do mundo.

Cláudio, meu companheiro de vida! Amor, carinho, amizade, companheirismo e leveza são alguns dos benefícios que tenho tido ao longo de tantos anos de convivência com você! A trajetória é infinitamente melhor com você! Obrigada por me dar uma segunda família, que também tem me apoiado em minha caminhada (em especial, obrigada Geni e Kim).

Às minhas irmãs, Priscilla, Renata e Fernanda. À mana, obrigada por se fazer presente, mesmo estando distante fisicamente. Renatinha, que com todo o seu jeitinho me mostrou o caminho para ficar emocionalmente bem e centrada, novamente. Agradeço em especial, à minha irmã Fernanda. Quando parecia que eu não tinha mais fôlego, Nanda pegou na minha mão e me ajudou a seguir em frente.

À minha família, às amigas recentes e aquelas de uma vida inteira. Em especial, agradeço ao meu padrinho Sérgio, dindinha Regina e ao Caio, pelo carinho e por me receberem na Ferragista, local que fiz de escritório por vários meses ao longo da pandemia. Ao meu tio Israel, pela sabedoria, paciência e pelas conversas que tanto tranquilizaram o meu coração nessa etapa desafiadora da minha vida. À minha prima e irmã Bárbara (Bimba) pela amizade e apoio em todas as fases da minha vida. Obrigada por entender minhas ausências nos últimos anos de nossas vidas. À Flaviane, Paulo e às crianças: tê-los por perto durante a minha permanência em Brasília foi uma oportunidade maravilhosa e única que a vida me deu. Alexandre (Costinha), Caio César, Débora, Demétrius, Edgar, Eliza, Edwaldo, Flavinha (minha amizade de pandemia), Marinho e Vitinho: obrigada pela torcida e por estarem presentes em ocasiões importantes ao longo do doutorado. Aos amigos da CARES e da Fraternidade Cristã Paulo e Estêvão: obrigada pelo carinho e, especialmente, pelo acolhimento e orações.

Agradeço também à Jeh Jeh por me ensinar tanto e por trazer aconchego ao meu coração em muitas ocasiões difíceis: sou uma pessoa mais leve desde que você entrou em minha vida! À Maíse, por sempre me ajudar a ver além dos obstáculos. À Nick, pelo apoio incessante em momentos tão difíceis, pela presença e companheirismo, à sua mãe Ananélia e ao seu pai Gaëtan: obrigada por me receberem com tanto carinho em Brasília e por tornarem minhas idas à capital em momentos especiais de convivência fraterna e muita alegria. Vocês são presentes

da UnB! À Paulinha, obrigada por ser minha companhia *on-line* desde o início da pandemia. Sua presença e amizade me sustentaram em ocasiões muito difíceis. Sou muito grata pela sua chegada em minha vida! À Ana Lúcia por me apresentar a Yoga e à Jack pelas conversas e terapias: obrigada por me ajudarem a compreender que eu poderia chegar no final.

À minha orientadora Alba e aos meus coorientadores, Renato e Anderson. Agradeço a paciência, ensinamentos, por me ensinarem o valor da pesquisa e pelo apoio conferido ao longo do doutorado.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UnB e à CAPES e FAPDF pelo apoio financeiro.

Ao coordenador da nossa Pós-Graduação, professor Eraldo, e aos demais professores do departamento, em particular, ao professor Dr. Ricardo Gaspar.

Aos colegas do Departamento de Engenharia Florestal da UnB e aos colegas da UFSJ. Em especial, agradeço ao Carlos, Ilvan e Maria Tereza.

Ao Serviço Florestal Brasileiro por ter cedido os dados do Inventário Florestal Nacional realizado no Distrito Federal, que foram utilizados nesta tese de doutorado.

Aos membros da banca examinadora, por aceitarem o convite, pelas contribuições, sugestões e correções do trabalho.

A todos que me ajudaram, de alguma forma, a concluir esse importante ciclo da minha vida: o doutorado.

Muito obrigada!

LIST OF FIGURES - CHAPTER 1

Figure 1: Distribution of sampling points (conglomerates) in the Federal District according to the National Grid of Sample Points of the National Forest Inventory.	33
Figure 2: Species-area curves and diametric structure of woody species derived from the and Forest formations, Savanna Formations, Grasslands Formations	40
Figure 3: Venn diagram showing the species sharing and the exclusivity of indicators species in the different Cerrado phytophysiognomies in FD, Brazil	42
Figure 4: Results of the Canonical Correspondence Analysis which related the environmental variables and the biotic data of the vegetation communities of the Cerrado surveyed by the NFI-BR of the Federal District.....	43

LISTA DE FIGURAS – CAPÍTULO 2

Figura 1: Mapa da área do Distrito Federal (DF), Brasil, indicando a localização de suas respectivas bacias hidrográficas avaliadas neste estudo.....	65
Figura 2: Análise das mudanças no uso e cobertura do solo de 2010 a 2020, Distrito Federal (DF), Brasil.....	71
Figura 3: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos.	72
Figura 4: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos	73
Figura 5: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Maranhão), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos	74
Figura 6: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos	75
Figura 7: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Preto), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos	76
Figura 8: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos	77
Figura 9: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio São Marcos), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos	78
Figura 10: Mapa de Estoques Potenciais de Carbono da biomassa aérea do Cerrado no Distrito Federal, registrado em 2020, indicando potenciais sumidouros de carbono ao longo do Distrito Federal	80

LISTA DE FIGURAS - CAPÍTULO 3

Figura 1: Mapa de Uso do Solo do Distrito Federal de 2020, disponibilizado pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA-DF).....	102
Figura 2: O PUC (ADMC I) foi avaliado sob a perspectiva de três usos potenciais: UA = Uso Agropecuário; RE = Resistência à Erosão; RH = Recarga Hídrica.....	106
Figura 3: Localização da área de estudo: Distrito Federal, Brasil	109
Figura 4: Mapa de Declividades e Litologias do DF	115
Figura 5: Mapa de Solos do DF.....	116
Figura 6: Mapa PUC e Matriz PUC elaboradas para o território do Distrito Federal.....	119
Figura 7: Dados de Biodiversidade e de sumidouros potenciais de carbono da biomassa área do Cerrado do Distrito Federal, registrados em 2020.....	121
Figura 8: Mapa do Potencial de Uso Conservacionista, Mapa de Biodiversidade e Sumidouros Potenciais de Carbono e resultado da Análise Combinatória obtida através da integração dos mapas referidos.....	122
Figura 9: Imagem Sentinel da região leste do DF obtida via Google Engine	124
Figura 10: Imagem Sentinel das regiões declivosas (em vermelho) do DF obtida via Google Engine sobrepostas às UCs de Proteção Integral.....	128

LIST OF TABLES – CHAPTER 1

Table 1: Description of the environmental variables with respect to soil, climate and elevation in the Federal District region, Brazil	38
---	----

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 2

Tabela 1: Valores médios de carbono obtidos na literatura para cada formação natural.	69
Tabela 2: Área total, estoques potenciais de carbono da biomassa aérea, variação líquida (perda ou ganho) por hectare da biomassa vegetal e variações potenciais de estoques de carbono registrados nas formações naturais campestre, florestal e savânica do Cerrado, no Distrito Federal, Brasil, considerando o período de 2010 a 2020.....	81

LISTA DE TABELAS – CAPÍTULO 3

Tabela 1: Estrutura hierárquica de conceitos e associação de notas para análise de multifuncionalidade dos agroecossistemas via ADMC de Pesos e Evidências.....	107
Tabela 2: Notas atribuídas às classes de declividade, tipos de solos e tipos litológicos, do DF	108
Tabela 3: Esquema lógico aplicado para a obtenção da Análise Combinatória.....	112

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	17
2. PROBLEMA E QUESTÕES DE PESQUISA	20
3. OBJETIVOS	24
<i>3.1 Objetivo geral e objetivos específicos</i>	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	24
CHAPTER 1	28
ABSTRACT	28
1. INTRODUCTION	29
2. MATERIALS AND METHODS	31
<i>2.1 Study site</i>	31
<i>2.2 Data collection</i>	32
2.2.1 The Brazilian National Forest Inventory Database.....	32
2.2.2 Biotic data from vegetation communities.....	33
2.2.3 Environmental data: descriptors of vegetation communities.....	34
<i>2.3 Data Analysis</i>	35
2.3.1 Sampling sufficiency, floristic and vegetation structure.....	35
2.3.2 Multivariate analysis: environmental variables and vegetation communities.....	36
3. RESULTS	38
<i>3.1 Vegetation communities: differences in diversity patterns and community structure</i>	38
<i>3.2 Relationship between vegetation and environmental variables</i>	42
4. DISCUSSION	44
<i>4.1 Methodological aspects, diversity patterns, and community structure</i>	44
<i>4.2 The local taxa, phytosociological indices, and the description of the communities</i>	47
<i>4.3 The environmental variables and the species selection</i>	49
5. CONCLUSIONS	51
BIBLIOGRAPHIC REFERENCES	52
CAPÍTULO 2	61
RESUMO	61
1. INTRODUÇÃO	62
2. MATERIAIS E MÉTODOS	65
<i>2.1 Área de estudo</i>	65
<i>2.2 Banco de dados</i>	66
<i>2.3 Análise de dados</i>	67
2.3.1 Mudanças no Uso e Cobertura do Solo.....	67

2.3.2 Estoques e variações potenciais líquidas de carbono acima do solo	69
3. RESULTADOS	70
3.1 <i>O estado das formações naturais do Cerrado</i>	70
3.2 <i>Mudanças no LULC em nível de bacia hidrográfica</i>	71
3.3 <i>Variações nos estoques potenciais de carbono nas formações vegetais do Cerrado</i>	78
4. DISCUSSÃO	82
4.1 <i>O crescimento do uso antrópico urbano na região do Cerrado do Distrito Federal</i>	82
4.2 <i>A expansão do uso agropecuário e a redução de áreas campestres e savânicas</i>	84
4.3 <i>A expansão das formações florestais</i>	85
4.4 <i>A redução de estoques potenciais de carbono acima do solo, no Distrito Federal</i>	86
4.5 <i>O papel das políticas de conservação no Cerrado</i>	87
4.6 <i>Programas de crédito de carbono: desafios para o Cerrado</i>	88
5. CONCLUSÕES	91
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	92
CAPÍTULO 3	97
RESUMO	97
1. INTRODUÇÃO	98
2. MATERIAIS E MÉTODOS	101
2.1 <i>Caracterização da área de estudo</i>	101
2.2 <i>Banco de dados</i>	102
2.2.1 <i>As variáveis físicas ambientais</i>	103
2.2.2 <i>Dados de biodiversidade: ocorrências de espécies de interesse e Unidades de Conservação</i>	103
2.2.3 <i>Estoques Potenciais de Carbono do Distrito Federal</i>	105
2.3 <i>Multifuncionalidade e gerenciamento das paisagens</i>	105
2.3.1 <i>Análise de Pesos de Evidência: o Mapa Potencial de Uso Conservacionista</i>	106
2.3.2 <i>Análise Combinatória e a identificação de zonas conflitantes</i>	110
2.3.3 <i>Potencial de Uso Conservacionista, biodiversidade e sumidouros de carbono do Distrito Federal</i>	113
2.3.4 <i>A interseção entre o Mapa PUC, variáveis físicas ambientais e zonas conflitantes</i>	113
3. RESULTADOS	114
3.1 <i>Mapeamento dos atributos ambientais</i>	114
3.2 <i>Método de Pesos de Evidência: Potencial de Uso Conservacionista</i>	117
3.3 <i>Mapeamento de zonas conflitantes</i>	120
4. DISCUSSÃO	122

<i>4.1 Avaliações do uso do Cerrado do Distrito Federal</i>	122
<i>4.2 A região leste do Distrito Federal</i>	123
<i>4.3 O Mapa PUC do Distrito Federal: de regiões declivosas a áreas com alto potencial</i>	126
<i>4.4 Mapeamento de zonas conflitantes: dados de biodiversidade e Unidades de Conservação do Distrito Federal</i>	129
<i>4.5 Mapeamento de zonas conflitantes: os estoques potenciais de carbono do Distrito Federal</i>	132
5. CONCLUSÕES	133
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	134
CAPÍTULO 4	140
1. CONTEXTUALIZAÇÃO E QUESTÕES DE PESQUISA REVISITADAS	140
2. PRINCIPAIS APLICAÇÕES DOS RESULTADOS DA PESQUISA	144
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	145
SUPPLEMENTARY MATERIALS	147

DIVERSIDADE VEGETAL, VARIÁVEIS AMBIENTAIS E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: SUBSÍDIOS PARA A CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA DO CERRADO

RESUMO GERAL

Neste estudo, bases de dados ambientais do Distrito Federal (DF) foram integradas de modo a responder às questões de pesquisa, ao longo de três capítulos. No capítulo 1 fizemos a caracterização da composição florística, da estrutura da vegetação lenhosa e das variáveis ambientais locais, considerando as diferentes fitofisionomias do Cerrado do DF. No capítulo 2, investigamos as mudanças no uso e cobertura do solo (LULC) do Cerrado do DF, bem como, analisamos a perda líquida de estoques potenciais de carbono das vegetações nativas, nos últimos dez anos. No capítulo 3, utilizamos bases de dados ambientais do território do DF para realizar Análises de Decisão Multicritério e selecionar áreas com alto Potencial de Uso Conservacionista (PUC), de modo a salvaguardar Serviços Ecosistêmicos (SE) às comunidades locais. Também utilizamos dados de biodiversidade e estoques potenciais de carbono para identificar zonas de conflito no território. Os resultados do capítulo 1 indicaram que as florestas e savanas apresentaram boa representatividade em nosso estudo. Algumas espécies tiveram um importante papel ecológico em fitofisionomias específicas das áreas estudadas, enquanto outras foram compartilhadas em mais de um tipo de fitofisionomia. Identificamos uma estrutura clara de comunidades vegetais dependentes de variáveis edáficas e climáticas. Os resultados do capítulo 2 indicaram que houve redução da área total coberta por vegetação nativa no Cerrado do DF entre 2010 e 2020. É possível que o DF tenha atuado como fonte emissora de carbono proveniente de mudanças no LULC das vegetações nativas, no período analisado. Os resultados revelaram que existe relação entre as bacias hidrográficas que mais estocam carbono e a presença de políticas públicas de conservação ambiental. Atenção especial deve ser dada às bacias hidrográficas São Bartolomeu e Rio Preto, com ações mitigadoras viabilizadas por programas e políticas ambientais. A bacia hidrográfica São Bartolomeu é a de maior potencial para ser inserida em programas de crédito de carbono devido aos altos estoques de carbono bem como das fortes pressões de mudanças no LULC em seu território. Os resultados do capítulo 3 indicaram que, em geral, as áreas do DF apresentam “médio” a “alto” potencial para uso agropecuário, recarga hídrica e resistência a erosão. A classe “médio” potencial esteve associada a Cambissolos e áreas de relevos ondulados, enquanto os potenciais “alto” e “muito alto” estiveram associados principalmente a Latossolos, em paisagens de baixa declividade. As extensas áreas naturais nas regiões de PUC “muito baixo”, “baixo” e “médio” revelaram que o DF tem destinado áreas vulneráveis para a conservação de biodiversidade. As atividades agropecuárias nas regiões de Latossolos e de relevos planos com maiores valores de PUC indicaram que tais atividades têm ocupado áreas com aptidão para o uso agropecuário. As regiões de conflito de interesse devem ser avaliadas e manejadas com atenção, pois referem-se às áreas do DF que ao mesmo tempo que apresentam alto potencial para o uso sustentável, como por exemplo, para o uso agropecuário, possuem espécies de interesse, Unidades de Conservação de Proteção Integral e/ou sumidouros de carbono.

Palavras-chave: análise de decisão multicritério; carbono da vegetação acima do solo; Cerrado; uso e cobertura do solo; zoneamento da paisagem.

ABSTRACT

In this study, environmental datasets of the Federal District (FD) were integrated to answer research questions throughout three chapters. In chapter 1, we characterized the floristic composition, the structure of the woody vegetation and local environmental variables, considering the different Cerrado phytophysiognomies within the FD territory. In chapter 2, we investigated changes in land use and land cover (LULC) in the Cerrado within the FD and the net loss of potential carbon stocks of native vegetations over the past ten years. In chapter 3, we used environmental data related to priority ecosystem services (ES): through a Multi-Criteria Decision Analysis, we identified areas with high Potential for Conservationist Use (PCU) and the provision of specific ES, to local communities. We also use biodiversity data and potential carbon stocks to identify conflict zones in the territory. The results of chapter 1 indicated that forests and savannas were well represented in our study. Some species showed a critical ecological role in specific phytophysiognomies of the studied areas, while others were shared in more than one phytophysiognomy type. We identified a clear structure of plant communities dependent on edaphic and climatic variables. The results of chapter 2 indicated a reduction in the total area covered by native vegetation in the Cerrado of the FD between 2010 and 2020. It is possible that the FD acted as a carbon emitting source from changes in the LULC of native vegetation, in the analyzed period. The results revealed a relationship between the watersheds that store the most carbon and the presence of public policies for environmental conservation. São Bartolomeu and Rio Preto watersheds require particular attention, along with mitigating actions by environmental programs and policies. The São Bartolomeu watershed has the most potential to be included in carbon credit programs due to the high carbon stocks and the intense pressures of changes LULC in its territory. The results of chapter 3 indicated that, in general, the FD areas have “medium” to “high” potential for agricultural and livestock use, ground water recharge and erosion resistance. The potential “medium” class was associated spatially with Cambisols and areas of undulating relief, while the “high” and “very high” potentials were associated with Latosols in low-slope landscapes. The presence of extensive natural areas in the “very low”, “low” and “medium” potentials revealed that the FD had designated vulnerable areas for biodiversity conservation. The presence of agricultural and livestock activities in the regions of Latosols and flat reliefs with higher potentials indicated that such activities had occupied areas with an aptitude for agricultural and livestock use. The regions of interest conflict must be carefully evaluated and managed. They refer to areas in the FD that show high potential for sustainable use, such as for agricultural and livestock use, species of interest, Conservation Units for Full Protection and/or carbon sinks.

Keywords: multi-criteria decision analysis; aboveground vegetation carbon; Cerrado; land use and land cover; landscape zoning

1. INTRODUÇÃO GERAL

Apesar da reconhecida importância dos recursos naturais, até a década de 70, poucos estudos relacionavam o bem-estar humano às propriedades dos ecossistemas naturais, tais como a composição biótica e abiótica, e os benefícios fornecidos gratuitamente ao homem pela interação de seus componentes (Gómez-Baggethun et al. 2010). Atualmente, esses benefícios são denominados de Serviços Ecossistêmicos (SE), produtos fundamentais para a manutenção da vida na Terra (Comissão Europeia 2011; Haines-Young and Potschin 2017).

Por muito tempo o termo *Serviços Ecossistêmicos* foi utilizado como sinônimo de *Serviços Ambientais*, designando os mesmos processos. Contudo, no Brasil, Serviços Ambientais (SA) distinguem-se de Serviços Ecossistêmicos (SE): enquanto os SA referem-se às atividades individuais ou coletivas que favorecem a disponibilização de SE, os SE propriamente ditos são os benefícios relevantes que a sociedade obtém dos ecossistemas (Brasil 2021).

Nas duas últimas décadas, estudos científicos têm avançado não apenas em relação à definição dos termos-chave sobre o assunto, mas também no que diz respeito à estrutura conceitual para classificar os serviços disponibilizados gratuitamente pelos ecossistemas naturais (Baustert et al. 2018), pauta que tem sido recorrente em discussões internacionais (MEA 2005; TEEB 2010; Haines-Young and Potschin 2013, 2017). Dentre os produtos obtidos em tais discussões, a *Common International Classification of Ecosystem Services* (CICES), classificação internacional de SE utilizada no presente estudo, se baseia nas “saídas” finais dos ecossistemas, relacionadas ao bem-estar humano.

A classificação CICES subdivide os SE em três grupos principais: *provisão*, *regulação/manutenção* e *cultural* (Haines-Young and Potschin 2013, 2017; Ferreira and Latini 2020). Os serviços de provisão incluem todos os produtos alimentícios, não alimentícios e saídas energéticas que as pessoas obtêm da natureza; os serviços de regulação/manutenção incluem benefícios viabilizados pelos ecossistemas naturais e/ou pelos seres vivos que são provenientes da regulação e manutenção dos ambientes e que afetam a saúde, segurança, ou conforto dos seres humanos; por fim, os serviços culturais, estéticos e espirituais que são obtidos a partir do contato com a natureza, ou seja, do contato com paisagens naturais ou seminaturais (Haines-Young and Potschin 2013, 2017; Ferreira and Latini 2020).

Outra distinção importante é a compreensão de que alguns SE são fornecidos sob a forma de bens tangíveis como alimentos, água potável e regulação climática, enquanto outros SE são benefícios intangíveis, ou seja, aqueles obtidos a partir do contato com a natureza, como

recreação, beleza cênica e outros, que não são facilmente valorados (MEA 2005; Berghöfer et al. 2011; Haines-Young and Potschin 2013, 2017). Ressalta-se que a CICES é a classificação internacional mais atualizada e apresenta uma estrutura que permite a inserção de novos serviços finais à medida que esses são reconhecidos (Haines-Young and Potschin 2013, 2017).

O consenso no uso das terminologias e a redução de incertezas relacionadas ao tema SE podem ser medidas importantes para que tomadores de decisão confiem e incorporem cada vez mais os SE em modelagens ambientais (Baustert et al. 2018). Porém, além do reconhecimento dos SE e dos avanços conceituais é necessário compreender melhor o funcionamento dos ecossistemas e os processos que os sustentam (Wallace 2007; Fu et al. 2013).

Os ecossistemas naturais são compostos por diferentes organismos que interagem entre si e com o ambiente. Nesse sentido, estudos ecológicos mostram que a capacidade de um ecossistema em disponibilizar serviços depende de suas propriedades, integridade e da manutenção dos processos ecossistêmicos dos ambientes (Fu et al. 2013; Celentano et al. 2016). Assim, para compreender quais os SE são disponibilizados pelos diferentes ambientes, é fundamental que os ecossistemas sejam avaliados como um todo, ou seja, quanto ao tipo, quanto à abundância de elementos bióticos e abióticos (composição), quanto à forma que estão distribuídos (estrutura), bem como, quanto às funções ou processos ecossistêmicos derivados das interações entre os organismos envolvidos (Wallace 2007; Haines-Young and Potschin 2013, 2017; Fu et al. 2013). Dessa forma, conservar os elementos bióticos e abióticos e os processos ecossistêmicos derivados de suas relações é um passo importante para garantir a continuidade dos SE prestados à sociedade, já que a provisão de tais serviços está intimamente relacionada às estruturas ecossistêmicas dos ambientes naturais (Wallace 2007; Haines-Young and Potschin 2013, 2017; Fu et al. 2013).

Entretanto, apesar da importância da conservação dos ambientes naturais bem como de suas estruturas, foram perdidos no mundo inteiro cerca de 10 milhões de hectares de florestas nativas ao ano, entre 2015 e 2020 (FAO and UNEP 2020). Vale ressaltar que nas últimas três décadas houve uma redução superior a 60% na taxa de desmatamento das florestas nativas, em nível global (FAO and UNEP 2020). Porém, mesmo considerando os significativos avanços das metas internacionais para conservar a Biodiversidade e os SE (Powers and Jetz 2019) o cenário ainda é preocupante, já que a redução no ritmo de desmatamento não tem sido suficiente para frear o surgimento de extensas áreas degradadas, estabelecidas em detrimento de florestas nativas (FAO and UNEP 2020) e de outros tipos de vegetação.

A redução dos ecossistemas naturais tem sido ainda maior em áreas de savana. A presença de comunidades tradicionais e pequenos agricultores que dependem dos recursos naturais savânicos para sobreviver e as altas taxas de pobreza verificadas no entorno destes ambientes, especialmente em países subdesenvolvidos, ressaltam a importância da conservação das savanas em escala global (FAO and UNEP 2020).

No Brasil, savanas são predominantemente encontradas no Cerrado (IBGE 2004; Oliveras and Malhi 2016), o segundo maior bioma brasileiro (IBGE 2004; MapBiomas 2021). Ainda assim, o Cerrado já perdeu aproximadamente 50% da sua cobertura vegetal original, sendo portanto, extremamente negligenciado (Lahsen et al. 2016). Atualmente, existem numerosas iniciativas no país, inclusive internacionais, de preservação das formações florestais. Porém, a degradação do bioma Cerrado segue em ritmo acelerado e silencioso, apesar de sua reconhecida biodiversidade e de sua significância geológica e cultural (Silveira et al. 2016; Lahsen et al. 2016). Ressalta-se que o processo de degradação e desmatamento do Cerrado está diretamente relacionado às altas emissões de gases de efeito estufa no Brasil (GEE) (SEEG 2021). Por possuir áreas de fronteira com terras agrícolas e devido às mudanças no LULC, o Cerrado é o segundo maior emissor de dióxido de carbono no território brasileiro, perdendo apenas para o bioma Amazônia (Silva Júnior et al. 2020; SEEG 2021).

A expansão de atividades agropecuárias e urbanas especialmente na região central brasileira estão entre as principais causas diretas de perdas deste importante bioma (MapBiomas 2021). Considerando que a redução do Cerrado e da complexidade de seus ecossistemas naturais comprometem a provisão de SE potenciais, se faz necessário reavaliar a forma como suas coberturas naturais e territórios vêm sendo utilizados nos últimos anos (Lahsen et al. 2016), para direcionar o bioma a usos mais sustentáveis (Bolfe et al. 2020).

Não compreender a dimensão dos bens e benefícios fornecidos pelo Cerrado é uma perda de oportunidades, considerando que a avaliação dos SE é uma abordagem estratégica que auxilia na tomada de decisões mais consistentes para a conservação dos recursos naturais e da biodiversidade (Costanza 2006). Contudo, a avaliação de SE não é uma tarefa fácil no Cerrado devido à diversidade de espécies, às funções ecossistêmicas garantidas por elas e ao complexo de fitofisionomias que constitui suas paisagens (Eiten 1979, 1990; Scholes and Archer 1997; Ribeiro and Walter 1998, 2008).

Diante desse cenário, trabalhos que buscam compreender as particularidades do Cerrado, seja pela composição em espécies, pelas condições edafoclimáticas de seus ambientes ou pelos bens e benefícios fornecidos gratuitamente à sociedade (Haridasan 2008; de Andrade

et al. 2011; de Souza et al. 2017; Lambers et al. 2020), são de grande relevância e podem mitigar os impactos previstos nos cenários futuros deste importante bioma brasileiro. Outro aspecto importante são as pressões provenientes das atividades que promovem mudanças no LULC no Cerrado, uma vez que, a compreensão de tais mudanças é fundamental para propor estratégias de conservação do bioma e de sua biodiversidade (TEEB 2017a). Por fim, identificar os usos potenciais das áreas de Cerrado bem como os benefícios fornecidos por seus ecossistemas também pode ser uma medida importante para garantir o desenvolvimento, reduzir a marcha da degradação destes ambientes e conservar os seus recursos, pois permite sensibilizar os tomadores de decisão para a importância do uso planejado da terra segundo suas aptidões (Silva et al. 2011).

2. PROBLEMA E QUESTÕES DE PESQUISA

A utilização indiscriminada dos recursos naturais e a consolidação de atividades e usos antrópicos em detrimento dos ecossistemas naturais, resultam em sistemas cada vez mais degradados, com funções ecossistêmicas comprometidas e incapazes de disponibilizar SE essenciais à sociedade (FAO 2017). Os impactos antrópicos, como as mudanças no LULC, urbanização, degradação do solo, mudanças climáticas, dentre outros, atualmente, já prejudicam diretamente os ecossistemas naturais, contudo seus efeitos provavelmente serão ainda piores nos próximos anos, com o aumento da população humana e a expansão de atividades econômicas diversas (Guiot and Cramer 2016).

Diante da necessidade de mitigar as mudanças climáticas e os impactos humanos sobre os ecossistemas naturais, desde o acordo internacional de Paris realizado em 2015, países do mundo inteiro se comprometeram com metas de desenvolvimento sustentável mais audaciosas (Guiot and Cramer 2016; Gallagher et al. 2019).

No Brasil, por exemplo, o uso inadequado das áreas naturais já provocou perdas significativas em sua cobertura natural original. Estima-se que até 2020, o país detinha 267 milhões de hectares degradados, sendo somente o Cerrado responsável por cerca de 88 milhões de hectares degradados pelo uso agropecuário, urbano, atividades mineradoras e outras classes antrópicas (MapBiomas 2021). Assim, de forma a mitigar os problemas ambientais brasileiros, nas últimas décadas, foram implementadas no Brasil muitas políticas ambientais, que vêm reduzindo os impactos sobre domínios naturais, predominantemente florestais. Contudo, apesar dos avanços mencionados, o Cerrado continua sendo negligenciado em muitos aspectos (Lahsen et al. 2016).

Atualmente, há fortes disparidades entre os esforços de conservação conferidos a biomas florestais e biomas abertos, constituídos por vegetações campestres e savânicas: verifica-se não somente uma maior atenção dada às florestas nas principais mídias científicas e ambientais, como também o uso inadequado de técnicas florestais para a restauração de ecossistemas savânicos, campestres, dentre outros tipos de formações abertas (Silveira et al. 2021).

Ressalta-se que mesmo que os processos de degradação e desmatamento do Cerrado estejam diretamente relacionados às altas emissões de gases de efeito estufa no Brasil (GEE) (SEEG 2021), o Cerrado não é prioridade em mecanismos de compensação ambiental relacionados aos estoques de carbono, o que evidencia que o bioma tem sido negligenciado inclusive quando o assunto é sequestro e estocagem de carbono (Garcia et al. 2021). A predominância de programas de compensação ambiental pelo carbono não emitido na atmosfera no bioma Amazônia em relação ao Cerrado (Garcia et al. 2021) possivelmente ocorre pelo fato do Cerrado conter extensas áreas de formações savânica e campestre (MapBiomias 2021), que sequestram e estocam menos carbono acima do solo em relação à formação florestal (Bustamante et al. 2018).

Contudo, dada à sua extensão, o Cerrado também possui um importante papel na regulação climática no país (Alencar et al. 2020). A existência de expressivos estoques de carbono no Cerrado abaixo dos solos, equivalentes, inclusive, a determinadas regiões da Amazônia (a depender da fitofisionomia), também evidencia a importância do bioma para os serviços de regulação climática dos ecossistemas (Bustamante et al. 2018).

Além de prejudicar a composição química da atmosfera, a conversão de ecossistemas naturais do Cerrado em outros usos pode ameaçar a provisão de muitos outros SE à sociedade, tais como, provisão de alimentos; controle de taxas de erosão; regulação de ciclos hidrológicos; manutenção de populações e habitats naturais (incluindo proteção de pool genético), dentre outros SE relacionados na CICES (Haines-Young and Potschin 2013, 2017). Sabe-se que a simplificação dos ecossistemas naturais e a perda de biodiversidade comprometem a oferta de SE no mundo inteiro (Balvanera et al. 2006; Fu et al. 2013; Lahsen et al. 2016; Ren et al. 2017; FAO 2018; FAO and UNEP 2020).

Infelizmente, ainda temos que lidar com critérios muito subjetivos quando se trata de conservação dos ecossistemas. Nem sempre os profissionais compreendem as demandas conflitantes relacionadas ao uso do solo, e por isso se faz necessário discutir sobre os *trade-offs* entre conservar ou utilizar os recursos naturais, ou seja, diante da escolha de uma alternativa de

gestão ao invés de outra, deve-se avaliar os benefícios potenciais obtidos ou perdidos da conservação ou utilização dos recursos naturais (Martin and Mazzotta 2018; Fastré et al. 2020).

Abordagens metodológicas que permitem relacionar os componentes bióticos e abióticos da paisagem aos SE provenientes da interação dos mesmos (Silveira et al. 2016), análises de conflitos relacionadas ao LULC, bem como, análises de *trade-offs* (Martin and Mazzotta 2018; Fastré et al. 2020), são alternativas viáveis para a gestão mais adequada das unidades de paisagem e podem contribuir para que a tomada de decisões no Cerrado esteja cada vez mais alinhada com a riqueza de recursos naturais do bioma. Ressalta-se que a gestão do território fica menos ambígua, imprecisa e incerta, quando se trabalha com o conjunto de propriedades dos ecossistemas, recursos naturais, SE das paisagens, dentre outras informações, de forma integrada (Martin and Mazzotta 2018).

Devido ao entendimento da necessidade da adoção de caminhos mais sustentáveis é que nas últimas décadas surgiram ferramentas e metodologias diversificadas para a identificação, classificação e valoração dos recursos naturais e SE fornecidos pelos sistemas naturais (MEA 2005; TEEB 2010, 2017b; Haines-Young and Potschin 2013, 2017; Yang et al. 2018). Outra abordagem utilizada são as ferramentas e metodologias que avaliam o uso da terra com base nas potencialidades e vulnerabilidades das diferentes áreas, levando ao estabelecimento de alternativas de usos mais sustentáveis, compatíveis com a aptidão das unidades de paisagem (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020).

A aplicação de tais ferramentas e metodologias mencionadas podem contribuir para a gestão mais adequada do território brasileiro, se utilizadas em diferentes estruturas organizacionais. Nesse sentido, o Distrito Federal (DF) foi escolhido como objeto de análise deste estudo, dada à importância de sua vegetação natural para a conservação dos recursos naturais e SE do Cerrado e considerando as diferentes pressões de mudanças no LULC em seu território (GDF 2017; MapBiomias 2021). Regiões como a do DF que apresentam extensas áreas antrópicas e uma ocupação constituída de usos conflitantes (MapBiomias 2021), são imprescindíveis para entender *trade-offs* existentes entre conservação e utilização sustentável dos recursos naturais do Cerrado, através da aplicação de metodologias integradas de análise da paisagem.

A presente tese foi subdividida em três capítulos. Considerando a importância de se “conhecer para proteger” o capítulo 1 trata da caracterização da composição florística, da estrutura da vegetação lenhosa e das variáveis ambientais locais, considerando as diferentes fitofisionomias do Cerrado do DF. No capítulo 2, investigamos as mudanças no LULC do

Cerrado do DF, bem como, analisamos a perda líquida de estoques potenciais de carbono das vegetações nativas, nos últimos dez anos. No capítulo 3, para oferecer suporte técnico-científico à tomada de decisões, utilizamos informações ambientais relacionadas a SE prioritários, prontamente disponíveis em bases de dados georreferenciadas e a partir de Análises de Decisão Multicritério (ADMC), identificamos áreas com alto potencial para usos conservacionistas de modo a salvaguardar SE específicos prestados às comunidades locais. Também identificamos zonas de conflito através de dados da biodiversidade e estoques potenciais de carbono.

As seguintes perguntas foram respondidas:

- i. A suficiência amostral obtida no DF pela metodologia do Inventário Florestal Nacional (IFN-BR) é semelhante à obtida em outras metodologias de amostragem em inventários do Cerrado?
- ii. Quais as espécies indicadoras das diferentes fitofisionomias florestais, savânicas e campestres?
- iii. Variações edáficas e climáticas podem explicar diferenças entre as vegetações e plantas dominantes na região de estudo?
- iv. As análises ecológicas, como análises multivariadas, podem ser úteis para a tomada de decisão e manejo das comunidades vegetais do Cerrado, no DF?
- v. Quais os efeitos das mudanças do LULC nas coberturas vegetais nativas e nos estoques potenciais de carbono da biomassa lenhosa aérea de todo o território do DF e em suas bacias hidrográficas?
- vi. Em quais bacias hidrográficas do DF estão concentrados os maiores estoques potenciais de carbono, na biomassa lenhosa aérea do Cerrado?
- vii. Existe alguma relação entre as bacias hidrográficas do DF que mais estocam carbono na biomassa lenhosa aérea do Cerrado e a presença de Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral, importante política pública de conservação ambiental?
- viii. Com base nas mudanças no LULC e de forma a garantir a conservação de estoques potenciais de carbono acima do solo, quais as bacias hidrográficas do DF devem ser prioritárias em programas e políticas de proteção ambiental?
- ix. Qual bacia hidrográfica da região possui maior potencial para ser inserida em programas de crédito de carbono devido ao sequestro e conservação de estoques de carbono na biomassa lenhosa aérea do Cerrado?
- x. Quais as áreas do DF que apresentam alto potencial sustentável para o uso agropecuário (UA), resistência à erosão (RE) e recarga hídrica (RH)?

- xi. Os atuais LULC do DF são compatíveis com o Potencial de Uso Conservacionista e as características das paisagens, de modo a favorecer a conservação de SE locais?
- xii. Há conflitos de LULC no DF, de áreas com alto potencial tanto para o uso conservacionista (PUC alto), quanto para conservação da biodiversidade e de sumidouros de carbono?

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral e objetivos específicos

O presente estudo teve como objetivo principal avaliar a diversidade vegetal, variáveis ambientais e usos e serviços ecossistêmicos potenciais do Cerrado do DF, visando obter subsídios para a conservação e uso sustentável do bioma no território em questão.

Para isso, foi necessário caracterizar a composição florística e a estrutura das diferentes fitofisionomias do Cerrado do DF e relacionar as diferentes espécies e fitofisionomias a variáveis ambientais locais; analisar as pressões e mudanças no uso e cobertura do solo do DF e as perdas de estoques potenciais de carbono das vegetações naturais, nos últimos dez anos; e utilizar informações ambientais para a identificação de áreas com alto potencial para usos conservacionistas e para a prestação de SE, considerando também as zonas de conflito para a concepção de novos usos do solo ou permanência dos mesmos, a depender de dados de biodiversidade e armazenamento de carbono da vegetação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar A, Shimbo JZ, Lenti F, et al (2020) Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the Google Earth Engine platform. *Remote Sens* 12:1–23. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>
- Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, et al (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9:1146–1156
- Baustert P, Othoniel B, Rugani B, Leopold U (2018) Uncertainty analysis in integrated environmental models for ecosystem service assessments: frameworks, challenges and gaps. *Ecosyst Serv* 33:110–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.007>
- Berghöfer A, Mader A, Patrickson S, et al (2011) *Manual for cities: ecosystem services in urban management*. TEEB, Geneva, Switzerland
- Bolfe ÉL, Sano EE, Campos SK (eds) (2020) *Dinâmica agrícola no Cerrado: análises e projeções*. Embrapa, Brasília, DF
- Brasil (2021) *Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais*. <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>. Accessed 22 Feb 2022

- Bustamante MMC, Silva JSO, Cantinho RZ, et al (2018) Engagement of scientific community and transparency in C accounting: the Brazilian case for anthropogenic greenhouse gas emissions from land use, land-use change and forestry. *Environ Res Lett* 13:1–11
- Celentano D, Rousseau GX, Engel VL, et al (2016) Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in Eastern Amazon of Brazil. *L Degrad Dev* 482–493. <https://doi.org/10.1002/ldr.2547>
- Comissão Europeia (2011) Uma Europa eficiente em termos de recursos: iniciativa emblemática da Estratégia Europa 2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/?uri=celex:52011DC0021>. Accessed 20 May 2019
- Costa AM, Silva LH, Silva VC, et al (2020) Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e uso e cobertura do Solo na bacia hidrográfica do córrego Guavirá, PR. *Rev Perspect Geográfica* 14:107–122
- Costa AM, Viana JHM, Evangelista LP, et al (2017) Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. *Geografias* 14:118–133
- Costanza R (2006) Nature: ecosystems without commodifying them. *Nature*
- de Andrade LRM, Barros LMG, Echevarria GF, et al (2011) Al-hyperaccumulator Vochysiaceae from the Brazilian Cerrado store aluminum in their chloroplasts without apparent damage. *Environ Exp Bot* 70:37–42. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.05.013>
- de Souza MC, Habermann G, do Amaral CL, et al (2017) *Vochysia tucanorum* Mart.: an aluminum-accumulating species evidencing calcifuge behavior. *Plant Soil* 419:377–389. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3355-1>
- Eiten G (1990) Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*, 2nd edn. UnB/Sematec, Brasília, DF, pp 9–65
- Eiten G (1979) Formas fisionômicas do cerrado. *Rev Bras Botânica* 2:139–148
- FAO (2017) Voluntary guidelines for sustainable soil management. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- FAO (2018) The state of the World's Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- FAO and UNEP (2020) The state of the world's forests: forests, biodiversity and people. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Fastré C, Possingham HP, Strubbe D, Matthysen E (2020) Identifying trade-offs between biodiversity conservation and ecosystem services delivery for land-use decisions. *Sci Rep* 10:7971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64668-z>
- Ferreira MC, Latini AO (2020) Serviços Ecosistêmicos e Agricultura. In: Landau EC, da Silva GA, Moura L, et al. (eds) *Dinâmica da produção agropecuária e da paisagem natural no Brasil nas últimas décadas: sistemas agrícolas, paisagem natural e análise integrada do espaço rural*. Embrapa, Brasília, DF, pp 2105–2122
- Fu B, Wang S, Su C, Forsius M (2013) Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 5:4–10. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.12.002>

- Gallagher KS, Zhang F, Orvis R, et al (2019) Assessing the Policy gaps for achieving China's climate targets in the Paris Agreement. *Nat Commun* 10:1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09159-0>
- Garcia B, Rimmer L, Canal Vieira L, Mackey B (2021) REDD+ and forest protection on indigenous lands in the Amazon. *Rev Eur Comp Int Environ Law* 30:207–219
- GDF (2017) Plano integrado de enfrentamento à crise hídrica. Governo de Brasília, Brasília
- Gómez-Baggethun E, de Groot R, Lomas PL, Montes C (2010) The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecol Econ* 69:1209–1218
- Guiot J, Cramer W (2016) Climate change: the 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science* (80-) 354:465–468
- Haines-Young R, Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, Nottingham, UK
- Haines-Young R, Potschin MB (2017) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd The Paddocks, Nottingham, UK
- Haridasan M (2008) Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian J Plant Physiol* 20:183–195. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202008000300003>
- IBGE (2004) Mapas de Biomas do Brasil: primeira aproximação. In: Inst. Bras. Geogr. e Estatística. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15842-biomas.html?=&t=downloads>. Accessed 12 Nov 2020
- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora EL (2016) Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ Sci Policy Sustain Dev* 58:4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- Lambers H, Costa P de B, Oliveira RS, Silveira FAO (2020) Towards more sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. *Theor Exp Plant Physiol* 32:175–194. <https://doi.org/10.1007/s40626-020-00180-z>
- MapBiomas (2021) MapBiomas: estatísticas. <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Accessed 12 May 2021
- MapBiomas (2021) Download dos ATBDS com método detalhado. <https://mapbiomas.org/download-dos-atbds>. Accessed 20 Nov 2021
- Martin DM, Mazzotta M (2018) Non-monetary valuation using Multi-Criteria Decision Analysis: using a strength-of-evidence approach to inform choices among alternatives. *Ecosyst Serv* 33:124–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.06.001>
- MEA (2005) Ecosystems and human well-being: synthesis. Island Press, Washington
- Oliveras I, Malhi Y (2016) Many shades of green: the dynamic tropical forest–savannah transition zones. *Philos Trans R Soc* 371:1–14. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0308>
- Powers RP, Jetz W (2019) Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nat Clim Chang* 9:323–329.

<https://doi.org/10.1038/s41558-019-0406-z>

- Ren Y, Lü Y, Fu B, Zhang K (2017) Biodiversity and ecosystem functional enhancement by forest restoration: a meta-analysis in China. *L Degrad Dev* 28:2062–2073
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: Ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica: Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp 152–212
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP (eds) *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, pp 89–166
- Sawyer D, Mesquita B, Coutinho B, et al (2016) Ecosystem profile Cerrado Biodiversity Hotspot
- Scholes RJ, Archer SR (1997) Tree-grass interactions in Savannas. *Annu Rev Ecol Syst* 28:517–544
- SEEG (2021) Observatório do clima. Sistema de estimativas de emissões de gases de efeito estufa. <https://seeg.eco.br/>. Accessed 20 Nov 2021
- Silva JAA, Nobre AD, Manzatto C V., et al (2011) O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC, São Paulo
- Silva Júnior CA da, Teodoro PE, Delgado RC, et al (2020) Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement in Brazil. *Sci Reports - Nat* 10:1–14
- Silveira FAO, Negreiros D, Barbosa NPU, et al (2016) Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403:129–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>
- Silveira FAO, Ordóñez-Parra CA, Moura LC, et al (2021) Biome awareness disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *J Appl Ecol* 00:1–9. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14060>
- TEEB (2010) A economia dos ecossistemas e da biodiversidade: integrando a economia da natureza. Uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB. UNEP, Geneva, Switzerland
- TEEB (2017a) Produto 4: Recomendações de políticas públicas para a preservação dos serviços ecossistêmicos, geração de renda e mudança de cenários na Bacia do Rio Paraíba do Sul - Porção paulista
- TEEB (2017b) Produto 3: Valoração socioeconômica e ecológica dos Serviços Ecossistêmicos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Porção Paulista / SP
- Tenenwurcel MA, Moura MS de, Costa AM da, et al (2020) An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: a study in the River Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. *Water* 12:1–24
- Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol Conserv* 139:235–246
- Yang Q, Liu G, Casazza M, et al (2018) Development of a new framework for non-monetary accounting on ecosystem services valuation. *Ecosyst Serv* 34:37–54

CHAPTER 1

Effects of climatic and edaphic factors on floristic variability in the Brazilian Cerrado

Efeitos de fatores climáticos e edáficos na variabilidade florística do Cerrado brasileiro

ABSTRACT

Studies of plant communities are crucial to improve scientific knowledge for environmental conservation in the Cerrado biome. In this study, we analysed biotic and abiotic datasets to (i) compare the National Forest Inventory (NFI-BR) sample sufficiency with other sampling methodologies used in the Cerrado, (ii) identify indicator species by contrasting forest, savanna, and grassland communities, and (iii) assess the use of multivariate ecological analysis for decision-making and management of Cerrado. We conducted our analysis on forest, savanna, and grassland plant communities located in the Brazilian Cerrado, using a biophysical dataset provided by the NFI-BR, carried out within the Federal District. We observed that some plant species showed high density, dominance, and frequency in only one specific habitat type, while other species were dominant in more than one habitat. Our results indicate that vegetation types can be separated by soil and climatic variables and species abundance. We observed that base saturation, potassium and aluminium concentrations, woody basal area, minimum temperature of coldest month, precipitation of wettest quarter, and temperature seasonality are the main ecological drivers of our plant communities. These study results contribute to improve the understanding the role of climatic and edaphic variables in structuring vegetation communities in the Cerrado.

Keywords: Vegetative Communities; Forest, Savanna, and Grassland Formations; Edaphic and Climatic Factors; Cerrado; Phytophysionomies.

1. INTRODUCTION

Tropical ecosystems are environmentally recognized for their high productivity, species diversity, and ability to maintain fundamental biological processes (FAO 2015, 2018). The savanna stand out for their wide distribution among tropical ecosystems worldwide. In Brazil, savannas are typically found in the Cerrado (IBGE 2004; Oliveras and Malhi 2016), the second-largest Brazilian biome (IBGE 2004; MapBiomias 2021).

The Cerrado biome encompasses a large geographical extent of the Brazil's territory and it shows one of the richest floras globally, with a wide regional variation of plant compositions. There are distinct environmental conditions that have led to contrasting plant formations, phytophysiognomies, and diverse ecosystems (Ribeiro and Walter 2008; Bueno et al. 2018).

The function and multitude of ecosystem services provided by the Cerrado biome, through its landscape multifunctionalities, including water provision, carbon storage, nutrient cycling, and sediment retention, enhances its importance to society and conservation (Resende et al. 2021). Additionally, there are several fundamental adaptive traits and genetic resources related to the native plant species in that biome (Lambers et al. 2020).

Meanwhile, most of the native vegetation in that biome has been converted to other land uses (FAO and UNEP 2020; Alencar et al. 2020). Because of the rampant loss of native vegetation, over 900 Cerrado fauna and flora species are considered endangered species (Lahsen et al. 2016). Additionally, the degradation of the Cerrado ecosystems causes loss of the ecosystem services provided to society (MEA 2005; TEEB 2010; Haines-Young and Potschin 2013, 2017).

Over the past years, several studies have been carried out to understand Cerrado's biodiversity for preservation and conservation purposes (Schwieder et al. 2016; Roitman et al. 2018; Ribeiro et al. 2020; Zimbres et al. 2020; Alencar et al. 2020). Despite the advancement of landscape analysis, species diversity (Mathur and Sundaramoorthy 2019; Ribeiro et al. 2020) and floristic and phytosociological data are still considered fundamental tools to discriminate the vegetation (Resende et al. 2013; Apgaua et al. 2014; Araújo et al. 2017; Miguel et al. 2017; Mathur and Sundaramoorthy 2019; Matos et al. 2020) and can be applied by combining a scientific investigation of vegetation diversity and ecological and phytosociological interactions.

Diversity indexes and phytosociological data, such as species importance value, indicate the most representative species and structural differences in fragments and plant communities

of the Cerrado biome (Calixto Júnior et al. 2021). These methodological approaches have been applied to investigate vegetation heterogeneity and floristic similarities among plant communities, contributing to decision making to enforce conservation measures of vegetation communities (Calixto Júnior et al. 2021). Those plant datasets can be useful for community analysis by identifying differences in species interactions and the growth dynamic of individuals throughout succession (Mathur and Sundaramoorthy 2019). Likewise, repeated measures of woody cover and tree basal area can be used to identify structural variations of Cerrado's native ecosystems (Stevens et al. 2016; Cordeiro et al. 2021) and improve the understanding of plant responses to disturbances and estimating ecosystem services, such as carbon stock (Stevens et al. 2016; Zimbres et al. 2020; Cordeiro et al. 2021).

However, to properly manage the Cerrado vegetation and its various ecosystems require a better understanding of the role abiotic factors because the environmental characteristics directly affect the establishment of species and the environment structure (Lehmann et al. 2014; Bueno et al. 2018; Cordeiro et al. 2021). Previous studies conducted in the Brazilian Cerrado have identified peculiar floristic communities characterized by endemic species in the phytophysionomies of that biome, which were distinguished based on variations of soil moisture regime and other key soil variables, climatic factors, among other environmental variables (Bueno et al. 2018). Therefore, upscaling analysis of environmental variables has been recognized as a good approach for understanding the Cerrado biome (Araújo et al. 2017). The subdivision between wet and dry, nutrient rich and poor areas also can be helpful in understanding the Cerrado vegetation distribution since these variables act as genuine environmental filters and contribute to flora and fauna diversifying in those environments (Bueno et al. 2018; Cordeiro et al. 2021).

A robust approach of landscape analysis based on physiognomy (growth forms, structure) and floristics (composition), combined with ecological and environmental factors (Faber-Langendoen et al. 2014), is also needed to assess the distribution and co-existence of plant communities in the Cerrado, given its biotic and abiotic variables, and their interactions. The Landscape analysis can be used to assess impacts, choose species for ecosystem restoration efforts, and to support public policies for conserving the Cerrado biome (Cordeiro et al. 2021). Thus, ecological analysis that relates the local species distribution with the environmental conditions is an important scientific support for decision makers and to improve the understanding of biodiversity patterns (Arruda et al. 2013; Lehmann et al. 2014; Stevens et al. 2016; Abadia et al. 2018).

Appropriate environmental management requires well-founded data across spatial and temporal scales. The National Forest Inventory (NFI-BR) provides an important dataset to support analyses of woody plant diversity patterns and ecosystem services in the Cerrado biome, including carbon fluxes and stocks of native vegetations (SFB 2017, 2019). In this study, we analyzed forest, savanna and grassland plant data provided by the NFI-BR spanning communities across a vegetation mosaic within the Cerrado biome, Brazil. We aimed to (i) compare the sampling sufficiency obtained by the NFI-BR methodology, applied in the central region of Brazil and other sampling methodologies broadly applied in inventories in the Cerrado biome, (ii) identify indicator species for distinguishing forest, savanna, and grassland ecosystems, and (iii) evaluate the use of environmental variables and ecological analysis, such as multivariate analyses, for supporting decision-making and management of the Cerrado vegetation communities. We hypothesized that edaphic and climatic variations can explain differences between the dominant vegetation types and plants in the study region.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Study site

This study was conducted in the Brazil's Federal District (FD), located within the Cerrado biome, central region of Brazil (**Figure 1**). The entire territory of the FD (15°46'52.20"S; 47°47'48.66"W) encompasses a total of 5,760.78 km². The current population of FD is about 3 million people (IBGE 2021a). Some regions of the FD territory are spatially located within the Cerrado Biosphere Reserve established by "Man and the Biosphere" program (CLDF 1994) created by the United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO). This Reserve contains areas of great importance to society and environment and includes springs of three river basins (Prata, Araguaia-Tocantins, and São Francisco) in the South America continent.

According to the Köppen and Geiger classification, the climate in the study region is named Aw (rainy tropical), characterized by the presence of dry winters and rainy summers (Ribeiro and Walter 1998). The average annual precipitation is 1,668 mm and the average annual temperature is 18.9 °C. In the southern portion of the biome and in high elevation areas of the central portion, it predominates the Cwa (altitude tropical) climate, with mild temperatures (Eiten 1990). Based on the large variety of vegetation types in the DF's territory, we adopted the Ribeiro and Walter (2008) classification of the Cerrado phytophysionomies: forest, savanna and grassland formations.

2.2 Data collection

2.2.1 The Brazilian National Forest Inventory Database

The biotic and edaphic dataset used in this study (FD region) was developed by the Brazilian National Forest Inventory (NFI-BR) and provided by the Brazilian Forest Service (BFS) in 2010 (SFB 2016).

The BFS applied a systematic sampling strategy, with “Maltese Cross” conglomerates set in the field. Those conglomerates were systematically located throughout the national territory of Brazil, forming the National Grid of Sampling Units (NGSU) of the NFI-BR. The standard NGSU considered an equidistance of 20 km x 20 km among the conglomerates and, depending on each area of interest and regional strategies, that 20-km grid was refined to smaller grid sizes (10 km x 10 km, 5 km x 5 km, 2.5 km x 2.5 km) to better sample those plant communities. Each conglomerate, cluster or primary unit (PU) was composed by four rectangular secondary subunits (SU) of 0.1 ha (20 m x 50 m) perpendicular to the central point of each SU, numbered from “1 to 4” and oriented in the direction of the cardinal points. Each secondary subunit was located 50 m from the central point of each conglomerate and subdivided into ten smaller subplots (10 m x 10 m), to allow the assessment of plant regeneration (see **Figure 1** for details) (SFB 2016).

The NFI-BR adopted conglomerates equidistant of 10 km x 10 km each other in the DF territory. In some sites located in the Northwestern DF, it was applied a refined sampling using a grid size of 5 km x 5 km. A total of 39 conglomerates were located on native vegetation. Any conglomerate (PU) or secondary unit (SU) spatially located in urban areas, water bodies or any other obstacle for properly sampling native vegetation was not considered in this analysis because it might be missing information of those native vegetation communities.

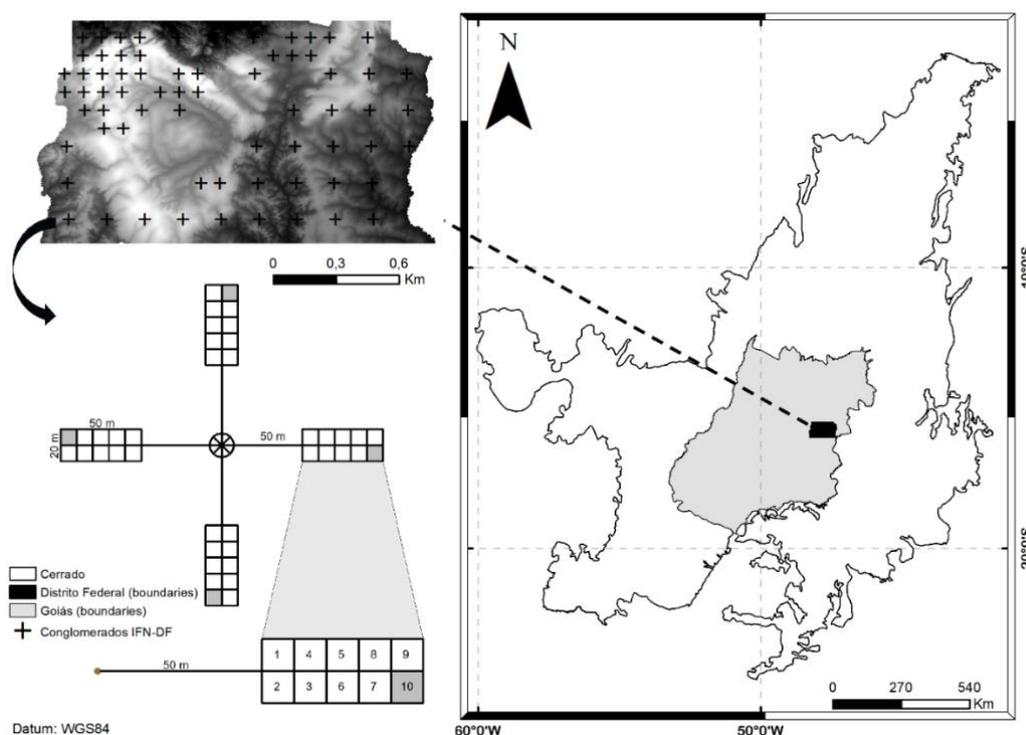


Figure 1: Distribution of sampling points (conglomerates) in the Federal District (DF) according to the National Grid of Sample Points of the National Forest Inventory (NFI-BR). In the DF, the conglomerates consist of points systematically distributed in 20 km x 20 km, with a density of 10 km x 10 km and 5 km x 5 km in some regions. Conglomerates are composed by four secondary subunits (20 x 50 m) subdivided into ten subplots (10 x 10 m) for vegetation sampling. Delimitation of the Cerrado biome was obtained from (INPE 2020) and other delimitations from (IBGE 2021a). Representation of conglomerates was adapted from SFB (2016).

2.2.2 Biotic data from vegetation communities

According to NFI-BR, the collection of botanical material was carried out for woody, arboreal, shrub, and palm species observed and reported in each conglomerate set in the field. The identification of the organisms was carried out by consulting specialists and literature and by comparing them with herbarium exsiccates. The scientific names were conferred through Flora Brazil (Flora Brasil 2021) and The Plant List (The Plant List 2020). Individual plants that were not identified or identified only at the family level, and those not solved inconsistencies were eliminated from the database.

An important distinction was the data separation of data by strata. The variables diameter, height, and life form of trees, shrubs, and palm trees, including standing dead organisms, were collected in two different vegetation strata (Stratum 1 e 2), in each secondary subunit (1 a 4 SUs). The criteria for inclusion of individuals in the greater stratum (this study, “Stratum 2”) included a diameter equal to or greater than 10 cm (Stratum 2: Diameter \geq 10 cm) in forest and savanna plots. In addition, another smaller vegetation stratum (in this study, “Stratum 1”) was studied using a smaller subplot (subplot 10 in each SU, measuring 10 m x 10

m). In those subplots, the individuals showing diameter equal to or greater than 5 cm and less than 10 cm (Stratum 1: $5 \text{ cm} \leq \text{Diameter} < 10 \text{ cm}$) were collected.

In our methodological approach, the individual diameters were measured in the field at heights that allowed their inclusion in Stratum 1 (individuals belonging to the smallest diameter classes) or Stratum 2 (individuals belonging to the largest diameter classes), depending on each vegetation type: in the forest plots, the diameters were measured at the breast height (DBH = 1.30 m above the ground) and in the savanna and grassland plots the diameters were measured at the base (DB = 0.30 m above the ground).

2.2.3 Environmental data: descriptors of vegetation communities

In this study, some sets of environmental variables were used: (i) chemical soil variables; (ii) land cover proxy variables; (iii) climatic variables; and (iv) elevation. The chemical soil variables were collected by NFI-BR within a buffer zone of up to two meters around the central point of each conglomerate (see SFB (2016), for details); the land cover proxy variables were acquired from the woody individuals collected at the sampling points; and climatic variables and elevation were extracted from georeferenced databases.

The soil chemical variables included 13 variables extracted on-site: Aluminium in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Al); Calcium in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Ca); Phosphorus in mg dm^{-3} (P); Potassium in mg dm^{-3} (K); Magnesium in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Mg); Aluminium Saturation in % (AlSat); pH in H_2O (ph); Potential Acidity in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (H+Al); Effective Cation Exchange Capacity in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ($\text{CEC}_{(E)}$); Total Cation Exchange Capacity in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ ($\text{CEC}_{(T)}$); Organic Matter in dag Kg^{-1} or % (OM); Sum of Bases in $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (BS) and Base Saturation Percentage in % (BSat) (SFB 2016). Soil samples were field collected in the site according to the methodology presented by NFI-BR of the Federal District (SFB 2016). For this study, we selected the depth 0-30 cm in the database to maximize the number of samples of secondary subunits. Values of the chemical variables were extrapolated for each SU within each conglomerate.

The land cover proxy variables were derived from phytosociological analysis that reflect vegetation percent cover with natural vegetation, and included: Basal Area in $\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (BA), Cover Value (0-200) (CV) and Cover Percentage in % (CP).

The bioclimatic variables were provided by the WorldClim with a spatial resolution of 30 seconds ($\sim 1 \text{ Km}^2$): Annual Mean Temperature in $^\circ\text{C}$ (BIO1); Mean Diurnal Range in $^\circ\text{C}$ (BIO2); Isothermality in % (BIO3); Temperature Seasonality in % (BIO4); Max Temperature of Warmest Month in $^\circ\text{C}$ (BIO5); Min Temperature of Coldest Month in $^\circ\text{C}$ (BIO6);

Temperature Annual Range in °C (BIO7); Mean Temperature of Wettest Quarter in °C (BIO8); Mean Temperature of Driest Quarter in °C (BIO9); Mean Temperature of Warmest Quarter in °C (BIO10); Mean Temperature of Coldest Quarter in °C (BIO11); Annual Precipitation in mm (BIO12); Precipitation of Wettest Month in mm (BIO13); Precipitation of Driest Month in mm (BIO14); Precipitation Seasonality in % (BIO15); Precipitation of Wettest Quarter in mm (BIO16); Precipitation of Driest Quarter in mm (BIO17); Precipitation of Warmest Quarter in mm (BIO18); and Precipitation of Coldest Quarter in mm (BIO19) (Fick and Hijmans 2017).

The elevation was derived from the Digital Elevation Model (DEM) of the Topodata Project (INPE 2011), with a spatial resolution of 30 m. The centroids of the secondary units were used as the spatial references for acquiring the elevation of each sample using the R 3.6.1 (Raster package) (R Core Team 2020) and ArcGis 10.4.1 software (ESRI 2020).

2.3 Data Analysis

2.3.1 Sampling sufficiency, floristic and vegetation structure

We analyzed the data considering the different vegetation communities in the study region. We carried out this analysis considering either the different phytophysionomies or the different vegetation formations of the Cerrado morphoclimatic domain, depending on the objective of the analysis.

Primarily, the results of the NFI-BR carried out in the FD were evaluated through rarefaction curves of forests, savannas and grassland formations, diversity indexes for each phytophysionomy, and diameter structure analysis of the different plant communities. We aimed to compare the results from the FD by applying the standard sampling methodology of the NFI-BR (systematic sampling process + Maltese cross conglomerates) and other sampling approaches commonly applied in inventories in the Cerrado biome (see **Appendix B**).

A floristic list was prepared for the FD by stratum, including the woody individuals reported in all phytophysionomies and identified at the species, genera, and family levels. The sampling sufficiency of vegetation communities was assessed using visual inspection of the species-area curve (Calixto Júnior et al. 2021). The inverted J-shaped diameter structure was used as an important sampling indicator of organisms of different diameter classes. To quantify equitability and floristic diversity by phytophysionomy, we used the species richness (S), Pielou (J') and Shannon-Wiener (H') index (Maracahipes et al. 2011; Bordin et al. 2019), both calculated using the proportionality factor that converts variables collected in a sample unit into quantities per hectare (Péllico Netto and Brena 1997).

The phytosociological parameters density (number of trees ha^{-1}), dominance (basal area, $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), frequency (percentage occurrence of a species in the samples units), Importance Value (IV, sum of relative density, dominance, and frequency), Cover Value (CV, sum of relative density and dominance) and Cover Percentage (CP, that is CV in percentage) were calculated for each species (Kent and Coker 1992; Bordin et al. 2019; Calixto Júnior et al. 2021) of the different phytophysionomies. In our analysis, a species list with the highest IV and Venn diagrams were elaborated for each stratum (see **section 2.2.2** for details about Stratum 1 e Stratum 2), evaluating the exclusivity and shared indicator species among the different studied phytophysionomies.

2.3.2 Multivariate analysis: environmental variables and vegetation communities

To distinguish patterns between species composition and local properties, the environmental variables and the floristic composition data were evaluated using a Canonical Correspondence Analysis (CCA) by secondary subunits (Borcard et al. 2011; Assis et al. 2011). This approach enabled us to assess relationships between species and environmental conditions by correlating the frequency data of the species with environmental variables in the plots of interest (in this study, the SUs of each conglomerate). The use of SU as a reference plot for the multivariate analysis was because not all conglomerates presented native vegetation or were fully located within in natural environments.

We prepared three matrices to run the CCA. First, we prepared an intermediate matrix with species abundances per plot (SU), and two matrices which integrated the species abundance data with the environmental variables. Then, we used the proportional species abundance matrix (PSM), obtained through the original species abundance (number of individuals of each species, in each SU, divided by the total number of individuals of that species considering all sampled SUs) to prepare the species abundance matrix (Magnusson and Mourão 2004). Also, we used the most representative species of the environment, a common strategy used in multivariate analysis (Mendonça et al. 2017). The species matrix included only the species with high IV in each phytophysionomy (i.e., species that together accounted for 50% of the IV), showing approximately 50 species when considering all the phytophysionomies of the FD.

Some soil chemical variables were missing in some SUs. So, we separated the environmental variables and prepared two final environmental matrices in which we related the species composition of the sample units and the analyzed soil (chemical and vegetation

properties) and climatic variables, separately, to minimize the imbalance between climatic/elevation and soil observations. The first matrix (soil matrix with 96 SUs as rows) was prepared using 13 soil chemical variables and three phytosociological variables used as proxies for the percentage of the soil surface covered by vegetation (see section 2.2.3 for details). This matrix consisted of 96 SUs (rows) and 16 environmental variables and the proportional abundance of species (columns), representing the environmental descriptors of the SUs. The second matrix (climate matrix with 109 SUs as rows) included the 19 bioclimatic variables, the elevation, and the proportional abundance of species for each SU as columns (see section 2.2.3 for details).

Two CCA matrices were used to test the hypothesis that edaphic and climatic variations explain differences between the dominant vegetations and plants in the study region. Akaike Information Criterion (AIC) was used to select the top model (step function considering the lowest AIC value as an indicator of the best fit) (Oksanen 2012; Stevens et al. 2016). Collinearity among explanatory variables of the chosen model was assessed by a variance inflation factor (VIF) (`vif.cca` function) (Borcard et al. 2011; Oksanen 2012). Stepwise AICc model selection indicated that our best CCA models describing the vegetation communities included 15 of 16 soil variables (CCA_{soil}) and 17 of 20 variables of the climatic data matrix (CCA_{climatic}).

Various edaphic and climatic variables of the two best CCA models showed high redundancy ($VIF > 10$) (Borcard et al. 2011; Oksanen 2012). In this case, only the soil variables Al, Ca, K, OM, P, BA, and CP and the climatic variables BIO2, BIO4, BIO6, BIO14, and BIO16 were retained in the final analysis, solving the collinearity issue (**Table 1**). Also, we included another variable (Bsat) in the soil matrix based on the results of a previous study that utilized Bsat as a proxy for soil fertility (Bueno et al. 2018) with no effects on the VIF value since at the end all variables, it showed $VIF < 10$.

Table 1: Description of the environmental variables with respect to soil, climate and elevation in the Federal District (FD) region, Brazil. The environmental variables and the floristic composition were evaluated using a Canonical Correspondence Analysis (CCA) by secondary subunits. The variables below are those that were significant to the model and had low collinearity (VIF < 10).

	Variables and unit of measure	Description
Soil Chemical Variables ¹	Al (cmol _c dm ⁻³)	Soil Aluminum
	K (mg dm ⁻³)	Soil Potassium
	OM (dag Kg ⁻¹ or %)	Soil Organic Matter Percentage
	P (mg dm ⁻³)	Soil Phosphorus
	BSat (%)	Soil Base Saturation Percentage
Land Cover Variables ²	BA (m ² ha ⁻¹)	Sum of Basal Area
	CP (%)	Cover Percentage
Bioclimatic Variables ³	BIO2 (°C)	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))
	BIO4 (%)	Temperature Seasonality (standard deviation ×100)
	BIO6 (°C)	Min Temperature of Coldest Month
	BIO14 (mm)	Precipitation of Driest Month
	BIO16 (mm)	Precipitation of Wettest Quarter

¹ Soil samples extracted on-site (0-30 cm depth) collected within a radius of up to two meters from the central point of each conglomerate, according to the methodology presented by NFI-BR of the Federal District (SFB 2016). Values of the chemical variables were extrapolated for each SU of each conglomerate.

² In the present study, land cover variables were soil variables obtained by phytosociological analysis that reflect vegetation or surface cover percent by secondary unit (SU).

³ Bioclimatic Variables were obtained from WorldClim in spatial resolution of 30 seconds (~1 Km²) (Fick & Hijmans 2017).

Permutation tests were applied to test the CCA and canonical axes significance. The statistical significance of the correlation between environmental variables and the CCA axis were also determined by the permutation test (999 permutations, for all tests performed) (Assis et al. 2011). To understand the associations between structural properties of the vegetation and environmental variables, only significant axes and environmental variables in the CCA were analyzed (envifit and anova.cca functions, respectively, considering $p < 0.05$). In general, statistical analyses were performed using the Vegan package in R software (R Core Team 2020), except when indicated otherwise. The normality of the explanatory variables was assessed at a significance level of 5% (shapiro.test function) (Royston 1995). Whenever the normality assumption was not met, a square root transformation $(X + 0.5)^{1/2}$ (Krebs 1999) was applied to both soil and climate matrices.

3. RESULTS

3.1 Vegetation communities: differences in diversity patterns and community structure

A total of 39 PUs and 114 SUs sampled by the NFI-BR were spatially located within native vegetation (Stratum 1 and 2). Our results indicate that the sampling points set in the field by the NFI-BR represented all types of vegetation formations (forests, savannas and grasslands) in the FD, but not all the phytophysionomies¹.

In our analysis, the designation forest formation included “alluvial and seasonally dry tropical forests” (Af and Df); savanna formation included “woodland savannas” (Ws); and grasslands formation included “dirty, clean and rupestrian field” (Gr), which were here analyzed together. In addition to these primary native communities, modified communities were also detected and named as “secondary forest vegetation” (SFv) and “secondary savanna vegetation” (SSv) in this study (see **Appendix A** and **B** for details and abbreviations).

The species-area curves indicated a tendency to stabilize only in the forest (Af and Df) and savanna (Ws) formations, considering that in half of the plots (1.12 ha in forests and 3.32 ha in savannas), more than 75% of the species recorded in both formations had been previously sampled (**Figure 2a** and **2b**). Similar inspection of the species-area curve for grassland formations indicated that in half of the plots (0.70 ha), less than 50% of the species recorded in this formation were sampled (**Figure 2c**).

In terms of diameter distribution of individuals, the inverted J-curve patterns in forest and savanna formations were observed (**Figures 2d, 2e, and 2f**). Based on the density data and the results of the diametric structure, we observed that when compared to the first diameter class (10 to 15 cm) of the Stratum 2 (Diameter \geq 10 cm; SU = 1000 m²), the Stratum 1 (5 cm \leq Diameter < 10 cm; SU = 100 m²) was under sampled in almost all studied vegetations. We also observed under sampling in the density and basal area values in different studied vegetations (**Appendix B**).

¹ Results of Palm Swamps and Palm Groves (PsP) plots were presented in the data description but were not considered in the sampling sufficiency and diametric structure analyzes, since they contained only a single species inside of the established diameter criteria and a sampled area small (total area < 1ha).

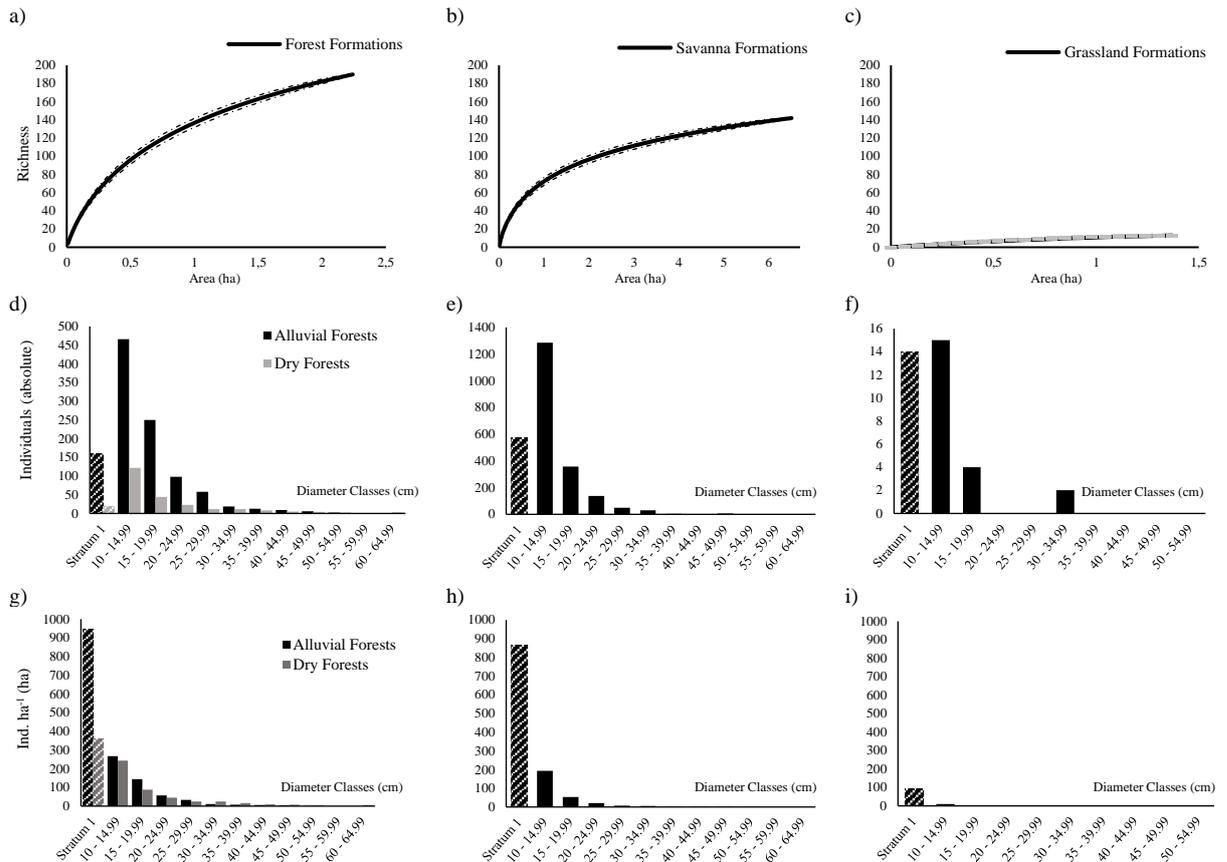


Figure 2: Species-area curves and diametric structure of woody species derived from the (a) and (d) Forest formations (Alluvial and Seasonally Dry Tropical Forests); (b) and (e) Savanna Formations (Woodland Savannas); (c) and (f) Grasslands Formations (Dirty, Clean and Rupestrian Field). Diametric structure (in ind. ha⁻¹) (g), (h) and (i), for the same vegetation formations. Stratum 1 (individuals with 5 ≤ Diam < 10) (hashed bars) and Stratum 2 (individuals with Diam ≥ 10) (black bars).

* Natural vegetations with a single species sampled (Palm Swamps and Palm Groves) and modified vegetations (Forest Secondary Vegetation and Savanna Secondary Vegetation) were not considered in these analyzes (see **Appendix A** the vegetations listed in the inventory).

Although the basal area and density values are low compared to what was reported by other studies in the Cerrado biome, we identified a total of 288 different taxa located within native vegetations by the NFI-BR in FD (87,5% at species level and 12,5% at the genera-level identification), distributed in 170 genera and 63 families (**Appendix A**). In the Af, Df, PsP, Ws, Gr, SFv, and SSv vegetation types, a total of 166, 78, 1, 154, 17, 10 and 11 species were sampled, respectively, belonging to 52, 34, 1, 49, 12, 9, and 8 botanical families, respectively. The botanical families showing the highest species richness were Fabaceae (47), Myrtaceae (16), Melastomataceae (14), Vochysiaceae (11), Rubiaceae (10), Malpighiaceae (9), Apocynaceae (8), Asteraceae (8), Malvaceae (8) and Meliaceae (8), which together represented approximately 50% of total sampled species.

In general, the diversity values expressed by the Shannon-Wiener index (H') were high when considering trees, shrubs, and herbaceous strata, ranging from $H' = 2.32$ to 4.28 in different natural vegetation types. Shannon's diversity was highest in Af, followed by Ws, Df, and Gr. However, the floristic diversity values recorded for the two modified vegetation types (SFv and Ssv) were approximately 1.75 , which is considered a low diversity value compared to the typical values found in Cerrado vegetation types. Pielou's index (J') ranged from 0.73 to 0.97 , remaining high in native and modified phytophysiognomies (**Appendix B**). Because the PsP phytophysiognomy showed only a single species, it was not feasible to calculate the Shannon-Wiener and Pielou index.

Appendix A presents a list of all families, genera, and species registered in the FD, through the NFI-BR, in the different phytophysiognomies. Approximately twenty families were represented by only one species (7 % of the floristic richness), of which six families were exclusively from humid environments (Af), four from deciduous forests (Df), three from savanna habitats (Ws), and one of the modified forest habitats (SFv). Although many species with the highest IV were representative only in certain vegetation types, the species *Cordia macrophylla* and *Davilla elliptica* were highlighted in more than one type of vegetation in Stratum 1 (**Figure 3a**). In Stratum 2, the species *Copaifera langsdorffii*, *Eriotheca pubescens*, *Guarea guidonia*, *Pouteria ramiflora*, *Protium heptaphyllum*, *Qualea grandiflora*, *Qualea parviflora*, *Richeria grandis*, *Simarouba versicolor*, *Syagrus* sp2. and *Tachigali vulgaris* showed higher IV in different physiognomies (**Figure 3b**). Also, we observed a large number of rare species in the sampled areas of all phytophysiognomies. However, many species were represented by only 1 ind. ha^{-1} and most did not show a large spatial distribution, mostly recorded in very few conglomerates.

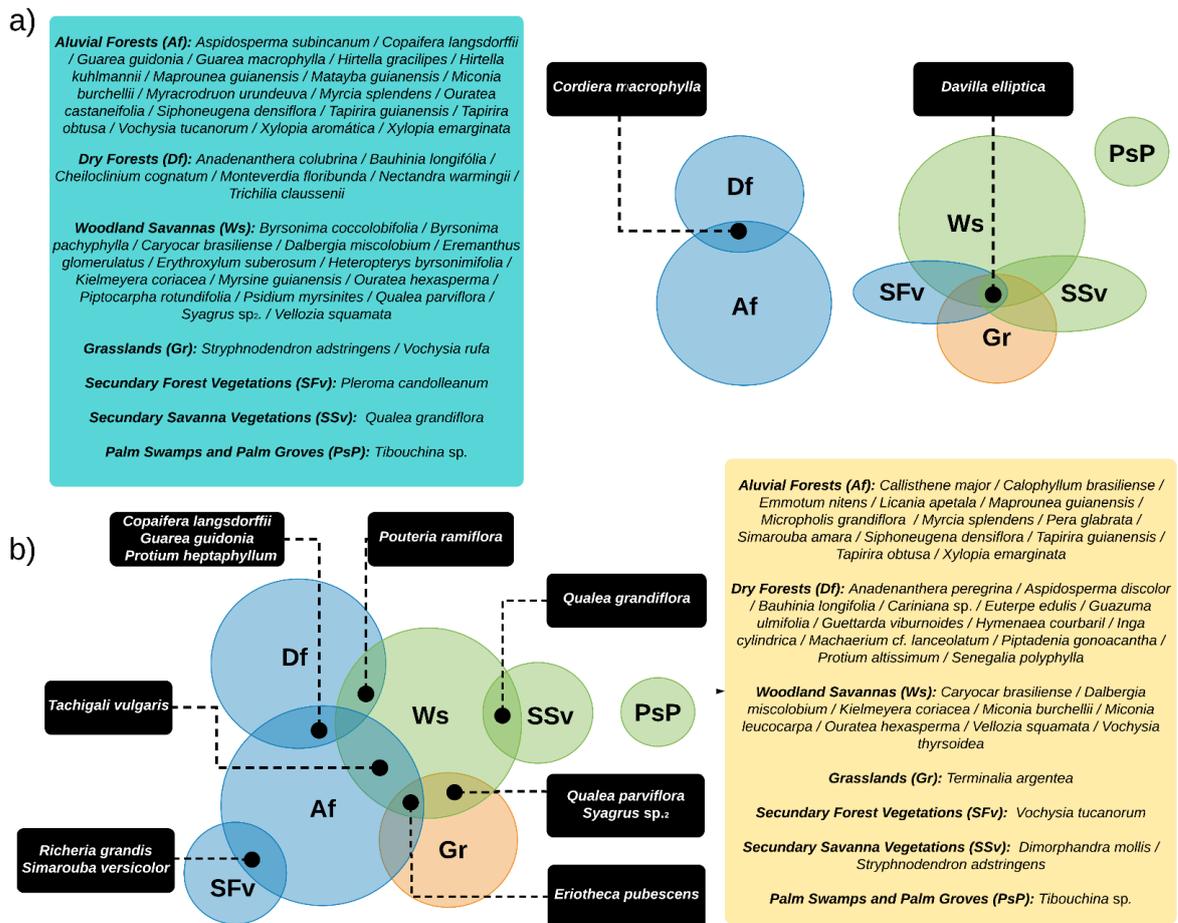


Figure 3: Venn diagram showing the species sharing (black boxes) and the exclusivity (green and light-yellow boxes) of indicators species (represented here by the greatest importance value - IV) in the different Cerrado phytophysiognomies in FD, Brazil, in the (a) Stratum 1 (individuals with $5 \leq \text{Diam} < 10$) and (b) Stratum 2 (individuals with $\text{Diam} \geq 10$). Species with low occurrence and IV were not related.

3.2 Relationship between vegetation and environmental variables

The CCA_{soil} ($F_{(7,88)} = 4.54$; $p = 0.001$; **Figures 4a and 4b**) and $\text{CCA}_{\text{climatic}}$ ($F_{(5,103)} = 4.16$; $p = 0.001$; **Figures 4c and 4d**) were significant, and their environmental variables formed distinct species groups, illustrating the dependence of those communities on abiotic variables included in this analysis. The first two axes of both soil and climatic CCAs were significant ($p = 0.001$) and captured about 51% and 58%, respectively, of the constrained inertia variation, which is a result of a high explanatory power.

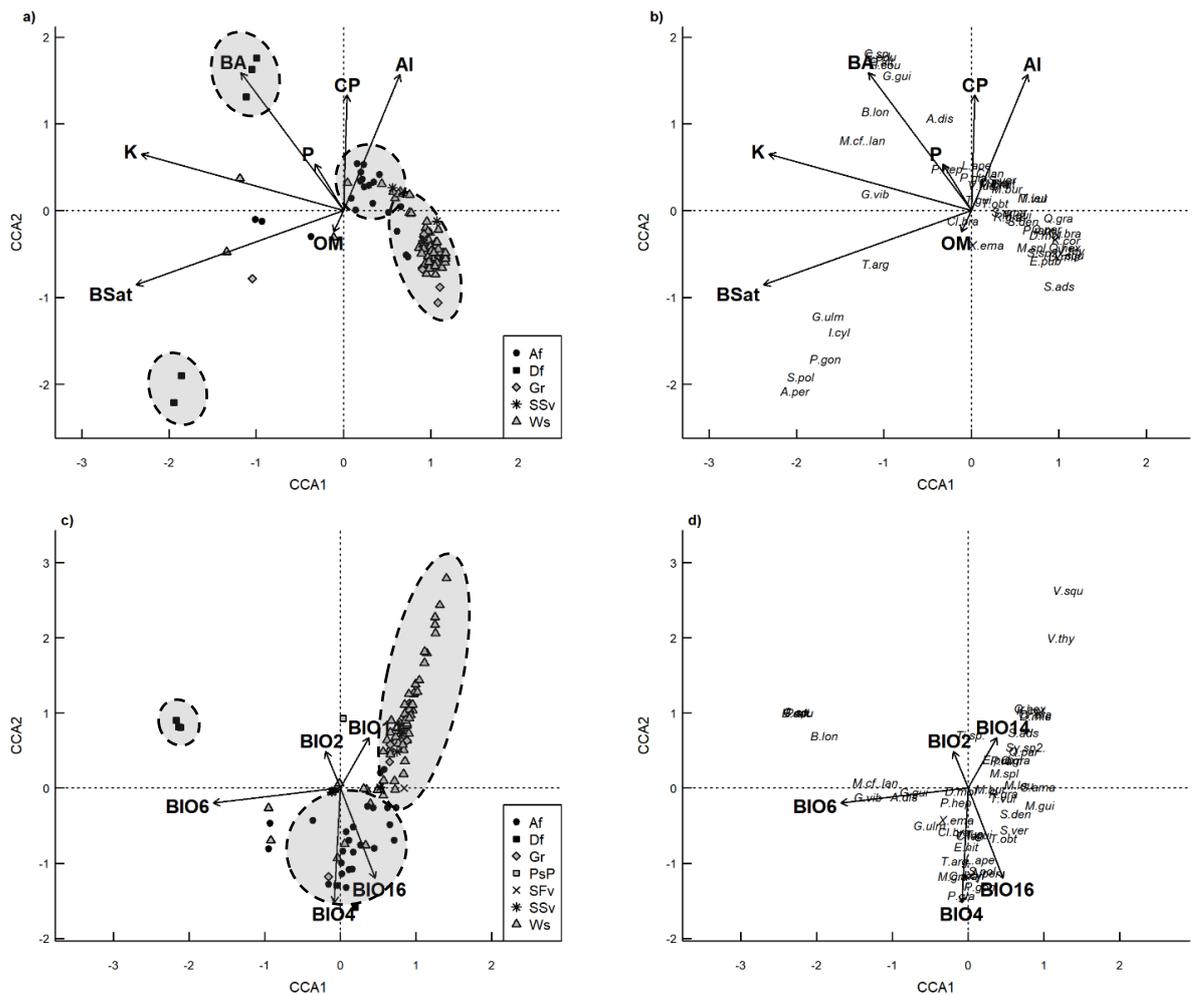


Figure 4: Results of the Canonical Correspondence Analysis (CCA) which related the environmental variables (edaphic, climatic and elevation) and the biotic data of the vegetation communities of the Cerrado surveyed by the NFI-BR of the Federal District (FD). **Al** ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = aluminum; **Ca** ($\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = calcium; **K** (mg dm^{-3}) = potassium; **OM** (%) = organic matter; **P** (mg dm^{-3}) = phosphorus; **BA** ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) = basal area; **CP** = cover percentage; **BIO2** ($^{\circ}\text{C}$) = mean di-urnal range; **BIO4** (%) = temperature seasonality; **BIO6** ($^{\circ}\text{C}$) = min temperature of the coldest month; **BIO14** (mm) = precipitation of driest month and **BIO16** (mm) = precipitation of wettest quarter; **BSat** (%) = base saturation.

The factor loadings of all soil variables indicated that the first axis (CCA_1) of the CCA_{soil} reflects the soil fertility and it was strongly related with potassium ($r^2 = 0.812$; $p = 0.001$) and base saturation percentage ($r^2 = 0.911$; $p = 0.001$), whereas the second axis (CCA_2) showed the basal area ($r^2 = 0.480$; $p = 0.002$) and aluminium ($r^2 = 0.390$; $p = 0.019$) as the main drivers. By considering the climatic variables, the factor loadings indicated that the first axis (CCA_1) of the $\text{CCA}_{\text{climatic}}$ was primarily related with minimum temperature of coldest month ($r^2 = 0.655$; $p = 0.001$) and the second axis (CCA_2) was strongly related with the temperature seasonality ($r^2 = 0.499$; $p = 0.001$) and precipitation of wettest quarter variables ($r^2 = 0.363$; $p = 0.004$).

4. DISCUSSION

4.1 Methodological aspects, diversity patterns, and community structure

The detection of all vegetation formations of the Cerrado biome (forests, savannas, and grasslands) observed within the FD and all phytophysionomies previously identified, except for the “cerradão”, indicates that the sampling approach applied by the NFI-BR was able to represent the vegetation formations and phytophysionomies of the FD (**Appendix A and B**). Results from the MAPEAR Project (2012), reported “gallery forest” (1,057.97 ha), “dry forest” (316.63 ha), “cerradão” (64.26 ha), “woodland savanna” (1,430.62 ha), “dirty field” (427.73 ha), “clean field” (317.48 ha), “rupestrian field” (5.07 ha) and “palm swamps” (30.18 ha) in the conservation units (CUs) in the FD (IBRAM 2012). Floristic inventories carried out in the last decades also reported the presence of such phytophysionomies, being extremely useful for understanding the mosaic of different vegetation types across the landscape (Felfili and Silva Jr 1993; Felfili 1995; Sampaio et al. 2000; Scariot and Sevilha 2000; Andrade et al. 2002; Araújo et al. 2002; Silva and Scariot 2003; Guarino and Walter 2005; Dietzsch et al. 2006; Munhoz and Felfili 2006; Rezende et al. 2006; Felfili et al. 2007; Cianciaruso and Batalha 2008; Munhoz and Felfili 2008; Eugênio et al. 2011; Resende et al. 2013; Amaral et al. 2013; Almeida et al. 2014b; Marra et al. 2014; Silva et al. 2016; Rios et al. 2018).

Considering that methodological differences make it difficult to compare results from different Brazilian biomes, it should be noted that the NFI has achieved several of its objectives, including the improvement of the understanding of wood stocks of native and planted forests, based on standardized sampling approaches at a national scale (SFB 2019). It is important to continuously evaluate the results provided by the National Forest Inventory to indicate future adjustments to ensure increasingly reliable vegetation estimates (SFB 2017).

By comparing our results with previous studies conducted in the Cerrado biome located within the FD and its surroundings, the species richness (S) and Shannon-Wiener (H') index in the native vegetations were, in general, higher than those observed in “alluvial forest” (from H' = 2.57 to 4.25; from S = 33 to 150; from J = 0.57 to 0.87) (Felfili 1995; Sampaio et al. 2000; Guarino and Walter 2005; Dietzsch et al. 2006), dry forest (from H' = 2.98 to 3.83; from S = 36 to 92; from J = 0.77 to 0.83) (Scariot and Sevilha 2000; Silva and Scariot 2003; Felfili et al. 2007; Marra et al. 2014) and “woodland savanna” (from H' = 3.34 to 3.62; from S = 55 to 72) (Felfili and Silva Jr 1993; Andrade et al. 2002; Almeida et al. 2014b; Rios et al. 2018). However, other values from this study were lower than those observed for grassland phytophysionomies (from H' = 2.60 to 3.57; from S = 45 to 293) (Munhoz and Felfili 2006,

2008; Cianciaruso and Batalha 2008; Eugênio et al. 2011; Amaral et al. 2013) and “palm swamps” (from² $H' = 2.29$ to 3.40 ; from³ $S = 6$ to 307 ; $J = 0.72$) (Araújo et al. 2002; Resende et al. 2013; Silva et al. 2016).

The large heterogeneity in environmental conditions observed in our study region as a result of the large sampled area (SFB 2016) explain the high values of S and H' (Calixto Júnior et al. 2021). However, the low values of S and H' observed for grassland areas in this study area are atypical since studies characterized those communities as species-rich (Munhoz and Felfili 2006, 2008), with a shrub and herbaceous flora much different from other Cerrado phytophysiognomies (Munhoz and Felfili 2006; Cianciaruso and Batalha 2008). The record of a single species in “palm swamps” and “palm groves” differs from the rich and abundant specific flora commonly observed in those communities (Araújo et al. 2002; Lima et al. 2003; Bijos et al. 2017). *Tibouchina* sp., is not specific to “palm swamps” and “palm groves” and is a generalist species usually present in several phytophysiognomies and anthropized areas (Jardim Botânico do Rio de Janeiro 2019). Both communities have an aggregate distribution, with “palm swamps” consisting predominantly of buritis associated with herbaceous and shrub species, while “palm groves” is characterized by tree palms (MMA 2015).

Considering the total species number and the territorial extent of each surveyed phytophysiognomy within the FD territory, the species-area curves indicated a stabilizing trend in forests (Af and Df) and savanna formations (only Ws). However, it did not reach an asymptote in grassland formations. Unstable accumulation curves have been suggested as indicators of not-sufficiently-sampled areas and justify further detailed floristic inventories (Banda-R et al. 2016). The late stabilization or even the non-stabilization of species-area curves in the Cerrado vegetation can be explained by numerous factors, such as the presence of very heterogeneous vegetation on diversified environmental gradients (Silva Júnior 2004).

Although it is common to observe both stable and non-stable accumulation curves in the different Cerrado phytophysiognomies (Medeiros et al. 2007; Maracahipes et al. 2011; Almeida et al. 2014b; Calixto Júnior et al. 2021), our favorable results for stabilization in forests and savannas lead us to conclude that the absence of a plateau in the grassland formations is also linked to the minimum diameter used in the sampling. Based on the results observed for the Stratum 2 ($DBH \geq 10$ cm), the inclusion of Stratum 1 ($DBH \geq 5$ cm) in the analysis, even if by

² Pielou (J') and Shannon and Wiener (H') index were found only in studies carried out in Palm Swamps.

³ Higher values of species richness were found in the studies in Palm Swamps and lower values in the communities Palm Groves.

a smaller subplot, contributed to increase species richness in all the studied phytophysionomies, as also observed by Maracahipes et al. (2011) in “rupestrian cerrado” areas, which represent a phytophysionomy that stands out for the significant presence of herbaceous and shrub flora.

The use of smaller plots to analyze the regeneration stratum is a good sampling strategy favoring cost, labor, and time reduction of forest inventories. A study by Medeiros et al. (2007) observed a high floristic similarity of regeneration stratum in an adult stratum, even when sampled using small plots. However, despite this floristic similarity, differences in basal area and species density can be observed (Medeiros et al. 2007; Maracahipes et al. 2011). The lowest density (from 77 to 1,390 ind. ha⁻¹) and basal area values (from 0.33 to 18.29 m² ha⁻¹) when considering Strata 1 and 2 of natural phytophysionomies is likely related to numerous factors such as flooded soils, vegetation in rocky areas, or even due to environmental impacts (see **Appendix B**). The density (from 136 to 217 ind. ha⁻¹) and basal area (from 1.01 to 1.39 m² ha⁻¹) values found in this study in disturbed vegetations (SFv and SSv) were low compared to undisturbed phytophysionomies. Not all published studies record the density and basal area of different phytophysionomies, making it difficult to draw conclusions about such values, especially when it comes to disturbed vegetation.

Finally, we assessed the sampling effectiveness of the NFI-DF, including the low values of density and basal area, considering the relationships between the minimum diameter used, the size of the plots, and the obtained diametric structure. Communities at equilibrium show a complete series of diameter classes and a diametric curve in the reversed-J pattern, with the density of individuals decreasing with increasing diameter classes (Felfili 1995). This is typical of communities with self-regenerating potential, which show greater recruitment than mortality as they progress through successional processes (Felfili 1995; Miranda et al. 2007). Based on our results, the low frequency of individuals in the smallest diameter class (Stratum 1) compared to the following class, in addition to interruptions seen in the histograms of Stratum 2, can be explained by the lack of dynamic equilibrium or the size of the plot. Plant communities or species that have been subjected or are still under disturbance often have discontinuous diametric distribution due to anthropic or natural interferences in the life cycle of a species. However, considering that various species in the Cerrado vegetation have short trees with small diameters (Ribeiro and Walter 2008), the absence of dynamic equilibrium does not eliminate the possibility that the results of Stratum 1 have been strongly influenced by the size of the sampled plot (ten times smaller than Stratum 2 plot). Forest and savanna communities (only

“woodland savannas”) of Stratum 2 followed a clear J-reverse diametric distribution pattern, commonly observed in such preserved phytophysiognomies (Maracahipes et al. 2011; Almeida et al. 2014b; Rios et al. 2018; Calixto Júnior et al. 2021).

Therefore, it is important to consider improving the NFI methodology, evaluating the particularities of each biome either through an increased number of subplots as have been used in Cerrado (SFB 2017) or by the inclusion of smaller diameters in the minimum sampling criteria, such as the Mangue (SFB 2018a) and Restinga (SFB 2018b) areas. Conglomerate sampling can offer an advantage in precision and costs, but this method is less suitable for heterogeneous areas (Péllico Netto and Brena 1997). Regarding the sampling sufficiency, the minimum criteria adopted in the NFI and other inventories may not be sufficient since each phytophysiognomy has its particularities. Therefore, the methodology effectiveness in detecting and reporting the species and the specificities of the biome must always be evaluated, as well as the need to increase the plot size and the diametric amplitude studied, depending on the environmental heterogeneity and the predominant stratum of the studied area (i.e., if arboreal, woody or herbaceous) (SFB 2017, 2018a, b).

Additionally, it must be considered that, in some cases, stratified sampling can be helpful and improve effectiveness of forest inventories because it is more efficient and reduces variability within the strata (Péllico Netto and Brena 1997). Thus, in areas of vegetation mosaics, as seen in the FD, if the conglomerates sampling is not sufficient to satisfactorily sample all phytophysiognomies, we would recommend dividing the area into homogeneous subpopulations (stratified sampling) that can quickly increase sample number and area, at low cost, by subsampling phytophysiognomies. The addition of information in the different biomes can be handy and must be carried out in a complementary way to the data collection performed through the standard methodology (SFB 2017).

4.2 The local taxa, phytosociological indices, and the description of the communities

The structural importance of the Fabaceae family, due to its high species richness, has been highlighted by other studies in the Cerrado biome (Silva and Felfili 2010; Messias et al. 2012; Miranda et al. 2013; Apgaua et al. 2014; Calixto Júnior et al. 2021). In addition to Fabaceae, other families that stood out in this study due to species richness included: Myrtaceae, Melastomataceae, Vochysiaceae, Rubiaceae, Malpighiaceae, Apocynaceae, Asteraceae, Malvaceae, and Meliaceae. The importance of these families were also highlighted in a study

carried out in the Environmental Protection Area (EPA) Gama Cabeça de Veado located in the FD (Silva and Felfili 2010).

A comparison between this study and previous studies conducted in the Neotropical region (Tree Flora of the Neotropical Region - NeoTropTree database) indicates that our species list contains approximately 16 genera (9.41%) and 78 tree species (27%), which are considered an indicators of the main phytophysiognomies of the Cerrado biome (Bueno et al. 2018; Oliveira-Filho 2021). Our results indicated a good representativeness of the local taxa, suggesting that in many aspects, despite the limitations associated with the method, the sampling design applied in this study reached similar results reported by other studies that spent much more sampling efforts.

A physiognomy includes the predominance of individuals that characterize habitat and a given structure (organization and arrangement organisms in the community), forms of growth (e.g., trees, shrubs, and herbaceous predominance), and seasonal changes (e.g., whether deciduous or not) (Eiten 1979; Oliveira-Filho 2015). The IV shows changes in the taxa hierarchy when comparing different communities, different strata of the same community (Medeiros et al. 2007), or even modifications in a given time (Eugênio et al. 2011). This index is an important differentiator of communities and can also be highly useful to indicate similar communities that share environmental conditions and taxonomic groups (**Figure 4**).

Although some indicator species showed important ecological roles for a specific phytophysiognomy, some with a high IV were shared in more than one type of vegetation across plant communities sampled in the FD (**Figure 3**). This sharing of indicator species has already been verified in other studies in the Cerrado (Imaña-Encinas et al. 2007; Santos et al. 2007; Silva and Felfili 2010; Arruda et al. 2013). Recently, Bueno et al. (2018), after exploring the tree species composition of different vegetation types, reinforced the high floristic similarity among Cerrado phytophysiognomies, wherein i) indicator species of evergreen forest were also frequent in semideciduous forests; ii) all types of savanna and dystrophic cerradão were highly similar in tree species composition; and iii) mesotrophic cerradão can be considered a transition between savannas and seasonally dry tropical forests (SDTF) regarding tree species composition.

The IV and other parameters and indices such as canopy cover (treetops), species number and density of the regeneration stratum can be used as reference values and ecological indicators in programs for the recovery of degraded areas (Stevens et al. 2016; Cordeiro et al. 2021). The use of these parameters and indices increases the probability of recovering a

degraded area, with a lower number of interventions (Cordeiro et al. 2021). These can be used to achieve a particular recovery goal, considering specific ecological indicators for the different formations (whether forest, savanna and grassland).

4.3 The environmental variables and the species selection

Due to a large heterogeneity of environments, many factors influence the composition and structure neotropical phytophysionomies (Oliveira-Filho 2015). In the Cerrado, water availability, climatic and edaphic factors, and fire presence determine the distribution, composition, and vegetation structure (Lehmann et al. 2014; Stevens et al. 2016; Bueno et al. 2018; Cordeiro et al. 2021). However, the relative importance of each factor varies, depending on the site-scale factors (Oliveira-Filho et al. 2005; Lehmann et al. 2014).

Therefore, this study represents progress towards understanding the role of climate variables in structuring vegetation communities in the Cerrado. As observed in previous studies, multivariate analyzes carried out in different phytophysionomies of the biome have shown significant relationships between species distributions and environment conditions (Assis et al. 2011; Arruda et al. 2013; Messias et al. 2013; Araújo et al. 2017; Abadia et al. 2018). Therefore, which aspects should be considered as necessary for the determination of vegetation communities of the FD? Our results confirm that the vegetation type can be separated by soil and climatic variables and species abundance.

The CCA_{soil} distinguished communities associated with high-fertility soils (e.g., Df communities), with low-fertility soils, such as the Ws communities which related to BSat and K, and separated environments with greater and lower Al concentration. Additionally, the low values found for Al in the savannas and the highest values found in Af contributed to the distinction of such phytophysionomies. Edaphic variables such as organic matter, substrate conditions, clay, silt, sand content, and chemical variables (such as Ca, Cu, Mg, Mn and S content) act as important grouping factors to distinguish different phytophysionomies (Assis et al. 2011; Messias et al. 2013; Oliveira-Filho 2015; Araújo et al. 2017; Bueno et al. 2018).

The CCA_{climatic} indicated that Ws, Gr and Df, respond to the climatic gradient minimum temperature of the coldest month (variable). However, precipitation does not integrate the extremes or limiting factors for such phytophysionomies, as it predominantly occurred in places with lower rainfall indices. Such phytophysionomies also happen in high elevation areas (Oliveira-Filho et al. 2005). In these areas, located at the central region of the country, the climate can be the Tropical Altitude (Cwa) type, characterized by the presence of mild

temperatures (Eiten 1990), which would explain the response of these communities to such conditions. However, it is important to be careful when distinguishing Ws and Gr from locations of Df in this study because of the slight thermal difference between the environments.

Additionally, we noticed the establishment of Af in places with high precipitation in the wetter months and high temperature seasonality. While in some savanna environments plants present specific adaptations of the vegetation (Eiten 1990) due to, for example, competition for water (Scholes & Archer 1997), Cerrado domain data reveal a close relationship between certain areas of the Cerrado with high water availability and presence of semideciduous and evergreen forests (Bueno et al. 2018).

Several species showed high scores in multivariate analyses and can be helpful as indicators of the respective environments to which they were associated (Scores ≥ 0.60). *Caryocar brasiliense*, *Dalbergia miscolobium*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Qualea grandiflora*, *Qualea parviflora*, *Vellozia squamata*, and *Vochysia thyrsoidea* were the most important species of savanna environments (Ws) in this and other studies (Andrade et al. 2002; Pinto et al. 2009; Maracahipes et al. 2011; Miranda et al. 2013; Almeida et al. 2014b; Rios et al. 2018; Bueno et al. 2018), whereas *Anadenanthera peregrina*, *Bauhinia longifolia*, *Guarea guidonia*, *Guazuma ulmifolia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Senegalia polyphylla* were associated to the Df (Vieira et al. 2006; Marra et al. 2014; Apgaua et al. 2014; Banda-R et al. 2016; Bueno et al. 2018). Finally, *Callisthene major*, *Emmotum nitens*, *Licania apetala*, *Micropholis grandiflora* and *Pera glabrata* are some of the species that stood out in Af environments, being also mentioned in other studies in such phytophysiognomy (Sampaio et al. 2000; Felfili et al. 2001; Silva Júnior 2004; Guarino and Walter 2005; Dietzsch et al. 2006; Ribeiro and Felfili 2009; Matos and Felfili 2010; Fontes and Walter 2011; Bueno et al. 2018).

In this study, the detection of a vegetation mosaic composing the Cerrado vegetation in the FD only reinforces the importance of developing techniques that recover ecosystems in a broader context, considering the different vegetation formations and the different strata (Sampaio et al. 2015). Often, non-forest ecosystems that constitute savannas and grassland are neglected due to the lack of standard protocols for sampling vegetation, whether for monitoring or establishing new areas to be protected, leading to the compromise of biodiversity and of the provision of ecosystem services (Overbeck et al. 2007, 2015; Andrade et al. 2019; Silveira et al. 2021). Another important aspect is that the disparity of awareness between different biomes leads to approaches focused on arboreal organisms, even when it comes to the analysis or

restoration of many open biomes, such as the Cerrado, compromising the availability of essential ecosystem services in those places (Silveira et al. 2021).

Knowing the species that make up the natural ecosystem is necessary because it contributes to identifying the trade-offs between the use or conservation of biodiversity (Fastré et al. 2020). Also, the insertion of ecosystem services in the global context of sustainable development policies (MEA 2005; Silveira et al. 2021) and the understanding that the availability of these services depends on the composition (biotic and abiotic elements), structure, and function or processes of the (Wallace 2007; Fu et al. 2013; Haines-Young and Potschin 2017) ecosystems have modified the parameters chosen in the recovery of degraded ecosystems (Araújo et al. 2017; Bueno et al. 2018).

Our results confirm the direct dependence of the Cerrado biome and key local factors in the composition of their communities (Bueno et al. 2018). Thus, in addition to in situ vegetation data or remnants of the surroundings, relevant environmental characteristics such as climatic and edaphic ones can be increasingly used for science-based choice of species in the different stages of environmental recovery (Araújo et al. 2017; Bueno et al. 2018). This selection has not always been made considering key elements, leading us to believe that strictly differentiated communities are still not being adequately protected because they have not been sufficiently investigated (Silva Júnior 2001).

Finally, we observed that the multivariate techniques explore the relationship between environmental characteristics and the presence and abundance of species (Borcard et al. 2011; Assis et al. 2011) and, therefore, can be used aiming at the best efficiency in the selection of species for degraded area recovery (Araújo et al. 2017; Andrade et al. 2019).

5. CONCLUSIONS

Forest and savanna phytophysionomies showed good representativeness in the sampled area. Our results were similar to other studies conducted in the Cerrado biome, probably because of the minimum diameter used, which enabled the inclusion of trees and shrubs across phytophysionomies. However, ecological analyses have shown that some phytophysionomies, such as “palm swamps” and “palm groves” and grasslands, can be better understood by making methodological adjustments to add into the data collection.

The sharing of some species of higher importance value (IV) in the different vegetation types allowed us to conclude that, although some species have an important ecological role only for a given phytophysionomy, some have high density, dominance, and frequency in more

than one habitat. The use of the species of higher IV was satisfactory for the SUs grouping, and the multivariate analyses were essential to understanding the different environments. The plant communities of the FD respond to edaphic and climatic variations and allowed us to identify a clear structure of plant communities dependent on such variables. We suggest BSat, K, Al, BA, minimum temperature of the coldest month, precipitation of the wettest quarter, and temperature seasonality as the main ecological drivers of vegetation communities. The use of climatic and edaphic bases data of the habitats has been common to explain the distribution of vegetable species. Therefore, collecting those data in the field and plant specimens can be beneficial for better understanding the environment. At local scale, such data have been used to distinguish vegetational communities of the same phytogeography.

Finally, the results of ecological analysis can highly contribute support decision-makers by providing them a better understanding of biodiversity and the structure of the different ecosystems that compose the Cerrado biome.

BIBLIOGRAPHIC REFERENCES

- Abadia AC, Lenza E, Mews HA, et al (2018) Savannas on two different substrates in Brazil have a similar species diversity, but distinct edaphic conditions and species composition. *Brazilian J Bot* 41:57–64. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0424-x>
- Alencar A, Shimbo JZ, Lenti F, et al (2020) Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. *Remote Sens* 12:1–23. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>
- Almeida RF, Fagg CW, Oliveira MC, et al (2014) Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguésia* 65:1–19
- Amaral AG, Munhoz CBR, Eugênio CUO, Felfili JM (2013) Vascular flora in dry-shrub and wet grassland Cerrado seven years after a fire, Federal District, Brazil. *Check List J species List Distrib* 9:487–503
- Andrade BO, Boldrini II, Cadenazzi M, et al (2019) Grassland vegetation sampling - a practical guide for sampling and data analysis. *Acta Bot Brasilica* 33:786–795. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0160>
- Andrade LAZ, Felfili JM, Violatti L (2002) Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. *Acta Bot Brasilica* 16:225–240
- Apgaua DMG, Coelho PA, Santos RM dos, et al (2014) Tree community structure in a

- seasonally dry tropical forest remnant, Brazil. *Cerne* 20:173–182.
<https://doi.org/10.1590/01047760.201420021540>
- Araújo GM, Barbosa AAA, Arantes AA, Amaral AF (2002) Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. *Rev Bras Botânica* 25:475–493
- Araújo SN, Silva AF, Costa TCC, et al (2017) Preference of tree species for tropical forest environments. *Appl Ecol Environ Res* 15:717–742.
https://doi.org/10.15666/aeer/1501_717742
- Arruda DM, Ferreira-Júnior WG, Duque-Brasil R, Schaefer CER (2013) Phytogeographical patterns of dry forests *sensu stricto* in northern Minas Gerais State, Brazil. *An Acad Bras Cienc* 85:623–634
- Assis ACC, Coelho RM, Pinheiro E da S, Durigan G (2011) Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. *Plant Ecol* 212:1135–1147. <https://doi.org/10.1007/s11258-010-9893-8>
- Banda-R K, Delgado-Salinas A, Dexter KG, et al (2016) Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science* (80-) 353:1383–1387.
<https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- Bijos NR, Eugênio CUO, Mello T de RB, et al (2017) Plant species composition, richness, and diversity in the palm swamps (veredas) of Central Brazil. *Flora* 236–237:94–99.
<https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.10.002>
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York, NY
- Bordin KM, Ferreira LD, Rosina A, et al (2019) Community structure and tree diversity in a subtropical forest in southern Brazil. *Biota Neotrop* 19:1–11. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0606>
- Bueno ML, Dexter KG, Pennington RT, et al (2018) The environmental triangle of the Cerrado Domain: Ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *J Ecol* 00:1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12969>
- Calixto Júnior JT, Moura JC, Lisboa MAN, et al (2021) Phytosociology, diversity and floristic similarity of a Cerrado fragment on Southern Ceará state, Brazilian Semi-arid. *Sci For* 49:1–17. <https://doi.org/10.18671/scifor.v49n130.01>
- Cianciaruso M V, Batalha MA (2008) A year in a Cerrado wet grassland: a non-seasonal island in a seasonal savanna environment. *Brazilian J Biol* 68:495–501
- CLDF (1994) Lei nº 742, de 28 de julho de 1994

- Cordeiro NG, Pereira KMG, Terra M de CNS, et al (2021) The role of environmental filters in Brazilian savanna vegetation dynamics. *For Ecol Manage* 500:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119645>
- Dietzsch L, Rezende AV, Rodrigues Pinto JR, Silva Pereira BA (2006) Caracterização da flora arbórea de dois fragmentos de mata de galeria do Parque Canjerana, DF. *Cerne* 12:201–210
- Eiten G (1990) Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*, 2nd edn. UnB/Sematec, Brasília, DF, pp 9–65
- Eiten G (1979) Formas fisionômicas do cerrado. *Rev Bras Botânica* 2:139–148
- ESRI (2020) ArcGIS 10.4.1 for Desktop. <https://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.4/get-started/setup/arcgis-desktop-quick-start-guide.htm>. Accessed 14 Aug 2020
- Eugênio CUO, Munhoz CBR, Felfili JM (2011) Dinâmica temporal do estrato herbáceo-arbustivo de uma área de campo limpo úmido em Alto Paraíso de Goiás, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 25:497–507
- Faber-Langendoen D, Keeler-Wolf T, Meidinger D, et al (2014) EcoVeg: a new approach to vegetation description and classification. *Ecol Monogr* 84:533–561. <https://doi.org/10.1890/13-2334.1>
- FAO (2018) The state of the World's Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- FAO (2015) Global forest resources assessment FAR 2015: terms and definitions. Roma
- FAO and UNEP (2020) The state of the world's forests: forests, biodiversity and people. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Fastré C, Possingham HP, Strubbe D, Matthysen E (2020) Identifying trade-offs between biodiversity conservation and ecosystem services delivery for land-use decisions. *Sci Rep* 10:7971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64668-z>
- Felfili JM (1995) Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117:1–15
- Felfili JM, Nascimento ART, Fagg CW, Meirelles EM (2007) Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. *Rev Bras Botânica* 30:611–621
- Felfili JM, Silva Jr MC (1993) A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. *J Trop Ecol* 9:277–289
- Felfili MJ, Mendonça RC de, Walter BMT, et al (2001) Flora fanerogâmica das Matas de

- Galeria e Ciliares do Brasil Central. In: Ribeiro JF, Fonseca CEL da, Sousa-Silva JC (eds) Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p 899
- Fick SE, Hijmans RJ (2017) WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol* 37:4302–4315
- Flora Brasil (2020) Flora do Brasil 2020 em construção. In: *Jard. Botânico do Rio Janeiro*. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Accessed 28 Dec 2020
- Fontes CG, Walter BMT (2011) Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. *Rev Bras Botânica* 34:145–158
- Fu B, Wang S, Su C, Forsius M (2013) Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 5:4–10. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.12.002>
- Guarino E de SG, Walter BMT (2005) Phytosociology of two swamped portions of gallery forests in Distrito Federal, Brazil. *Acta Bot Brasilica* 19:431–442
- Haines-Young R, Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, Nottingham, UK
- Haines-Young R, Potschin MB (2017) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd The Paddocks, Nottingham, UK
- IBGE (2004) Mapas de Biomas do Brasil: primeira aproximação. In: *Inst. Bras. Geogr. e Estatística*. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15842-biomas.html?=&t=downloads>. Accessed 12 Nov 2020
- IBGE (2021) Cidades e Estados. <https://www.ibge.gov.br/>. Accessed 20 May 2021
- IBRAM (2012) Projeto MAPEAR: os parques do Distrito Federal / Gerência de Monitoramento da Qualidade Ambiental e Gestão dos Recursos Hídricos. IBRAM, Brasília, DF
- Imaña-Encinas J, Macedo LA, de Paula JE (2007) Florística e fitossociologia de um trecho da floresta estacional semidecidual na área do ecomuseu do cerrado, em Pirenópolis - Goiás. *Cerne* 13:308–320
- INPE (2011) TOPODATA: Banco de dados geomorfométricos do Brasil. <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>. Accessed 12 Aug 2020
- INPE (2020) TerraBrasilis. <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>. Accessed 5 Nov 2020
- Jardim Botânico do Rio de Janeiro (2019) *Tibouchina* in Flora do Brasil 2020 em construção.

- <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>. Accessed 22 Oct 2019
- Kent M, Coker P (1992) *Vegetation description and analysis: a practical approach*, 1st edn. Wiley-Blackwell, Chichester
- Krebs CJ (1999) *Ecological Methodology*. Benjamin Cummings, Menlo Park, Califórnia
- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora EL (2016) Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ Sci Policy Sustain Dev* 58:4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- Lambers H, Costa P de B, Oliveira RS, Silveira FAO (2020) Towards more sustainable cropping systems: lessons from native Cerrado species. *Theor Exp Plant Physiol* 32:175–194. <https://doi.org/10.1007/s40626-020-00180-z>
- Lehmann CER, Anderson TM, Sankaran M, et al (2014) Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. *Science* (80-) 343:548–552
- Lima ES, Felfili JM, Marimon BS, Scariot A (2003) Diversidade, estrutura e distribuição espacial de palmeiras em um cerrado *sensu stricto* no Brasil Central - DF. *Rev Bras Botânica* 26:361–370
- Magnusson WE, Mourão G (2004) *Statistics Without Math*. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts
- MapBiomas (2021) MapBiomas: estatísticas. <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Accessed 12 May 2021
- Maracahipes L, Lenza E, Marimon BS, et al (2011) Estrutura e composição florística da vegetação lenhosa em cerrado rupestre na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. *Biota Neotrop* 11:133–141
- Marra DM, Pereira BA da S, Fagg CW, Felfili JM (2014) Trees and environmental variables influence the natural regeneration of a seasonally dry tropical forest in Central Brazil. *Neotrop Biol Conserv* 9:62–77
- Mathur M, Sundaramoorthy S (2019) Modelling of co-occurrence patterns of grassland species: reciprocal shifting between competition and facilitation. *Trop Ecol* 60:219–229
- Matos M de Q, Felfili JM (2010) Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 24:483–496
- Matos VF, Lolis S de F, Coimbra RR, Viana RHO (2020) Phytosociology in areas of the Brazilian Cerrado: cerrado *stricto sensu*, municipality of Porto Nacional, state of Tocantins. *Acta Sci Biol Sci* 42:1–10. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v42i1.50353>

- MEA (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington
- Medeiros MM, Felfili JM, Libano AM (2007) Comparação florístico-estrutural dos estratos de regeneração e adulto em cerrado *sensu stricto* no Brasil Central. *Cerne* 13:291–298
- Mendonça BAF, Fernandes Filho EI, Schaefer CEGR, et al (2017) Soil-vegetation relationships and community structure in a “terra-firme”- whitesand vegetation gradient in Viruá National Park, Northern Amazon, Brazil. *An Acad Bras Cienc* 89:1269–1293
- Messias MCTB, Leite MGP, Meira-Neto JAA, Kozovits AR (2012) Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. *Acta Bot Brasilica* 26:230–242
- Messias MCTB, Leite MGP, Meira Neto JAA, et al (2013) Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. *Folia Geobot* 48:509–521
- Miguel EP, Rezende AV, Leal FA, et al (2017) Floristic, structural, and allometric equations to estimate arboreal volume and biomass in a cerrado site. *Semin Ciências Agrárias* 38:1691–1702
- Miranda S do C, da Silva Júnior MC, Salles LA (2007) A comunidade lenhosa de cerrado rupestre na Serra Dourada, Goiás. *Heringeriana* 1:43–53
- Miranda S do C, Silva Júnior MC da, De-Carvalho PS (2013) O efeito da proteção do fogo na estrutura da vegetação lenhosa de uma área de cerrado sentido restrito no Brasil central. *Heringeriana* 7:61–72
- MMA (2015) Mapeamento do uso e cobertura do cerrado: projeto TerraClass Cerrado. MMA, Brasília
- Munhoz CBR, Felfili JM (2008) Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbusivo em campo limpo úmido no Brasil Central. *Acta Bot Brasilica* 22:905–913
- Munhoz CBR, Felfili JM (2006) Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbusivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 20:671–685
- Oksanen J (2012) *Constrained Ordination: Tutorial with R and vegan*. 1–10
- Oliveira-Filho AT (2021) NeoTropTree: Tree flora of the Neotropical Region: A database involving biogeography, diversity and conservation. <http://www.neotropree.info/welcome>. Accessed 20 Jul 2021
- Oliveira-Filho AT (2015) Um sistema de classificação fisionômico-ecológico da vegetação neotropical. In: *Fitossociologia no Brasil - Métodos e estudos de caso*. UFV, Viçosa, MG, pp 452–473
- Oliveira-Filho AT, Jarenkow JA, Rodal M de J (2005) Floristic relationships of Seasonally Dry

- Forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In: Pennington RT, Lewis GP, Ratter JA (eds) Neotropical Savannas and Dry Forests: diversity, biogeography, and conservation. Taylor & Francis Group, Inglaterra, pp 151–184
- Oliveras I, Malhi Y (2016) Many shades of green: the dynamic tropical forest–savannah transition zones. *Philos Trans R Soc* 371:1–14. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0308>
- Overbeck GE, Müller SC, Fidelis A, et al (2007) Brazil’s neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspect Plant Ecol Evol Syst* 9:101–116
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers Distrib* 21:1455–1460
- Péllico Netto S, Brena DA (1997) Inventário Florestal. Câmara Brasileira do Livro, Curitiba
- Pinto JRR, Lenza E, Pinto AS (2009) Floristic composition and structure of woody vegetation in a cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás State, Brazil | Composição florística e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea em um cerrado rupestre, Cocalzinho de Goiás, Goiás. *Rev Bras Bot* 32:1–10
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. <https://www.r-project.org/>. Accessed 4 Aug 2020
- Resende FM, Cimon-Morin J, Poulin M, et al (2021) The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosyst Serv* 49:101282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>
- Resende IL de M, Chaves LJ, Rizzo JÂ (2013) Floristic and phytosociological analysis of palm swamps in the central part of the Brazilian savanna. *Acta Bot Brasilica* 27:205–225
- Rezende AV, do Vale AT, Sanquetta CR, et al (2006) Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* em Brasília, DF. *Sci For* 71:65–76
- Ribeiro FF, Roberts DA, Hess LL, et al (2020) Geographic object-based image analysis framework for mapping vegetation physiognomic types at fine scales in Neotropical Savannas. *Remote Sens* 12:24
- Ribeiro GHP de M, Felfili JM (2009) Regeneração natural em diferentes ambientes da Mata de Galeria do Capetinga, na Fazenda Água Limpa - DF. *Cerne* 15:1–9
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Cerrado: Ecologia e flora. Embrapa Informação Tecnológica: Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp 152–212
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP

- (eds) Cerrado: ambiente e flora. Embrapa, Planaltina, pp 89–166
- Rios MN da S, Sousa-Silva JC, Malaquias JV (2018) Mudanças pós-fogo na florística e estrutura da vegetação arbóreo- arbustiva de um cerrado sentido restrito em Planaltina - DF. *Ciência Florestal* 28:469–482
- Roitman I, Bustamante MMC, Haidar RF, et al (2018) Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: re-evaluating allometric equations and environmental influences. *PLoS One* 13:1–21
- Royston P (1995) Remark AS R94: A Remark on Algorithm AS 181: The W-test for Normality. *Appl Stat* 44:547–551
- Sampaio AB, Vieira DLM, Cordeiro AO de O, et al (2015) Guia de restauração do Cerrado: semeadura direta. Universidade de Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, Brasília
- Sampaio AB, Walter BMT, Felfili JM (2000) Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas matas de galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. *Acta Bot Brasilica* 14:197–214
- Santos RM, Vieira F de A, Gusmão E, Nunes YRF (2007) Florística e estrutura de uma Floresta Estacional Decidual, no Parque Municipal da Sapucaia, Montes Claros (MG). *Cerne* 13:248–256
- Scariot A, Sevilha AC (2000) Diversidade, estrutura e manejo de florestas decíduais e as estratégias para a conservação. In: Cavalcanti TB, Walter BMT, Silva GP, et al. (eds) *Tópicos atuais em botânica: palestras convidadas do 51º Congresso Nacional de Botânica*. Embrapa e SBB, Brasília, p 400
- Schwieder M, Leitão PJ, Bustamante MM da C, et al (2016) Mapping brazilian savanna vegetation gradients with landsat time series. *Int J Appl Earth Obs Geoinf* 52:361–370. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2016.06.019>
- SFB (2019) Manual de campo: procedimentos para a coleta de dados biofísicos e socioambientais: versão oficial 7.1. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF
- SFB (2017) Manual de campo: procedimentos para a coleta de dados biofísicos e socioambientais: anexo 1: procedimentos específicos para o bioma Cerrado. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF
- SFB (2016) Inventário florestal nacional: principais resultados: Distrito Federal. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF
- SFB (2018a) Inventário Florestal Nacional: Rio de Janeiro: principais resultados. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF

- SFB (2018b) Inventário Florestal Nacional: Santa Catarina: principais resultados. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília - DF
- Silva LÁ da, Scariot A (2003) Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São João, São Domingos, GO, Bacia do Rio Paranã). *Acta Bot Brasilica* 17:305–313
- Silva MP da, Santana NC, Guedes SRA, Laranja RE de P (2016) Levantamento fitossociológico em ambiente de Vereda na APA Ribeirões do Gama e Cabeça de Veado, Brasília-DF. *Rev Eletrônica Georaguaia* 6:84–98
- Silva JS, Felfili JM (2010) Contribuição ao conhecimento da flora da reserva biológica do Cerradão para o Distrito Federal. *Heringeriana* 4:38–55
- Silva Júnior MC da (2004) Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na reserva ecológica do IBGE, DF. *Rev Árvore* 28:419–428
- Silva Júnior MC da (2001) Comparação entre matas de galeria no Distrito Federal e a efetividade do código florestal na proteção de sua diversidade arbórea. *Acta Bot Brasilica* 15:139–146
- Silveira FAO, Ordóñez-Parra CA, Moura LC, et al (2021) Biome awareness disparity is BAD for tropical ecosystem conservation and restoration. *J Appl Ecol* 00:1–9. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14060>
- Stevens N, Lehmann CER, Murphy BP, Durigan G (2016) Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Glob Chang Biol* 23:235–244. <https://doi.org/10.1111/gcb.13409>
- TEEB (2010) A economia dos ecossistemas e da biodiversidade: integrando a economia da natureza. Uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB. UNEP, Geneva, Switzerland
- The Plant List (2020) A working list of all plant species. <http://www.theplantlist.org/1.1/about/>. Accessed 28 Dec 2020
- Vieira DLM, Scariot A, Sampaio AB, Holl KD (2006) Tropical dry-forest regeneration from root suckers in Central Brazil. *J Trop Ecol* 22:353–357
- Wallace KJ (2007) Classification of ecosystem services: problems and solutions. *Biol Conserv* 139:235–246
- Zimbres B, Shimbo J, Bustamante M, et al (2020) Savanna vegetation structure in the Brazilian Cerrado allows for the accurate estimation of aboveground biomass using terrestrial laser scanning. *For Ecol Manage* 458:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117798>

CAPÍTULO 2

Monitorando a redução de biomassa e de estoques potenciais de carbono acima do solo no Cerrado do Brasil Central

RESUMO

Considerando as extensas coberturas naturais do Cerrado, bem como, sua importância para a regulação climática do planeta, estudamos mudanças no uso e cobertura do solo (LULC) e as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) no território do Distrito Federal (DF), região completamente inserida no bioma Cerrado. Para avaliar as mudanças no LULC do DF foram utilizados os Mapas de LULC do DF dos anos 2010 e 2020. Tais mapas elaborados pelo Projeto MapBiomass, estão disponíveis na plataforma *Google Engine*. As mudanças no LULC do DF foram calculadas por meio da interseção e elaboração de matrizes. A área total coberta por vegetações nativas campestres e savânicas no Cerrado do DF reduziu em 13.903,93 ha desde 2010, ano em que foi realizado o inventário florestal nacional na região. Considerando as perdas potenciais de carbono é possível que o DF tenha atuado como fonte emissora de carbono proveniente das vegetações acima do solo, no período analisado. Os mais altos estoques potenciais de carbono acima do solo (bacias São Bartolomeu, Lago Paranoá e Maranhão), armazenados nas bacias onde estão localizadas 97,07% das áreas protegidas por Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral no DF revelam que existe relação entre as bacias hidrográficas que mais estocam carbono e a presença de políticas públicas de conservação ambiental. As maiores perdas de formações naturais (campestre e savânica) verificadas nas bacias hidrográficas São Bartolomeu e Rio Preto indicam que atenção especial deve ser dada a tais bacias, para evitar a expansão de áreas degradadas sobre suas áreas naturais nos próximos anos. Adicionalmente, as bacias Rio Preto e São Marcos carecem de cuidados por apresentarem os maiores percentuais de áreas destinadas ao uso agropecuário (entre 77% a 88%, aproximadamente). Por fim, a bacia hidrográfica São Bartolomeu é a de maior potencial para ser inserida em programas de crédito de carbono devido aos altos estoques de carbono, bem como, das fortes pressões de mudanças no LULC em seu território.

Palavras-chave: Bacias Hidrográficas; Cerrado; Distrito Federal; Estoques Potenciais de Carbono; Mudanças no Uso e Cobertura do Solo.

1. INTRODUÇÃO

As mudanças no uso e cobertura do solo (em inglês, *Land Use and Land Cover - LULC*) estão ocorrendo em todo o mundo e, por exercerem significativa pressão sobre a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos de diversos países, estão entre os temas mais importantes, abordados em reuniões científicas internacionais e inúmeros relatórios globais (FAO 2017, 2018, 2019a; FAO and UNEP 2020).

Impulsionadas, principalmente, pela urbanização, expansão de fronteiras agrícolas, desmatamentos, além de outros fatores, as mudanças no LULC ameaçam diretamente a integridade dos ecossistemas naturais e os afetam indiretamente ao contribuírem de forma significativa com as emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera e, conseqüentemente, com o aquecimento global (FAO and UNEP 2020). Além disso, a consolidação de atividades e usos antrópicos em detrimento da conservação dos ecossistemas naturais e de seus recursos, tem resultado em áreas cada vez mais degradadas, com funções ecossistêmicas comprometidas e incapazes de disponibilizar serviços ecossistêmicos (SE) ao homem (FAO 2017).

Na tentativa não somente de evidenciar os valores potenciais de diferentes SE, mas também, de compreender a magnitude dos benefícios perdidos com a degradação dos ecossistemas e de seus recursos naturais, no final da década de 90, um grupo de pesquisadores publicou o primeiro estudo sobre valoração global dos SE e do capital do mundo (Zhang et al. 2019). Tal artigo foi também o primeiro a estimar o valor da regulação de GEE em escala global (Costanza et al. 1997). Nessa mesma época, diversos países começaram a formular políticas e tratados internacionais para a redução de GEE na atmosfera, mitigação do aquecimento global e proteção ao meio ambiente (Tran 2021), o que culminou na assinatura do primeiro tratado internacional em 1997, denominado Protocolo de Quioto (PQ) (Kim et al. 2020; Tran 2021).

Sabe-se que desde a assinatura do PQ, as metas ambientais atribuídas aos países mais industrializados são mais severas do que aquelas impostas às economias em desenvolvimento (Kim et al. 2020). Porém, atualmente, os países em desenvolvimento também estão concentrados no acordo internacional de Paris realizado em 2015, ocasião em que foram ampliadas as metas principais relacionadas às ações climáticas em escala mundial (Guiot and Cramer 2016; Gallagher et al. 2019). Dados recentes sobre as emissões de GEE de países emergentes, como o Brasil, destacam a importância de não subestimar a contribuição dos mesmos em relação ao aquecimento global, visto que as mudanças no LULC em seus territórios podem promover significativas emissões na atmosfera terrestre (SEEG 2021). Se por um lado

o Brasil, juntamente com outros quatro países (Canadá, China, Federação Russa e Estados Unidos da América) detêm mais da metade das florestas naturais do mundo (FAO and UNEP 2020), por outro lado, o país está entre os dez maiores emissores de gases de efeito estufa (GEE), muito em função das mudanças no LULC (Silva Júnior et al. 2020).

Sabe-se que as mudanças no LULC no território brasileiro e o desmatamento de suas florestas naturais vêm sendo, ao longo de décadas, responsáveis por mais de 50% das emissões de CO₂ na atmosfera, com valores anuais superiores aos registrados pelo setor industrial (SEEG 2021). Pelo fato das regiões da Amazônia e Cerrado possuírem áreas de fronteira com terras agrícolas, ambos os biomas são, atualmente, responsáveis pelas maiores emissões de carbono no país (Silva Júnior et al. 2020). Em particular, estima-se que a baixa proteção legal do Cerrado e os limitados incentivos de conservação, favoreça ainda mais as significativas perdas de áreas naturais deste bioma nos próximos anos (Strassburg et al. 2017) e, conseqüentemente, altas emissões de GEE. Ressalta-se ainda que no Brasil, 40% dos estoques de carbono acima do solo (em inglês, *Aboveground Carbon – AGC*) não protegido por mecanismos de governança pública (reservas legais, Unidades de Conservação (UCs) e outros), se encontram na região do Cerrado. Esse montante é o maior, se comparado aos demais biomas brasileiros, como, por exemplo, a Amazônia e a Caatinga, cujos percentuais estão em torno de 30% e 20% de carbono desprotegido, respectivamente (Freitas et al. 2018).

Investir na redução das mudanças no LULC pode ser uma boa estratégia para o Brasil cumprir com suas metas do acordo de Paris (Silva Júnior et al. 2020). Portanto, considerando não apenas a grande extensão do bioma Cerrado (mais de 200 milhões de hectares), mas também as contínuas pressões sobre suas áreas naturais decorrentes de mudanças no LULC e o potencial de suas formações florestais em armazenar carbono (MapBiomas 2021), é necessário reavaliar ao nível de diferentes esferas governamentais, os possíveis mecanismos de governança pública para conservação do Cerrado, visando evitar a liberação de seus estoques de carbono na atmosfera. Além disso, a implantação de mecanismos econômicos que viabilizem compensações financeiras aos países em desenvolvimento pelo carbono não emitido na atmosfera, pode contribuir para a redução das emissões de GEE (Bonnie et al. 2002; Garcia et al. 2021).

De particular interesse no presente estudo, estão os programas que buscam a “Redução de Emissões provenientes de Desmatamento e Degradação Florestal” (REDD), bem como a conservação e o aumento de estoques de carbono florestal, por meio da implementação de projetos e políticas REDD+ (Garcia et al. 2021). Porém, apesar do Brasil possuir extensas áreas

de florestas nativas sob contínua pressão devido às mudanças no LULC ao longo de todo o seu território (MapBiomas 2021), existem atualmente cerca de 21 projetos REDD+ gerando créditos de carbono no Brasil, sendo que destes, 19 estão localizados na Amazônia brasileira (Garcia et al. 2021). A centralização de um dos mais importantes mecanismos de compensação ambiental na Amazônia (Garcia et al. 2021) evidencia que o Cerrado tem sido negligenciado (Lahsen et al. 2016), inclusive quando o assunto é sequestro e estocagem de carbono. Portanto, avaliar os mecanismos de governança pública existentes e a efetividade dos mesmos na proteção dos ecossistemas naturais e estoques de AGC nos diferentes biomas brasileiros é um passo importante para o desenvolvimento de novas medidas conservacionistas (Freitas et al. 2018).

O Distrito Federal (DF) é uma unidade federativa brasileira que está completamente inserida no bioma Cerrado. Como o DF possui extensas áreas desprotegidas e aptas para o cultivo agrícola, além de outras áreas que foram degradadas ou desmatadas irregularmente (Strassburg et al. 2017; MapBiomas 2021), a inserção de programas de pagamento por SE prestados, como por exemplo, os de compensação do carbono sequestrado ou não emitido na atmosfera, pode ser uma importante estratégia para a redução das taxas de desmatamento e degradação em seu território (Strassburg et al. 2017). Contudo, a implantação de tais programas no Cerrado esbarra nos altos custos associados às estimativas de carbono.

O uso de dados ambientais e mapeamentos de LULC gratuitos, como os disponibilizados pelo MapBiomas, é um passo fundamental para a identificação de potenciais sumidouros de carbono no Cerrado e nos demais biomas brasileiros. Portanto, neste estudo, mapas de LULC do MapBiomas foram utilizados para mapear as três diferentes formações vegetais do Cerrado no DF e identificar áreas prioritárias à conservação, por serem potenciais sumidouros de carbono. Adicionalmente, como o potencial para recebimento de compensações ambientais está diretamente associado às pressões antrópicas registradas em uma determinada área, também foram avaliadas as mudanças no LULC ocorridas em um período de transição avaliado de 10 anos, ou seja, entre os anos de 2010 e 2020, sendo 2010, o ano de realização do último Inventário Florestal Nacional (IFN-BR) na região do DF. Tão importante quanto identificar áreas com maior potencial em armazenar carbono, é compreender as transições entre uso e cobertura do solo dentro de um determinado período, já que tais transições indicam as pressões e os padrões de mudanças do LULC.

Os dados de LULC foram utilizados para responder às seguintes questões: (i) quais os efeitos das mudanças do LULC nas coberturas vegetais nativas e nos estoques potenciais de

carbono da biomassa lenhosa aérea de todo o território do DF e em suas bacias hidrográficas? (ii) em quais bacias hidrográficas do DF estão concentrados os maiores estoques potenciais de carbono, na biomassa lenhosa aérea do Cerrado? (iii) existe alguma relação entre as bacias hidrográficas do DF que mais estocam carbono na biomassa lenhosa aérea do Cerrado e a presença de UCs de Proteção Integral, importante política pública de conservação ambiental? (iv) com base nas mudanças no LULC e de forma a garantir a conservação de estoques potenciais de carbono acima do solo, quais as bacias hidrográficas do DF devem ser prioritárias em programas e políticas de proteção ambiental? (v) qual bacia hidrográfica da região possui maior potencial para ser inserida em programas de crédito de carbono devido ao sequestro e conservação de estoques de carbono na biomassa lenhosa aérea do Cerrado?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado no Distrito Federal (DF) (coordenadas centrais 15°46'52.20" S; 47°47'48.66" O), que é uma unidade federativa localizada na região central do Brasil (**Figura 1**). Ocupando uma área correspondente a 5.760,784 km² e tendo atualmente cerca de 3 milhões de habitantes (IBGE 2021a), a região do DF possui usos antrópicos consolidados, com destaque às áreas urbanizadas e ao uso agropecuário (MapBiomias 2021).

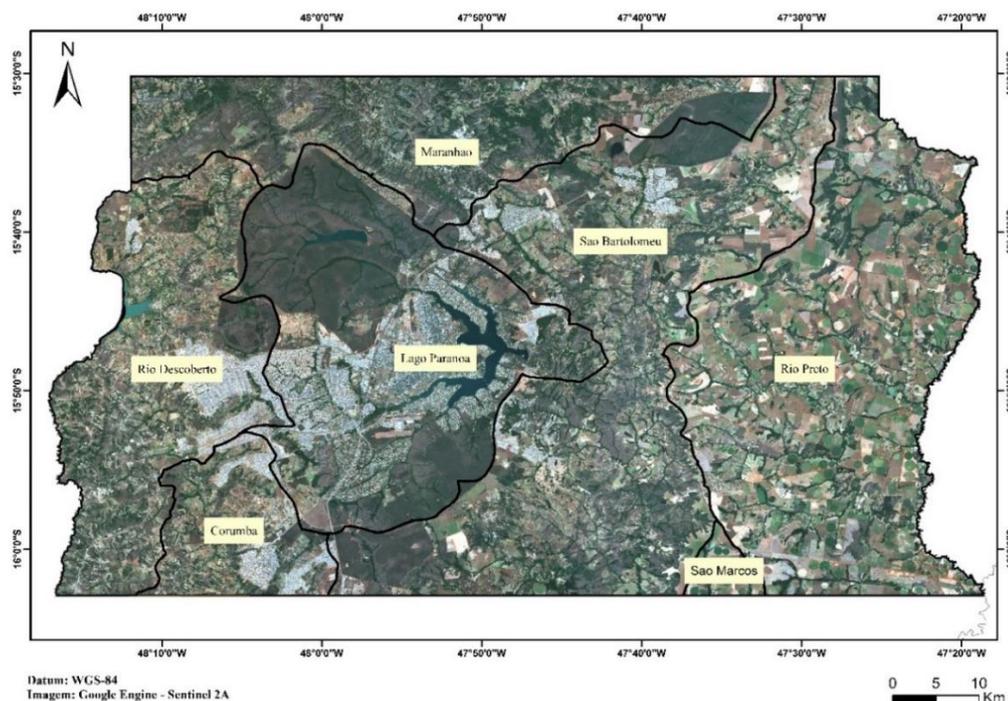


Figura 1: Mapa da área do Distrito Federal (DF), Brasil, indicando a localização de suas respectivas bacias hidrográficas avaliadas neste estudo.

A região do DF é caracterizada pela presença de invernos secos e verões chuvosos (Ribeiro and Walter 1998, 2008). A temperatura média anual na região do DF supera, geralmente, os 20° C (Madeira et al. 2021) e a precipitação média anual próximo a Brasília fica em torno de 1.580 mm, distribuídas predominantemente de novembro a março (mais de 80% do total precipitado) (Wolf 1977). Segundo a classificação climática de Köppen e Geiger, o clima da região é o tropical quente, com estação seca de inverno (Aw), contudo, também pode ocorrer o tropical de altitude (Cwa), caracterizado por temperaturas mais amenas em relevos de grandes altitudes, como serras e chapadas do DF (Eiten 1990; Carvalho 2021).

Em termos edáficos, os solos que predominam no DF são do tipo Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo, e correspondem juntos a 54,50% da área total em questão (Reatto et al. 2004). Ao longo de toda a sua extensão ocorre um mosaico de fitofisionomias do Cerrado, classificadas em três grandes formações vegetais: formações florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão); savânicas (cerrado sentido restrito, parque de cerrado, palmeiral e vereda) e campestres (campo sujo, campo rupestre e campo limpo) (Ribeiro and Walter 1998, 2008).

2.2 Banco de dados

Para avaliar, entre 2010 a 2020, os impactos das mudanças ocorridas no LULC de áreas naturais do Cerrado do DF e nos seus respectivos estoques de carbono, armazenados na biomassa lenhosa aérea e arbustiva, acima do nível do solo, foram utilizadas imagens classificadas da superfície terrestre. Tais imagens são classificações do LULC dos anos de 2010 e 2020, obtidas da Coleção 6.0 e disponibilizadas pelo Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura da Terra no Brasil – MapBiomas, que é uma iniciativa do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima (SEEG/OC) (MapBiomas 2021).

No MapBiomas, os mapas anuais são produzidos por meio do processamento digital de imagens de satélites *Landsat* (classificação pixel a pixel), disponibilizados gratuitamente no formato matricial com resolução espacial de 30 m (pixel de 30 X 30m). A acurácia geral para o bioma Cerrado, considerando o nível 2 da classificação, e as coleções já publicadas (Coleções 3,1; 4,1; 5,0 e 6,0) varia de 74,9% a 81,6% (MapBiomas 2021).

De maneira complementar, as áreas do DF também foram analisadas utilizando imagens de satélite da missão Sentinel-2 (S2), nível-2A, ortorretificadas, atmosféricamente corrigidas na reflectância de superfície, correspondente ao período de maio a setembro de 2020 (Earth Engine 2021).

As imagens Sentinel e os mapas de LULC foram obtidos via *Google Earth Engine*, que disponibiliza tanto imagens de satélites quanto produtos processados digitalmente derivados de tais imagens, dentre outros conjuntos de dados ambientais (Earth Engine 2021). *Shapes* dos limites do DF (IBGE 2021a) e de todas as bacias hidrográficas de seu território (GDF 2021) também foram obtidos.

O uso de bacias hidrográficas como unidades de paisagem pode ser uma boa alternativa para garantir a gestão adequada de sistemas ambientais, dada a importância dos serviços prestados pelas bacias em escala regional (Tenenwurcel et al. 2020).

2.3 Análise de dados

2.3.1 Mudanças no Uso e Cobertura do Solo

Para quantificar as perdas e ganhos líquidos de áreas cobertas pela vegetação nativa do Cerrado no DF, foram analisadas as mudanças no LULC, desde o IFN-BR do DF, realizado em 2010. A escolha do período de análise, ocorreu em função de já existir um mapeamento de LULC realizado em 2010, para o DF, divulgado pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB 2016). Assim, os resultados deste estudo podem contribuir nos direcionamentos do próximo IFN-BR, a ser realizado na região.

As análises dos dados foram realizadas tanto ao nível de toda a área de abrangência do DF quanto ao nível de suas bacias hidrográficas individualizadas, ou seja, Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá, Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, Bacia Hidrográfica do Rio Maranhão, Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto, Bacia Hidrográfica do Rio Preto, Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu e Bacia Hidrográfica do Rio São Marcos (GDF 2021) (**Figura 1**).

Inicialmente foram obtidos os mapas, no formato *.tif*, de LULC do DF, referentes aos anos 2010 (ano da realização do IFN-BR no DF) e 2020. De posse das imagens, os pixels classificadores, circunscritos aos limites de cada bacia foram extraídos (*Extract By Mask*), considerando cada ano analisado, ou seja, 2010 e 2020. Em seguida, os pixels foram reclassificados (*Reclassify*) em sete categorias de uso da terra principais: (i) antrópico agropecuária; (ii) antrópico área urbanizada; (iii) formação campestre; (iv) formação florestal; (v) formação savânica; (vi) outros e (vii) silvicultura. A reclassificação dos pixels foi necessária, pois, para as análises das mudanças no LULC foram consideradas as diferentes formações vegetais do Cerrado, ou seja, campos, florestas e savanas, além de alguns principais usos antrópicos.

O MapBiomias distingue cada formação vegetacional com base nos padrões de reflectância da superfície e nas características predominantes das vegetações (Lapig 2021; MapBiomias 2021), conforme proposto em outros estudos de referência, do bioma: formações florestais (mata ciliar, mata de galeria, mata seca e cerradão); savânicas (cerrado *stricto sensu* e parque de cerrado) e campestres (campo sujo, campo rupestre e campo limpo) (Ribeiro and Walter 1998, 2008).

A decisão de avaliar as diferentes formações vegetais do Cerrado, e não as fitofisionomias foi baseada nas classes das vegetações nativas disponibilizadas pelo MapBiomias (MapBiomias 2021). Análises do Cerrado por meio de ferramentas de sensoriamento remoto são fundamentais para estudar as paisagens diversificadas do bioma, contudo, apesar das metodologias já demonstrarem boa habilidade em separar as formações vegetais campestres, florestais e savânicas do bioma, remotamente (Alencar et al. 2020; Zimbres et al. 2021), há ainda certas limitações para a delimitação e distinção entre as já conhecidas fitofisionomias (Ribeiro and Walter 2008).

Outro aspecto importante é que as categorias antrópicas foram associadas às classes maiores, para efeito das análises deste estudo. Assim, culturas anuais e perenes, por exemplo, passaram a compor o uso antrópico agropecuário.

Definidos os novos códigos dos pixels, segundo as classes de interesse, os mapas de LULC do DF e de suas bacias hidrográficas para os anos 2010 e 2020, foram convertidos para o formato *shapefile* e sobrepostos entre si. A área total (ha) de cada classe de interesse foi determinada para cada ano avaliado (2010 e 2020), a partir do somatório das áreas dos polígonos da classe. Os valores percentuais de cada classe de interesse em relação à área total de cada bacia hidrográfica e ao ano avaliado (2010 e 2020), foram obtidos pela razão entre área total de cada classe (ha) e área total de cada bacia (ha).

As variações líquidas (perdas ou ganhos), em hectares, da biomassa vegetal nativa do Cerrado, no DF, foram obtidas a partir das diferenças dos valores da área (ha) ocupada por cada uma das classes de vegetação nativa registrada em 2020 e em 2010. A variação percentual líquida (%) de cada classe também foi registrada.

A interseção entre os polígonos registrados em 2010 com aqueles registrados em 2020 permitiu que fossem identificadas as áreas (ha) que permaneceram na mesma categoria de uso e cobertura do solo bem como aquelas que foram convertidas de uma categoria para outra, dentro do período analisado.

As transições de uso e cobertura do solo permitiram identificar as principais pressões antrópicas nas diferentes bacias hidrográficas do DF, decorrentes de mudanças no LULC. Os resultados obtidos pela interseção dos dados mencionados foram então resumidos e apresentados por meio de matrizes de mudanças do uso e cobertura do solo, elaboradas, separadamente, para cada bacia hidrográfica do DF. Os valores de cada matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as mudanças de uso do solo e cobertura vegetal. As análises de mudanças do LULC foram realizadas utilizando o *software ArcGis 10.4.1* e o *Office Excel 365*.

2.3.2 Estoques e variações potenciais líquidas de carbono acima do solo

No DF, foram quantificados os estoques potenciais armazenados na biomassa aérea do Cerrado, assim como suas variações potenciais líquidas (perdas e ganhos), considerando as formações vegetais naturais do bioma, isto é, campestres, florestais e savânicas. As classes antrópicas não foram consideradas nesta análise.

Valores médios de estoque de carbono ($tC\ ha^{-1}$) para cada formação vegetacional foram obtidos da literatura (MCTI 2015; Alencar et al. 2020) (**Tabela 1**). A partir desses valores, foram estimados o estoque potencial de carbono para o ano de 2020 e a variação líquida de carbono da biomassa aérea (perda ou ganho) em relação ao ano de 2010, por hectare, para cada uma das formações vegetais, tanto para todo o DF quanto para cada bacia hidrográfica.

A partir dos resultados encontrados foi elaborado o Mapa de Estoques Potenciais de Carbono, considerando as diferentes formações naturais do Cerrado do DF para o ano de 2020. A classe de cada pixel (campestre, florestal ou savânica) foi associada aos valores médios de carbono ($tC\ ha^{-1}$) obtidos na literatura.

Tabela 1: Valores médios de carbono ($tC\ ha^{-1}$) obtidos na literatura para cada formação natural.

Formações Vegetais	Valores Médios de Estoque de Carbono da Biomassa lenhosa acima do solo*
Campestres	18,49 $tC\ ha^{-1}$
Florestais	68,65 $tC\ ha^{-1}$
Savânicas	39,92 $tC\ ha^{-1}$

* Valores de referência foram obtidos do Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa (MCTI 2015) e de (Alencar et al. 2020).

Associar valores médios de carbono obtidos em literatura de referência às formações naturais existentes nas unidades de paisagem (MCTI 2015; Alencar et al. 2020), bem como, analisar as mudanças no LULC destas formações naturais, pode ser uma alternativa viável para atender os mercados emergentes de carbono, ao identificar, remotamente, possíveis variações na captura e nos estoques potenciais de carbono da biomassa lenhosa, acima do solo (Orta-Salazar et al. 2021). Os estoques potenciais de carbono podem direcionar as diretrizes de inventários florestais, contudo não os substituem. São necessárias estimativas posteriores que considerem exatamente os tipos de fitofisionomias e estimem a quantidade de biomassa e os estoques de carbono das áreas (Bustamante et al. 2018) por meio de equações ajustadas por fitofisionomia.

Ao final, foi elaborado um Mapa Potencial de Estoque de Carbono considerando as diferentes formações vegetais do Cerrado do DF para o ano de 2020. A classe de cada pixel (campestre, florestal ou savânica) foi associada aos valores médios de carbono ($tC\ ha^{-1}$) obtidos na literatura. A sobreposição do mapa de carbono aos *shapes* dos limites das bacias hidrográficas e as imagens de satélites em alta resolução, permitiram identificar os possíveis sumidouros de carbono ao longo do DF.

A interseção dos limites das bacias e das UCs de Proteção Integral do DF permitiu identificar se tais UCs estão associadas às bacias que mais estocam carbono no DF. Por último, a interseção entre as UCs de Proteção Integral e uma camada constituída pelas formações nativas do DF (campo, floresta e savana) permitiu avaliar o percentual de cobertura natural protegido por UCs de Proteção Integral.

3. RESULTADOS

3.1 O estado das formações naturais do Cerrado

Segundo os dados de LULC disponibilizados pelo MapBiomass, em 2010, a cobertura de vegetação nativa do Cerrado representava 42,79% da área total do DF, distribuídas entre as formações campestre (15,90%), florestal (7,24%) e savânica (19,65%). A área restante do DF estava ocupada por outros usos, como as atividades agropecuárias (44,04%), o uso antrópico urbano (10,35%), as atividades silviculturais (0,05%), além de outros usos (2,77%). Em 2020, as áreas naturais do bioma Cerrado, representadas pelas formações campestre, florestal e savânica, ocupavam, respectivamente, 14,72%, 7,97% e 18,44% da área total do DF, enquanto as áreas antropizadas estavam assim distribuídas: 44,75% ocupados por atividades

agropecuárias, 11,03% pelo uso antrópico urbano, 0,39% por atividades silviculturais e 2,69% por outros usos.

Os resultados indicaram que entre 2010 e 2020, as áreas correspondentes aos campos e savanas reduziram no Cerrado do DF, enquanto áreas de formações florestais, possivelmente, aumentaram. Por outro lado, foram registrados aumentos nas áreas ocupadas pelos diferentes usos antrópicos (agropecuário, área urbanizada e silvicultura) (**Figura 2**).

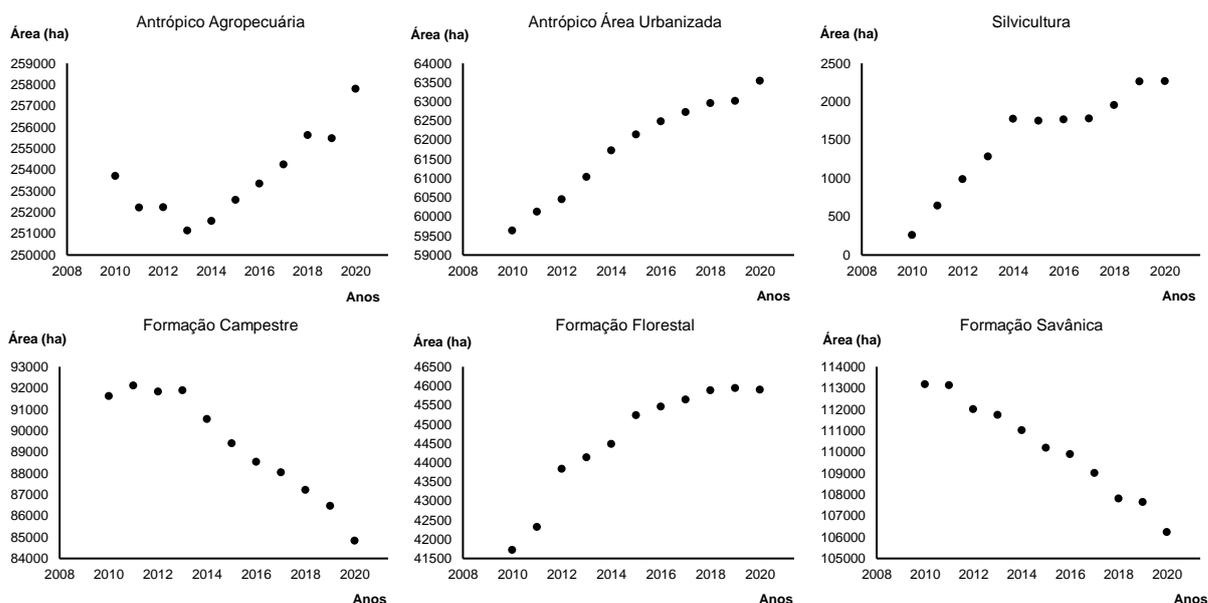


Figura 2: Análise das mudanças no uso e cobertura do solo de 2010 a 2020, Distrito Federal (DF), Brasil.

3.2 Mudanças no LULC em nível de bacia hidrográfica

A análise das mudanças no LULC na região do DF mostrou que as classes antrópicas ocupadas em 2020 pela agropecuária e pelo uso urbano representavam juntas cerca de 64,55% (17.656,04 ha) da área total da Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá, enquanto as formações naturais e a silvicultura ocupavam, respectivamente, cerca de 33,87% (9.264,08 ha) e 0,08% (21,96 ha) (**Figura 3**).

De acordo com os mapas e as matrizes de mudanças no LULC da região da bacia de Corumbá, entre os anos de 2010 e 2020 houve um aumento de 320,06 ha na classe de ocupação urbana, o que representou uma variação percentual de 4,40%, sendo que os maiores ganhos foram originários das classes agropecuária e formação campestre. A classe de vegetação nativa do Cerrado com maior percentual de mudança em sua cobertura foi a formação florestal, que apresentou um possível ganho de 173,10 ha, incremento percentual de 13,52% na sua cobertura, entre 2010 e 2020. Por outro lado, as formações savânica e campestre perderam,

respectivamente, cerca de 225,15 e 45,20 ha, ou seja, a redução das suas coberturas foi de 5,26% e 1,19%, respectivamente, enquanto as áreas ocupadas por atividades silviculturais tiveram um aumento bastante significativo no âmbito dessa bacia, passando de 1,85 ha em 2010 para cerca de 21,96 ha em 2020, ou seja, um crescimento de 1.088,31% dessa classe de uso no local.

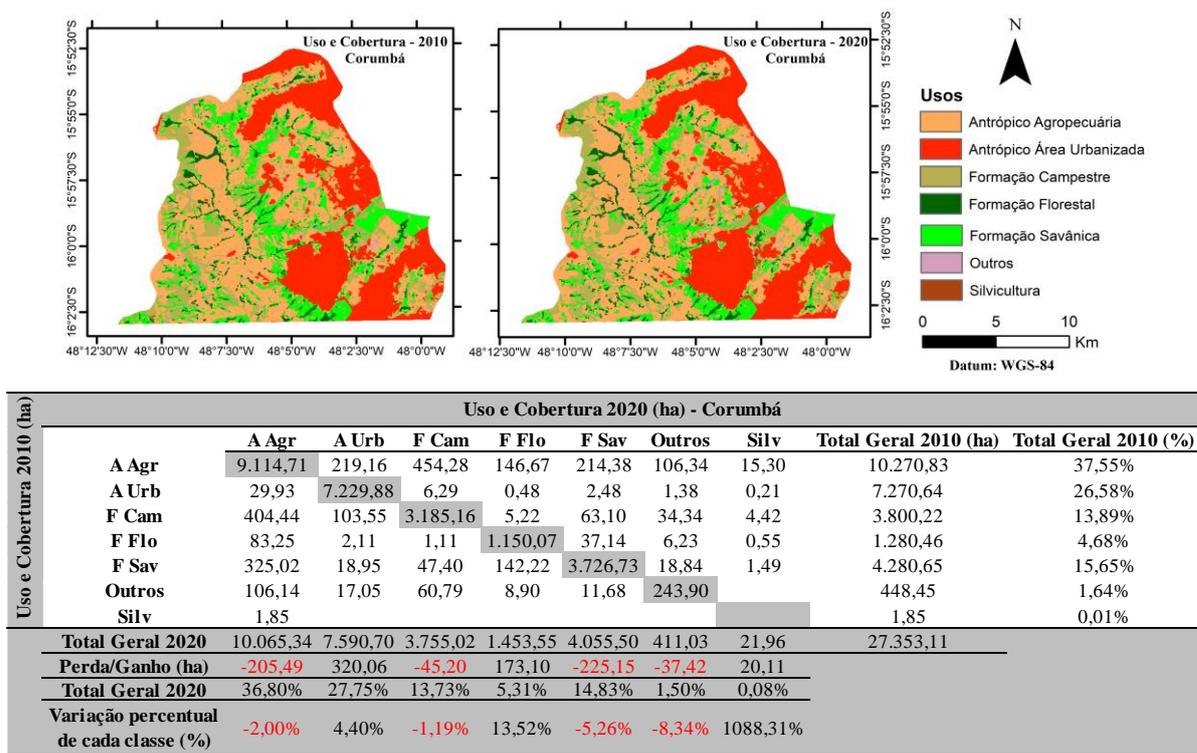


Figura 3: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Corumbá), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

Considerando as mudanças no LULC na Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá, em 2020, cerca de 40,75% (43.039,38 ha) da área total de abrangência dessa bacia estavam ocupados por atividades agropecuárias e de uso urbano, 52,64% (55.589,80 ha) eram ocupados por formações nativas do Cerrado e apenas 0,02% (21,70 ha) estavam destinados à silvicultura (**Figura 4**).

As perdas de áreas naturais nessa bacia hidrográfica entre 2010 e 2020 foram superiores aos ganhos e a ocupação das áreas naturais deu espaço, sobretudo, para novas áreas agropecuárias e urbanas. Houve um aumento de aproximadamente 1.710,70 ha destinado ao uso antrópico urbano. Observando as transições entre os diferentes usos e coberturas do solo, ficou evidente que as novas áreas urbanas se consolidaram, principalmente, em detrimento da

redução de áreas antrópicas agropecuárias e de áreas ocupadas por formações naturais campestre e savânica.

Na bacia do Lago Paranoá, a formação campestre apresentou maior perda de área, ou seja, cerca de 1.202,32 ha, redução percentual de 5,34% entre 2010 e 2020, que foram convertidos principalmente para os usos agropecuário e urbano. A formação florestal registrou um possível ganho em torno de 159,14 ha, incremento percentual de 2,89%, em sua área original, provenientes sobretudo da substituição de áreas ocupadas por savanas que podem ter se tornado mais adensadas e de áreas destinadas ao uso agropecuário (**Figura 4**).

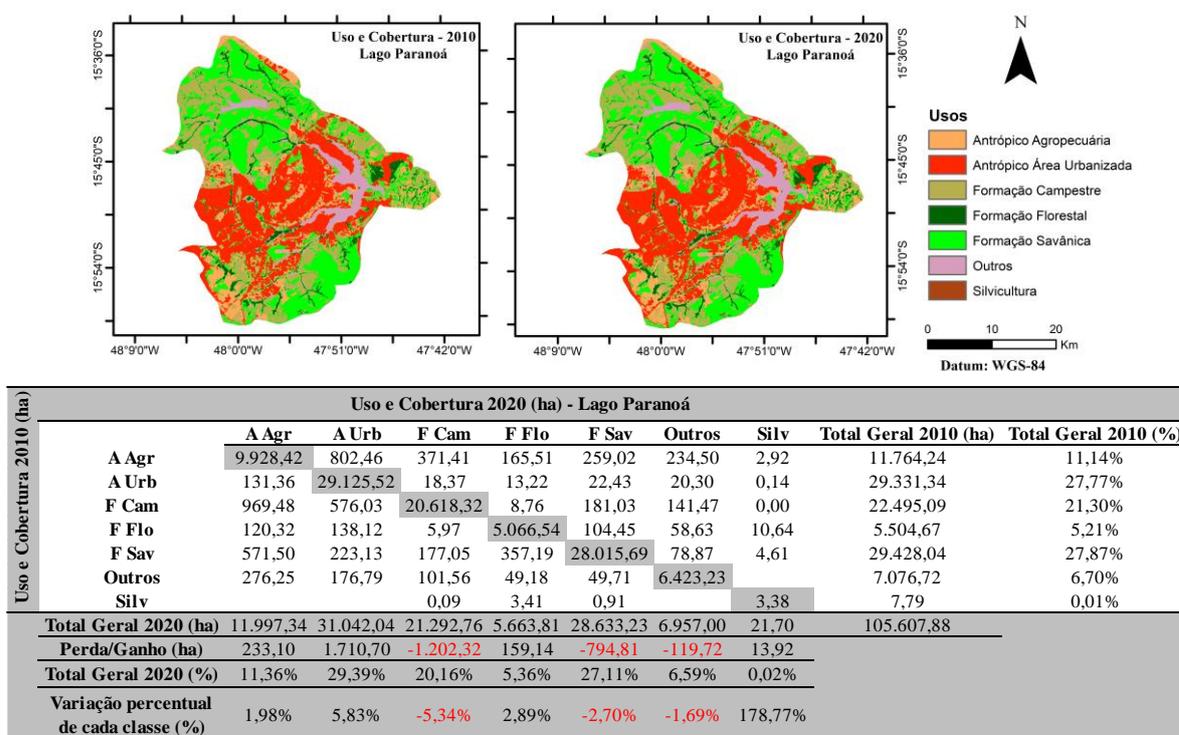


Figura 4: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

Na Bacia Hidrográfica do Rio Maranhão a classe de uso predominante em 2020 foi a agropecuária, representando cerca de 44,04% (32.775,98 ha) da área total de abrangência da bacia. Contudo, aproximadamente 53,15% (39.553,96 ha) da área total da bacia encontravam-se preservados, cobertos por vegetação nativa do Cerrado. A área ocupada pela silvicultura era de apenas 0,08% (62,21 ha), sendo essa uma classe de uso inexistente em 2010 (**Figura 5**).

Os mapas e a matriz de mudanças no LULC indicaram que o uso agropecuário e a formação florestal foram as classes que apresentaram maior incremento de área entre 2010 e 2020. O aumento de área ocupada pelo uso agropecuário foi de 1.227,32 ha, incremento percentual de 3,89%, entre 2010 e 2020. A formação florestal nativa do Cerrado possivelmente aumentou 989,56 ha, incremento percentual de 10,62%. Por outro lado, a formação savânica foi a classe com maior perda de área, isto é, 2.048,41 ha, o que equivale a uma perda percentual de 9,17% em relação à sua área original, convertidas principalmente para áreas agrícolas e formações florestais do Cerrado. A perda de área de formação campestre foi de 313,05 ha, ou seja, redução de 3,38% da sua cobertura.

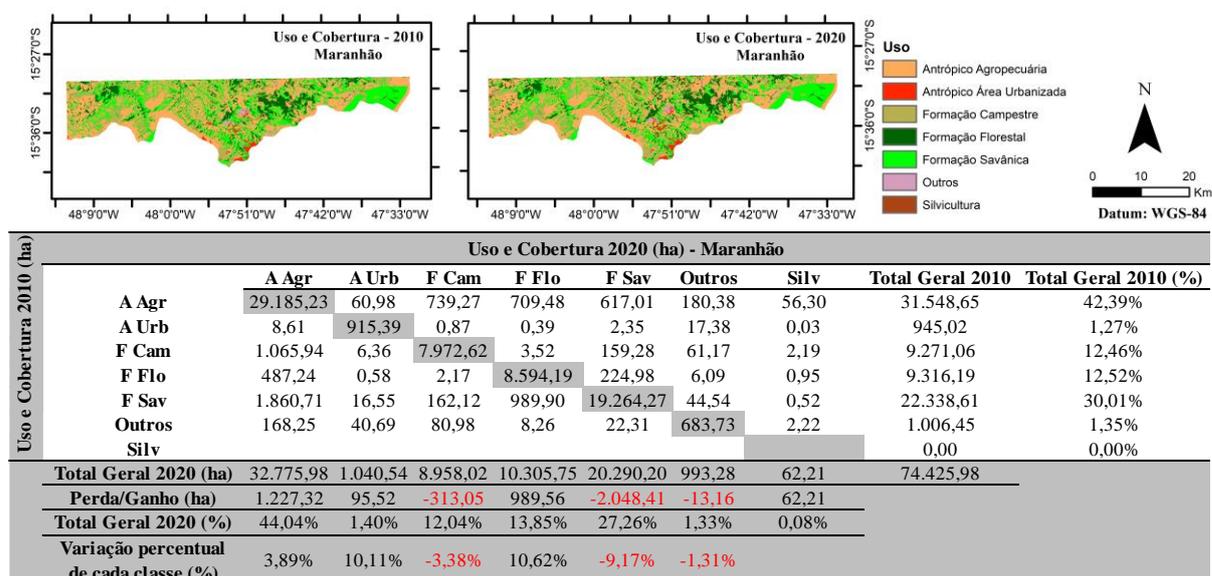


Figura 5: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Maranhão), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

Os resultados encontrados para a Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto mostraram que em 2020, cerca de 55,71% (44.705,82 ha) da sua área de abrangência estavam ocupados por usos agrícolas e urbanos, enquanto 40,54% (32.471,53 ha) eram ocupados por vegetação natural do Cerrado e por atividades silvicultura (**Figura 6**).

Durante o período analisado, as áreas antrópicas na bacia do Descoberto aumentaram 1006,13 ha, correspondentes a um aumento percentual de 1,82% das áreas de uso agropecuário

e de 3,61% das áreas de uso urbano. Em contrapartida, houve redução de 939,21 ha em formação savânica (cerca de 7,44% de sua área original) e 528,70 ha de formação campestre (3,27% de sua área original), que foram convertidas, principalmente, para o uso agropecuário.

Igualmente ao observado em algumas bacias hidrográficas da região do DF, houve possivelmente um pequeno aumento na área ocupada por formação florestal na bacia do Descoberto, ou seja, 146,12 ha ou 2,94% em relação a 2010. Entretanto, a classe silvicultura apresentou um ganho de 234,04 ha, que correspondeu a um incremento de 954,96% em relação à sua área registrada em 2010.

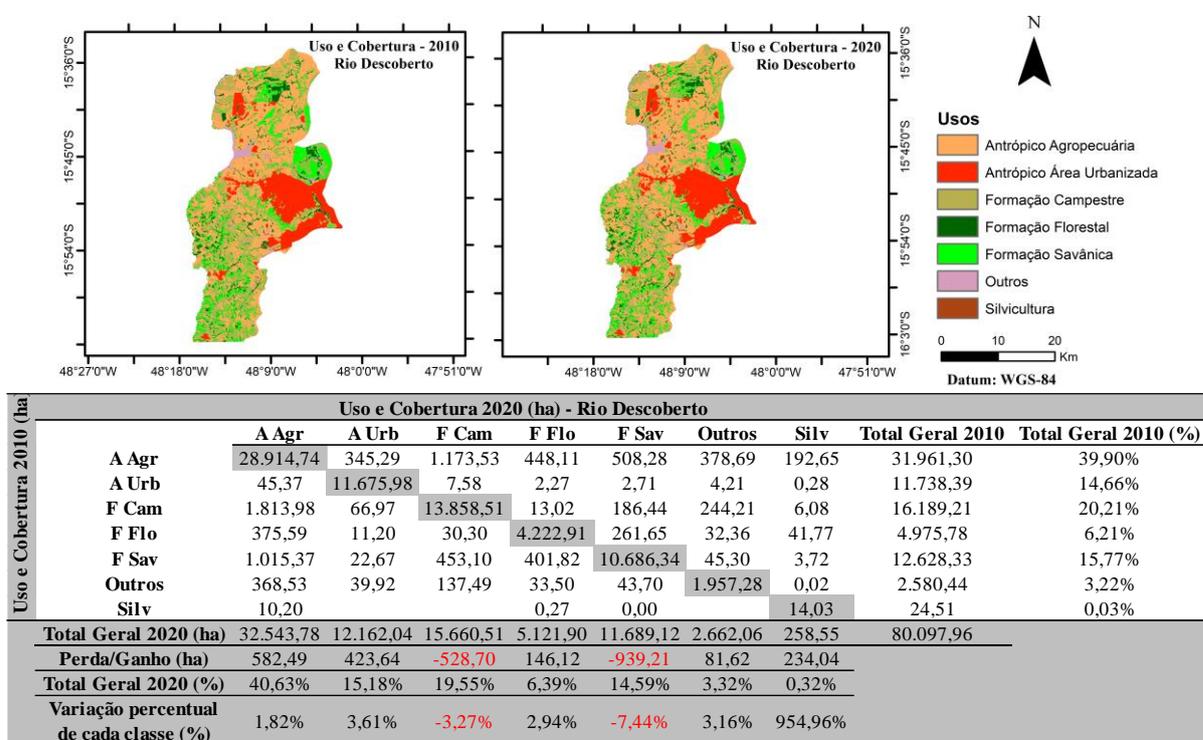


Figura 6: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

Os mapas e a matriz de mudanças no LULC da Bacia Hidrográfica do Rio Preto mostraram que em 2020, aproximadamente 77,75% (103.793,05 ha) da sua área de abrangência estavam ocupados por uso agropecuário, enquanto apenas 20,28% (27.068,74 ha) eram cobertos por formações naturais florestal, savânica e campestre (**Figura 7**).

Quanto às mudanças entre classes de uso e ocupação no período de 2010 e 2020, a formação florestal possivelmente aumentou sua área em 1.656,11 ha (8,60%). Tal incremento foi oriundo principalmente da conversão de formação savânica e de áreas anteriormente ocupadas pelo uso agropecuário.

Em 2010, o uso agropecuário já era bastante alto na região da bacia do Rio Preto, mas, entre 2010 e 2020 houve um incremento de 806,56 ha desse uso, decorrente, principalmente, da conversão de formações naturais campestre e savânica para atividades agropecuárias. Nesse período, as formações naturais savânica e campestre tiveram reduções de aproximadamente 1.572,85 ha (6,36%) e 1.386,67 ha (5,32%), respectivamente. Além disso, houve um aumento de 692,54 ha da classe silvicultura, ou seja, um acréscimo de 909,30% deste uso.

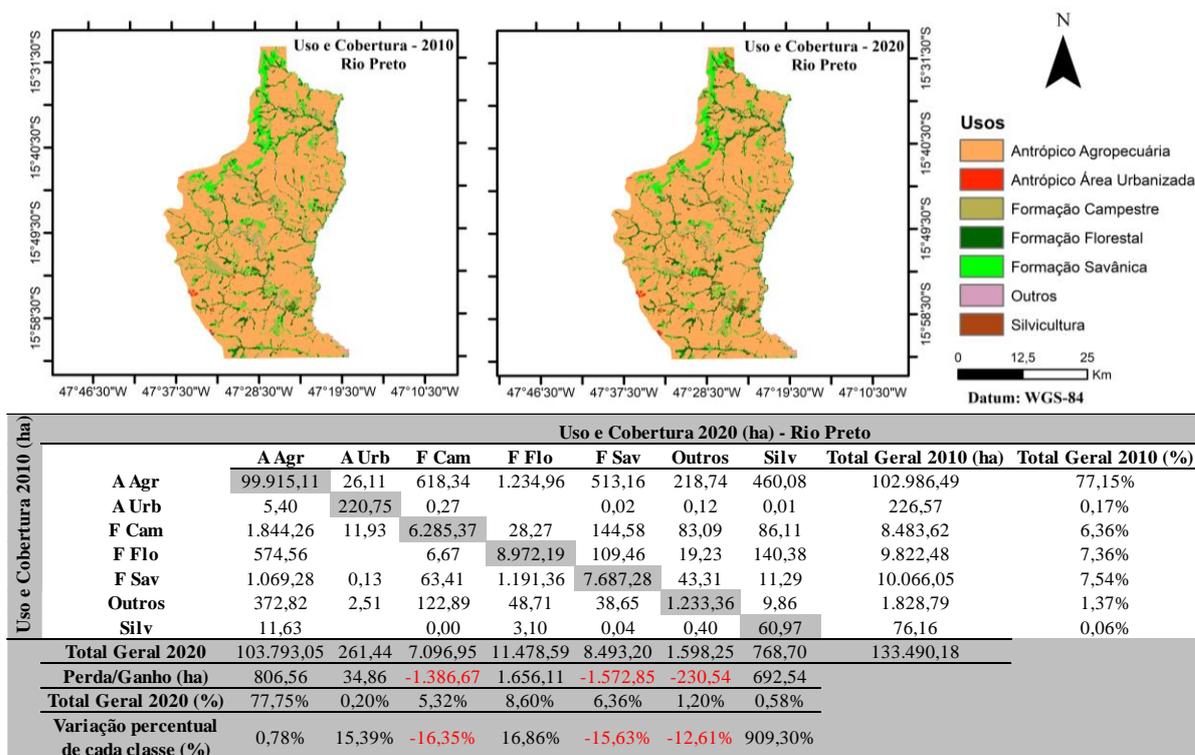


Figura 7: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio Preto), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

Na Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu, as classes antrópicas correspondiam em 2020, a 49,22% da área total da bacia e, desse total, 62.751,55 ha eram ocupados por atividades agropecuárias e 11.657,33 ha por uso urbano. Juntas as formações naturais ocupavam cerca de

48,42% da bacia (73.193,21 ha). A classe silvicultura ocupava 0,71% da área, ou seja, cerca de 1.077,55 ha (**Figura 8**).

No período analisado, as áreas antropizadas na bacia aumentaram cerca de 2.871,14 ha, valor este que corresponde a um incremento de 2,54% de áreas ocupadas por atividades agropecuárias e de 12,76% ocupadas por áreas urbanas. Essa antropização ocorreu sobretudo em áreas anteriormente ocupadas por formações campestre e savânica. Portanto, nesse período, a perda de cobertura natural na bacia do São Bartolomeu, considerando essas duas formações, foi de 3.329,64 ha (10,55%) e 1.478,20 ha (4,26%), respectivamente. Apesar desses impactos sobre as áreas naturais, as formações florestais possivelmente expandiram em 1.101,03 ha na bacia, ou seja, um incremento em torno de 7,79% em relação à área registrada em 2010, semelhante ao observado em outras bacias do DF.

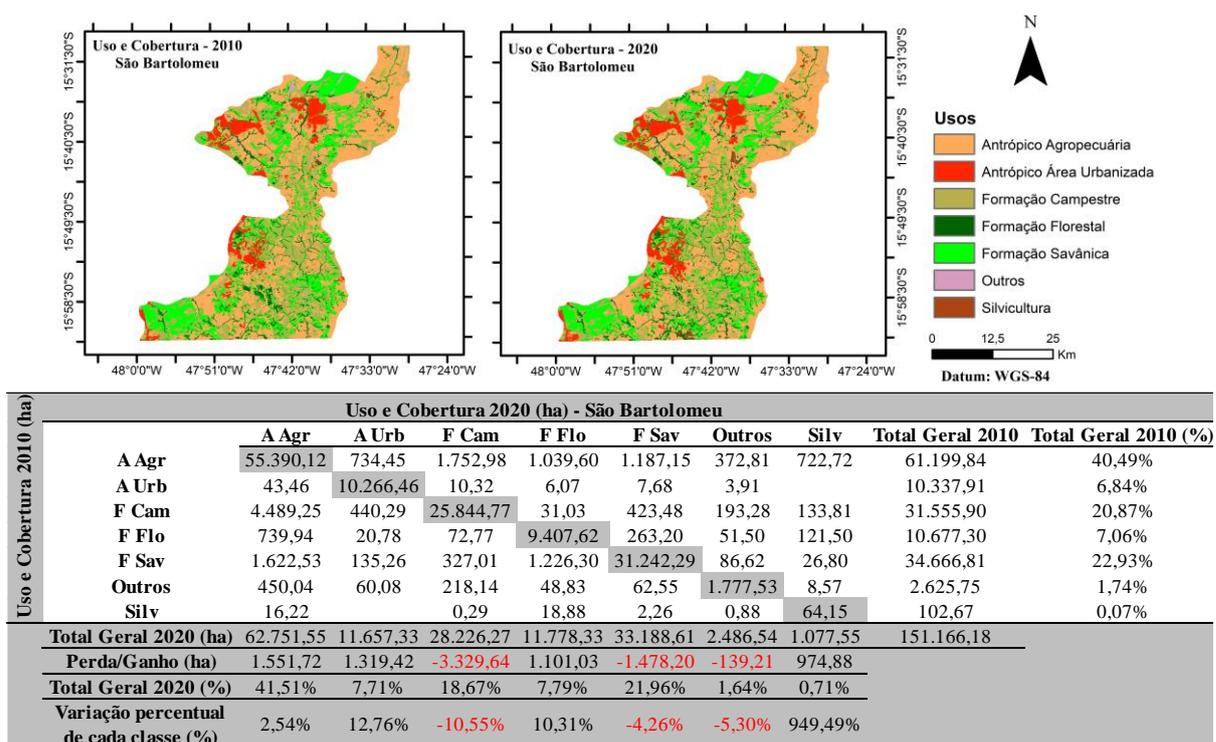


Figura 8: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

A Bacia Hidrográfica do Rio São Marcos se destacou entre as bacias da região do DF, quanto aos usos antrópicos. Em 2020, aproximadamente 87,81% (4.031,12 ha) da sua área de abrangência estava ocupada por atividades agropecuárias, enquanto somente 8,11% da bacia

permanecia com cobertura natural do Cerrado (formações campestre, florestal e savânica). A silvicultura foi registrada em apenas 1,14% (52,24 ha) da bacia. Porém, é importante destacar que em 2010, a ocupação na área da bacia São Marcos por atividades antrópicas era maior que a registrada em 2020 (**Figura 9**).

Entre 2010 e 2020, as perdas de áreas do Cerrado, cobertas por formações campestre e savânica na bacia de São Marcos foram iguais a 27,77 ha (37,02%) e 111,96 ha (10,93%), respectivamente. De uma forma geral, a maior parte dessas áreas naturais foi convertida para a classe antrópica agropecuária. No caso específico dessa bacia, houve a recuperação (ganho) possivelmente de apenas 8,20 ha de formações florestais, ou seja, um incremento de 3,74% na sua cobertura original.

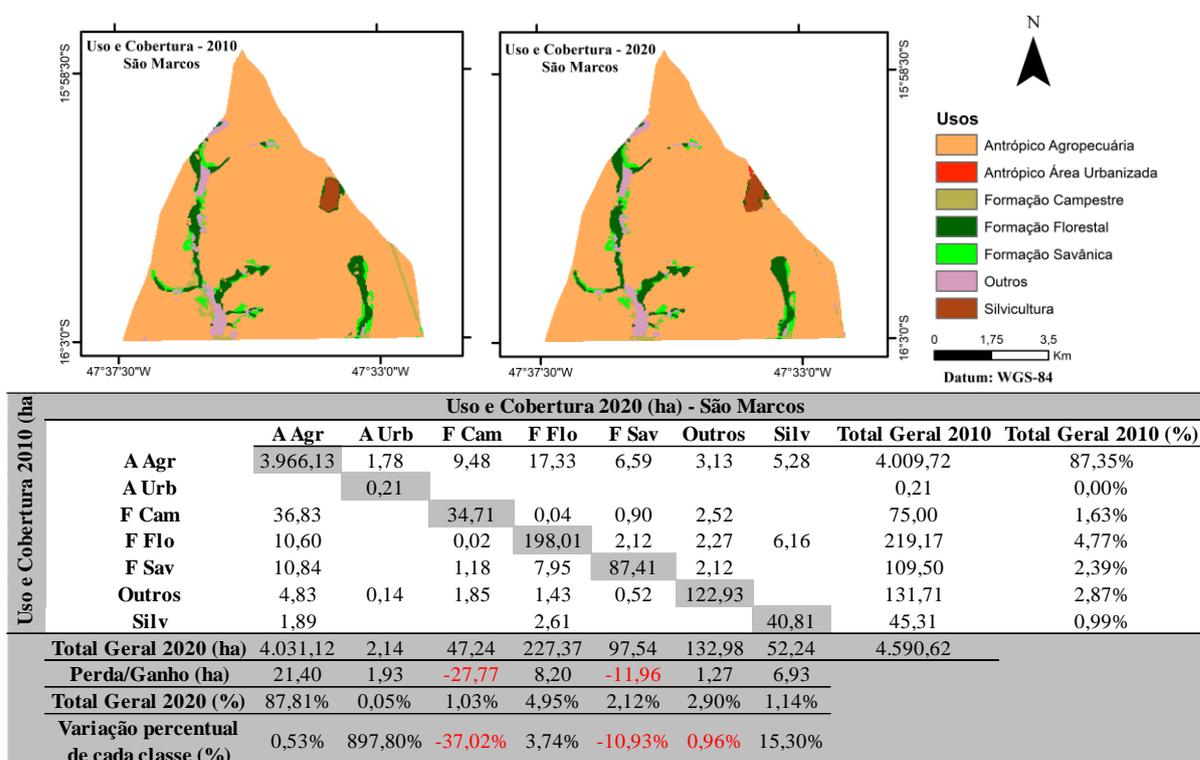


Figura 9: Mapas LULC dos anos 2010 e 2020 (Bacia Hidrográfica do Rio São Marcos), seguidos da matriz de mudanças no LULC, resultante da interseção das classes de uso e cobertura do solo dos referidos anos. Os valores da matriz correspondem às áreas em hectares (ha). As linhas da matriz representam as classes em 2010 e as colunas representam as classes em 2020, sendo elas: A Agr = Antrópico Agropecuária; A Urb = Antrópico Área Urbanizada; F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica; Outros = Outros Usos; Silv = Silvicultura. A coluna Total Geral 2010 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2010 e a linha Total Geral 2020 corresponde ao somatório da área de cada classe em 2020. A diagonal da matriz (em cinza) representa as áreas que permaneceram na mesma categoria de LULC e os demais valores alocados fora da diagonal principal da matriz, indicam as transições de uso do solo e cobertura vegetal.

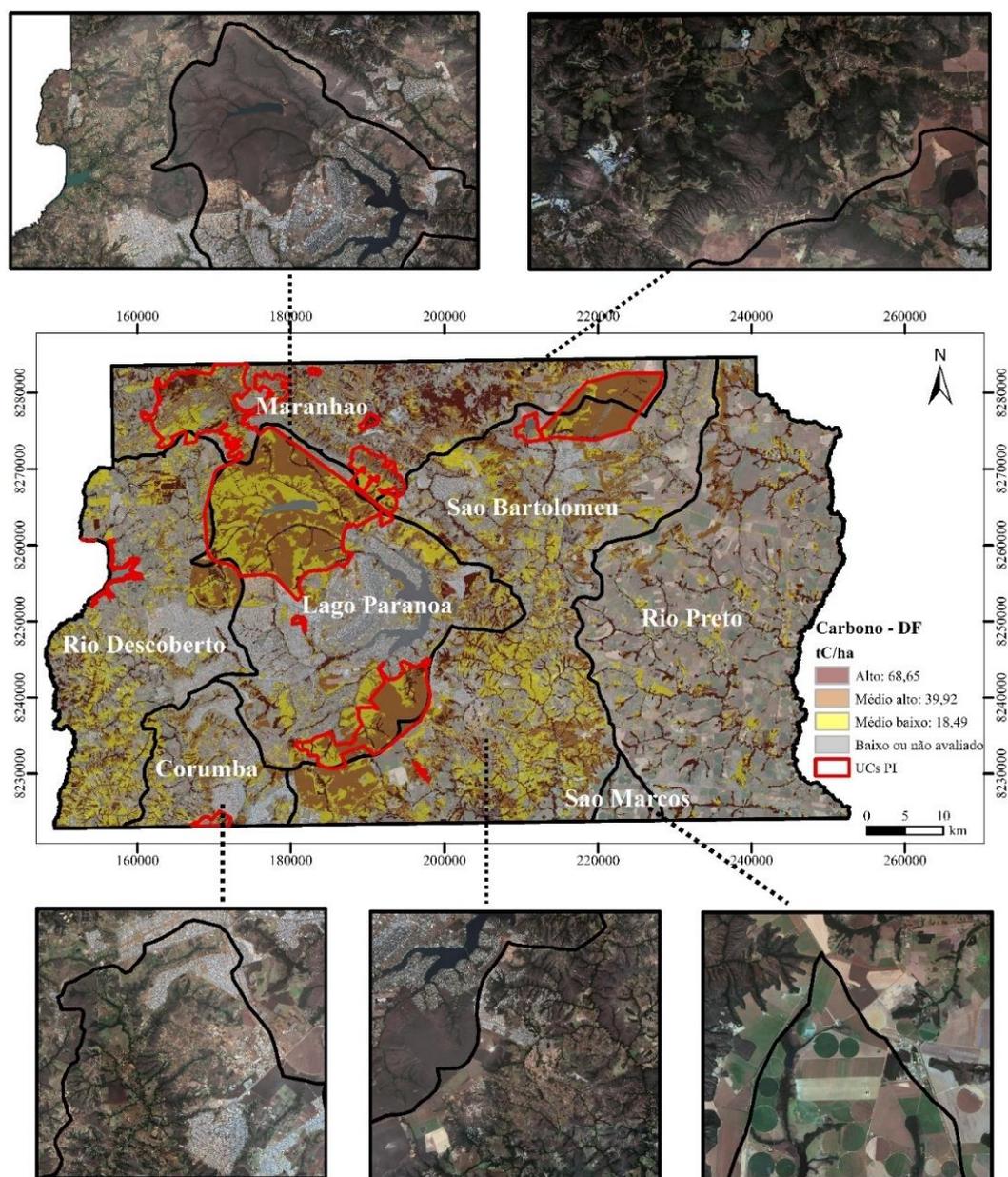
3.3 Variações nos estoques potenciais de carbono nas formações vegetais do Cerrado

Em 2020, os maiores estoques potenciais de carbono armazenados na biomassa aérea das formações naturais do Cerrado (campestres, savânicas e florestais), na região do DF, foram

registrados nas bacias hidrográficas dos rios São Bartolomeu, Lago Paranoá e do Maranhão (**Tabela 2; Figura 10**). As áreas de interseção entre essas bacias e os seus limites com UCs de Proteção Integral do DF (**Figura 10**) mostraram que nessas três bacias estavam concentrados os maiores estoques potenciais de carbono na biomassa aérea. As três bacias detêm 97,07% das áreas protegidas por UCs de Proteção Integral, o que indicou que tais unidades são fundamentais para a proteção deste importante SE. As UCs mencionadas são: Parque Nacional de Brasília, ESEC de Águas Emendadas, Reserva Biológica da Contagem, Refúgio de Vida Silvestre da Mata Seca e Monumento Natural do Morro da Pedreira. Do total de carbono da biomassa aérea protegido por tais UCs, 59,23% estavam estocados na bacia do Lago Paranoá, 30,66% na bacia do Maranhão e 10,10% na bacia do São Bartolomeu.

A interseção entre as áreas cobertas por formações naturais e os limites das UCs de Proteção Integral indicou que apenas 23,88% das áreas cobertas por vegetação nativa no DF, se encontravam dentro de UCs de Proteção Integral, em 2020, com percentuais distribuídos da seguinte maneira: 32,68% das áreas eram cobertas por formação campestre, 8,39% por formação florestal e 58,93% por formação savânica. Ao avaliar o percentual de campo, floresta e savana protegido por UCs de Proteção Integral, em relação à área total de cada formação no DF, no ano de 2020, foi possível perceber que 21,79% da formação campestre, 10,34% da formação florestal e 31,40% da formação savânica estavam protegidos por UCs de Proteção Integral, no DF.

O Mapa Potencial de Estoque de Carbono indicou que os maiores estoques de carbono na biomassa aérea da vegetação lenhosa do Cerrado no DF estão associados às extensas áreas de savanas ao longo de toda a extensão das três bacias hidrográficas. A bacia do São Bartolomeu se destacou pela presença de formação florestal distribuída no entorno dos seus cursos d'água e a bacia Maranhão, pela formação florestal associada, predominantemente, às áreas declivosas vulneráveis, como os picos de morro.



Datum: WGS 84
 Fonte: Google Engine - Sentinel - 2A

Figura 10: Mapa de Estoques Potenciais de Carbono da biomassa aérea do Cerrado no Distrito Federal, registrado em 2020, indicando potenciais sumidouros de carbono ao longo do Distrito Federal. A classe de cada pixel (campestre, florestal ou savânica) foi associada aos valores médios de carbono ($tC\ ha^{-1}$) obtidos na literatura.

Considerando todas as bacias hidrográficas do DF, os resultados mostraram que entre os anos 2010 e 2020, houve redução da área total coberta por formações naturais campestre e savânica, mas, por outro lado, foi verificado um aumento na cobertura da formação florestal (**Tabela 2**). Também foram observadas perdas nos estoques potenciais de carbono armazenados na parte aérea das formações naturais da maioria das bacias hidrográficas, exceto nas bacias

Corumbá e Rio Preto, que apesar de terem perdido áreas cobertas por formações naturais campestre e savânica, tiveram um aumento significativo de áreas florestais.

A perda de áreas cobertas por formações naturais campestre e savânica no DF foi estimada em 13.903,93 ha, e esta perda levou à redução dos estoques de carbono acumulado nessas formações em 2010. Estima-se que aproximadamente 4.233,25 ha de áreas naturais ou antrópicas foram convertidas para formação florestal no território do DF, e essa conversão pode ter favorecido o aumento dos estoques potenciais de carbono armazenados na biomassa aérea apenas de florestas.

Tabela 2: Área total, estoques potenciais de carbono da biomassa aérea, variação líquida (perda ou ganho) por hectare da biomassa vegetal e variações potenciais de estoques de carbono registrados nas formações naturais campestre, florestal e savânica do Cerrado, no Distrito Federal, Brasil, considerando o período de 2010 a 2020, em que: F Cam = Formação Campestre; F Flo = Formação Florestal; F Sav = Formação Savânica.

Bacias	Área Formações Naturais 2020			Estoque de Carbono em tC 2020			Total (tC)
	F Cam (ha)	F Flo (ha)	F Sav (ha)	F Cam (tC)	F Flo (tC)	F Sav (tC)	
Corumbá	3.755,02	1.453,55	4.055,50	69.430,32	99.786,48	161.895,67	331.112,47
Lago Paranoá	21.292,76	5.663,81	28.633,23	393.703,19	388.820,34	1.143.038,46	1.925.562,00
Maranhão	8.958,02	10.305,75	20.290,20	165.633,75	707.489,51	809.984,75	1.683.108,01
Rio Descoberto	15.660,51	5.121,90	11.689,12	289.562,92	351.618,39	466.629,64	1.107.810,94
Rio Preto	7.096,95	11.478,59	8.493,20	131.222,58	788.005,14	339.048,56	1.258.276,28
São Bartolomeu	28.226,27	11.778,33	33.188,61	521.903,68	808.582,20	1.324.889,50	2.655.375,38
São Marcos	47,24	227,37	97,54	873,41	15.609,21	3.893,66	20.376,28
Bacias	Perda/Ganho 2010 a 2020 (ha)			Perda/Ganho Carbono em tC			Total (tC)* Variação Líquida
	F Cam (ha)	F Flo (ha)	F Sav (ha)	F Cam (tC)	F Flo (tC)	F Sav (tC)	
Corumbá	-45,20	173,10	-225,15	-835,81	11.882,98	-8.987,98	2.059,19
Lago Paranoá	-1.202,32	159,14	-794,81	-22.230,98	10.924,90	-31.728,75	-43.034,83
Maranhão	-313,05	989,56	-2.048,41	-5.788,24	67.933,25	-81.772,42	-19.627,40
Rio Descoberto	-528,70	146,12	-939,21	-9.775,57	10.030,89	-37.493,14	-37.237,82
Rio Preto	-1.386,67	1.656,11	-1.572,85	-25.639,55	113.691,74	-62.788,36	25.263,83
São Bartolomeu	-3.329,64	1.101,03	-1.478,20	-61.564,99	75.585,53	-59.009,56	-44.989,02
São Marcos	-27,77	8,20	-11,96	-513,43	563,27	-477,58	-427,74
Total DF	-6.833,35	4.233,25	-7.070,59	-126.348,56	290.612,55	-282.257,78	-117.993,79

*A classe de cada pixel (campestre, florestal ou savânica) foi associada aos valores médios de carbono (tC ha⁻¹) obtidos na literatura, sendo: Florestas = 68,65 tC ha⁻¹; Savanas = 39,92 tC ha⁻¹; e Campos = 18,49 tC ha⁻¹. As somatórias das perdas e ganhos de estoques potenciais de carbono acima do solo indicam a variação potencial líquida de carbono acima do solo no DF e em suas diferentes bacias hidrográficas.

Em 2020, a área total de formações naturais no DF foi estimada em 237.513,47 ha. Portanto, nesse mesmo ano, os estoques potenciais de carbono armazenados na biomassa aérea dessas formações podem ter atingido cerca de 8,98 milhões de toneladas de carbono. Entretanto, considerando no período analisado, a redução em área das formações campestre e savânica e o aumento das áreas cobertas por formação florestal, houve uma perda potencial líquida de vegetação nativa no DF equivalente a 9.670,68 ha e uma emissão potencial líquida de carbono de 117.993,79 tC na atmosfera.

As bacias hidrográficas do Rio São Bartolomeu e do Rio Preto foram aquelas que mais perderam áreas nativas do Cerrado e juntas detêm mais de 50% de áreas naturais campestres e savânicas convertidas para outras classes de uso. Recomenda-se o monitoramento periódico e contínuo da área de tais bacias, por meio de programas e políticas de proteção ambiental, visando garantir a conservação de seus estoques de carbono e outros SE disponibilizados pelos seus ecossistemas. Em consequência das altas remoções da cobertura natural, a bacia São Bartolomeu foi, possivelmente, aquela que mais emitiu carbono na atmosfera durante o período analisado, emissões essas que foram amenizadas pelo possível aumento de áreas cobertas por formação florestal. Considerando que 4.807,83 ha de coberturas naturais campestre e savânica foram convertidas para outras classes e o fato de aproximadamente 65% destas áreas terem sido destinadas para uso agropecuário, evidenciam o quanto a bacia está submetida a fortes pressões provenientes das mudanças no LULC.

Depois da bacia de São Bartolomeu, a do Rio Preto foi a que registrou as maiores perdas de áreas campestres e savânicas para outras classes, valor estimado em 2.959,53 ha. Contudo, devido à conversão de 1.656,11 ha para formação florestal, tal bacia não apresentou ao final valores negativos de perda líquida de carbono estocado em sua vegetação. Ainda assim, pelo fato de aproximadamente 60% das áreas campestres e savânicas perdidas terem sido destinadas ao uso agropecuário, tal bacia está, constantemente, submetida a alto potencial de risco de desmatamento e degradação de suas áreas naturais, devido à pressão imposta pelo uso agropecuário na região.

4. DISCUSSÃO

4.1 O crescimento do uso antrópico urbano na região do Cerrado do Distrito Federal

Desde a década de 30, a região central do país vivencia a intensificação das mudanças no LULC, devido ao desenvolvimento do setor industrial e da urbanização, porém, foi no final da década de 50, com o surgimento do DF e a fundação da capital nacional Brasília, em 1960, que o Cerrado, nessa região brasileira, começou a sofrer significativas mudanças em suas coberturas naturais (Silva 2000).

Com a implantação de Brasília, se fez necessário desenvolver em seu entorno, uma rede de transportes que ligava a capital brasileira a outras regiões do país, o que aumentou significativamente o desenvolvimento urbano e agropecuário, no novo centro político do país (Silva 2000). Além disso, o fato de Brasília ter uma das maiores rendas per capita do Brasil (IBGE 2021b), influenciou na decisão de muitas pessoas viverem na região. Sabe-se que desde

o final da década de 50, o DF vem sendo submetido a significativas mudanças no LULC, ocasionadas pela substituição de formações naturais do Cerrado por terras agrícolas e áreas urbanas (Lorz et al. 2012).

A expansão das áreas urbanas e outros usos antrópicos no entorno das capitais em função do aumento do contingente populacional, é um fenômeno comum no mundo inteiro. Portanto, é fundamental analisar a forma como as áreas urbanas e outros usos antrópicos têm se expandido no DF, para que haja um melhor planejamento nesse processo e uma menor perda dos SE fornecidos por suas paisagens (Lorz et al. 2012).

De forma geral, entre os anos 2010 e 2020 houve expansão do uso antrópico urbano no DF (**Figura 9**) e na região de abrangência de todas as bacias hidrográficas de seu território, contudo, em termos de área, esse aumento é pouco significativo nas bacias distantes dos núcleos urbanos mais consolidados. As bacias São Marcos e Rio Preto tiveram menor expansão urbana, possivelmente pelo fato de possuírem um uso predominantemente agrícola. Já o crescimento reduzido de novas áreas de uso urbano na bacia do Maranhão pode ser explicado pela presença de relevos acidentados na região.

As bacias Lago Paranoá, São Bartolomeu, Rio Descoberto e Corumbá apresentaram maiores expansões de área urbana para o período. A bacia Lago Paranoá detém a área urbana mais consolidada do DF, seguida das bacias de São Bartolomeu e Rio Descoberto, devido, possivelmente, à presença do plano piloto de Brasília e de territórios urbanizados em suas mediações.

Nossos resultados indicam que as maiores perdas do uso agropecuário foram direcionadas para o crescimento de novas áreas urbanas. Em relação às mudanças no LULC, observa-se que quanto mais significativa for a simplificação dos diferentes sistemas naturais, maior será a redução das funções e dos SE essenciais para a vida na terra (Balvanera et al. 2006; Fu et al. 2013; Lahsen et al. 2016; Ren et al. 2017; FAO 2018; FAO and UNEP 2020). Assim, tanto a urbanização viabilizada em decorrência da substituição de áreas de uso agropecuário já antropizadas em algum nível, quanto a urbanização decorrente da substituição de vegetações naturais, prejudicam as funções e os SE disponibilizados pelos sistemas naturais, já que ambos os processos estão associados à simplificação de habitats.

Contudo, pressupõem-se que para diversos SE, como a recarga hídrica, os estoques de carbono e a conservação da biodiversidade, existam gradientes de disponibilização de tais serviços bem refletidos pelo grau de simplificação ou de degradação dos habitats (Franco et al. 2016; Alencar et al. 2020; Tenenwurcel et al. 2020). Por exemplo, a recarga hídrica decorrente

da infiltração de água no solo é maior nas áreas cobertas por vegetação natural, quando comparadas às pastagens e áreas de cultivo e, por último, decresce ainda mais nos territórios impermeáveis dos ambientes urbanos (Tenenwurcel et al. 2020). Portanto, a expansão do uso urbano viabilizada pela substituição de áreas agropecuárias já antropizadas em algum nível, pode ser menos prejudicial à sociedade quando comparada à urbanização decorrente da substituição de vegetações naturais, o que não significa que seja menos preocupante.

Sabe-se que durante décadas, a região do DF vem sendo bastante afetada pelo desmatamento predatório de suas áreas naturais, especialmente devido à ocupação não planejada de seu território (GDF 2017). Ressalta-se ainda que a intensa expansão de áreas urbanas, muitas vezes de forma desordenada, nas mediações de cidades ou regiões mais urbanizadas, como no entorno das capitais, é um fenômeno comum verificado ao longo de todo o território brasileiro (MapBiomias 2021). Essa tendência não necessariamente se dá pela falta de um plano diretor local, mas pela pouca atenção outorgada pelas governanças, à implantação de regulamentos e planejamentos territoriais (Menzori et al. 2021).

Por fim, ressalta-se ainda que a substituição de áreas naturais por usos antrópicos nem sempre de forma planejada tem sido um problema recorrente em todos os biomas brasileiros (MapBiomias 2021). Especificamente, ao considerar os recentes aumentos nas emissões de carbono no Cerrado, relacionados à degradação e desmatamento, avaliar as modificações no LULC das fitofisionomias do Cerrado é uma importante medida de monitoramento que pode contribuir para conservar as funções e SE essenciais à sociedade, tais como os estoques de carbono, dentre outros (Grecchi et al. 2013; Bustamante et al. 2018; Peters et al. 2019).

4.2 A expansão do uso agropecuário e a redução de áreas campestres e savânicas

Apesar do uso antrópico agropecuário ter sido substituído por extensas áreas para o uso urbano, bem como, por formações savânicas e campestres possivelmente em função da recuperação de áreas anteriormente degradadas, de forma geral, essas substituições não estão associadas a uma redução no total das áreas agropecuárias. Isso acontece porque as reduções das formações campestre e savânica observadas neste estudo em todas as bacias hidrográficas, frequentemente, estão associadas à expansão do uso agropecuário no DF. Portanto, novas áreas com atividades agropecuárias surgiram no DF, ao longo do período estudado, em decorrência da degradação ou desmatamento de vegetações naturais do Cerrado.

Considerando as transições de usos e coberturas entre as classes, verificamos no período a expansão do uso agropecuário em praticamente todas as bacias hidrográficas, exceto na Bacia

Hidrográfica de Corumbá, que apresentou um declínio nessa classe, mas, em contrapartida, apresentou grande expansão de novas áreas urbanas.

Em geral, campos e savanas são negligenciados, seja pela falta de protocolos para amostragem e monitoramento de suas vegetações ou mesmo por não serem foco de medidas conservacionistas, o que os tornam alvos fáceis para degradação e desmatamento (Overbeck et al. 2015; Lahsen et al. 2016; Andrade et al. 2019). Adicionalmente, sabe-se que as novas fronteiras agrícolas e o desmatamento do Cerrado estão diretamente relacionados à existência de relevos planos, geralmente mais favoráveis à agricultura mecanizada (Carvalho et al. 2009; Rocha et al. 2011b), característica observada em extensas áreas de formações campestre e savânica do Cerrado do DF (Earth Engine 2021; MapBiomas 2021).

4.3 A expansão das formações florestais

Após a dedução das perdas e a adição de ganhos de áreas cobertas por formação florestal, nossos resultados evidenciam que entre 2010 e 2020 não houve perda líquida da área total de florestas naturais do Cerrado, em todas as bacias hidrográficas do DF, já que os ganhos em área dessa cobertura natural foram superiores às perdas. No entanto, é importante certo cuidado ao afirmar que tais resultados se devem unicamente à expansão das áreas florestais, uma vez que os ganhos de florestas naturais nas análises de LULC também podem estar relacionados a efeitos sazonais nas imagens de satélite, sendo que, períodos chuvosos aumentam a detecção de florestas nas imagens enquanto em épocas de escassez hídrica há uma redução nessa detecção.

No DF, enquanto as formações campestre e savânica do Cerrado possuem, geralmente, relevo favorável para atividades agrícolas, há extensas áreas de formação florestal associada especialmente a regiões declivosas, como as verificadas na bacia Maranhão (Earth Engine 2021; MapBiomas 2021), que podem estar dificultando a expansão das atividades agropecuárias sob as florestas (Carvalho et al. 2009). Contudo, mesmo que em função dos ganhos de novas áreas florestais tal formação não tenha sofrido reduções em sua cobertura, ainda assim, é fundamental avaliar tais transições, uma vez que elas indicam as pressões ambientais devido às mudanças no LULC.

Em todas as bacias hidrográficas do DF, a perda de áreas cobertas por formação florestal natural do Cerrado tem sido em decorrência, predominantemente, da conversão para atividades agropecuárias.

Já a expansão para novas áreas de florestas tem ocorrido em detrimento de um percentual de áreas de uso agropecuário e savanas. Programas de recuperação de áreas degradadas podem estar recuperando áreas florestais anteriormente antropizadas no DF. Além disso, a expansão de florestas sobre áreas anteriormente ocupadas por savanas também não é incomum. Flutuações nas características locais do ambiente, tais como mudanças nas condições climáticas e edáficas, ou mesmo a presença e ausência de distúrbios como incêndios florestais, podem modificar a estrutura das vegetações (Hofmann et al. 2021; Cordeiro et al. 2021).

Sabe-se, por exemplo, que áreas de cerrado *sensu stricto* protegidas do fogo estão suscetíveis a um aumento na densidade de indivíduos e na área basal das comunidades, convergindo-as a fitofisionomias mais fechadas (Almeida et al. 2014a). Apesar de tal conversão favorecer a disponibilização de alguns SE, como o aumento da biomassa aérea e, conseqüentemente, de estoques de carbono acima do solo (Azevedo et al. 2020), modificações de parâmetros fitossociológicos e grupos taxonômicos presentes em um determinado ambiente (Almeida et al. 2014a) também trazem prejuízos à sociedade, tais como a perda de espécies e de ecossistemas naturais específicos.

4.4 A redução de estoques potenciais de carbono acima do solo, no Distrito Federal

Assim como em Freitas et al. (2018), nossa análise não contemplou todos os reservatórios de carbono, como a biomassa abaixo do solo, o carbono do solo propriamente dito e da serapilheira. Apesar disso, nossos resultados são de grande importância uma vez que a vegetação lenhosa acima do solo é um importante reservatório para o carbono armazenado no Cerrado.

A extensão do bioma e as pressões de mudanças no LULC fazem com que o Cerrado seja, atualmente, um dos responsáveis pelas maiores emissões de carbono no Brasil (Bustamante et al. 2018; Silva Júnior et al. 2020). Na ausência de cuidados com a biomassa lenhosa, tal carbono pode vir a ser liberado na atmosfera, transformando o Cerrado de sumidouro a zonas de emissões de CO₂ (Azevedo et al. 2020).

Os resultados indicam que a área total coberta por vegetação nativa no Cerrado do DF reduziu desde o último inventário. Porém, nem sempre tal redução está associada a perdas nos estoques de carbono, uma vez que o carbono estocado na vegetação acima do solo varia conforme o tipo de vegetação (Miranda et al. 2014). Assim, para identificar se uma área atua como sumidouro ou fonte emissora de carbono em um dado intervalo de tempo, é importante avaliar o balanço geral entre ganhos e perdas das diferentes coberturas naturais da paisagem.

Em termos de estoques de carbono, apesar de florestas possivelmente terem aumentado no DF e, potencialmente, estocarem uma quantidade maior de carbono na vegetação acima do solo, o aumento de tais áreas em todas as bacias hidrográficas não foi suficiente para compensar as perdas relacionadas às extensas coberturas campestres e savânicas removidas do território.

Contudo, é importante ressaltar que este estudo se baseia em estoques potenciais. O aumento da transparência na contabilidade de carbono emitido e estocado e o monitoramento dos estoques de carbono e das mudanças no LULC estão no centro do Acordo de Paris e é um caminho viável para fortalecer o Brasil no mercado e na agenda internacional de crédito de carbono (Bustamante et al. 2018). Nesse sentido, o uso de ferramentas sofisticadas de análise da paisagem, como o Google Engine, que podem ser manipuladas tanto por especialistas em sensoriamento remoto quanto por usuários operacionais, é um passo importante para a democratização de informações e para garantir a escalabilidade das análises ambientais no país (Gorelick et al. 2017). É fundamental ter cautela ao discutir resultados obtidos por meio da extração de informações de mapas de LULC que estão sujeitos a variações sazonais, dentre outras incertezas. Assim, devido à variabilidade considerável no total de biomassa e estoques de carbono acima do solo nas diferentes vegetações do Cerrado brasileiro (Miranda et al. 2014), ainda são necessárias estimativas posteriores que considerem exatamente os tipos de fitofisionomias e estimem a quantidade de biomassa e os estoques de carbono das áreas (Bustamante et al. 2018).

4.5 O papel das políticas de conservação no Cerrado

O DF apresenta poucas UCs de Proteção Integral e extensas áreas destinadas ao uso sustentável (GDF 2021; MMA 2021). Muito embora percentuais significativos de algumas de suas bacias já estejam ocupados pelo uso agropecuário (e.g., a bacia Rio Preto), seja pelos relevos (ASF 2021) ou pelos solos favoráveis (Embrapa Solos 2018), nem todas as áreas com potencial para a pecuária e agricultura mecanizada foram degradadas ou desmatadas no DF, como as regiões menos declivosas da bacia São Bartolomeu (Earth Engine 2021; MapBiomas 2021). A existência de territórios aptos para o cultivo de culturas perenes e anuais que ainda não foram substituídos por usos antrópicos (MapBiomas 2021) é uma excelente oportunidade de tomar decisões mais assertivas com base nas potencialidades e vulnerabilidades das diferentes áreas, levando a alternativas de uso da terra mais sustentáveis nas áreas que ainda não foram modificadas (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020).

Assim, em um contexto geral, podemos considerar que as políticas conservacionistas que instituem as UCs de Proteção Integral têm protegido as diferentes vegetações do DF e seus SE associados? Se considerarmos que as três bacias hidrográficas que mais estocam carbono no DF (São Bartolomeu, Lago Paranoá e Maranhão) detêm juntas 97,07% dos territórios do DF protegidos por UCs de Proteção Integral, concluímos que tais unidades estão exercendo um importante papel para a conservação dos estoques de carbono no DF. Outro aspecto importante que vale ressaltar é a expansão da formação florestal na região, entre 2010 e 2020. Esse aumento é um forte indicativo de que, pelo menos as florestas naturais do Cerrado do DF estão sendo beneficiadas pelas políticas conservacionistas da região.

Mas, mesmo sendo o DF a unidade federativa com maior proporção de área protegida por UCs, ao considerarmos tanto as UCs de Proteção Integral quanto as de Uso Sustentável, as formações campestre e savânica têm contribuído, significativamente, com a eliminação de GEE na atmosfera, devido à degradação e desmatamento de áreas naturais.

Nota-se que apenas 23,88% das formações naturais do Cerrado do DF estão protegidos por UCs de Proteção Integral. O DF possui poucas UCs de Proteção Integral, mas extensas áreas destinadas ao uso sustentável. Assim, fica a critério do produtor rural optar ou não pela manutenção das áreas naturais, já que além das áreas de preservação permanente (APPs) e das coberturas de vegetações nativas preservadas a título de reserva legal (RL) (Brasil 2012), apenas um percentual das reservas de uso sustentável deve ser integralmente protegido (Brasil 2000).

Atualmente, pela ausência de leis que de fato priorizem a conservação de suas formações naturais, o Cerrado é o bioma que possui maior extensão de áreas desprotegidas no Brasil: 40% de suas áreas não possuem impedimentos legais que limitem a degradação ou desmatamento (Freitas et al. 2018). Dessa forma, além do estabelecimento de projetos e políticas conservacionistas, se faz necessário também avaliar, constantemente, o funcionamento de tais mecanismos quanto à conservação dos ecossistemas e serviços prestados por tais ambientes à sociedade (Ken et al. 2020) e a necessidade de se estabelecer novas ferramentas para conservação.

4.6 Programas de crédito de carbono: desafios para o Cerrado

Nos últimos anos, o Brasil tem estabelecido inúmeras estratégias visando reduzir as emissões de GEE, como o fortalecimento da legislação ambiental, a redução do desmatamento, o uso de sistemas sustentáveis e a restauração de áreas degradadas (Bustamante et al. 2018). Ainda assim, o Cerrado está entre os biomas brasileiros mais afetados pela degradação

ambiental e pelo desmatamento e continua sendo negligenciado em muitos aspectos (Overbeck et al. 2015; Lahsen et al. 2016; Andrade et al. 2019), inclusive quando o assunto é sequestro e estocagem de carbono.

O DF, objeto de análise deste estudo, apresenta em seu território desde áreas degradadas e desmatadas até áreas conservadas (MapBiomas 2021). Com base nas classes de LULC há algumas alternativas que podem viabilizar a geração de créditos de carbono no Cerrado do DF: o carbono sequestrado da atmosfera considerando um cenário possível de regeneração florestal nas áreas antropizadas e os estoques de carbono já estabelecidos nas vegetações conservadas, que deixam de ser emitidos para a atmosfera (Garcia et al. 2021); os projetos silviculturais que geram créditos devido ao sequestro de carbono, considerando um cenário possível de reflorestamento por meio da inserção de florestas plantadas (Barbosa et al. 2021) e a substituição de práticas agrícolas tradicionais de uso da terra em áreas rurais por práticas mais sustentáveis, que emitam menos GEE (FAO 2019b; Li et al. 2021).

Tais mecanismos, conhecidos como REDD+, visam reverter a perda de florestas e estoques de carbono nos países em desenvolvimento, utilizando para isso a compensação financeira viabilizada por meio de créditos de carbono: uma vez comprovada a eficácia de um projeto REDD+, seja por sequestrar carbono da atmosfera ou pelas emissões de carbono evitadas, créditos são emitidos e, então, comercializados no mercado internacional de carbono (Garcia et al. 2021). Embora nos últimos anos o Brasil tenha reduzido o seu compromisso com os mecanismos compensatórios e projetos REDD+, o país ainda tem um importante papel em um contexto global por estar entre os principais beneficiários de créditos de carbono compensados por meio de projetos REDD+ (Norman and Nakhouda 2015; FAO 2018; Pham et al. 2021). Vale ressaltar que o potencial para recebimento de compensações ambientais está diretamente associado às pressões antrópicas registradas em uma determinada área, inclusive nos projetos REDD+.

Entretanto, apesar de já existirem iniciativas de estimar mudanças no LULC e nos estoques de carbono do Cerrado (Bustamante et al. 2018), porque ainda são escassos os projetos que relacionam carbono com o pagamento por SE, em vegetações fora da Amazônia? Ou seja, porque há poucas iniciativas no Cerrado, que relacionem conservação a compensações ambientais por SE prestados pelo bioma?

Mesmo cientes de que os estoques ou o sequestro de carbono resultante do desenvolvimento da vegetação são passíveis de serem valorados e utilizados em estratégias de conservação dos ecossistemas naturais (Garcia et al. 2021), a inserção de mecanismos e

projetos de crédito de carbono em áreas florestais fora do bioma Amazônia pode muitas vezes não ser viável, pelos altos custos associados aos projetos. Assim, uma vez que estimativas de biomassa e estoques de carbono podem ser extremamente úteis para a gestão dos recursos naturais do bioma Cerrado e podem contribuir na tomada de decisão e no desenvolvimento de políticas públicas ambientais (Azevedo et al. 2021), se faz necessário com urgência, reduzir os gastos associados às estimativas de carbono e à implantação de projetos REDD+ e outros mecanismos de créditos de carbono para vegetações do Cerrado.

Outro aspecto importante é que as práticas sustentáveis para redução de GEE devem ser avaliadas sob a perspectiva ambiental, social e, evidentemente, com base nos benefícios econômicos precificados em relação ao atual mercado de carbono (Barbosa et al. 2021). Atualmente, há muitos estudos econômicos em escala regional que avaliam os efeitos da adoção de práticas de manejo mais sustentáveis que reduzem as emissões de GEE, porém ainda são escassos aqueles que avaliam os impactos de tais práticas em escala local, como em uma propriedade agrícola (Li et al. 2021) ou em uma comunidade (Ken et al. 2020).

Considerando que há inúmeras possibilidades de inserir uma propriedade ou mesmo uma bacia hidrográfica em projetos mitigadores de GEE, é importante simular a geração de créditos de carbono considerando os diferentes cenários, uma vez que se uma prática agrícola não é rentável para o produtor ou comunidade, sua adoção torna-se inviável sem a implementação de políticas de subsídio apropriadas (Li et al. 2021). Além disso, também é fundamental considerar tanto os benefícios econômicos associados aos projetos silviculturais, frequentemente, mais rentáveis para o mercado de carbono, quanto os benefícios ambientais obtidos da restauração de áreas vulneráveis com espécies nativas, sendo que a utilização de sistemas mistos pode ser uma alternativa atrativa em muitas situações (Barbosa et al. 2021).

Outro aspecto que deve ser ressaltado é a alta variabilidade do mercado de carbono. Por ser um mercado muito volátil, é fundamental que também sejam viabilizados mecanismos que garantam apoio financeiro suficiente e sustentado para os integrantes dos projetos. A escassez de compradores de créditos e a incapacidade dos projetos de gerar receitas baseadas no carbono podem levar comunidades a buscarem atividades insustentáveis, que disponibilizem benefícios em curto prazo (Ken et al. 2020).

Além disso, se faz necessário com urgência encurtar o processo de tomada de decisão dos produtores rurais ou comunidades quanto à adoção de práticas que reduzam as emissões de GEE, por meio do desenvolvimento de um sistema de apoio à tomada de decisão, de forma que

os principais interessados consigam visualizar como diferentes cenários hipotéticos de gestão do campo podem afetar os sistemas agrícolas de sua propriedade (Li et al. 2021).

Por fim, ressalta-se que estes são apenas alguns dos desafios para a implementação de projetos de crédito de carbono no Cerrado. Tanto o estoque quanto o acúmulo de carbono resultante do crescimento da vegetação, são passíveis de serem valorados e utilizados em importantes estratégias de conservação ambiental, por meio da geração de créditos de carbono no bioma, desde que o ganho líquido seja significativamente alto comparado aos altos custos associados à valoração e implantação de tais projetos. O uso de dados ambientais abertos e metodologias simples como as utilizadas neste estudo, pode ser uma importante estratégia para monitorar as paisagens e reduzir os esforços e gastos na identificação de mudanças no LULC, dos sumidouros de carbono e áreas potenciais para programas de compensação ambiental em todo o país (Gorelick et al. 2017; Orta-Salazar et al. 2021).

5. CONCLUSÕES

Houve redução da área total coberta por vegetação nativa no Cerrado do DF entre 2010 e 2020. Em termos de estoques de carbono, o possível aumento de coberturas florestais em todas as bacias hidrográficas não foi suficiente para compensar as perdas relacionadas às extensas coberturas campestres e savânicas removidas do território. Sendo assim, considerando as perdas potenciais de carbono é possível que o DF tenha atuado como fonte emissora de carbono proveniente das vegetações acima do solo, no período analisado. Contudo, é importante ter cautela quanto ao aumento verificado nas coberturas florestais, uma vez que este resultado pode estar relacionado a efeitos sazonais nas imagens de satélite.

Os mais altos estoques potenciais de carbono acima do solo (bacias São Bartolomeu, Lago Paranoá e Maranhão) armazenados nas bacias onde estão localizadas 97,07% das áreas protegidas por UCs de Proteção Integral no DF revelam que existe relação entre as bacias hidrográficas que mais estocam carbono e a presença de políticas públicas de conservação ambiental. Contudo, também foi possível verificar que UCs de Uso Sustentável necessitam ser avaliadas de perto, considerando que nem sempre elas conseguem, de fato, frear a expansão de atividades antrópicas não planejadas nas bacias hidrográficas.

As maiores perdas de formações naturais (campestre e savânica) verificadas nas bacias hidrográficas São Bartolomeu e Rio Preto indicam que atenção especial deve ser dada a tais bacias, com ações mitigadoras viabilizadas por programas e políticas ambientais, para evitar a expansão de áreas degradadas sobre suas áreas naturais nos próximos anos. Adicionalmente, as

bacias Rio Preto e São Marcos carecem de cuidados por apresentarem os maiores percentuais de áreas destinadas ao uso agropecuário (entre 77% a 88%, aproximadamente).

A bacia hidrográfica São Bartolomeu é a de maior potencial para ser inserida em programas de crédito de carbono devido aos altos estoques de carbono bem como das fortes pressões de mudanças no LULC em seu território. Tal inserção pode ser viabilizada, por exemplo, por meio da implantação de novo mecanismos de compensação financeira nas áreas de Cerrado, pelo carbono não emitido na atmosfera.

Por fim, ressalta-se ainda que nossos resultados se baseiam em mudanças no LULC e em estoques potenciais de carbono, sendo ainda necessário realizar estimativas posteriores que considerem exatamente os tipos de fitofisionomias e estimem a biomassa e os estoques de carbono das áreas estudadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar A, Shimbo JZ, Lenti F, et al (2020) Mapping three decades of changes in the brazilian savanna native vegetation using landsat data processed in the Google Earth Engine platform. *Remote Sens* 12:1–23. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>
- Almeida RF, Fagg CW, De Oliveira MC, et al (2014) Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguesia* 65:1–19. <https://doi.org/10.1590/s2175-78602014000100001>
- Andrade BO, Boldrini II, Cadenazzi M, et al (2019) Grassland vegetation sampling - a practical guide for sampling and data analysis. *Acta Bot Brasilica* 33:786–795. <https://doi.org/10.1590/0102-33062019abb0160>
- ASF ASF (2021) ALOS PALSAR RTC. <https://asf.alaska.edu/>. Accessed 22 Apr 2021
- Azevedo GB de, Rezende AV, Azevedo GT de OS, et al (2021) Prognosis of aboveground woody biomass in a central Brazilian Cerrado monitored for 27 years after the implementation of management systems. *Eur J For Res* 1–15
- Azevedo GB, Rezende AV, Azevedo GT de OS, et al (2020) Woody biomass accumulation in a Cerrado of Central Brazil monitored for 27 years after the implementation of silvicultural systems. *For Ecol Manage* 455:1–10
- Balvanera P, Pfisterer AB, Buchmann N, et al (2006) Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecol Lett* 9:1146–1156
- Barbosa GS, Santos RM, Lima VOB, et al (2021) Avaliação de áreas elegíveis à implantação de projetos de MDL florestais na bacia do Rio Pardo, em Minas Gerais. *Nativa* 9:115–122
- Bonnie R, Carey M, Peterson A (2002) Protecting terrestrial ecosystems and the climate through a global carbon market. *Philos Trans R Soc London* 360:1853–1873. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1036>
- Brasil (2012) Lei N° 12.651, de 25 de maio de 2012. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Accessed 15

Nov 2021

- Brasil (2000) Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Accessed 1 Mar 2020
- Bustamante MMC, Silva JSO, Cantinho RZ, et al (2018) Engagement of scientific community and transparency in C accounting: the Brazilian case for anthropogenic greenhouse gas emissions from land use, land-use change and forestry. *Environ Res Lett* 13:1–11
- Carvalho FMV, De Marco Júnior P, Ferreira LG (2009) The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biol Conserv* 142:1392–1403
- Carvalho PER (2021) *Árvore do Conhecimento: espécies arbóreas brasileiras: clima*. https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/especies_arboreas_brasileiras/arvore/CON T000fwc2vmaz02wyiv80166sqf14e0r8d.html. Accessed 30 Jun 2021
- Cordeiro NG, Pereira KMG, Terra M de CNS, et al (2021) The role of environmental filters in Brazilian savanna vegetation dynamics. *For Ecol Manage* 500:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119645>
- Costa AM, Silva LH, Silva VC, et al (2020) Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e uso e cobertura do Solo na bacia hidrográfica do córrego Guavirá, PR. *Rev Perspect Geográfica* 14:107–122
- Costa AM, Viana JHM, Evangelista LP, et al (2017) Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. *Geografias* 14:118–133
- Costanza R, D’Arge R, de Groot R, et al (1997) The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260
- Earth Engine (2021) *Earth Engine Data Catalog: Sentinel - 2A*. <https://code.earthengine.google.com/>. Accessed 20 Sep 2021
- Eiten G (1990) *Vegetação do Cerrado*. In: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*, 2nd edn. UnB/Sematec, Brasília, DF, pp 9–65
- Embrapa Solos (2018) *Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: GeoInfo*. <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/>. Accessed 19 Apr 2021
- FAO (2017) *Voluntary guidelines for sustainable soil management*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- FAO (2018) *The state of the World’s Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- FAO (2019a) *Protecting ecosystem services and biodiversity: FAO’s mission and solutions*. <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/background/en/>. Accessed 9 Jun 2019
- FAO (2019b) *The state of the world’s biodiversity for food and agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy
- FAO and UNEP (2020) *The state of the world’s forests: forests, biodiversity and people*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome

- Franco ALC, Bartz MLC, Cherubin MR, et al (2016) Loss of soil (macro)fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. *Sci Total Environ* 563–564:160–168. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.04.116>
- Freitas FLM, Englund O, Sparovek G, et al (2018) Who owns the Brazilian carbon? *Glob Chang Biol* 24:2129–2142. <https://doi.org/10.1111/gcb.14011>
- Fu B, Wang S, Su C, Forsius M (2013) Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 5:4–10. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.12.002>
- Gallagher KS, Zhang F, Orvis R, et al (2019) Assessing the Policy gaps for achieving China’s climate targets in the Paris Agreement. *Nat Commun* 10:1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09159-0>
- Garcia B, Rimmer L, Canal Vieira L, Mackey B (2021) REDD+ and forest protection on indigenous lands in the Amazon. *Rev Eur Comp Int Environ Law* 30:207–219
- GDF (2021) GeoPortal/DF. <http://www.geoportal.segeth.df.gov.br/mapa/#>. Accessed 22 May 2021
- GDF (2017) Plano integrado de enfrentamento à crise hídrica. Governo de Brasília, Brasília
- Gorelick N, Hancher M, Dixon M, et al (2017) Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens Environ* 202:18–27
- Grecchi RC, Gwyn QHJ, Bénié GB, Formaggio AR (2013) Assessing the spatio-temporal rates and patterns of land-use and land-cover changes in the Cerrados of southeastern Mato Grosso, Brazil. *Int J Remote Sens* 34:5369–5392
- Guiot J, Cramer W (2016) Climate change: the 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science* (80-) 354:465–468
- Hofmann GS, Cardoso MF, Alves RJ V, et al (2021) The Brazilian Cerrado is becoming hotter and drier. *Glob Chang Biol* 1–14
- IBGE (2021a) Cidades e Estados. <https://www.ibge.gov.br/>. Accessed 20 May 2021
- IBGE (2021b) Conheça cidades e estados do Brasil. <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama>. Accessed 18 Dec 2021
- Ken S, Entani T, Tsusaka TW, Sasaki N (2020) Effect of REDD+ projects on local livelihood assets in Keo Seima and Oddar Meanchey, Cambodia. *Heliyon* 6:1–12. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03802>
- Kim Y, Tanaka K, Matsuoka S (2020) Environmental and economic effectiveness of the Kyoto Protocol. *PLoS One* 15:1 a 15
- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora EL (2016) Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ Sci Policy Sustain Dev* 58:4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- Lapig (2021) Chave de Interpretação: MapBiomias. <https://chave.lapig.iesa.ufg.br/pt/>. Accessed 3 Nov 2021
- Li Z, Qi Z, Jiang Q, Sima N (2021) An economic analysis software for evaluating best management practices to mitigate greenhouse gas emissions from cropland. *Agric Syst* 186:1–15

- Lorz C, Abbt-Braun G, Bakker F, et al (2012) Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources. *Environ Earth Sci* 65:1575–1586. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1219-1>
- Madeira NR, de Carvalho ADF, da Silva GO, et al (2021) Mandioquinha-salsa: *Arracacia xanthorrhiza* Bancroft. Embrapa Hortaliças, Brasília, DF
- MapBiomias (2021) MapBiomias: estatísticas. <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Accessed 12 May 2021
- MapBiomias (2021) Download dos ATBDS com método detalhado. <https://mapbiomas.org/download-dos-atbds>. Accessed 20 Nov 2021
- MCTI (2015) III Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Brasília, DF
- Menzori ID, Sousa ICN, Gonçalves LM (2021) Urban growth management and territorial governance approaches: a master plans conformance analysis. *Land use policy* 105:1–19. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105436>
- Miranda S do C, Bustamante M, Palace M, et al (2014) Regional variations in biomass distribution in brazilian savanna woodland. *Biotropica* 46:125–138
- MMA (2021) Download de dados geográficos. <http://mapas.mma.gov.br/i3geo>. Accessed 3 Jul 2021
- Norman M, Nakhoda S (2015) The State of REDD+ Finance. *Cent Glob Dev Work Pap* 378 1–49
- Orta-Salazar C, Aguirre-Salado CA, Reyes-Hernández H, et al (2021) Mapping potential areas for Conservation under forest carbon credit eligibility in a natural protected area in northern Mexico. *Trop Conserv Sci* 14:1–17. <https://doi.org/10.1177/19400829211029448>
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Divers Distrib* 21:1455–1460
- Peters MK, Hemp A, Appelhans T, et al (2019) Climate–land-use interactions shape tropical mountain biodiversity and ecosystem functions. *Nature* 568:1–19
- Pham TT, Moeliono M, Yuwono J, et al (2021) REDD+ finance in Brazil, Indonesia and Vietnam: stakeholder perspectives between 2009–2019. *Glob Environ Chang* 70:1–13
- Reatto A, Martins É de S, Farias MFR, et al (2004) Mapa pedológico digital - SIG atualizado do Distrito Federal: Escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF
- Ren Y, Lü Y, Fu B, Zhang K (2017) Biodiversity and ecosystem functional enhancement by forest restoration: a meta-analysis in China. *L Degrad Dev* 28:2062–2073
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: Ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica: Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp 152–212
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP (eds) *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, pp 89–166

- Rocha GG, Ferreira LG, Ferreira NC, Ferreira ME (2011) Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Rev Bras Cartogr* 63:341–349
- SEEG (2021) Observatório do clima. Sistema de estimativas de emissões de gases de efeito estufa. <https://seeg.eco.br/>. Accessed 20 Nov 2021
- SFB (2016) Inventário florestal nacional: principais resultados: Distrito Federal. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF
- Silva Júnior CA da, Teodoro PE, Delgado RC, et al (2020) Persistent fire foci in all biomes undermine the Paris Agreement in Brazil. *Sci Reports - Nat* 10:1–14
- Silva LL (2000) O papel do Estado no processo de ocupação das áreas de Cerrado entre as décadas de 60 e 80. *Caminhos Geogr* 1:24–36
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:1–3
- Tenenwurcel MA, Moura MS de, Costa AM da, et al (2020) An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: a study in the River Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. *Water* 12:1–24
- Tran TM (2021) International Environmental Agreement and Trade in Environmental Goods: The Case of Kyoto Protocol. *Environ Resour Econ* 1–39
- Wolf JM (1977) Probabilidades de ocorrência de períodos secos na estação chuvosa para Brasília, DF. *Pesqui Agropecuária Bras* 12:141–150
- Zhang X, Estoque RC, Xie H, et al (2019) Bibliometric analysis of highly cited articles on ecosystem services. *PLoS One* 14:1–16
- Zimbres B, Rodríguez-Veiga P, Shimbo JZ, et al (2021) Mapping the stock and spatial distribution of aboveground woody biomass in the native vegetation of the Brazilian Cerrado biome. *For Ecol Manage* 499:1–15

CAPÍTULO 3

Mapeamento do Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e o zoneamento da paisagem: subsídios para a conservação de Serviços Ecossistêmicos (SE) no Cerrado do Brasil Central

RESUMO

A degradação do bioma Cerrado no Brasil, atualmente, tem comprometido a provisão de inúmeros Serviços Ecossistêmicos (SE) devido às significativas mudanças no uso e cobertura do solo (LULC). Tomar decisões mais assertivas com base nas potencialidades e vulnerabilidades das diferentes áreas e em seus SE potenciais, possibilita que alternativas de LULC mais sustentáveis, sejam instituídas nas áreas do Cerrado, que ainda não foram modificadas. O DF foi escolhido como objeto desse estudo por estar completamente inserido no bioma Cerrado e por apresentar sérias pressões antrópicas de mudanças no LULC, ao longo de seu território. Nesse estudo, desenvolvemos uma abordagem prática para mapear o potencial de uso do Cerrado por meio de Análises de Decisão Multicritério (ADMC) e interseções de mapa. De modo a conservar os SE do Cerrado, os resultados foram utilizados para avaliar se os agroecossistemas na região do Cerrado do DF estão funcionando em conformidade com as aptidões ou o Potencial de Uso Conservacionista (PUC) (de muito baixo a muito alto), para Uso Agropecuário (UA), Recarga Hídrica (RH) e Resistência a Erosão (RE). Além disso, foi verificado se existem áreas com alto potencial tanto para uso conservacionista, quanto para preservação da biodiversidade e de estoques potenciais de carbono. Em geral, as áreas do DF apresentam “médio potencial” a “alto potencial” para o uso conservacionista, sendo que, tais classes estão associadas, predominantemente, a Latossolos, em paisagens de baixa declividade e extensas atividades agropecuárias do DF. Nem todas as coberturas naturais com valores de PUC “alto” e “muito alto” do DF foram modificadas para uso agropecuário, mesmo com declividades e classes de solos favoráveis, sendo importantes para a RH e RE, no DF. Ressalta-se ainda que há áreas naturais do DF com potencial para UA, RH e RE que ainda podem ser modificadas, o que salienta a importância de estudos que tratam do gerenciamento sustentável das paisagens. As interseções realizadas com o Mapa PUC revelaram que há conflitos de LULC bem estabelecidos no território do DF, uma vez que regiões com valores de PUC “médio” a “alto” coincidem com sumidouros potenciais de carbono e Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral de Domínio Público, do DF.

Palavras-chave: Análise de Decisão Multicritério; Cerrado; Distrito Federal; Potencial de Uso Conservacionista; Zoneamento da Paisagem.

1. INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos 60 anos, a produção global de alimentos mais que dobrou devido ao uso de pacotes tecnológicos e das práticas agrícolas, incentivadas pela Revolução Verde (RV) (Wittwer et al. 2021). Mesmo sendo possível verificar o aumento da produção de alimentos e uso de insumos tanto em países desenvolvidos quanto naqueles em desenvolvimento (Liu et al. 2021), sabe-se que os acréscimos substanciais verificados na produção total e na quantidade de alimentos *per capita* no mundo inteiro foram alcançados por melhorias tecnológicas e, principalmente, pela expansão de práticas agrícolas mecanizadas e significativas mudanças no uso e cobertura do solo (em inglês, *Land Use and Land Cover - LULC*), especialmente sob territórios de países do hemisfério sul (Harwood 2020).

Embora ainda não existisse a compreensão que se tem hoje acerca dos custos relacionados à simplificação dos ecossistemas (Wittwer et al. 2021), desde a década de 40, os impactos social e ambiental provenientes do uso dos pacotes tecnológicos agrícolas incentivados pela RV, já vinham sendo objetos de inúmeras críticas e publicações internacionais (Harwood 2020). Algumas décadas mais tarde, especialmente a partir dos anos 90, estudos deixaram ainda mais evidente que a exploração predatória e recorrente dos recursos ambientais acarreta perdas significativas das funções e dos Serviços Ecossistêmicos (SE) fornecidos, gratuitamente, pelos ecossistemas naturais (TEEB 2010; Celentano et al. 2016).

A melhor compreensão acerca do funcionamento dos ecossistemas e o entendimento de que os SE, produtos da interação dos componentes dos ecossistemas, são direta e negativamente afetados pela deterioração destes ambientes naturais (TEEB 2010; Celentano et al. 2016; Latini et al. 2020) fizeram com que a sociedade começasse a revisar as formas de utilização das paisagens, contribuindo assim para a recuperação e conservação de diversos ecossistemas (FAO and ITPS 2015; Franco et al. 2016; FAO 2019c; FAO and UNEP 2020). Apesar dos avanços, ainda assim o cenário observado é preocupante, especialmente nas regiões tropicais, já que as perdas de determinadas vegetações nativas, como as florestas naturais tropicais, persistem a taxas alarmantes (FAO and UNEP 2020).

Na contramão do aumento verificado em determinadas áreas florestais temperadas, países em desenvolvimento localizados na América do Sul apresentam as maiores perdas líquidas de cobertura florestal das últimas três décadas (FAO and UNEP 2020), com destaque para o Brasil que liderou o ranking junto da Argentina e do Paraguai (Song et al. 2018). Dentre as razões para tal liderança, o Brasil está entre os maiores produtores agrícolas do mundo, e para atender o aumento da demanda desses produtos agrícolas, a degradação dos seus

ecossistemas naturais segue em ritmo acelerado e silencioso, especialmente na região do bioma Cerrado (Silveira et al. 2016; Lahsen et al. 2016).

O Cerrado tem estado no centro das expansões agropecuárias brasileiras (Bolfe et al. 2020) desde a construção de Brasília, o que contribuiu para que nos últimos 50 anos (Lorz et al. 2012), extensas áreas naturais do bioma fossem convertidas para usos antrópicos (Lahsen et al. 2016; MapBiomias 2021). Porém, mesmo que as áreas naturais do Cerrado apresentem topografia favorável à agricultura mecanizada (Rocha et al. 2011a; ASF 2021), a supressão da vegetação natural e o uso de sistemas agrícolas convencionais acabam reduzindo a qualidade dos solos e dos sistemas naturais do bioma (Lorz et al. 2012; Ribeiro et al. 2019), contribuindo para a perda de importantes SE garantidos pelas suas vegetações nativas (Lorz et al. 2012; TEEB 2017a).

Atualmente, o Cerrado detém 45% da área agrícola nacional, o que o torna uma região de grande importância para a produção de alimentos do Brasil (Bolfe et al. 2020). Como a expansão de *commodities* e da produção agrícola no território brasileiro está diretamente relacionada ao desmatamento e mudanças no LULC do Cerrado (Lahsen et al. 2016) além de ser uma das principais causas diretas de redução e fragmentação dos ecossistemas e recursos naturais savânicos no Brasil (TEEB 2017a; MapBiomias 2021), não há outro caminho que não a agricultura sustentável para a conservação desse bioma, altamente degradado e negligenciado pela nossa sociedade (Lahsen et al. 2016).

A agricultura sustentável pode garantir a segurança alimentar e a multifuncionalidade dos sistemas naturais e produtivos (FAO and ITPS 2015). É importante desenvolver sistemas agrícolas em equilíbrio, de forma a aumentar os SE de provisão (e.g. suprimentos de alimentos) e, também, salvaguardar os SE de regulação (e.g. regulação climática, hídrica e outros) (FAO and ITPS 2015; Wittwer et al. 2021).

Sabe-se que uma boa estratégia para garantir a sustentabilidade dos recursos naturais tem sido a adoção de práticas que identifiquem as múltiplas funções e aptidões de diferentes áreas ou unidades de paisagem, compreendendo cada vez mais os sistemas agrícolas como agroecossistemas, capazes de prestar inúmeros SE se manejados de forma sustentável (Wittwer et al. 2021). Além disso, as análises de *trade-offs* que consideram os benefícios da conservação da biodiversidade e a entrega de SE às comunidades locais, também têm sido extremamente úteis para a identificação de planos alternativos de uso da terra (Baustert et al. 2018; Fastré et al. 2020), auxiliando na tomada de decisão.

O Distrito Federal (DF) é uma unidade federativa brasileira que está completamente inserida no bioma Cerrado. O comprometimento na provisão de seus SE devido às significativas mudanças no LULC (Lorz et al. 2012) e a existência de áreas aptas para o uso agropecuário que ainda não foram degradadas ou desmatadas (MapBiomas 2021), evidenciam as fortes pressões antrópicas e conflitos relacionados ao uso do seu território. Tomar decisões mais assertivas com base nas potencialidades e vulnerabilidades (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020) (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020) e nos SE potenciais das diferentes áreas, possibilita que alternativas de LULC mais sustentáveis sejam instituídas nas áreas do DF que ainda não foram modificadas.

Nesse sentido, nos últimos anos, ferramentas de geoprocessamento que integram dados de biodiversidade, características ambientais e SE vêm sendo utilizadas para mapear regiões conforme o seu potencial e capacidade em disponibilizar múltiplos SE (Lima et al. 2017; Fastré et al. 2020). Dentre as ferramentas disponíveis, a utilização de Análise de Decisão Multicritério (ADMC) tem sido uma técnica de geoprocessamento eficiente para integrar variáveis ambientais e propor soluções e usos para as diferentes paisagens, ao permitir o zoneamento mais adequado das áreas (Martin and Mazzotta 2018; Fastré et al. 2020).

Dada a enorme necessidade de se tomar decisões mais assertivas no DF e de modo a salvaguardar os SE locais, este estudo teve como objetivo desenvolver uma abordagem prática para mapear o potencial de uso do Cerrado do DF por meio de dois tipos de ADMC, e assim, avaliar se as diferentes regiões de seu território estão sendo utilizadas conforme suas aptidões. Enquanto a ADMC de Pesos de Evidências permite obter o Potencial de Uso Conservacionista (PUC), um tipo de método que classifica as áreas de uma unidade de paisagem quanto ao seu potencial de uso sustentável (*uso agropecuário, resistência à erosão e recarga hídrica*) (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020), a Análise Combinatória, um outro tipo de ADMC, é um passo importante para a melhor identificação de zonas conflitantes com alto potencial para usos diversos.

De modo geral, as propriedades dos ecossistemas estão diretamente relacionadas à capacidade do ambiente em fornecer SE. Portanto, os componentes bióticos, como as medidas da biodiversidade, e os componentes abióticos, como o teor de nutrientes do solo, são ferramentas importantes para avaliar a disponibilidade de SE num ambiente (Fu et al. 2013; Haines-Young and Potschin 2017). Com base nas propriedades e potencialidades dos ecossistemas naturais as unidades de paisagem podem ser destinadas para diferentes usos sustentáveis (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020). Assim, o maior potencial de

um ecossistema natural pode ser, por exemplo, disponibilizar água e alimentos em quantidade e qualidade, estocar carbono ou mesmo, tais serviços concomitantemente, já que os sistemas naturais podem ser multifuncionais (Haines-Young and Potschin 2013, 2017).

A abordagem deste estudo consistiu, basicamente, em avaliar o potencial de uso com base nas propriedades das unidades de paisagem, de modo a conservar SE obtidos no Cerrado do DF. Sendo assim, os mapas resultantes da integração das bases de dados georreferenciadas foram utilizados de modo a responder às seguintes questões: (i) quais as áreas do DF que apresentam alto potencial sustentável para o uso agropecuário (UA), resistência à erosão (RE) e recarga hídrica (RH)? (ii) os atuais LULC do DF são compatíveis com o Potencial de Uso Conservacionista e as características das paisagens, de modo a favorecer a conservação de SE locais? (iii) há conflitos de LULC no DF, de áreas com alto potencial tanto para o uso conservacionista (PUC alto), quanto para conservação da biodiversidade e de sumidouros de carbono?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

Este estudo foi realizado no Distrito Federal (DF) (coordenadas centrais 15°46'52.20" S; 47°47'48.66" O), localizado na região do Planalto Central Brasileiro. O DF é a menor unidade federativa do Brasil, com área igual a 5.760,784km² e uma população de, aproximadamente, 3 milhões de habitantes (IBGE 2021a). Em seu território está localizada Brasília, que é a capital federal do Brasil.

O DF foi escolhido como objeto de análise por estar totalmente inserido no Bioma Cerrado, por ser uma região de grande importância ambiental para disponibilização de SE (Lorz et al. 2012; GDF 2017) e por ser uma das regiões do Cerrado mais impactadas pela urbanização e pela expansão agrícola não planejada (Silva 2000) (**Figura 1**).

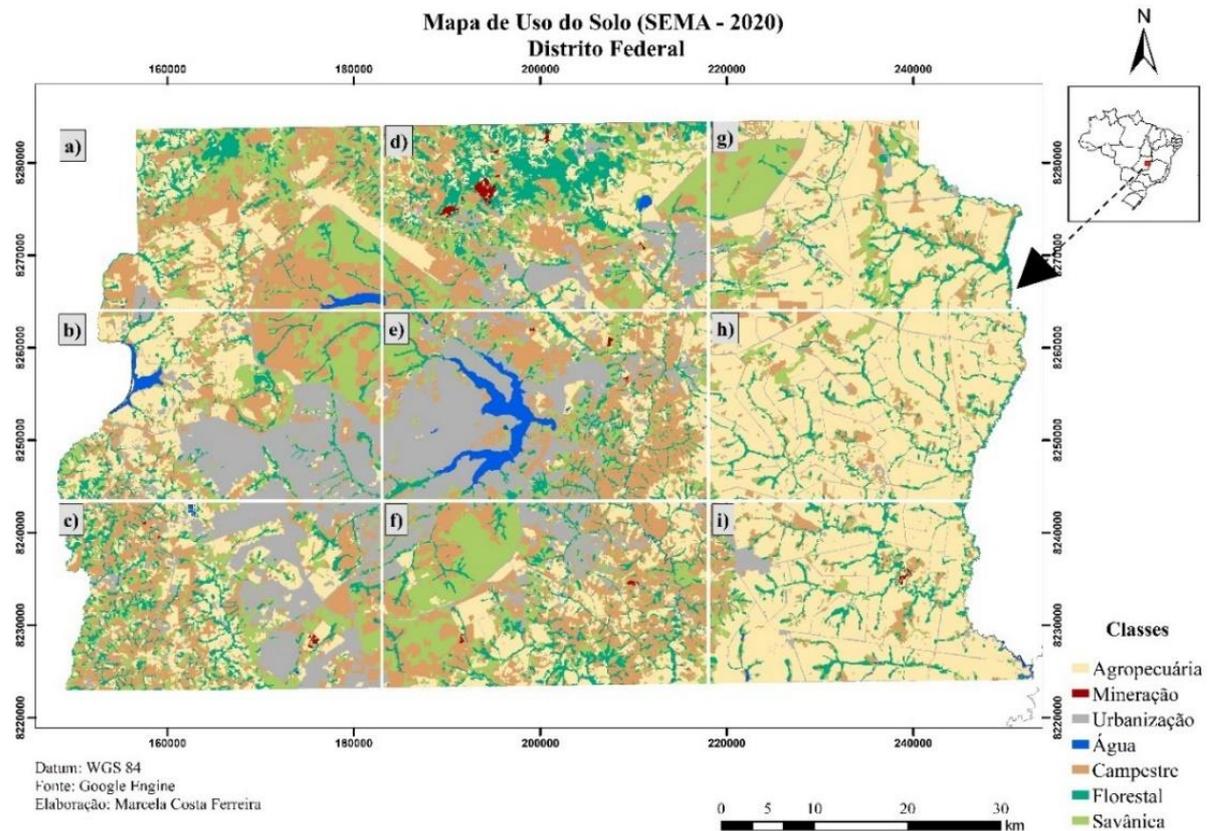


Figura 1: Mapa de Uso do Solo do Distrito Federal de 2020, disponibilizado pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Distrito Federal (SEMA-DF).

A região do DF é caracterizada pela presença de invernos secos e verões chuvosos (Ribeiro and Walter 1998, 2008). De acordo com a classificação climática de Köppen e Geiger, o clima da região é Aw (tropical quente, com estação seca de inverno), porém, em relevos de grandes altitudes, como serras e chapadas, pode ocorrer o Cwa (tropical de altitude), em decorrência de temperaturas mais amenas (Eiten 1990; Carvalho 2021). A temperatura média anual no DF supera os 20° C (Madeira et al. 2021) e a precipitação média anual, próximo à cidade de Brasília, é de 1.580 mm, distribuída predominantemente de novembro a março (mais de 80% do total precipitado) (Wolf 1977).

Os solos mais comuns na região do DF são do tipo Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo, e juntos representam 54,50% da área total em questão (Reatto et al. 2004).

2.2 Banco de dados

Como não é possível extrair todos os bens e benefícios fornecidos pelos ecossistemas naturais, para o gerenciamento de unidades de paisagem é fundamental simplificar os sistemas naturais constituintes, considerando apenas algumas propriedades dos ambientes, potenciais de

uso (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020) e alguns SE de interesse que as populações obtêm dos ecossistemas (Martin and Mazzotta 2018).

Para isso, utilizamos diferentes variáveis físicas ambientais (classes de declividade, litologia e solo), dados da biodiversidade (registros de ocorrência de espécies vegetais lenhosas e limites de Unidades de Conservação (UCs)), além do mapeamento dos estoques potenciais de carbono do DF. As formas de obtenção de tais dados serão abordadas nos subtópicos a seguir.

2.2.1 As variáveis físicas ambientais

A declividade foi obtida a partir de um Modelo de Elevação Digital (MDE) radiometricamente corrigido, do satélite ALOS (Advanced Land Observing Satellite), sensor PALSAR, concedido no formato *matricial* (raster) pela Alaska Satellite Facility, com resolução especial de 12,5 metros (ASF 2021). O mapa de declividade foi representado por 5 classes, ou seja: relevos planos (declividade de 0 a 3%); relevos suaves a ondulados (declividade de 3 a 8%); relevos ondulados (declividade de 8 a 20%); relevos fortes ondulados (declividade de 20 a 45%); e relevos montanhosos a escarpados (declividade acima de 45%).

Para a identificação dos tipos predominantes de solos e formas de relevos, outras duas bases de dados foram obtidas porém, no formato *shapefile*: o Mapa de Solos (Embrapa Solos 2018) e o Mapa de Litologias do DF (CPRM 2021; SISDIA 2021). Inicialmente, as nomenclaturas dos tipos de solos foram avaliadas e, em seguida, foram feitas as compatibilizações necessárias segundo a 1ª ordem do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA 2018). Quanto ao Mapa de Litologias, foram considerados os tipos litológicos no banco de dados do Sistema Distrital de Informações Ambientais do DF (SISDIA 2021), porém, para aplicação da metodologia escolhida foram realizadas as compatibilizações necessárias com o apoio da classificação da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) (CPRM 2021).

De maneira complementar, análises das características físicas dos locais foram feitas utilizando imagens de satélite da missão Sentinel-2 (S2), correspondente ao período de maio a setembro de 2020. A imagem do DF foi baixada via Google Earth Engine, nível-2A, ortorretificada, atmosféricamente corrigida na reflectância de superfície (Earth Engine 2021).

2.2.2 Dados de biodiversidade: ocorrências de espécies de interesse e Unidades de Conservação

Para utilizarmos as informações referentes à biodiversidade, neste estudo, avaliada apenas pelo componente lenhoso da diversidade vegetal, foi necessário obter um arquivo *shapefile* com a ocorrência das espécies de interesse deste estudo. Para isso, elaboramos: (i) uma lista das espécies da flora que são tombadas por lei, no DF (Distrito Federal 2018); (ii) uma lista das espécies da flora criticamente ameaçadas (CR) e em perigo de extinção (EM), segundo as Listas Vermelhas de Espécies do Centro Nacional de Conservação da Flora (CNC Flora 2021) e a *International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN 2021); e (iii) uma lista das espécies da flora, de valor para a população, extraídas dos dados socioambientais coletados durante a realização do Inventário Florestal Nacional (INF-BR) do DF (SFB 2016).

As espécies criticamente ameaçadas e em perigo de extinção foram utilizadas, por serem importantes instrumentos para a elaboração de políticas públicas, reduzindo o risco de extinção de espécies da flora brasileira (Loyola et al. 2014). Aquelas tombadas por lei foram selecionadas neste estudo, especialmente por serem consideradas de grande relevância ambiental, urbanística, cultural, histórica, científica, dentre outros fatores (Distrito Federal 2018). Já aquelas espécies que foram extraídas das entrevistas do IFN-BR realizado no DF, são boas indicadoras de quais grupos taxonômicos vêm sendo utilizados pelas comunidades locais, bem como a percepção dos habitantes acerca dos recursos das vegetações do Cerrado (para mais detalhes, ver o Relatório do IFN-BR realizado no DF (SFB 2016)).

Uma lista com todas as espécies foi gerada. Em seguida, registros de ocorrência das espécies ao longo do território do DF foram obtidos através de três bases de dados georreferenciadas (com latitude e longitude), comumente utilizadas em estudos sobre padrões de distribuição das espécies: Herbario Virtual do Refflora (<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>) (Flora Brasil 2021); base de dados *SpeciesLink* (<http://splink.cria.org.br/>) (SpeciesLink 2021) e *Global Biodiversity Information Facility* (<https://www.gbif.org/>) (GBIF 2021).

Os pontos de ocorrência foram então adicionados no *software ArcGis (10.4.1)*, convertidos em arquivos *shape* de pontos e, em seguida, *buffers* de 250 metros foram delineados ao redor de cada ponto, conforme metodologia proposta pelo Centro Nacional de Conservação da Flora, para elaboração de mapas de ocorrência das espécies (CNC Flora 2021).

Para utilizarmos as informações referentes às UCs, primeiramente, nós obtivemos um arquivo *shapefile* das UCs de Proteção Integral (GDF 2021; MMA 2021). Em seguida, as UCs do DF foram separadas em UCs de Proteção Integral públicas e privadas, ou seja, Estação

Ecológica (ESEC), Reserva Biológica (REBIO) e Parque Nacional (PARNA) (públicas) e Monumento Natural (MN) e Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) (privadas).

2.2.3 Estoques Potenciais de Carbono do Distrito Federal

O bioma Cerrado possui estoques de carbono armazenados em diferentes reservatórios, um importante SE de regulação prestado pelos ecossistemas naturais. Contudo, nossa análise contemplou apenas o potencial do Cerrado para armazenamento de carbono nas vegetações acima do solo, que por si só, já possui um importante papel na regulação climática do planeta (Alencar et al. 2020).

Por armazenar, potencialmente, uma quantidade maior de carbono por hectare nas florestas naturais, em comparação às formações campestre e savânica (Alencar et al. 2020), as regiões cobertas por formação florestal foram classificadas como “potenciais sumidouros de carbono” do DF.

Para isso, extraímos a formação florestal do Mapa de LULC do DF de 2020, elaborado pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente do DF (SEMA 2020). A distinção entre formação florestal, savana e campo adotada por essa Secretaria, segue outros estudos de referência do bioma (Ribeiro and Walter 1998, 2008; SFB 2016). Para ilustrar os estoques potenciais de carbono em áreas de floresta natural, os pixels foram associados ao valor médio de carbono ($tC\ ha^{-1}$) obtido na literatura (Alencar et al. 2020).

2.3 Multifuncionalidade e gerenciamento das paisagens

A identificação dos potenciais de uso pode ser uma alternativa viável para destinar novos usos da terra, conforme suas aptidões, e assim, salvaguardar SE disponibilizados pelo Cerrado do DF, como: (i) provisão de alimentos; (ii) controle de taxas de erosão; (iii) regulação de ciclos hidrológicos; (iv) regulação da composição química da atmosfera (sequestro de carbono); e (v) manutenção de populações e habitats naturais (incluindo proteção de pool genético), dentre outros.

Portanto, o presente estudo apresenta uma proposta para o gerenciamento de paisagens com base nas multifuncionalidades dos sistemas e em seus potenciais de uso sustentável. Para isso, identificamos as áreas do DF que apresentam alto potencial sustentável para o *uso agropecuário* (UA), *resistência à erosão* (RE) e *recarga hídrica* (RH) (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020), bem como, para a conservação da biodiversidade e de sumidouros de carbono.

Nesse sentido, variáveis ambientais foram transformadas em métricas mensuráveis (Martin and Mazzotta 2018). Utilizamos além da sobreposição de camadas, duas ferramentas de ADMC de gerenciamento e mapeamento da paisagem: Pesos de Evidência (*Weighted Sum*) e Análise Combinatória (*Combinatorial Analysis*). A ADMC tem sido utilizada com sucesso em estudos de paisagens e permite a representação numérica e a integração de variáveis importantes que caracterizam os ambientes, por meio de bases de dados georreferenciadas e álgebra de mapas (Rocha et al. 2018) (**Figura 2**). Tal ferramenta contribui diretamente para destinar as áreas a determinados usos, conforme seus potenciais, bem como possibilita o zoneamento produtivo com base nos SE diretamente relacionados às características do ambiente (Costa et al. 2017, 2020; Rocha et al. 2018; Tenenwurcel et al. 2020).

As etapas metodológicas mencionadas e apresentadas na **Figura 2** serão explicadas, em detalhes, nos tópicos a seguir.

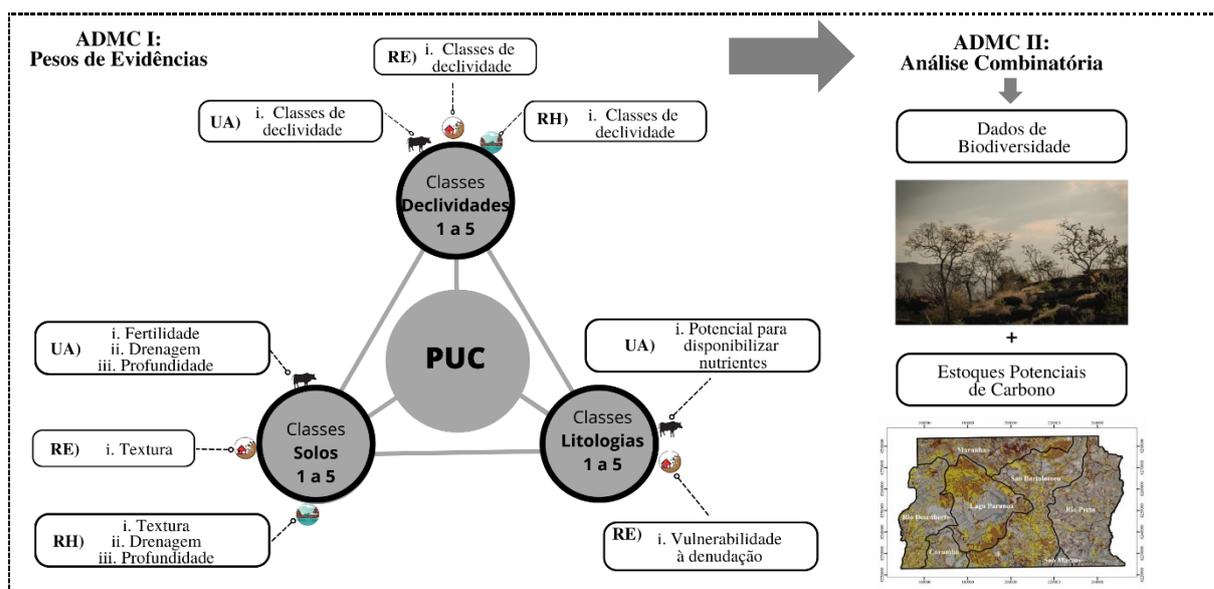


Figura 2: O Potencial de Uso Conservacionista (PUC) foi obtido por meio de uma Análise de Decisão Multicritério de Pesos de Evidências (ADMC I), avaliado sob a perspectiva de três usos potenciais: UA = Uso Agropecuário; RE = Resistência à Erosão; RH = Recarga Hídrica. A Análise Combinatória foi utilizada em uma etapa posterior (ADMC II) para identificar áreas com PUC alto e com ocorrência de ambientes e espécies de interesse. Por último, uma camada da formação florestal do Distrito Federal foi adicionada, obtendo assim o Mapa de Zoneamento Final.

2.3.1 Análise de Pesos de Evidência: o Mapa Potencial de Uso Conservacionista

Inicialmente, para avaliarmos o potencial de uso sustentável das unidades de paisagem, obtivemos o Potencial de Uso Conservacionista (PUC). O PUC é obtido por meio de uma ADMC de Pesos de Evidência (*Weighted Sum*) que permite associar notas a propriedades dos

ambientes, sendo estas: (i) níveis de fertilidade do solo; (ii) drenagem; (iii) profundidade; (iv) vulnerabilidade à denudação; (v) potencial para disponibilizar nutrientes e (vi) classes de declividade (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020) (**Figura 2**).

Para obter o PUC, as propriedades mencionadas dos diferentes ambientes foram extraídas de três bases de dados: (i) *classes de declividade*; (ii) *classes de solos*; e (iii) *classes litológicas*. Tais propriedades mencionadas, denominadas de descritores ou atributos ambientais, receberam diferentes notas que foram associadas conforme o potencial para uso sustentável: (1) uso agropecuário (UA); (2) recarga hídrica (RH) e (3) resistência à erosão (RE) (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020).

Elaboramos o PUC conforme proposto por Costa et al. (2017). Primeiramente, as bases de dados foram importadas como camadas e processadas no programa *ArcGis* (versão 10.4.1). Em seguida, atribuímos notas médias de 1 a 5, aos diferentes descritores ambientais. Essas médias, propostas na metodologia original ou metodologia PUC, são disponibilizadas para as diferentes classes de declividades, tipos de solos e tipos de litologias, sendo que, quanto maior a nota, maior o potencial da área para determinado uso sustentável de interesse (**Tabela 1**).

Tabela 1: Estrutura hierárquica de conceitos e associação de notas para análise de multifuncionalidade dos agroecossistemas via ADMC de Pesos e Evidências. A coluna “base de dados” refere-se à origem para obtenção dos dados; os usos sustentáveis avaliados das unidades de paisagens foram agrupados na coluna usos potenciais; a coluna “atributos ambientais” refere-se aos caracteres do ambiente utilizados como proxies dos usos sustentáveis, diretamente associados aos bens e benefícios obtidos pelas unidades de paisagens; a coluna notas refere-se aos valores baseados na literatura e na opinião de especialistas e foram padronizados segundo metodologia proposta por Costa et al. (2017).

	Base de dados	Usos potenciais	Atributos ambientais	Notas
PUC Potencial de Uso Conservacionista	Mapa de elevação digital ASF (2021)	(1) <i>Uso Agropecuário</i>	i. Classes de declividade	Notas de 1 a 5: quanto menor for a classe de declividade (relevos mais planos), maior potencial (PUC) para “Uso Agropecuário”
		(2) <i>Resistência à erosão</i>	i. Classes de declividade	Notas de 1 a 5: quanto menor for a classe de declividade (relevos mais planos), maior potencial (PUC) para “Resistência à erosão”
		(3) <i>Recarga hídrica</i>	i. Classes de declividade	Notas de 1 a 5: quanto menor for a classe de declividade (relevos mais planos), maior potencial (PUC) para “Recarga hídrica”
	Mapa de Solos Embrapa Solos (2018)	(1) <i>Uso Agropecuário</i>	i. Potencial para disponibilizar nutrientes (fertilidade)	Notas de 1 a 5: quanto maior a fertilidade (boas condições químicas), maior potencial (PUC) para “Uso Agropecuário”
			ii. Drenagem	Notas de 1 a 5: quanto mais adequada for a drenagem (boas condições de drenagem), maior potencial (PUC) para “Uso Agropecuário”
			iii. Profundidade	Notas de 1 a 5: quanto maior a profundidade (solos bem desenvolvidos), maior potencial (PUC) para “Uso Agropecuário”

Mapa de Litologias CPRM (2021) and SISDIA (2021)	(2) Resistência à erosão	i. Textura	Notas de 1 a 5: quanto mais adequada for a textura (solos potencialmente menos erodíveis), maior potencial (PUC) para “Resistência à erosão”
	(3) Recarga hídrica	i. Textura	Notas de 1 a 5: quanto mais adequada for a textura (com características que favorecem a infiltração), maior potencial (PUC) para “Recarga hídrica”
		ii. Drenagem	Notas de 1 a 5: quanto mais adequada for a drenagem (com características que favorecem a infiltração), maior potencial (PUC) para “Recarga hídrica”
		iii. Profundidade efetiva	Notas de 1 a 5: quanto maior a profundidade (solos bem desenvolvidos), maior potencial (PUC) para “Recarga hídrica”
	(1) Uso Agropecuário	i. Potencial para disponibilizar nutrientes	Notas de 1 a 5: quanto mais adequada for a composição mineralógica das rochas (maior teor de macroelementos), maior potencial (PUC) para “Uso Agropecuário”
	(2) Resistência à erosão	i. Vulnerabilidade à denudação	Notas de 1 a 5: quanto mais adequada for a composição mineralógica das rochas (maior resistência), maior potencial (PUC) para “Resistência à erosão”

A **Tabela 2** mostra as notas médias sugeridas na metodologia PUC.

Tabela 2: Notas atribuídas às classes de declividade, tipos de solos e tipos litológicos, do DF.

Variáveis	Classes	Notas ¹
Declividade	0 a 3%: Relevo Plano	5,0
	3 a 8%: Relevo Suave Ondulado	4,0
	8 a 20%: Moderadamente Ondulado a Ondulado	3,0
	20 a 45%: Relevo Forte Ondulado	2,0
	> 45%: Relevo Montanhoso a Escarpado	1,0
Solos	Espodossolo	1,0
	Neossolo	1,2
	Gleissolo	2,0
	Chernossolo	2,4
	Plintossolo	2,4
	Cambissolo	2,6
	Latossolo	4,7
	Nitossolo	5,0
Litologias	Grupo Bambuí – Topo	2,0*
	Ardósias	1,4
	Calcifilitos	1,4*
	Filitos	1,4
	Grupo Bambuí - Base	1,4*
	Carbonatos	1,3*
	Metassiltitos	1,3
	Xistos	1,3
	Metarritmito	1,2*
	Quartzitos	1,0

¹Notas das diferentes “Classes de Declividade”, “Classes de Solos” e “Classes Litológicas” do DF foram atribuídas de acordo com Costa et al. (2017).

*Notas das diferentes Classes Litológicas foram atribuídas por meio de valores médios correspondentes, de acordo com Costa et al. (2017).

A **Figura 3** mostra um esquema geral do PUC. À esquerda estão representados os mapas bases utilizados para obtenção do PUC. À direita estão representados mapas intermediários, ou seja, os mapas bases reclassificados conforme as notas médias associadas, sugeridas na metodologia PUC (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020).

Associamos as notas médias às diferentes classes utilizando a tabela de atributos do *ArcGis* (dados vetoriais de solos e litologias) e a reclassificação de pixels (*raster* de declividade). Após a atribuição das notas médias, realizamos a conversão dos dados no formato *shape* para *raster*. Já os dados em *raster* permaneceram no mesmo formato, conforme as notas padrões, obtidas de acordo com a metodologia PUC (para visualizar as notas, veja **Tabela 2**).

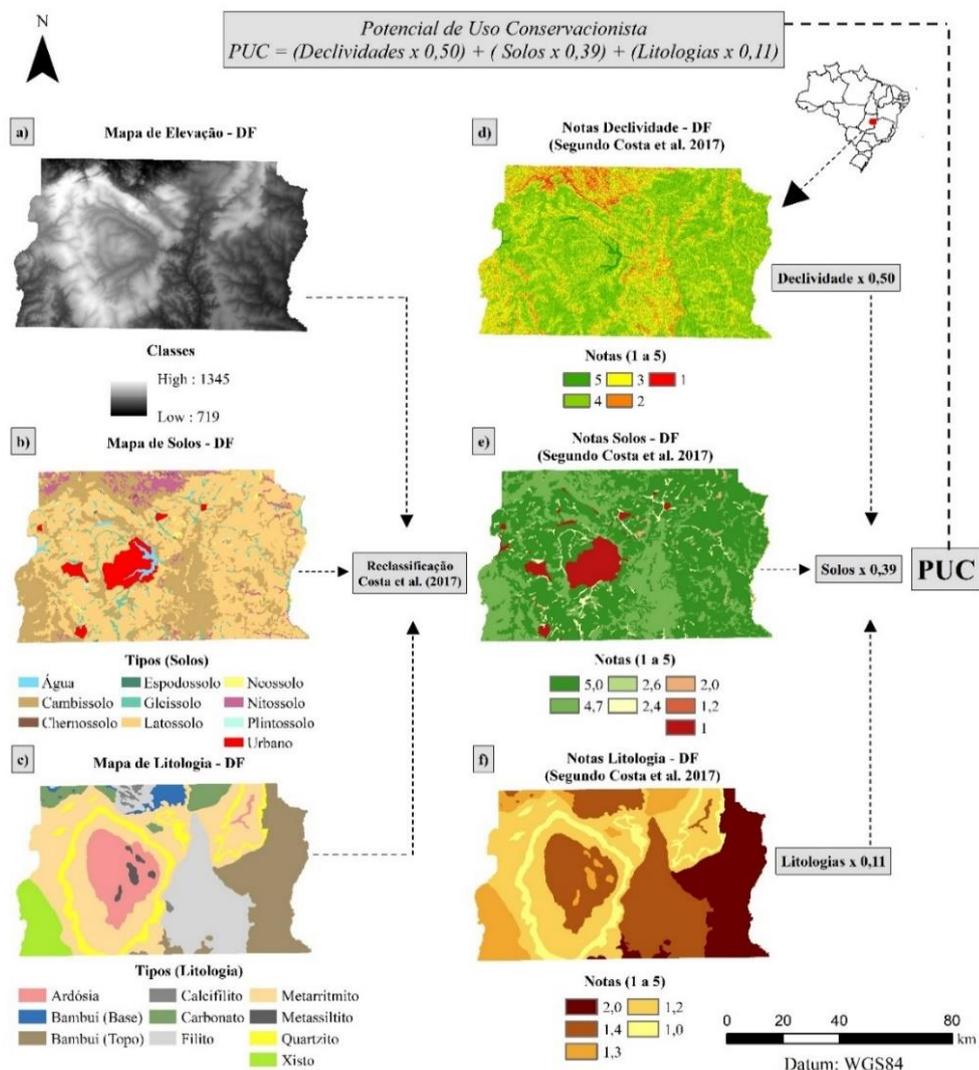


Figura 3: Localização da área de estudo: Distrito Federal, Brasil. Na coluna da esquerda estão os mapas bases da Álgebra de Mapas: (a) Mapa de elevação (Alos Palsar); (b) Mapa de Solos (Embrapa); (c) Mapa de Litologias (CPRM e SIDIA). Na coluna da direita estão os mapas intermediários, ou seja, mapas bases transformados segundo Costa et al. (2017), pela atribuição de notas de 1 a 5, das variáveis ambientais correspondentes (declividade, solos e litologias): (d) Mapa de Declividade, reclassificado; (e) Mapa de Solos, reclassificado; (f) Mapa de Litologia, reclassificado.

Na sequência, sobrepusemos todas as camadas finais no formato *raster*, já com as notas médias atribuídas aos pixels, segundo os diferentes atributos ambientais (classes de declividades, solos e litológicas) e, realizamos a álgebra de mapas para integração das variáveis ambientais, por meio da equação proposta na metodologia PUC (para visualizar a equação PUC, veja **Figura 3**) (Costa et al. 2017, 2020; Tenenwurcel et al. 2020).

A equação proposta na metodologia PUC foi obtida por meio de Análise Hierárquica de Processos (AHP). Nessa metodologia a importância das variáveis ambientais quanto ao potencial de uso conservacionista-sustentável, ou seja declividade, solos e litologias, foi comparada de forma pareada, sendo que, ao final, foi obtido o peso para cada conjunto de variáveis e, também, a equação (Saaty 1990).

Finalmente, reclassificamos o produto obtido na álgebra de mapas e geramos o Mapa PUC do DF, com as notas variando de 1 a 5, em que, quanto maior a nota, maior o potencial de fornecimento dos usos sustentáveis analisados, ou seja, maior potencial para uso agropecuário, maior resistência à erosão e maior a capacidade de recarga hídrica.

A vantagem de utilizar a metodologia PUC é que, de forma geral, as bases de dados necessárias para a obtenção do mesmo são facilmente obtidas para diferentes áreas, ao serem disponibilizadas em plataformas abertas no Brasil, em diversas escalas (em nível de bacia, município, estado, bioma, dentre outras) (ASF 2021; CPRM 2021; SISDIA 2021). Análises ambientais precisam ser, cada vez mais, democratizadas, por meio da disponibilização de dados ambientais em escala nacional e pela definição de metodologias mais aplicáveis. Além disso, por ser uma ferramenta simples, o PUC permite a análise sistematizada das unidades de paisagem, além de ser uma metodologia acessível que pode ser reaplicada por gestores, de forma a reduzir subjetividades na seleção de áreas, permitindo maior escalabilidade.

2.3.2 Análise Combinatória e a identificação de zonas conflitantes

Áreas com alto potencial para determinado uso específico nem sempre podem ser utilizadas indistintamente, já que existem ambientes e espécies que devem ser conservados, como é o caso das regiões com ocorrência de espécies criticamente ameaçadas e em perigo de extinção, além de espécies tombadas como patrimônio ecológico, ou mesmo aquelas extremamente úteis para a subsistência das comunidades locais. Além disso, UCs de Proteção Integral devem ser conservadas (Brasil 2000) e zonas que funcionam como sumidouros de carbono devem ser utilizadas, racionalmente, sempre levando em consideração as emissões de gases de efeito estufa (GEE), caso as vegetações dessas áreas que estocam muito carbono, sejam convertidas para outros LULC.

Portanto, embora o Mapa PUC seja fundamental para propor usos do solo de acordo com as aptidões de áreas ao uso sustentável, a gestão adequada do território depende também de muitos outros fatores relacionados à legislação ambiental vigente, especialmente da biodiversidade (Silva et al. 2011).

Assim, em uma etapa posterior, utilizamos a Análise Combinatória (*Combinatorial Analysis*), que é outra metodologia de ADMC, mas que inclui dados de biodiversidade (neste estudo, componente lenhoso da diversidade vegetal) ao Mapa PUC. Dessa forma, após obter o Mapa PUC (notas maiores, maior potencial), dados de biodiversidade foram adicionados ao mapa, objetivando identificar áreas de conflito de interesse. Nesta análise, é possível inserir as limitações em função da presença de determinadas espécies e comunidades vegetais de alta restrição, além das UCs de Proteção Integral e obter um mapa resultante da combinação das camadas de interesse (Rocha et al. 2018).

Uma vez que UCs de Proteção Integral de Domínio Público tem como objetivo básico preservar a natureza e considerando que nestas áreas se permite apenas o uso indireto dos recursos naturais (Brasil 2000), estas foram classificadas no mapa de zoneamento final como UCs Integral de Domínio Público de “Alta Restrição”, já que são mais restritivas por não apresentarem certa flexibilidade na utilização. Contudo, vale ressaltar que, ainda na mesma lei, tanto os Monumentos Naturais quanto os Refúgios de Vida Silvestres podem ser constituídos por áreas particulares, desde que seja possível compatibilizar os objetivos da unidade com a utilização da terra e dos recursos naturais dos proprietários. Nesse sentido, as UCs de Proteção Integral privadas foram classificadas como “Uso com Cuidados”.

As áreas de espécies arbóreas e arbustivas de grande relevância socioambiental, as que foram tombadas e ou sofrem ameaças de extinção foram inseridas na classe “Uso Sustentável” do mapa final, por estarem predominantemente (mas não totalmente), em UCs de Uso Sustentável. Essa categoria não corresponde a territórios com impedimentos de ocupação, mas é desejável que haja cuidado ao se ocupá-los de modo a garantir a conservação dessas espécies que possuem um valor cultural para o bioma do Cerrado, seja para suprir os hábitos alimentares da população da região ou como fonte de recursos de subsistência para população mais carente do Cerrado, dentre outros fatores. Além disso, espécies endêmicas ou ameaçadas podem ser associadas a maiores valores de conservação quando valoradas em meio aos bens do Cerrado, em comparação com espécies generalistas ou não ameaçadas (Silveira et al. 2016).

O restante do território do DF que não corresponde às áreas de restrições ambientais consideradas na análise foi inserido na classe “Áreas Sem Restrições”.

Assim, em resumo, visando otimizar o desenvolvimento, proteger os ecossistemas e controlar a expansão das mudanças no uso da terra, nesta última etapa, separamos o DF nas seguintes zonas de uso, ou seja: (i) *Uso sem restrições* (Zonas sem restrições da biodiversidade - ZSB): no caso de não haver restrições da biodiversidade, permanecem as classificações originais do PUC; (ii) *Uso sustentável* (Zonas com a presença de espécies ameaçadas, espécies tombadas e de alto valor socioambiental - ZATS): necessário o uso sustentável compatibilizado com a presença de espécies de alto valor, que não impedem a ocupação mas limitam ao uso sustentável; (iii) *Uso com cuidados* (Zonas com a presença de UCs de Proteção Integral de Domínio Privado - ZPIPriv): permite o uso ambiental com cuidados, desde que compatíveis com os objetivos da unidade; e, (iv) *Alta restrição* (Zonas com a presença de UCs de Proteção Integral de Domínio Público - ZPIPUB): alta restrição ambiental, que a rigor, são altamente limitadas por lei (**Tabela 3**).

Tabela 3: Esquema lógico aplicado para a obtenção da Análise Combinatória. Nas zonas sem restrições permanecem os valores obtidos no mapeamento do PUC. As zonas que possuem algum tipo de conflito recebem notas diferentes, conforme os tipos de restrições.

Aspectos relacionados à Biodiversidade		PUC Muito Alto	PUC Alto	PUC Médio	PUC Baixo	PUC Muito Baixo
	Notas	5	4	3	2	1
Uso sem restrições ZSB ¹	400	405	404	403	402	401
Uso Sustentável ZATS ²	300	305	304	303	302	301
Uso com cuidados ZPIPriv ³ (MN* e REVIS*)	200	205	204	203	202	201
Alta Restrição ZPIPUB ⁴ (ESEC**, REBIO** e PARNA**)	100	105	104	103	102	101

¹ ZSB (Zonas sem restrições da biodiversidade): no caso de não haver restrições da biodiversidade, permanecem as classificações originais do PUC; ² ZATS (Zonas com a presença de espécies ameaçadas, espécies tombadas e de alto valor socioambiental): necessário o uso sustentável compatibilizado com a presença de espécies de alto valor, que não impedem a ocupação mas limitam ao uso sustentável; ³ ZPIPriv (Zonas com a presença de UCs de Proteção Integral de Domínio Privado): permite o uso ambiental com cuidados, desde que compatíveis com os objetivos da unidade; ⁴ ZPIPUB (Zonas com a presença de UCs de Proteção Integral de Domínio Público) = alta restrição Ambiental, que a rigor, são altamente limitadas por lei.

* UCs de Proteção Integral Privadas: MN (Monumento Natural) e REVIS = Refúgio de Vida Silvestre.
 ** UCs de Proteção Integral Públicas: ESEC (Estação Ecológica), REBIO (Reserva Biológica) e PARNA (Parque Nacional).

Na **Tabela 3** apresentamos as notas associadas às diferentes classes. O *shape* dos *buffers* de ocorrência das espécies e o *shape* dos limites das UCs de Proteção Integral foram unidos em uma camada única e suas diferentes classes receberam notas, a partir das categorias restritivas descritas na tabela. Em seguida, associamos tais dados de biodiversidade ao Mapa PUC por meio de Análise Combinatória. Obtivemos, assim, zonas com potencial para o uso sustentável e zonas de conflito devido às restrições de uso estabelecidas pela biodiversidade.

Considerando que algumas destas áreas são rigorosamente mais protegidas enquanto outras permitem maiores intervenções, obtivemos um valor único para cada tipo de zoneamento, em que o uso da área foi associado, prioritariamente, à presença do elemento mais restritivo.

As camadas foram então convertidas em dados *raster* e, em seguida, a adição da “Biodiversidade” ao “Mapa PUC” foi feita através da equação PUC e da *calculadora raster*.

2.3.3 Potencial de Uso Conservacionista, biodiversidade e sumidouros de carbono do Distrito Federal

Além dos dados de biodiversidade, a utilização de dados de estoques potenciais de carbono pode contribuir para identificar áreas com restrição, que por deterem estoques potenciais de carbono, devem ser conservadas para evitar a liberação de GEE na atmosfera. Assim, ao final, sobreposemos uma camada dos sumidouros potenciais de carbono da vegetação acima do solo, do DF, obtida por meio de um *shape* da formação florestal do DF, chegando assim, no Mapa de Zoneamento Final do DF.

2.3.4 A interseção entre o Mapa PUC, variáveis físicas ambientais e zonas conflitantes

Após a identificação das áreas de alto potencial conservacionista, realizamos interseções do Mapa PUC com os as classes de solos, classes litológicas, Mapa de LULC do DF (Costa et al. 2017), limite das UCs de Proteção Integral e limite da formação florestal do DF (sumidouros de carbono).

A sobreposição do Mapa PUC com o Mapa de LULC forneceu a matriz PUC. Tal matriz disponibilizou a proporção de áreas com PUC muito alto, alto, médio, baixo e muito baixo, nos diferentes usos e coberturas do solo do DF. Já as interseções entre o Mapa PUC e o Mapa de Solos e Mapa Litológico do DF, forneceram as classes PUCs predominantes nas diferentes classes litológicas e de solos.

Por fim, as interseções do Mapa PUC com o limite das UCs de Proteção Integral e o limite da formação florestal, permitiram identificar as classes PUCs predominantes nas UCs de Proteção Integral e na formação florestal do DF.

Tais produtos possibilitaram avaliar se os LULC das paisagens do DF estão de acordo com o seu mais alto potencial.

3. RESULTADOS

3.1 Mapeamento dos atributos ambientais

Os mapas base que utilizamos neste estudo confirmam que o DF é constituído por um mosaico de diferentes paisagens. Algumas das principais associações obtidas entre os elementos das paisagens podem ser observadas a partir do conjunto de imagens de campo que foram associadas aos mapas de declividades, solos e litologias (**Figuras 4 e 5**).

O mapa de declividades revelou nas áreas do DF, notas de 1 a 5 associadas desde a relevos “planos” até relevos “montanhosos a escarpados”. Para o conjunto de dados de solos, as notas variaram de 1 a 5. Os solos predominantes, ou seja, Latossolo, Cambissolo e Nitossolo, receberam as maiores notas neste estudo, demonstrando grande aptidão dos solos do DF, para o uso sustentável e disponibilização de SE de interesse. Porém, considerando os tipos de rochas encontradas, as notas para as diferentes classes de litologia variaram de 1 a 2. Os baixos valores encontrados indicaram potencial mais restritivo no quesito litologia, para os atributos em estudo.

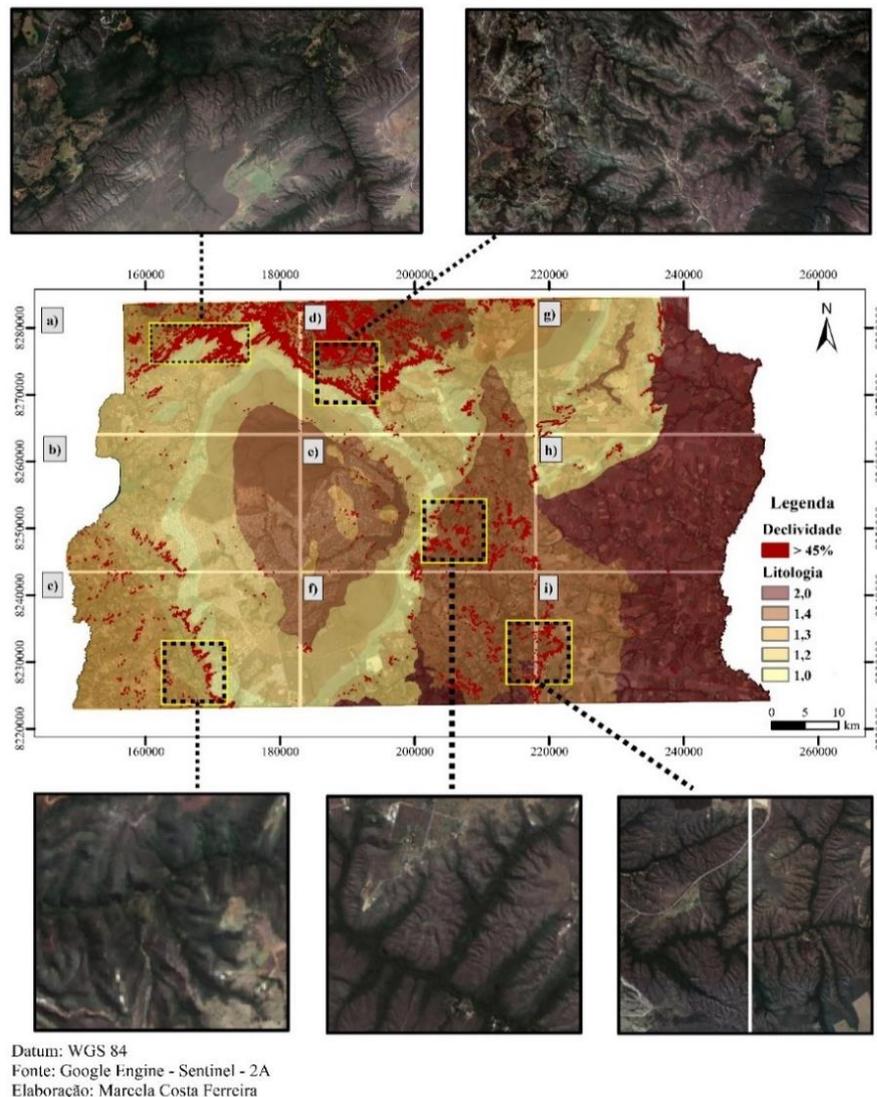


Figura 4: Mapa de Declividades e Litologias do DF. Notas de 1 a 5 foram associadas aos tipos de relevo, aos tipos de rocha e a maior adequabilidade para os usos em questão (UA, RE e RH). A área de estudo foi dividida em nove quadrículas para facilitar a compreensão dos resultados. As áreas pontilhadas referem-se a imagens Sentinel selecionadas, aleatoriamente, nas diferentes regiões analisadas.

Os relevos “planos” (0 a 3% de declividade) estão presentes em 11% do DF, associados a espelhos d’água. Os relevos “suave ondulados” (3 a 8%) e “moderadamente ondulados” (8 a 20%) estão distribuídos ao longo de toda a extensão do DF, sendo detectados em 51% e 29% do território, respectivamente. Já os relevos “forte ondulados” (20 a 45%) e “montanhosos a escarpados” (> 45%) predominam na região norte do DF, tendo na sequência as regiões centro-sul e sudoeste, correspondendo a menos de 10% das classes de declividade identificadas (**Figura 4**).

Detectamos que as camadas de Latossolo e Cambissolo correspondem aos tipos de solos predominantes, ao serem identificadas em 55% e 31% do território, respectivamente (**Figura 5**).

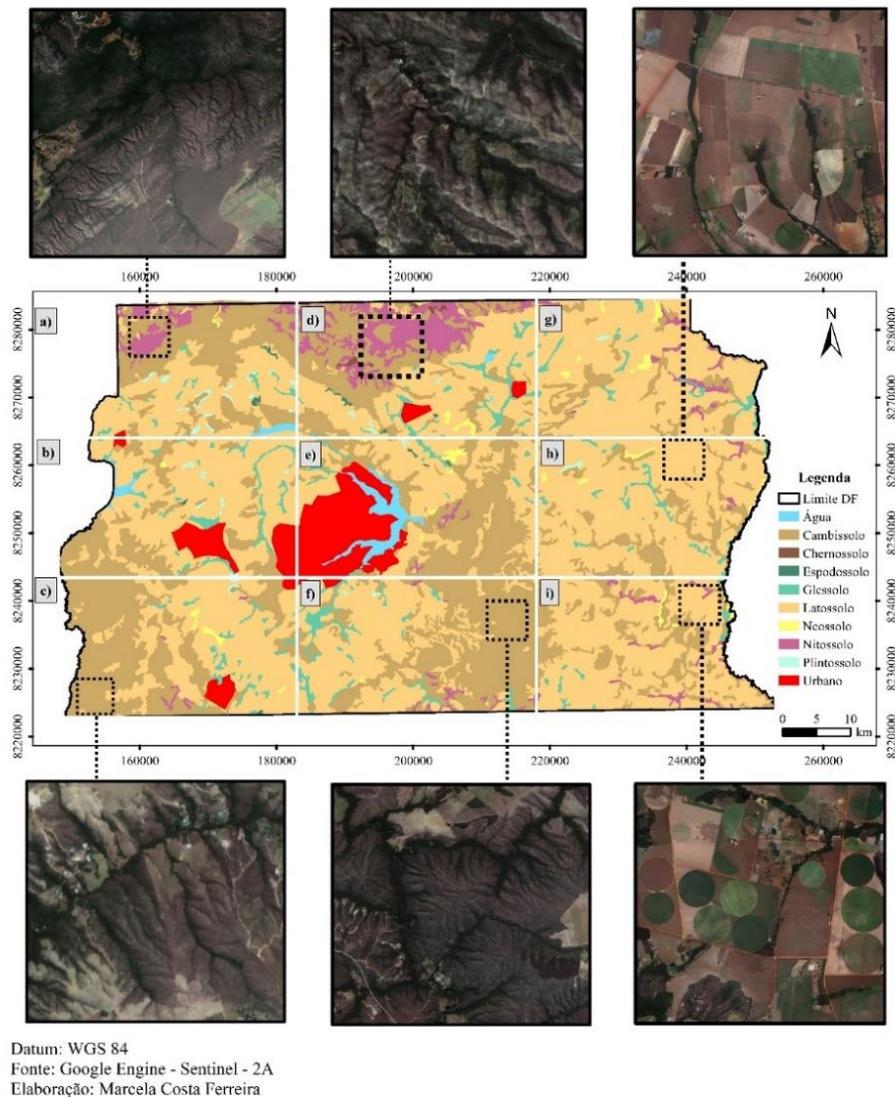


Figura 5: Mapa de Solos do DF. Notas de 1 a 5 foram associadas considerando a maior adequabilidade das propriedades dos diferentes solos (fertilidade, condições de drenagem, profundidade, textura) para os usos em questão (UA, RE e RH). A área de estudo foi dividida em nove quadrículas para facilitar a compreensão dos resultados. As áreas pontilhadas referem-se a imagens Sentinel selecionadas, aleatoriamente, nas diferentes regiões analisadas.

Os Latossolos foram identificados, predominantemente, em relevos suaves e moderadamente inclinados, variando de 3 a 20% de inclinação, localizados ao longo de toda a extensão leste onde se encontram grandes extensões de áreas de cultivos agrícolas, bem como, ao longo de áreas significativas a oeste e sul do DF. Os Cambissolos, porém, foram identificados em áreas de relevo “montanhosos a escarpados” bem como relevos “fortes

ondulados”, em regiões onde a inclinação do terreno foi superior a 20%. Os nitossolos, apesar de ocuparem menos de 5% da área de estudo, se destacaram por terem sido identificados em região de relevos acidentados, concentrados especialmente ao norte do DF. As demais classes de solos encontraram-se homoganeamente distribuídas ao longo da área de estudo, em concentrações inferiores às demais mencionadas.

Três classes predominam no mapa litológico da área de estudo: Metarritmito, Grupo Bambuí (topo) e Filito, identificados em 33%, 19% e 17% do território, respectivamente (**Figura 4**). A ocorrência de Metarritmito e do Grupo Bambuí (topo) coincide, principalmente, com os Latossolos e relevos “suaves a ondulados”, em zonas de baixas declividades. Já a classe Filito foi identificada, principalmente, nas áreas de relevo acidentado nas regiões norte e centro-Sul do DF, com predominância de Cambissolos e Nitossolos. Os Xistos, não se destacam pela área de abrangência, já que ocupam apenas 6% do território, porém, se destacam por estarem concentrados nos relevos acidentados e nas áreas de Cambissolos, localizados na região sudoeste do DF. Por fim, nas áreas declivosas, localizadas mais ao norte do DF, prevalecem manchas de Carbonato, Filito, Calcifilito e rochas do Grupo Bambuí (base).

3.2 Método de Pesos de Evidência: Potencial de Uso Conservacionista

Os valores do PUC variaram de 1 a 5 no DF, sendo que, quanto maior o valor, maior a aptidão de uma área ao uso agropecuário, recarga hídrica e resistência à erosão. Embora tenhamos observado que há regiões com potencial “muito baixo” (PUC = 1,0 a 1,8, na cor vermelha) e “baixo” (PUC = 1,8 a 2,6, na cor laranja) para os atributos avaliados, estas classes estão presentes em apenas 13% do DF. Os resultados indicaram claramente que embora algumas áreas estejam limitadas pelos atributos avaliados (declividades, classes de solo e litologias), em geral, as áreas do DF apresentaram potencial para os usos em questão. As regiões de “médio potencial” (PUC = 2,6 a 3,4, na cor amarela) e “alto potencial” (PUC = 3,4 a 4,2, na cor verde) juntas representaram 80% da área de estudo. Em compensação, a classe de potencial “muito alto” (PUC = 4,2 a 5,0, na cor azul) cobriu apenas cerca de 7% do DF.

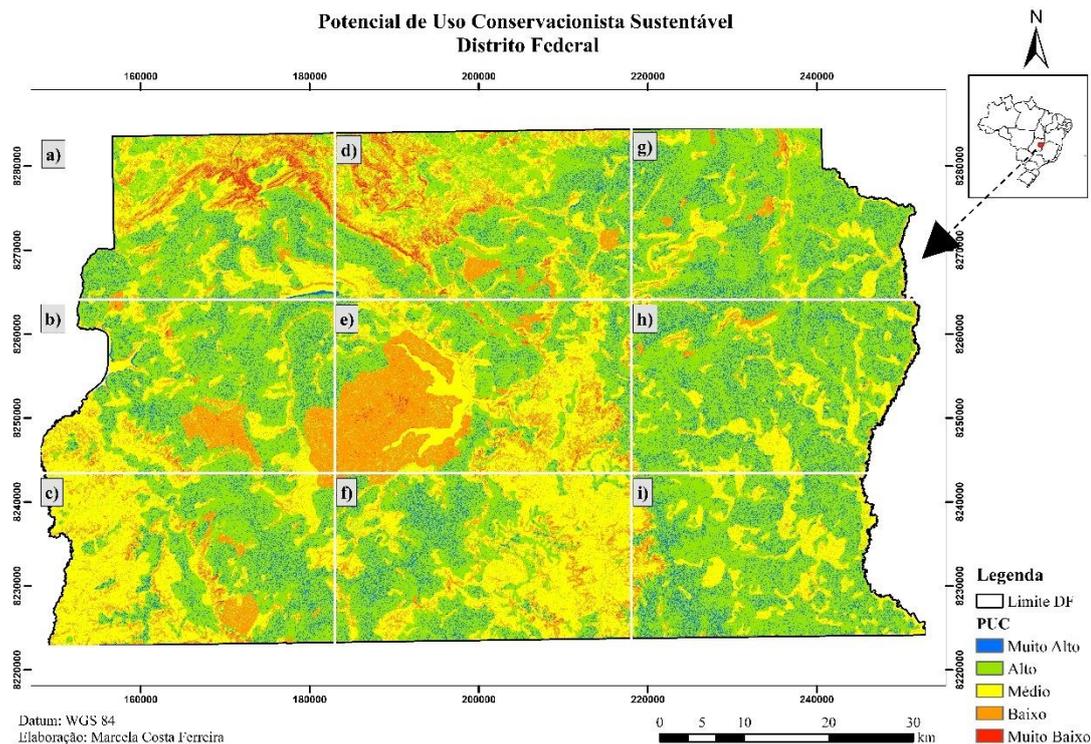
A interseção entre o Mapa PUC e o Mapa LULC do DF revelou que das áreas classificadas com valores de PUC “muito baixo”, aproximadamente 90% ocorrem em áreas ocupadas por formações naturais savânica (45,17%), campestre (30,70%) e florestal (13,44%) (**Figura 6**). Tais áreas estão associadas a Cambissolos e zonas declivosas com inclinação superior a 45%, nas regiões noroeste, norte e centro-sul e em menor intensidade na região sudoeste do DF.

Neste estudo, as classes de declividade interferiram diretamente no mapa síntese do PUC, dado o peso da variável declividade na álgebra de mapas (0,50). Quanto às áreas de PUC “baixo”, apesar destas também estarem associadas a vegetações naturais, foram as manchas urbanas que ocuparam sozinhas mais de 30% desta classe PUC, e isto se deve, possivelmente, ao fato de serem consideradas inapropriadas por já estarem consolidadas pela urbanização além de estarem, predominantemente, sobre Cambissolos.

O resultado da interseção também revelou que as zonas classificadas com PUC “médio” estiveram distribuídas ao longo de todo o DF, porém com predominância em áreas de relevos ondulados de inclinação de 8 a 20%, coincidindo principalmente com Cambissolos e rochas classificadas com notas intermediárias na álgebra, como Filito, Xisto, além de rochas do Grupo Bambuí (base). O fato de 24% das áreas com PUC “médio” no DF estarem cobertas pelo uso agropecuário demonstrou que, apesar de haver algumas limitações impostas pela presença dos Cambissolos e relevos ondulados, houve um aumento significativo da prática agrícola e pecuária nas zonas de PUC “médio” em comparação às zonas de PUC “muito baixo” e “baixo”. Ressalta-se, contudo, que mesmo com o aumento do uso agropecuário, mais de 60% das áreas de PUC “médio” do DF ainda estão cobertas por formações naturais.

Finalmente, as classes de maior PUC marcaram mudanças nos LULC, nas declividades e nos tipos de solos da paisagem, mas apresentaram semelhanças a outras classes PUC quanto aos tipos de rochas. Isso porque tanto as áreas de PUC “alto” quanto “muito alto” foram identificadas em paisagens de baixa declividade, com predominância de Latossolos, compostas principalmente por Metarritmito e rochas do Grupo Bambuí (topo).

Adicionalmente, é possível perceber que o uso agropecuário praticamente dobrou em ambos os potenciais, sendo que, aproximadamente 48% e 53% das áreas de PUC “alto” e “muito alto” estão cobertas por atividades agropecuárias. O fato de mais de aproximadamente 31% das áreas de PUC “alto” e 28% de PUC “muito alto” estarem cobertas por paisagens naturais campestres e savânicas demonstram que nem todas as coberturas naturais do DF foram modificadas para uso agropecuário, mesmo com declividades e classes de solos favoráveis.



Classes Pedológicas / PUCs	Muito baixo %	Baixo %	Médio %	Alto %	Muito Alto %
Água	1,66	1,45	2,59	0,00	0,02
Cambissolo	87,04	50,25	80,16	2,30	0,24
Chernossolo	1,21	0,49	0,03	0,00	0,00
Espodossolo	1,16	0,88	0,02	0,00	0,00
Gleissolo	0,03	6,89	7,12	0,87	0,13
Latossolo	0,24	0,78	3,17	91,30	98,00
Neossolo	2,89	4,11	0,69	0,02	0,02
Nitossolo	0,30	0,33	3,67	5,39	1,56
Plintossolo		0,96	0,81	0,10	0,02
Urbano	5,45	33,86	1,74	0,01	0,01
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Ardósia	3,87	23,27	9,09	7,36	7,44
Bambuú (Base)	1,78	1,17	2,13	1,93	0,45
Bambuú (Topo)	0,56	2,75	13,40	24,14	26,57
Calcifilito	5,71	1,81	0,74	0,28	0,13
Carbonato	5,16	4,09	3,43	3,67	3,92
Filito	19,42	17,00	26,72	12,66	12,41
Metarritmito	57,55	32,29	26,56	36,78	36,02
Metassiltito	1,92	4,80	0,50	0,13	0,10
Quartzito	2,41	6,68	3,83	11,25	11,25
Xisto	1,62	6,16	13,60	1,80	1,71
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Água	1,58	0,75	2,81	0,13	0,80
Antrópicas Agropecuária	3,92	6,60	24,01	47,81	53,20
Antrópicas Mineração	0,42	0,16	0,18	0,14	0,07
Antrópicas Urbanização	4,78	31,94	9,73	13,92	14,57
Área Campestre	30,70	27,54	29,68	15,34	13,25
Área Florestal	13,44	11,76	15,60	7,18	3,04
Área Savânica	45,17	21,24	17,98	15,48	15,07
Total	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00

Figura 6: Mapa PUC e Matriz PUC elaboradas para o território do Distrito Federal. A área de estudo foi dividida em nove quadrículas para facilitar a compreensão dos resultados.

3.3 Mapeamento de zonas conflitantes

O uso sustentável das áreas deve estar de acordo com a legislação ambiental e as necessidades das comunidades locais. Os dados de biodiversidade revelaram que aproximadamente 12% do território do DF apresenta algum tipo de limitação ambiental, sendo que deste total, 11% são áreas de “Alta Restrição Ambiental” classificadas nesta categoria devido à presença de UCs de Proteção Integral de Domínio Público; e 1% refere-se a áreas com a presença de UCs de Proteção Integral de Domínio Privado, espécies ameaçadas, tombadas ou de alto valor para a população local (**Figura 7; Tabela 3**). Ressalta-se ainda que os 88% restantes não apresentaram nenhuma das restrições relacionadas neste estudo, o que não significa dizer que estas áreas não tenham outras limitações tão importantes quanto as mencionadas em nossa metodologia de pesquisa.

Já a interseção do Mapa PUC e das UCs de Proteção Integral revelou que 78% das UCs de Proteção Integral de Domínio Público (Alta Restrição) corresponderam a regiões de PUC “médio” e “alto”, enquanto, 74% das UCs de Proteção Integral de Domínio Privado (Uso com cuidados) corresponderam a PUC “baixo” e “médio” (**Figura 7**).

A interseção do Mapa PUC e da formação florestal do DF revelou que, aproximadamente, 83% da cobertura florestal do DF corresponderam a regiões de PUC “médio” e “alto”, demonstrando que, um percentual significativo dos sumidouros potenciais de carbono, coincidiram com áreas de altos valores de PUC, ou seja, com potencial para uso sustentável (UA, RH e RH) (**Figura 7**).

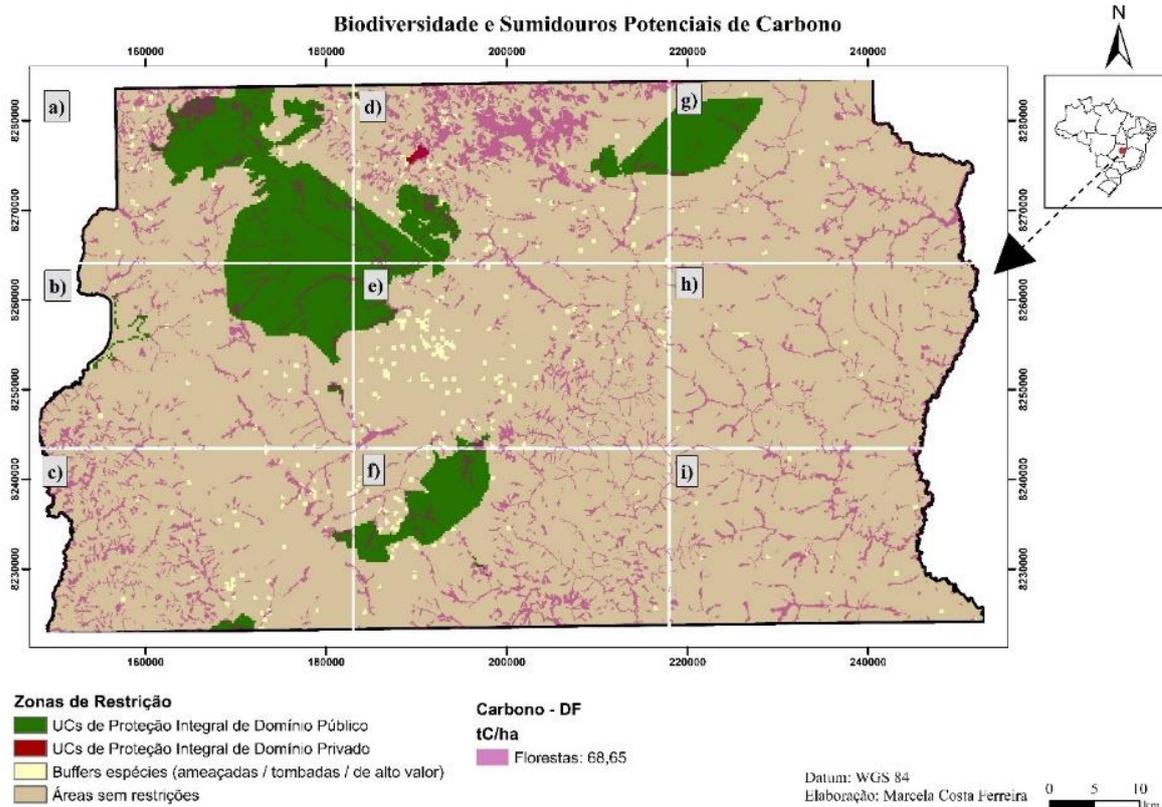


Figura 7: Dados de Biodiversidade e de sumidouros potenciais de carbono da biomassa área do Cerrado do Distrito Federal, registrados em 2020. Os dados de Biodiversidade foram obtidos por meio de buffers de ocorrência de espécies de interesse e shapes dos limites das UCs de Proteção Integral. Os sumidouros potenciais de carbono da biomassa aérea foram obtidos a partir da formação florestal, extraída do Mapa LULC do DF do ano de 2020 (SEMA). Os pixels da formação florestal foram associados ao valor médio de carbono ($tC\ ha^{-1}$) obtido na literatura. A área de estudo foi dividida em nove quadrículas para facilitar a compreensão dos resultados.

Ao final, elaboramos o Mapa de Zoneamento Final do Distrito Federal (**Figura 8**). Tal zoneamento apresenta as áreas do DF com alto potencial de uso conservacionista, ou seja, alto potencial para uso sustentável (UA, RE e RH). O diferencial desse zoneamento foi a restrição dada tanto às regiões com presença de UCs de Proteção Integral, quanto às áreas cobertas por formações naturais, que funcionam como sumidouros potenciais de carbono, no DF.

As áreas com altos valores de PUC e que, ao mesmo tempo, possuem espécies de interesse, UCs de Proteção Integral e sumidouros de carbono, devem ser avaliadas e manejadas com atenção, por serem consideradas as regiões de conflito de interesse, de LULC do DF.

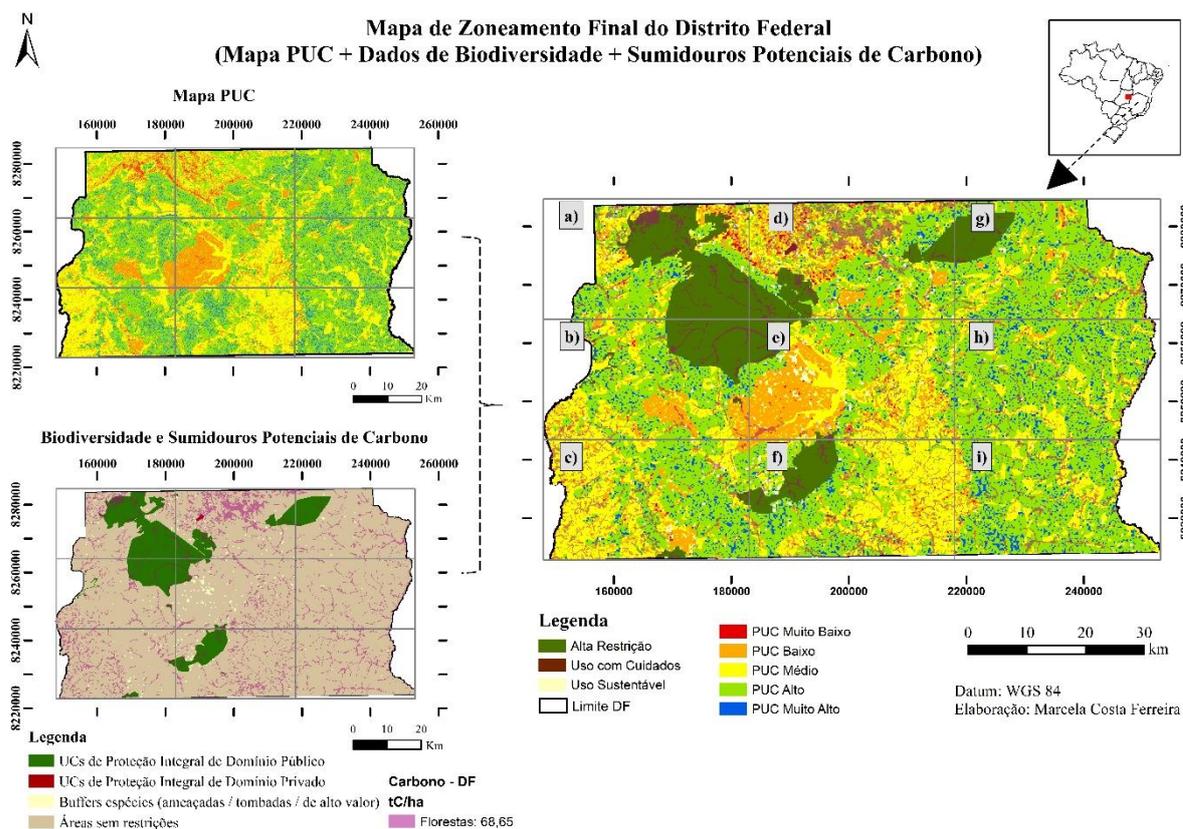


Figura 8: À esquerda, Mapa do Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e Mapa de Biodiversidade e Sumidouros Potenciais de Carbono. À direita, resultado da Análise Combinatória e da sobreposição dos sumidouros de carbono. A área de estudo foi dividida em nove quadrículas para facilitar a compreensão dos resultados.

4. DISCUSSÃO

4.1 Avaliações do uso do Cerrado do Distrito Federal

A expansão das atividades antrópicas no Cerrado tem levantado a questionamentos importantes relacionados à conservação de sua biodiversidade e ao uso sustentável de SE ofertados por esse bioma (Resende et al. 2021).

Embora o Cerrado seja a savana mais rica do mundo (Klink and Machado 2005; MMA 2011), com grande diversidade de climas, solos, relevos (IBGE 2004, 2012), ambientes e fitofisionomias (Eiten 1990; Ribeiro and Walter 1998, 2001, 2008), o bioma continua com taxa de desmatamento ascendente (MMA 2011; Bustamante et al. 2018), reflexo da intensa conversão de suas áreas naturais para outros usos, como pastagens e culturas agrícolas (Bustamante et al. 2018), especialmente as culturas anuais (Bolfé et al. 2020).

No caso específico da área do presente estudo, há mais de seis décadas a região do DF vem sendo bastante afetada pelas ocupações irregulares, pela impermeabilização inadequada de suas áreas, pela degradação e desmatamento predatório de suas áreas naturais cobertas pela

vegetação do Cerrado, sendo que, esses e outros impactos estão relacionados, principalmente, com a ocupação não planejada de seu território (Lorz et al. 2012; GDF 2017).

É fundamental que os futuros planejamentos de uso da terra sejam feitos pensando na provisão e conservação de diferentes tipos de SE, sempre relacionando-os aos potenciais de uso da terra. Este estudo traz uma importante análise para o território do DF, sob a perspectiva de três importantes usos: Uso Agropecuário (UA), Recarga Hídrica (RH) e Resistência a Erosão (RE). Além disso, também foi analisado o potencial das áreas em conservar a biodiversidade e estocar carbono na vegetação.

A compreensão do território é fundamental já que o entendimento das potencialidades e vulnerabilidades de uma determinada área pode ser fundamental para a tomada de decisão mais assertiva entre conservar ou utilizar um território de forma sustentável.

4.2 A região leste do Distrito Federal

Primeiramente, nossos resultados demonstraram claramente que o DF é constituído por áreas extremamente favoráveis ao UA, RH e RE, seja pela predominância dos Latossolos em aproximadamente 55% de sua extensão ou pela presença de relevos suaves a moderadamente inclinados (3 a 20% de inclinação) em mais de 90% de seu território. As potencialidades para UA em áreas do Cerrado do DF começaram a ficar evidentes a partir da década de 60, quando a região deixou o patamar de pouco apta para se tornar numa região produtora de alimentos, caracterizada pelo emprego de tecnologias e agricultura intensiva (Bolfé et al. 2020).

A análise da paisagem comprova para o DF, a existência de extensas áreas indicadas para UA, RH e RE, especialmente a leste da região (**Figura 9**). A presença de cultivos agrícolas em extensas áreas do território evidencia o UA.

Comparada a outras unidades federativas brasileiras, a região do DF se destaca também em relação à presença de áreas extremamente úteis para RH e RE, e isto se deve não somente pela presença dos Latossolos profundos (> 2 m de profundidade) (Reatto et al. 2004; Bolfé et al. 2020), mas também pelas formas de relevos predominantes. Os padrões típicos de drenagem de áreas de planaltos residuais com superfícies de aplainamento, denominadas comumente de chapadas (Reatto et al. 2004), com a presença de desníveis e vales encaixados em uma superfície de relevo diversificada compõem a paisagem fitogeográfica do DF, que é constituída por três Regiões Hidrográficas (Paraná, São Francisco e Tocantins/Araguaia) e sete Bacias Hidrográficas (São Bartolomeu, Lago Paranoá, Descoberto, Maranhão, Preto, Corumbá e São Marcos) (GDF 2017).

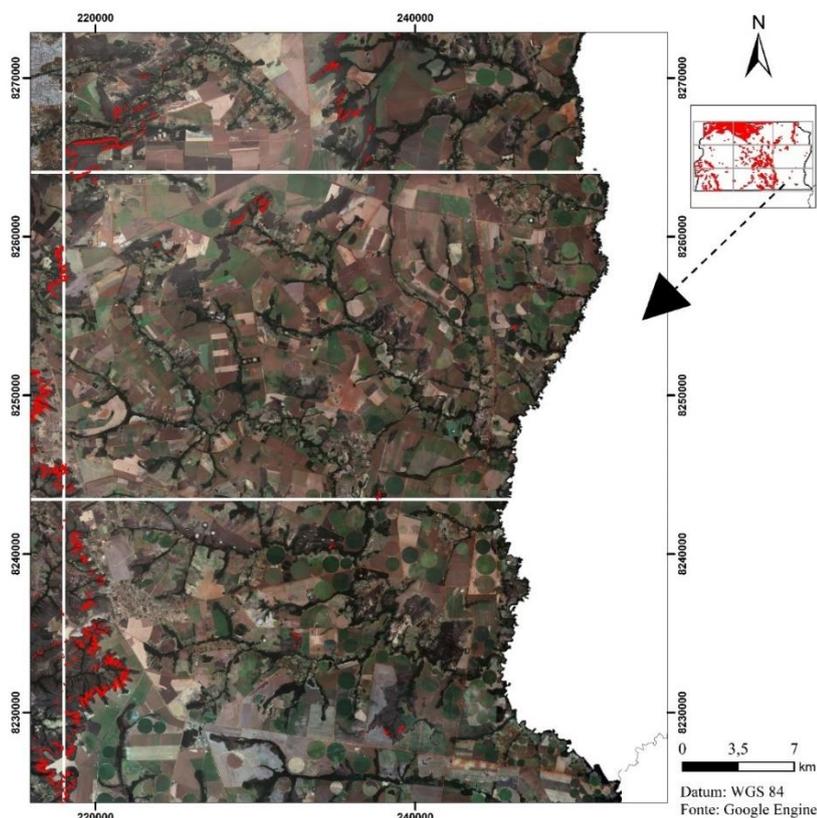


Figura 9: Imagem Sentinel da região leste do DF obtida via Google Engine. Os detalhes em vermelho destacam zonas de alta declividade do DF.

A presença de cultivos irrigados e pivôs centrais evidentes nas imagens de satélites indicam claramente o uso de agricultura intensiva e irrigada, especialmente na zona leste do DF. Uma análise da dinâmica agrícola no Cerrado revelou que dentro do bioma, o DF está entre as três unidades federativas com maior número de estabelecimentos com uso de irrigação. Outro dado importante deste estudo é que o DF é a única unidade federativa do Brasil em que mais de 50% dos estabelecimentos agropecuários fazem uso de irrigação (Bolfe et al. 2020).

Apesar da baixa participação do setor agropecuário no Produto Interno Bruto (PIB) do DF quando comparada aos altos valores relacionados ao setor de serviços, essa perspectiva muda quando a pauta é o comércio internacional (CODEPLAN and SEPLAN 2015). Isso porque produtos de origem animal e vegetal representam hoje mais de 60% das exportações, sendo que a produção avícola, importante atividade da matriz agropecuária do DF, foi responsável por mais de 55% deste valor em 2018 (GMG et al. 2018). A hegemonia do setor agropecuário nas exportações vem sendo evidenciada há alguns anos pelos relatórios da Secretaria de Comércio Exterior (SECEX) (CODEPLAN and SEPLAN 2015).

Adicionalmente há um outro aspecto importante a ser considerado, isto é, os dados também mostram que mesmo com o crescimento do setor agropecuário nos últimos anos, há ainda forte demanda por alimentos de outras unidades federativas brasileiras, pelo fato da economia do DF ainda estar centrada no setor de serviços (CODEPLAN and SEPLAN 2015).

Mas será que destinar extensas áreas do Cerrado para uso agrícola e pecuário seria uma alternativa viável para aumentar a segurança alimentar no DF? Em tese, sim, contudo sabe-se que o aumento do setor agropecuário do DF está diretamente relacionado à expansão da agricultura moderna e ao uso intensivo dos solos, com destaque para produção de *commodities* (CODEPLAN and SEPLAN 2015). A simplificação e homogeneização das paisagens pela agricultura moderna está associada a um elevado custo social e ambiental, além de contrastar com os princípios da sustentabilidade (ONU 2021). Sabe-se que a redução do uso de insumos externos nas práticas agrícolas, bem como o aumento da diversidade funcional e da biodiversidade das paisagens são ações fundamentais para a transição ecológica para agroecossistemas mais sustentáveis (Padró et al. 2020).

Mesmo com o alto potencial para UA, é necessário pensar que as práticas agrícolas não sustentáveis conduzem à degradação das áreas naturais (Celentano et al. 2016). Há ainda que se considerar que mais de 95% dos Latossolos do DF são distróficos e ácidos (Reatto et al. 2004), dependentes de insumos externos e transformações químicas para o UA em larga escala. Portanto, a recente crise hídrica nesta região, que é constituída por sete bacias hidrográficas é apenas uma das possíveis consequências relacionadas ao uso inapropriado de áreas nativas do Cerrado no DF, que deveriam ser conservadas também em função de outros SE, como pelo seu potencial para o abastecimento hídrico das comunidades locais (GDF 2017).

A perda de biodiversidade e a degradação dos solos tropicais são outras possíveis consequências da substituição de áreas naturais do Cerrado por sistemas agrícolas não sustentáveis (FAO 2018; FAO and UNEP 2020). Pode ser extremamente caro, demorado ou mesmo impossível restaurar ecossistemas e serviços, a depender do nível de degradação destes ambientes (Berghöfer et al. 2011).

Degradar o Cerrado significa colocar em risco SE essenciais aos brasileiros (Lahsen et al. 2016), assim como a matriz econômica do país, uma vez que o Brasil é extremamente dependente das atividades agropecuárias (TEEB 2017a). Portanto, considerando a importância estratégica do Bioma para viabilizar a segurança alimentar no Brasil, seja por seus aspectos físicos, bióticos, sociais ou mesmo econômicos (Bolfe et al. 2020), torna-se fundamental não apenas reavaliar as formas de ocupação de áreas naturais de Cerrado nos últimos anos (Lahsen

et al. 2016), mas também direcionar práticas agrícolas ambientalmente sustentáveis e medidas de preservação da biodiversidade do Bioma (Bolfe et al. 2020). Analisar as paisagens sob vários aspectos e de forma integrada, como por exemplo, a partir de metodologias de ADMC, conforme foi aplicado no presente estudo, é uma estratégia fundamental para viabilizar mudanças profundas no uso da terra, de forma a estabelecer alternativas mais sustentáveis, mesmo quando estas já apresentam usos consolidados (Padró et al. 2020; Marull et al. 2021).

4.3 O Mapa PUC do Distrito Federal: de regiões declivosas a áreas com alto potencial

Capturar com eficácia os benefícios que as populações obtêm dos ecossistemas é um desafio recorrente para os tomadores de decisão (Martin and Mazzotta 2018), já que as paisagens são sistemas holísticos, fornecem simultaneamente muitas funções ecossistêmicas e serviços múltiplos (Wittwer et al. 2021) e, por fim, são dotadas de muitas potencialidades e vulnerabilidades (Costa et al. 2017).

Nos últimos anos, para melhor identificar as multifuncionalidades das paisagens, foram desenvolvidas ferramentas de análise que permitem a integração de conjuntos de dados característicos do ambiente e representativos dos SE fornecidos pelas paisagens (Baustert et al. 2018; Martin and Mazzotta 2018; Padró et al. 2020; Fastré et al. 2020; Marull et al. 2021). Para superar as limitações dos métodos atuais, identificamos as multifuncionalidades do território do DF, com base em duas metodologias de alta escalabilidade. As ADMC, tais como a Análise Combinatória e Pesos de Evidência são ferramentas simples que permitem alinhar academia, extensão rural e gestores públicos, objetivando a otimização de unidades de paisagem e destinando-as ao seu mais alto potencial (Costa et al. 2017, 2020; Rocha et al. 2018; Tenenwurcel et al. 2020).

O DF já é conhecido por suas terras agricultáveis, contudo UA, RH e RE são apropriados em toda sua extensão? Quais classes de declividades, tipos de solos, litologias e usos da terra estão sobrepostas às paisagens de alto e baixo PUC?

O Mapa PUC permitiu identificar que grande parte do território do DF (aproximadamente 80%) pode ser direcionada para os usos em questão (UA, RH e RE) por se tratar de regiões de “médio potencial” (PUC = de 2,6 a 3,4) e “alto potencial” (PUC = 3,4 a 4,2). A integração entre o Mapa PUC e as classes de solos evidenciou que os Cambissolos predominam nos PUCs “muito baixo”, “baixo” e “médio” e provavelmente contribuíram fortemente para as classificações obtidas. Este resultado também tem forte interferência dos dados de declividade uma vez que tal variável teve peso de 50% na álgebra de mapas. Portanto,

os baixos valores de PUC associados refletem, possivelmente, o fato das áreas de Cambissolos mais declivosas serem menos aptas ao fornecimento dos serviços estudados comparadas a áreas onde predominam Latossolos profundos e menores declividades (Costa et al. 2017).

A interseção entre o Mapa PUC e o Mapa de Uso do Solo (matriz PUC) indicou que, aproximadamente, 90 % das áreas de PUC “muito baixo” e pouco mais de 60% de PUC “baixo” e “médio” estão sob áreas naturais (formações florestais, campestres e savânicas) revelando assim que, em geral, o DF já vem destinando tais regiões para conservar as formações naturais e como áreas de suporte para preservação da biodiversidade. Como já mencionado por (Reatto et al. 2004), os Cambissolos do DF geralmente são rasos e se encontram em áreas íngremes e devem por isso, ser destinados à preservação permanente ou a projetos de recuperação, quando desmatados.

Contudo, nem sempre as classes vulneráveis do DF (com menores valores de PUC) coincidem com UC de Proteção Integral, o que dificulta a sua preservação (**Figura 10**). Há uma preocupação, especialmente com as áreas de PUC “médio” que já não apresentam zonas tão declivosas, mas ainda assim podem apresentar certas vulnerabilidades, seja pelo tipo de solo, por suas propriedades físicas e químicas, além de outros fatores. Cabe ressaltar que por serem mais frágeis, áreas com menores valores de PUC necessitam de práticas adequadas para o uso e ocupação do solo.

Ultimamente com os sistemas agrícolas modernos, os tipos de solos, suas propriedades, bem como a declividade, apesar de imporem fatores limitantes para destinação agrícola e pecuária, não impedem este uso. Este aspecto pôde ser verificado no DF através da interseção do Mapa PUC e Mapa de Uso do Solo (matriz PUC) que revelou uma cobertura significativa de atividades agropecuárias nas áreas de PUC “médio” (aproximadamente 24%). De fato, o DF possui seus espaços rural e urbano entremeados por UCs, contudo os tipos de uso e ocupação nem sempre estão condizentes com tais unidades: há problemas fundiários bem graves como a distribuição concentrada de terras, a ocupação de populações rurais das áreas de alta sensibilidade ambiental como Áreas de Preservação Permanente (APPs), a acelerada urbanização, dentre outras questões que vêm sendo agravadas devido ao crescimento populacional acentuado (CODEPLAN and SEPLAN 2015).

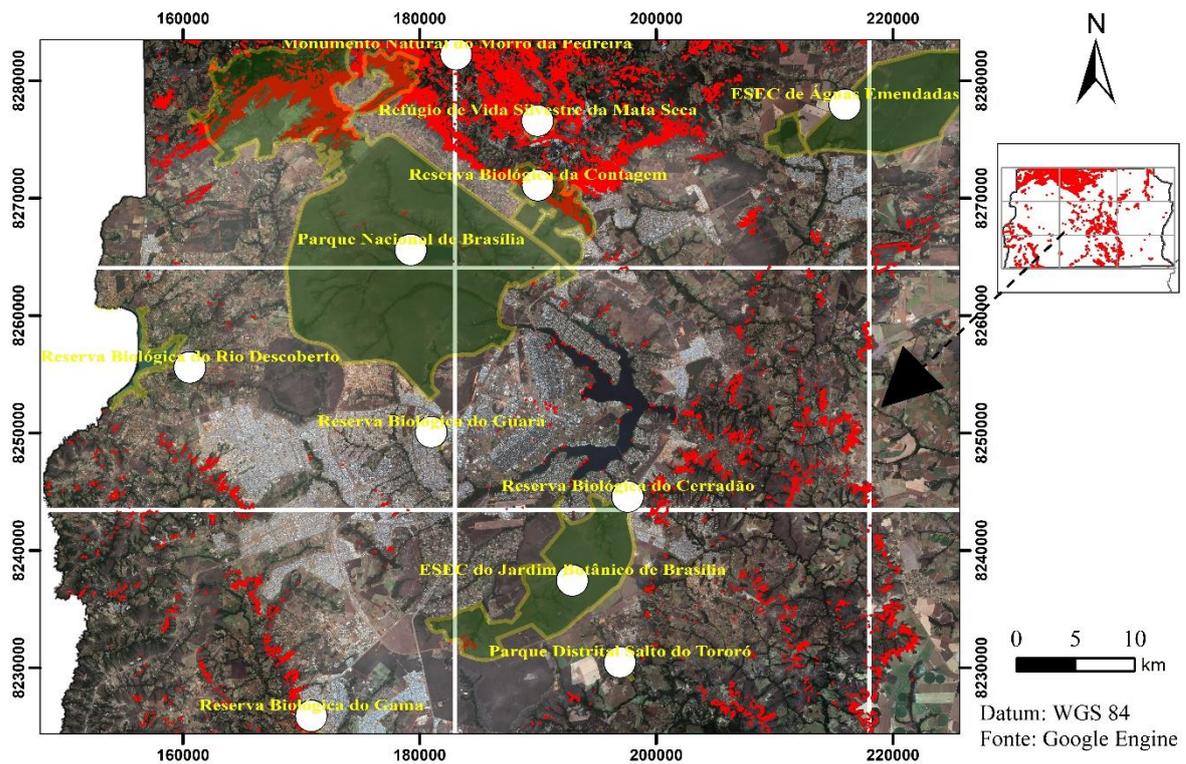


Figura 10: Imagem Sentinel das regiões declivosas (em vermelho) do DF obtida via Google Engine sobrepostas às UCs de Proteção Integral.

É importante ressaltar que mesmo as áreas que não possuem aptidão para UA, RH e RE podem fornecer SE únicos, como por exemplo, a conservação da biodiversidade de espécies raras. No Brasil, áreas declivosas já são destinadas à preservação permanente (Brasil 2012), sendo que, especialmente o Cerrado que tem os planaltos e serras predominando sob suas paisagens, há zonas específicas de alto valor funcional, com presença de espécies raras. Vegetações no entorno de cursos e corpos d’água, Campos rupestres, Matas Secas são alguns destes ambientes diferenciados (Brasil 2012; Bueno et al. 2018).

Considerando que o DF ainda possui extensas áreas para proteção da biodiversidade nas regiões de PUC “muito baixo”, “baixo” e “médio”, este pode ser realmente um ponto favorável quando o assunto são as opções sustentáveis de uso da terra e a conservação da biodiversidade do Cerrado. Há, contudo, uma preocupação maior com regiões de PUC “alto” e “muito alto” já que a transição para estas classes mais altas está associada ao aumento das atividades agropecuárias (em torno de 50%) e uma evidente redução das formações naturais do Cerrado (coberturas naturais em torno de 30% para estas classes PUC). De fato, há uma relação direta entre a presença de relevos planos, Latossolos e o desmatamento do Cerrado, visto que os mesmos favorecem a agricultura mecanizada e intensiva (Rocha et al. 2011a; Bolfe et al. 2020).

É importante ressaltar que o DF apresente extensas áreas com relevos, solos e litologias favoráveis tanto para UA, RH e RE, contudo, a inserção de atividades agropecuárias nessas áreas deve ser feita com cautela. Há extensas áreas no Cerrado que já foram consideradas até pouco tempo como sucesso pelas potencialidades e altas produtividades, mas hoje são compreendidas muitas vezes como obstáculos para o bem-estar humano e para sustentabilidade ambiental, devido aos níveis de degradação alcançados (Lahsen et al. 2016).

4.4 Mapeamento de zonas conflitantes: dados de biodiversidade e Unidades de Conservação do Distrito Federal

Nas últimas décadas muitos estudos foram realizados no DF para a identificação de áreas prioritárias para conservação, ou mesmo para conhecer e preservar a biodiversidade das áreas de proteção já consolidadas (Felfili and Silva Jr 1993; Felfili 1995; Sampaio et al. 2000; Andrade et al. 2002; Guarino and Walter 2005; Munhoz and Felfili 2006; Dietzsch et al. 2006; Medeiros et al. 2007; Amaral et al. 2013; Almeida et al. 2014a; Marra et al. 2014; Silva et al. 2016; Bijos et al. 2017; Rios et al. 2018).

A UC de Proteção Integral de maior território considerada nas análises foi o Parque Nacional de Brasília, localizado na região noroeste do DF, onde foi identificada a maior cobertura de PUC muito baixo, coincidindo com as áreas declivosas da Reserva Ecológica Chapada Imperial. Na região nordeste do DF, aparece a Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE), onde diferente do Parque Nacional de Brasília, há predominância de valores mais altos no resultado do PUC, em função dos relevos pouco acidentados da região, localizados em Latossolos, em uma região dotada de recursos hídricos estratégicos, de onde vertem águas para duas grandes bacias hidrográficas, ou seja, Rio Maranhão, que deságua no Rio Tocantins e Rio São Bartolomeu, que flui para a Bacia do Rio Paraná. Outra UC de grande relevância observada no DF foi a Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília (ESECJBB), localizada ao sul da mancha urbana de Brasília, onde também podem ser observados valores satisfatórios de PUC, em função da composição de Latossolos em áreas de relevos planos. As áreas onde apareceram os Cambissolos apresentaram valores intermediários para o PUC. Outras UCs de extensões menores do que as mencionadas, apareceram no mapa com valores médios para o PUC.

Ressalta-se que condições favoráveis do solo e do relevo associadas à menor quantidade de áreas de UCs de Proteção Integral em toda extensão leste do DF, possivelmente podem ter sido fatores determinantes para a expansão agrícola da região. Tais aspectos mencionados

salientam a importância das UCs de Proteção Integral do DF, pois ainda que as áreas destas unidades tenham tido valores elevados para o PUC, o impedimento legal sobre elas limita seu uso à recarga hídrica, contenção da erosão e preservação da biodiversidade. Na prática, porém, apesar de cobrirem extensas áreas do DF (IBRAM et al. 2014) as UCs de Proteção Integral associadas às UCs de Uso Sustentável não têm sido suficientes para proteger as regiões de alto potencial agrícola (PUC) da degradação ambiental, ainda que o DF seja um ponto fora da curva quando o assunto é o total de UCs. As dificuldades encontradas para a conservação do Cerrado são ainda maiores quando a escala espacial é o bioma ou domínio fitogeográfico, já que apenas 8,6% de suas paisagens naturais estão contidas em áreas protegidas por unidades de conservação federais, estaduais e municipais (MMA and IBAMA 2015).

A gestão das paisagens pode ser feita de diversas maneiras, entretanto, uma prática incomum que foi utilizada neste estudo no território do DF é o uso das aptidões naturais dos ecossistemas com base nos SE prestados e de dados da biodiversidade de forma integrada, para elaboração de mapas de zoneamento no Brasil. Atualmente, a seleção de áreas seja para agricultura, pecuária, conservação ou uso sustentável, desconsidera fundamentos básicos dos ecossistemas naturais e da própria legislação brasileira, que prevê a utilização da terra conforme sua aptidão (Silva et al. 2011).

Nossa proposta metodológica traz praticidade para a tomada de decisões não apenas no DF, mas também apresenta escalabilidade para aplicação em outras unidades federativas. A utilização do PUC, em um primeiro momento, permite segmentar e classificar o território para os diferentes usos (UA, RH e RE). A aplicação da Análise Combinatória em uma etapa posterior integra o Mapa PUC com os dados de biodiversidade e contribui para que os gestores identifiquem conflitos no uso do território (PUC alto x Restrições da Biodiversidade) e respeitem as restrições seja em função da presença de UCs de Proteção Integral ou de espécies ameaçadas, tombadas ou de alto valor socioambiental para a comunidade local.

O fato de termos estabelecido apenas restrições principais no zoneamento realizado por meio dos dados de UCs e de biodiversidade, contribuiu para que aproximadamente 88% do território do DF estivesse em zonas sem nenhum tipo de restrição, quando avaliados os quesitos, presença de UCs de Proteção Integral e de espécies ameaçadas, tombadas ou de valor socioambiental para as comunidades locais.

Neste sentido, cuidados adicionais são fundamentais para o gerenciamento sustentável do DF, já que há muitas outras restrições impostas pelos ambientes, tais como a presença de APPs, tanto em picos de morro quanto ao redor dos cursos d'água. Uma vez que as APPs variam

em função de diversos fatores tais como i. se localizadas em áreas urbanas ou rurais; ii. do tamanho do módulo fiscal; iii. se curso d'água perene ou intermitente, dentre outros fatores, o uso da área fica condicionado às limitações já previstas pela legislação vigente destas áreas (Brasil 2012). Adicionalmente, existem também as UCs de Uso Sustentável que apesar de não terem sido foco neste estudo, podem ser importantes agentes de proteção ambiental, restringindo também o uso local, especialmente através do estabelecimento de zonas de Refúgio de Vida Silvestre (Brasil 2000).

Por fim, muito embora algumas regiões tenham sido delimitadas como vulnerável ou restrita neste estudo, não necessariamente são áreas que necessitam ser destinadas ao estabelecimento de novas UCs. Na verdade, é extremamente necessário que as paisagens, hoje, sejam geridas sob o ponto de vista de suas potencialidades e vulnerabilidades, até mesmo se o objetivo for o estabelecimento de agroecossistemas sustentáveis. Avaliar as declividades, solos e litologias não favoráveis ao UA, RH e RE (Costa et al. 2017, 2020), além das suas restrições quanto à biodiversidade, integra um conjunto de ferramentas úteis para tomar decisões mais assertivas quanto ao uso do território.

Especialmente após a Avaliação Ecosistêmica do Milênio, bases científicas foram mais bem estabelecidas e, hoje, análises de *trade-offs* relacionados ao uso do território (Martin and Mazzotta 2018) fornecem subsídios e direcionamentos de modo a proteger os SE fornecidos pelos ambientes naturais (MEA 2005; TEEB 2010, 2017b; Haines-Young and Potschin 2013, 2017), mesmo diante de mudanças no LULC.

A tomada de decisão ambiental está diretamente relacionada às compensações ou *trade-offs*, já que uma alternativa de gestão em vez de outra está invariavelmente relacionada a custos ou benefícios potenciais, a ganhos e perdas e à gestão de conflitos no território (Baustert et al. 2018; Martin and Mazzotta 2018; Fastré et al. 2020; Marull et al. 2021). Não há como utilizar os recursos ambientais de forma sustentável sem avaliar os *trade-offs*, pois, uma vez que tais recursos estão sendo utilizados, há compensações no uso e estas devem ser estudadas, compreendidas e geridas, considerando aspectos ambientais, econômicos e sociais.

Intensificar as medidas de proteção do Cerrado pode ser um caminho para reduzir as taxas de degradação (Soares-Filho et al. 2014), contudo, os extremos entre “preservar” ou “usar de forma intensiva” já vêm sendo questionados, visto que nem sempre tem garantido a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas e, ao mesmo tempo, limita as práticas conservacionistas de uso sustentável (Santos-Martín et al. 2019).

Partindo do princípio que a ciência da conservação não se restringe mais em apenas reverter o declínio de espécies, mas também em proteger e restaurar habitats em nível de paisagem (Menon et al. 2011), é importante compreender a importância de ações que propulsionem cada vez mais o manejo sustentável das vegetações naturais bem como dos solos (FAO 2018). Para isso, é fundamental o desenvolvimento de ferramentas que liguem gestores, políticas de uso da terra, SE e análises de *trade-offs* nas opções de gestão, também nos países em desenvolvimento, que hoje ainda utilizam, predominantemente, metodologias de países desenvolvidos e em uma escala bem inferior em comparação aos seus desenvolvedores (Grêt-Regamey et al. 2017).

4.5 Mapeamento de zonas conflitantes: os estoques potenciais de carbono do Distrito Federal

O Mapa de Biodiversidade e Sumidouros de Carbono indica áreas que potencialmente têm contribuído para a provisão de inúmeros SE. Por exemplo, a presença de espécies frutíferas de valor local está relacionada à provisão de alimentos às comunidades; as extensas áreas que funcionam como potenciais sumidouros de carbono exercem um importante serviço de regulação climática devido ao sequestro de carbono; os solos cobertos por vegetações naturais podem atuar no controle de erosão, dentre outros serviços citados na CICES.

As interseções do Mapa PUC e da formação florestal do DF e do Mapa PUC e do limite das UCs de Proteção Integral do DF revelaram que há conflitos de LULC bem estabelecidos no território do DF, uma vez que regiões com valores de PUC “médio” a “alto” coincidem com sumidouros potenciais de carbono, que podem ser emitidos na atmosfera se não forem protegidos por políticas ambientais.

Apesar de já existirem iniciativas de estimar mudanças no LULC e nos estoques de carbono do Cerrado (Bustamante et al. 2018), ainda são escassos os projetos que relacionam carbono com o pagamento por SE, em vegetações fora da Amazônia. Considerando não apenas a grande extensão do bioma Cerrado (mais de 200 milhões de hectares), mas também o potencial de suas formações florestais em armazenar carbono e às contínuas pressões sobre suas áreas naturais decorrentes de mudanças no LULC (MapBiomass 2021). Assim, é necessário, com urgência, reavaliar ao nível de diferentes esferas governamentais, os possíveis mecanismos de governança pública e conservação ambiental do DF, visando evitar a liberação de seus estoques de carbono na atmosfera.

5. CONCLUSÕES

Em geral, as áreas do DF apresentam “médio” a “alto” potencial para Uso Agropecuário (UA), Recarga Hídrica (RH) e Resistência a Erosão (RE). Tais classes representam aproximadamente 80% da área de estudo. São regiões que apresentam alto potencial para prover alimentos, podendo também contribuir para o abastecimento hídrico das bacias hidrográficas locais devido à presença de solos e relevos favoráveis.

A classe “médio” potencial coincide espacialmente com Cambissolos e áreas de relevos ondulados, enquanto que os potenciais “alto” e “muito alto” estão mais associados a Latossolos, em paisagens de baixa declividade. Ressalta-se ainda que os PUCs “alto” e “muito alto” coincidem, principalmente, com extensas áreas destinadas às atividades agropecuárias no DF, com destaque para toda sua extensão leste onde foi possível identificar inúmeros pivôs centrais por meio de imagem de satélite.

A presença de extensas áreas naturais nas regiões de PUC “muito baixo”, “baixo” e “médio”, revelam que, o DF já vem destinando áreas vulneráveis, para conservação de biodiversidade. Contudo, há uma preocupação maior com regiões de PUC “alto” e “muito alto” onde foi constatado aumento das atividades agropecuárias e uma evidente redução das formações naturais do Cerrado. Além disso, o fato de áreas de PUC “alto” e “muito alto” ainda estarem cobertas por paisagens naturais campestres e savânicas demonstram que, nem todas as coberturas naturais do DF foram modificadas para uso agropecuário, mesmo com declividades e classes de solos favoráveis. Portanto, áreas naturais do DF com potencial para UA, RH e RE ainda podem ser modificadas, o que salienta a importância de estudos que tratam do gerenciamento sustentável das paisagens.

O Mapa de Biodiversidade e Sumidouros de Carbono indica áreas que potencialmente têm contribuído para a provisão de alimentos às comunidades locais (espécies frutíferas de interesse), na regulação da composição química da atmosfera (sequestro de carbono), controle de erosão devido à presença de cobertura vegetal sobre os solos, na manutenção de populações e habitats naturais (incluindo proteção de pool genético).

As interseções do Mapa PUC e dos dados georreferenciados da biodiversidade e do Mapa PUC e dos sumidouros de carbono (formação florestal) revelaram que, há conflitos de LULC bem estabelecidos no território do DF. As regiões de conflito de interesse devem ser avaliadas e manejadas com atenção pois referem-se às áreas do DF que ao mesmo tempo que apresentam alto potencial para o uso sustentável, como por exemplo, para o uso agropecuário, possuem espécies de interesse, UCs de Proteção Integral e/ou sumidouros de carbono.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alencar A, Shimbo JZ, Lenti F, et al (2020) Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. *Remote Sens* 12:1–23. <https://doi.org/10.3390/rs12060924>
- Almeida RF, Fagg CW, De Oliveira MC, et al (2014) Mudanças florísticas e estruturais no cerrado *sensu stricto* ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguesia* 65:1–19. <https://doi.org/10.1590/s2175-78602014000100001>
- Amaral AG, Munhoz CBR, Eugênio CUO, Felfili JM (2013) Vascular flora in dry-shrub and wet grassland Cerrado seven years after a fire, Federal District, Brazil. *Check List J species List Distrib* 9:487–503
- Andrade LAZ, Felfili JM, Violatti L (2002) Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. *Acta Bot Brasilica* 16:225–240
- ASF ASF (2021) ALOS PALSAR RTC. <https://asf.alaska.edu/>. Accessed 22 Apr 2021
- Baustert P, Othoniel B, Rugani B, Leopold U (2018) Uncertainty analysis in integrated environmental models for ecosystem service assessments: frameworks, challenges and gaps. *Ecosyst Serv* 33:110–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.007>
- Berghöfer A, Mader A, Patrickson S, et al (2011) Manual for cities: ecosystem services in urban management. TEEB, Geneva, Switzerland
- Bijos NR, Eugênio CUO, Mello T de RB, et al (2017) Plant species composition, richness, and diversity in the palm swamps (veredas) of Central Brazil. *Flora* 236–237:94–99. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.10.002>
- Bolfe ÉL, Sano EE, Campos SK (eds) (2020) Dinâmica agrícola no Cerrado: análises e projeções. Embrapa, Brasília, DF
- Brasil (2000) Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm. Accessed 1 Mar 2020
- Brasil (2012) Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Accessed 15 Nov 2021
- Bueno ML, Dexter KG, Pennington RT, et al (2018) The environmental triangle of the Cerrado Domain: Ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *J Ecol* 00:1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12969>
- Bustamante MMC, Silva JSO, Cantinho RZ, et al (2018) Engagement of scientific community and transparency in C accounting: the Brazilian case for anthropogenic greenhouse gas emissions from land use, land-use change and forestry. *Environ Res Lett* 13:1–11
- Carvalho PER (2021) Árvore do Conhecimento: espécies arbóreas brasileiras: clima. https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/especies_arboreas_brasileiras/arvore/CON_T000fwc2vmaz02wyiv80166sqf14e0r8d.html. Accessed 30 Jun 2021
- Celentano D, Rousseau GX, Engel VL, et al (2016) Degradation of riparian forest affects soil properties and ecosystem services provision in Eastern Amazon of Brazil. *L Degrad Dev* 482–493. <https://doi.org/10.1002/ldr.2547>
- CNC Flora (2021) Lista Vermelha. <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>.

Accessed 2 Jun 2021

- CODEPLAN, SEPLAN (2015) Agricultura familiar no Distrito Federal: dimensões e desafios. Companhia de Planejamento do Distrito Federal (CODEPLAN) e Secretaria de Estado de Planejamento e Orçamento (SEPLAN), Brasília, DF
- Costa AM, Silva LH, Silva VC, et al (2020) Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e uso e cobertura do Solo na bacia hidrográfica do córrego Guavirá, PR. *Rev Perspect Geográfica* 14:107–122
- Costa AM, Viana JHM, Evangelista LP, et al (2017) Ponderação de variáveis ambientais para a determinação do Potencial de Uso Conservacionista para o Estado de Minas Gerais. *Geografias* 14:118–133
- CPRM (2021) Serviço Geológico do Brasil - GeoSGB. <https://geoportal.cprm.gov.br/geosgb/>. Accessed 2 Jun 2021
- Dietzsch L, Rezende AV, Rodrigues Pinto JR, Silva Pereira BA (2006) Caracterização da flora arbórea de dois fragmentos de mata de galeria do Parque Canjerana, DF. *Cerne* 12:201–210
- Distrito Federal (2018) Decreto Nº 39.469, de 22 de novembro de 2018. http://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/5a683083abb040f4abd5a801055bd288/Decreto_39469_22_11_2018.html. Accessed 20 Jun 2021
- Earth Engine (2021) Earth Engine Data Catalog: Sentinel - 2A. <https://code.earthengine.google.com/>. Accessed 20 Sep 2021
- Eiten G (1990) Vegetação do Cerrado. In: *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*, 2nd edn. UnB/Sematec, Brasília, DF, pp 9–65
- EMBRAPA EB de PA (2018) Sistema brasileiro de classificação de solos, 5th edn. Embrapa Solos e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Brasília
- Embrapa Solos (2018) Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: GeoInfo. <http://geoinfo.cnps.embrapa.br/>. Accessed 19 Apr 2021
- FAO (2019) Diretrizes voluntárias para a gestão sustentável dos solos. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italy
- FAO (2018) The state of the World's Forests 2018 - Forest pathways to sustainable development. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- FAO and UNEP (2020) The state of the world's forests: forests, biodiversity and people. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- FAO, ITPS (2015) Status of the World's Soil Resources: Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Roma, Italy
- Fastré C, Possingham HP, Strubbe D, Matthysen E (2020) Identifying trade-offs between biodiversity conservation and ecosystem services delivery for land-use decisions. *Sci Rep* 10:7971. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64668-z>
- Felfili JM (1995) Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. *Vegetatio* 117:1–15

- Felfili JM, Silva Jr MC (1993) A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. *J Trop Ecol* 9:277–289
- Flora Brasil (2020) Flora do Brasil 2020 em construção. In: *Jard. Botânico do Rio Janeiro*. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Accessed 28 Dec 2020
- Franco ALC, Bartz MLC, Cherubin MR, et al (2016) Loss of soil (macro)fauna due to the expansion of Brazilian sugarcane acreage. *Sci Total Environ* 563–564:160–168. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2016.04.116>
- Fu B, Wang S, Su C, Forsius M (2013) Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* 5:4–10. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.12.002>
- GBIF (2021) Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.pt/>. Accessed 10 Oct 2021
- GDF (2017) Plano integrado de enfrentamento à crise hídrica. Governo de Brasília, Brasília
- GDF (2021) GeoPortal/DF. <http://www.geoportal.segeth.df.gov.br/mapa/#>. Accessed 22 May 2021
- GMG, INDI, FAPEMIG (2018) Data Viva beta. <http://dataviva.info/pt/>. Accessed 22 Aug 2021
- Grêt-Regamey A, Sirén E, Brunner SH, Weibel B (2017) Review of decision support tools to operationalize the ecosystem services concept. *Ecosyst Serv* 26:306–315
- Guarino E de SG, Walter BMT (2005) Phytosociology of two swamped portions of gallery forests in Distrito Federal, Brazil. *Acta Bot Brasilica* 19:431–442
- Haines-Young R, Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, Nottingham, UK
- Haines-Young R, Potschin MB (2017) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd The Paddocks, Nottingham, UK
- Harwood J (2020) Could the adverse consequences of the green revolution have been foreseen? How experts responded to unwelcome evidence. *Agroecol Sustain Food Syst* 44:509–535. <https://doi.org/10.1080/21683565.2019.1644411>
- IBGE (2021) Cidades e Estados. <https://www.ibge.gov.br/>. Accessed 20 May 2021
- IBGE (2004) Mapas de Biomas do Brasil: primeira aproximação. In: *Inst. Bras. Geogr. e Estatística*. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15842-biomas.html?=&t=downloads>. Accessed 12 Nov 2020
- IBGE (2012) Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas de manejo e coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro
- IBRAM, SEMARH, GDF (2014) Mapa Ambiental do Distrito Federal
- IUCN (2021) The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org. Accessed 2 Jun 2021
- Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv Biol* 19:707–

713. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x>

- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora EL (2016) Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ Sci Policy Sustain Dev* 58:4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- Latini AO, Silva DP, Souza FML, et al (2020) Reconciling coffee productivity and natural vegetation conservation in an agroecosystem landscape in Brazil. *J Nat Conserv* 57:. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125902>
- Lima JEFW, Aquino F de G, Chaves TA, Lorz C (2017) Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. *Ecol Indic* 82:513–525. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.028>
- Liu Q, Wu TY, Pu L, Sun J (2021) Comparison of fertilizer use efficiency in grain production between developing countries and developed countries. *J Sci Food Agric*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/jsfa.11579>
- Lorz C, Abbt-Braun G, Bakker F, et al (2012) Challenges of an integrated water resource management for the Distrito Federal, Western Central Brazil: climate, land-use and water resources. *Environ Earth Sci* 65:1575–1586. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1219-1>
- Loyola R, Machado N, Vila Nova D, et al (2014) Áreas Prioritárias para Conservação e uso Sustentável da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF
- Madeira NR, de Carvalho ADF, da Silva GO, et al (2021) Mandioquinha-salsa: *Arracacia xanthorrhiza* Bancroft. Embrapa Hortaliças, Brasília, DF
- MapBiomas (2021) MapBiomas: estatísticas. <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Accessed 12 May 2021
- Marra DM, Pereira BA da S, Fagg CW, Felfili JM (2014) Trees and environmental variables influence the natural regeneration of a seasonally dry tropical forest in Central Brazil. *Neotrop Biol Conserv* 9:62–77
- Martin DM, Mazzotta M (2018) Non-monetary valuation using Multi-Criteria Decision Analysis: using a strength-of-evidence approach to inform choices among alternatives. *Ecosyst Serv* 33:124–133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.06.001>
- Marull J, Padró R, Cirera J, et al (2021) A socioecological integrated analysis of the Barcelona metropolitan agricultural landscapes. *Ecosyst Serv* 51:101350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101350>
- MEA (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington
- Medeiros MM, Felfili JM, Libano AM (2007) Comparação florístico-estrutural dos estratos de regeneração e adulto em cerrado *sensu stricto* no Brasil Central. *Cerne* 13:291–298
- Menon M, Mohanraj R, Devi P (2011) Where are the conservationists? *Curr Sci* 101:1406–1407
- MMA (2021) Download de dados geográficos. <http://mapas.mma.gov.br/i3geo>. Accessed 3 Jul 2021
- MMA (2011) Plano de ação para prevenção e controle do desmameamento e das queimadas: cerrado.

- MMA, IBAMA (2015) Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: monitoramento do bioma Cerrado. Ministério do Meio Ambiente Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília
- Munhoz CBR, Felfili JM (2006) Fitossociologia do estrato herbáceo-subarbusivo de uma área de campo sujo no Distrito Federal, Brasil. *Acta Bot Brasilica* 20:671–685
- ONU (2021) 17 Goals to Transform Our World. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>. Accessed 20 Oct 2021
- Padró R, La Rota-Aguilera MJ, Giocoli A, et al (2020) Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the Sociological Integrated Analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona. *Landsc Urban Plan* 203:103905
- Reatto A, Martins É de S, Farias MFR, et al (2004) Mapa pedológico digital - SIG atualizado do Distrito Federal: Escala 1:100.000 e uma síntese do texto explicativo. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF
- Resende FM, Cimon-Morin J, Poulin M, et al (2021) The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosyst Serv* 49:101282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: Ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica: Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp 152–212
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP (eds) *Cerrado: ambiente e flora*. Embrapa, Planaltina, pp 89–166
- Ribeiro JF, Walter BMT (2001) As Matas de Galeria no contexto do bioma Cerrado. In: Ribeiro JF, Fonseca CEL da, Sousa-Silva JC (eds) *Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, p 899
- Ribeiro JM, Frazão LA, Cardoso PHS, et al (2019) Fertilidade do solo e estoques de carbono e nitrogênio sob sistemas agroflorestais no Cerrado Mineiro. *Cienc Florest* 29:913–923. <https://doi.org/10.5902/1980509825310>
- Rios MN da S, Sousa-Silva JC, Malaquias JV (2018) Mudanças pós-fogo na florística e estrutura da vegetação arbóreo- arbustiva de um cerrado sentido restrito em Planaltina - DF. *Ciência Florest* 28:469–482
- Rocha NA da, Casagrande P, Moura ACM (2018) Análise combinatória e pesos de evidência na produção de Análise de Multicritérios em modelos de avaliação. *Geogr y Sist Inf Geográfica* 10:49–74
- Rocha GF, Ferreira LG, Ferreira NC, Ferreira ME (2011) Detecção de desmatamentos no bioma: padrões, tendências e impactos. *Rev Bras Cartogr* 63:341–349
- Saaty TL (1990) How to make a decision: the analytic hierarchy process. *Eur J Oper Res* 48:9–26
- Sampaio AB, Walter BMT, Felfili JM (2000) Diversidade e distribuição de espécies arbóreas em duas matas de galeria na micro-bacia do Riacho Fundo, Distrito Federal. *Acta Bot Brasilica* 14:197–214

- Santos-Martín F, Zorrilla-Miras P, Palomo I, et al (2019) Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. *Ecosyst Serv* 35:43–51. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.11.006>
- SEMA (2020) Mapa de uso e cobertura do solo do Distrito Federal. <http://www.sema.df.gov.br/mapa-da-cobertura-vegetal-e-uso-do-solo-do-distrito-federal/>
- SFB (2016) Inventário florestal nacional: principais resultados: Distrito Federal. Serviço Florestal Brasileiro, Brasília, DF
- Silva MP da, Santana NC, Guedes SRA, Laranja RE de P (2016) Levantamento fitossociológico em ambiente de Vereda na APA Ribeirões do Gama e Cabeça de Veado, Brasília-DF. *Rev Eletrônica Georaguaia* 6:84–98
- Silva JAA, Nobre AD, Manzatto C V., et al (2011) O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC, São Paulo
- Silva LL (2000) O papel do Estado no processo de ocupação das áreas de Cerrado entre as décadas de 60 e 80. *Caminhos Geogr* 1:24–36
- Silveira FAO, Negreiros D, Barbosa NPU, et al (2016) Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403:129–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>
- SISDIA (2021) Repositório de dados geográficos do Distrito Federal. In: Sist. Dist. Informações Ambient. <https://sisdia.df.gov.br/home/>. Accessed 20 Apr 2021
- Soares-Filho B, Rajão R, Macedo M, et al (2014) Cracking Brazil's Forest Code. *Science* (80-) 344:363–364
- Song XP, Hansen MC, Stehman S V., et al (2018) Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560:639–643. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0411-9>
- SpeciesLink (2021) SpeciesLink. <http://splink.cria.org.br/>. Accessed 28 Sep 2021
- TEEB (2010) A economia dos ecossistemas e da biodiversidade: integrando a economia da natureza. Uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB. UNEP, Geneva, Switzerland
- TEEB (2017a) Produto 4: Recomendações de políticas públicas para a preservação dos serviços ecossistêmicos, geração de renda e mudança de cenários na Bacia do Rio Paraíba do Sul - Porção paulista
- TEEB (2017b) Produto 3: Valoração socioeconômica e ecológica dos Serviços Ecossistêmicos da Bacia do Rio Paraíba do Sul – Porção Paulista / SP
- Tenenwurcel MA, Moura MS de, Costa AM da, et al (2020) An improved model for the evaluation of groundwater recharge based on the concept of conservative use potential: a study in the River Pandeiros Watershed, Minas Gerais, Brazil. *Water* 12:1–24
- Wittwer RA, Bender SF, Hartman K, et al (2021) Organic and conservation agriculture promote ecosystem multifunctionality. *Sci Adv* 7:eabg6995. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abg6995>
- Wolf JM (1977) Probabilidades de ocorrência de períodos secos na estação chuvosa para Brasília, DF. *Pesqui Agropecuária Bras* 12:141–150

CAPÍTULO 4

Considerações Finais

Tese de Doutorado: Diversidade vegetal, variáveis ambientais e serviços ecossistêmicos:
subsídios para a conservação biológica do Cerrado

1. CONTEXTUALIZAÇÃO E QUESTÕES DE PESQUISA REVISITADAS

O capítulo 1 trata da caracterização da composição florística, da estrutura da vegetação lenhosa e das variáveis ambientais locais, considerando as diferentes fitofisionomias do Cerrado do Distrito Federal (DF).

As seguintes perguntas foram respondidas:

Questão 1: A suficiência amostral obtida no DF pela metodologia Inventário Florestal Nacional (IFN-BR) é semelhante à obtida em outras metodologias de amostragem em inventários do Cerrado?

As florestas e savanas apresentaram boa representatividade em nosso estudo. No entanto, análises ecológicas mostraram que algumas fitofisionomias como as veredas e palmeirais e os campos podem ser melhor compreendidos fazendo ajustes metodológicos na coleta de dados.

Questão 2: Quais as espécies indicadoras das diferentes fitofisionomias florestais, savânicas e campestres?

*Embora algumas espécies tenham apresentado um importante papel ecológico (maior valor de importância) em fitofisionomias específicas das áreas estudadas, algumas espécies de importância foram compartilhadas em mais de um tipo de fitofisionomia. Considerando apenas as formações que apresentaram boa representatividade neste estudo, as florestas e savanas, *Caryocar brasiliense*, *Dalbergia miscolobium*, *Kielmeyera coriacea*, *Ouratea hexasperma*, *Qualea grandiflora*, *Qualea parviflora*, *Vellozia squamata*, e *Vochysia thyrsoidea* foram as espécies mais representativas de cerrado *sensu stricto* (Ws). Já as espécies *Anadenanthera peregrina*, *Bauhinia longifolia*, *Guarea guidonia*, *Guazuma ulmifolia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Senegalia polyphylla* foram intimamente associadas às florestas secas (Df). Finalmente, *Callisthene major*, *Emmotum nitens*, *Licania apetala*, *Micropholis grandiflora* e *Pera glabrata* são algumas das espécies que se destacaram nas florestas aluviais (Af).*

Questão 3: Variações edáficas e climáticas podem explicar diferenças entre as vegetações e plantas dominantes na região de estudo?

As comunidades vegetais do Distrito Federal responderam às variações edáficas e climáticas e permitiram identificar uma estrutura clara de comunidades vegetais dependentes de tais variáveis. Sugerimos o percentual de saturação de bases (BSat em %), potássio do solo (K em mg dm^{-3}), alumínio do solo (Al em $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), área basal (BA em $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), temperatura mínima do mês mais frio (em $^{\circ}\text{C}$), precipitação do trimestre mais úmido (em mm) e sazonalidade da temperatura como os principais fatores ecológicos das comunidades vegetais.

Questão 4: As análises ecológicas, como análises multivariadas, podem ser úteis para a tomada de decisão e manejo das comunidades vegetais do Cerrado, no DF?

Dados ambientais climáticos e edáficos vêm sendo utilizados em análises multivariadas, de modo a tentar explicar a distribuição das espécies vegetais. Nesse estudo, a associação de bases de dados climáticos e edáficos à composição de espécies permitiu distinguir as comunidades vegetais, em escala local. Os resultados da análise ecológica podem favorecer a melhor compreensão da biodiversidade e da estrutura dos diferentes ecossistemas que compõem o bioma Cerrado, o que contribui para tomada de decisões mais assertivas neste e em outros biomas.

No capítulo 2, buscamos investigar as mudanças no uso e cobertura do solo do Cerrado do DF, bem como, analisar a perda líquida de estoques potenciais de carbono das vegetações naturais, nos últimos dez anos.

As seguintes perguntas foram respondidas:

Questão1: Quais os efeitos das mudanças do uso e cobertura do solo nas formações vegetais nativas e nos estoques potenciais de carbono da biomassa lenhosa aérea de todo o território do DF e em suas bacias hidrográficas?

Houve redução da área total coberta por vegetação nativa no Cerrado do DF entre 2010 e 2020. Em termos de estoques de carbono, o possível aumento de coberturas florestais em todas as bacias hidrográficas não foi suficiente para compensar as perdas relacionadas às extensas coberturas campestres e savânicas removidas do território. Sendo assim, considerando as perdas potenciais de carbono é possível que o DF tenha atuado como fonte emissora de carbono proveniente das vegetações acima do solo, no período analisado. Contudo, ressalta-se ainda que nossos resultados se baseiam em mudanças no uso e cobertura do solo e em estoques potenciais de carbono, sendo ainda necessário realizar estimativas

posteriores que considerem exatamente os tipos de fitofisionomias e estimem a biomassa e os estoques de carbono das áreas estudadas.

Questão 2: Em quais bacias hidrográficas do DF estão concentrados os maiores estoques potenciais de carbono, na biomassa lenhosa aérea do Cerrado?

Os mais altos estoques potenciais de carbono acima do solo estão localizados nas bacias São Bartolomeu, Lago Paranoá e Maranhão.

Questão 3: Existe alguma relação entre as bacias hidrográficas do DF que mais estocam carbono na biomassa lenhosa aérea do Cerrado e a presença de Unidades de Conservação (UCs) de Proteção Integral, importante política pública de conservação ambiental?

Os mais altos estoques potenciais de carbono acima do solo (bacias São Bartolomeu, Lago Paranoá e Maranhão) armazenados nas bacias onde estão localizadas 97,07% das áreas protegidas por UCs de Proteção Integral no DF revelaram que existe relação entre as bacias hidrográficas que mais estocam carbono e a presença de políticas públicas de conservação ambiental. Também foi possível verificar que UCs de uso sustentável necessitam ser avaliadas de perto, considerando que nem sempre elas conseguem, de fato, frear a expansão de atividades antrópicas não planejadas nas bacias hidrográficas.

Questão 4: Com base nas mudanças no uso e cobertura do solo e de forma a garantir a conservação de estoques potenciais de carbono acima do solo, quais as bacias hidrográficas do DF devem ser prioritárias em programas e políticas de proteção ambiental?

As maiores perdas de formações naturais (campestre e savânica) verificadas nas bacias hidrográficas São Bartolomeu e Rio Preto indicaram que atenção especial deve ser dada a tais bacias, com ações mitigadoras viabilizadas por programas e políticas ambientais, para evitar a expansão de áreas degradadas sobre suas áreas naturais nos próximos anos. Adicionalmente, as bacias Rio Preto e São Marcos carecem de cuidados por apresentarem os maiores percentuais de áreas destinadas ao uso agropecuário (entre 77% a 88%, aproximadamente).

Questão 5: Qual bacia hidrográfica da região possui maior potencial para ser inserida em programas de crédito de carbono devido ao sequestro e conservação de estoques de carbono na biomassa lenhosa aérea do Cerrado?

A bacia hidrográfica São Bartolomeu é a de maior potencial para ser inserida em

programas de crédito de carbono devido aos altos estoques de carbono bem como das fortes pressões de mudanças no uso e cobertura do solo em seu território. Tal inserção pode ser viabilizada, por exemplo, por meio da implantação de novos mecanismos de compensação financeira nas áreas de Cerrado, pelo carbono não emitido na atmosfera.

No capítulo 3 utilizamos informações ambientais relacionadas a serviços ecossistêmicos (SE) prioritários e a partir de Análise de Decisão Multicritério (ADMC), selecionamos áreas com alto potencial para usos conservacionistas e para a prestação de SE específicos às comunidades locais. Também identificamos zonas de conflito através de dados da biodiversidade e estoques potenciais de carbono.

As seguintes perguntas foram respondidas:

Questão 1: Quais as áreas do DF que apresentam alto potencial sustentável para o uso agropecuário (UA), resistência à erosão (RE) e recarga hídrica (RH), bem como, para a conservação da biodiversidade e de sumidouros de carbono?

Em geral, as áreas do DF apresentaram “médio” a “alto” potencial para Uso Agropecuário (UA), Recarga Hídrica (RH) e Resistência a Erosão (RE). Tais classes representaram aproximadamente 80% da área de estudo. A classe “médio” potencial coincidiu espacialmente com Cambissolos e áreas de relevos ondulados, enquanto os potenciais “alto” e “muito alto” estiveram mais associados a Latossolos, em paisagens de baixa declividade. Ressalta-se ainda que as classes “alto” e “muito alto” coincidiram, principalmente, com extensas áreas destinadas às atividades agropecuárias no DF, com destaque para toda sua extensão leste onde foi possível identificar inúmeros pivôs centrais por meio de imagem de satélite.

Questão 2: Os atuais usos e coberturas do solo do DF são compatíveis com o Potencial de Uso Conservacionista (PUC) e as características das paisagens, de modo a favorecer a conservação de SE locais?

A presença de extensas áreas naturais nas regiões de PUC “muito baixo”, “baixo” e “médio”, revelaram que, o DF já vem destinando áreas vulneráveis para conservação de biodiversidade, enquanto a presença de atividades agropecuárias nas regiões de Latossolos e de relevos planos demonstraram que as atividades agropecuárias também têm ocupado áreas com aptidão para o UA.

Com relação às áreas naturais nas regiões de PUC “muito baixo”, “baixo” e “médio”, por se tratar de áreas vulneráveis, é importante que estas regiões sejam destinadas à

conservação do Cerrado, já que as atividades agropecuárias nestes locais seriam extremamente prejudiciais à conservação, especialmente do solo.

O fato de áreas de PUC “alto” e “muito alto” ainda estarem cobertas por paisagens naturais campestres e savânicas demonstrou que, nem todas as coberturas naturais do DF foram modificadas para uso agropecuário, mesmo com declividades e classes de solos favoráveis. Portanto, áreas naturais do DF com potencial para UA, RH e RE ainda podem ser modificadas, o que salienta a importância de estudos que tratam do gerenciamento sustentável das paisagens.

Questão 3: Há conflitos de uso e cobertura do solo no DF, de áreas com alto potencial tanto para o uso conservacionista (PUC alto), quanto para conservação da biodiversidade e de sumidouros de carbono?

As interseções do Mapa PUC e dos dados georreferenciados da biodiversidade e do Mapa PUC e dos sumidouros de carbono (formação florestal) revelaram que, há conflitos de uso e cobertura do solo bem estabelecidos no território do DF. As regiões de conflito de interesse devem ser avaliadas e manejadas com atenção pois referem-se às áreas do DF que ao mesmo tempo que apresentam alto potencial para o uso sustentável, como por exemplo, para o uso agropecuário, possuem espécies de interesse, UCs de Proteção Integral e/ou sumidouros de carbono.

2. PRINCIPAIS APLICAÇÕES DOS RESULTADOS DA PESQUISA

O bioma Cerrado apresenta diversidade de espécies e de ambientes (Ribeiro and Walter 2008; Bueno et al. 2018) e a multifuncionalidade característica de suas paisagens provê inúmeros benefícios à sociedade (Resende et al. 2021). Porém, apesar de sua importância, nos últimos 50 anos extensas áreas naturais do bioma Cerrado têm sofrido com as pressões ambientais provenientes das mudanças no uso e cobertura do solo (em inglês, *Land Use and Land Cover - LULC*) (Lahsen et al. 2016; MapBiomas 2021). Essas mudanças comprometem a provisão de importantes SE que são naturalmente disponibilizados pelos ecossistemas naturais em equilíbrio (MEA 2005; TEEB 2010; Haines-Young and Potschin 2013, 2017).

Apesar das mudanças no uso e cobertura do solo ocorrerem ao longo de todo o Cerrado, em algumas regiões brasileiras, como no DF, a conversão das áreas naturais do bioma para usos antrópicos tem sido ainda mais evidente devido ao histórico de ocupação e à acelerada expansão de áreas urbanas e agrícolas (MapBiomas 2021). Considerando que o DF possui muitas áreas

degradadas ou desmatadas irregularmente, extensas áreas desprotegidas de políticas de proteção ambiental mais restritivas, e ao mesmo tempo, ainda apresenta muitas regiões aptas ao cultivo agrícola (Strassburg et al. 2017; MapBiomias 2021) compreender os componentes bióticos e abióticos locais, os benefícios provenientes das interações de tais componentes, bem como as mudanças no uso e cobertura do solo do território que conduzem a perdas de SE disponibilizados pelos ambientes naturais podem ser estratégias fundamentais para a conservação do bioma Cerrado e proteção de sua biodiversidade.

A ideia desta Tese de Doutorado surgiu da disponibilidade de algumas bases de dados ambientais do DF e da necessidade de integrá-las para obter respostas fundamentais para o manejo sustentável do Cerrado do DF. Dados secundários, com frequência, apresentam significativa diversidade de informações, essenciais para a tomada de decisões mais assertivas e podem contribuir para que os ambientes naturais sejam estudados sob diferentes perspectivas.

Os resultados de nossas análises constituem oportunidade única de compreender melhor a importância da biodiversidade do Cerrado do DF (flora lenhosa) e de alguns filtros ambientais que têm atuado na estruturação das comunidades vegetais da região. Além disso, também obtivemos informações valiosas relacionadas às pressões ambientais ao longo do território do DF e dos cuidados necessários para mitigar impactos de mudanças no uso e cobertura do solo por meio da gestão sustentável do território. Por fim, ressalta-se que a identificação das diferentes aptidões do território pode dar suporte à tomada de decisões, tanto para a recuperação de coberturas naturais quanto para a destinação de novos usos da terra no DF.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bueno ML, Dexter KG, Pennington RT, et al (2018) The environmental triangle of the Cerrado Domain: Ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *J Ecol* 00:1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12969>
- Haines-Young R, Potschin M (2013) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003, Nottingham, UK
- Haines-Young R, Potschin MB (2017) Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and guidance on the application of the revised structure. Fabis Consulting Ltd The Paddocks, Nottingham, UK
- Lahsen M, Bustamante MMC, Dalla-Nora EL (2016) Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. *Environ Sci Policy Sustain Dev* 58:4–15. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>
- MapBiomias (2021) MapBiomias: estatísticas. <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Accessed 12 May 2021

- MEA (2005) *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington
- Resende FM, Cimon-Morin J, Poulin M, et al (2021) The importance of protected areas and Indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. *Ecosyst Serv* 49:101282. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101282>
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: *Cerrado: Ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica: Embrapa Cerrados, Brasília, DF, pp 152–212
- Strassburg BBN, Brooks T, Feltran-Barbieri R, et al (2017) Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nat Ecol Evol* 1:1–3
- TEEB (2010) *A economia dos ecossistemas e da biodiversidade: integrando a economia da natureza. Uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB*. UNEP, Geneva, Switzerland

Supplementary Materials

Appendix A.

List of arboreal and shrub species from the natural physiognomies of the Cerrado of Federal District (FD), sampled by the NFI-BR. The presence of species was indicated in the different phytophysiognomies. The conservation status of the species was listed according to the IUCN Red List and CNC Flora.

Family	Name	Flora Brazil	IUCN	CNC Flora	Fa	Fs	Paas	Sa	Sg	Vs F	Vs S
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i>	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	NE	LC	X	X		X			
	<i>Lithraea molleoides</i>	<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	LC	NE	X						
	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	DD	LC	X			X	X		
	<i>Tapirira guianensis</i>	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	LC	NE	X						
	<i>Tapirira obtusa</i>	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	LC	NE	X			X			
	Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i>	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	LC	NE				X		
<i>Guatteria sellowiana</i>		<i>Guatteria sellowiana</i> Schtdl.	LC	LC	X						
<i>Hornschurchia</i> sp.		<i>Hornschurchia</i> sp	-	-		X					
<i>Xylopia aromatica</i>		<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	LC	LC	X			X		X	
<i>Xylopia emarginata</i>		<i>Xylopia emarginata</i> Mart.	LC	NE	X						
Apocynaceae		<i>Aspidosperma</i> cf. <i>spruceanum</i>	<i>Aspidosperma</i> cf. <i>spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	LC	LC				X		
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	LC	LC	X	X					
	<i>Aspidosperma discolor</i>	<i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	LC	NE	X	X		X			
	<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart. & Zucc.	LC	LC				X			
	<i>Aspidosperma pyriforme</i>	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.	LC	NE	X						
	<i>Aspidosperma subincanum</i>	<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart.	LC	NE	X	X		X			
	<i>Aspidosperma tomentosum</i>	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	LC	LC				X			
	<i>Hancornia speciosa</i>	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	LC	NE				X			
Aquifoliaceae	<i>Ilex affinis</i>	<i>Ilex affinis</i> Gardner	NE	NE	X						
	<i>Ilex brasiliensis</i>	<i>Ilex brasiliensis</i> (Spreng.) Loes.	NE	NE	X						
	<i>Ilex</i> sp.	<i>Ilex</i> sp.	-	-	X						
	<i>Ilex theezans</i>	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	NE	NE	X						
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i>	<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	LC	LC	X						
	<i>Dendropanax</i> sp.	<i>Dendropanax</i> sp.	-	-	X						
	<i>Schefflera calva</i>	<i>Didymopanax calva</i> (Cham.) Decne. & Planch.	NE	LC	X						

	<i>Schefflera macrocarpa</i>	<i>Didymopanax macrocarpum</i> (Cham. & Schltld.)	LC	NE	X		X
	<i>Schefflera morototoni</i>	<i>Didymopanax morototoni</i> (Aubl.) Decne. & Planch.	LC	NE	X		
Araucariaceae	<i>Araucaria heterophylla</i>	<i>Araucaria heterophylla</i> (Salisb.) Franco	VU	NE	X		
Areaceae	<i>Acrocomia aculeata</i>	<i>Acrocomia aculeata</i> (Jacq.) Lodd. ex Mart.	NE	NE	X		
	<i>Euterpe edulis</i>	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	NE	VU		X	
	<i>Mauritia flexuosa</i>	<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	NE	NE	X		
	<i>Syagrus flexuosa</i>	<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	NE	NE			X
	<i>Syagrus oleracea</i>	<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	NE	NE		X	
	<i>Syagrus</i> sp.1	<i>Syagrus</i> sp.1	-	-		X	X
	<i>Syagrus</i> sp.2	<i>Syagrus</i> sp.2	-	-			X X
Asteraceae	<i>Baccharis</i> cf. <i>subdentata</i>	<i>Baccharis subdentata</i> DC.	NE	NE			X
	<i>Baccharis</i> sp.	<i>Baccharis</i> sp.	-	-			X
	<i>Chromolaena chaseae</i>	<i>Chromolaena chaseae</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Robinson	NE	NE			X
	<i>Eremanthus glomerulatus</i>	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	NE	NE			X
	<i>Piptocarpha macropoda</i>	<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker	LC	NE			X
	<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	<i>Piptocarpha rotundifolia</i> (Less.) Baker	NE	NE			X X
	<i>Piptocarpha</i> sp.	<i>Piptocarpha</i> sp.	-	-	X		
	<i>Vernonia</i> sp.	<i>Vernonia</i> sp.	-	-	X		
Bignoniaceae	<i>Cybistax antisiphilitica</i>	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	LC	NE			X
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	LC	NT	X		X
	<i>Handroanthus ochraceus</i>	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	NE	NE	X		X X
	<i>Jacaranda puberula</i>	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	LC	LC	X		
	<i>Tabebuia aurea</i>	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	NE	NE	X		X X
	<i>Tabebuia roseoalba</i>	<i>Tabebuia roseoalba</i> (Ridl.) Sandwith	NE	NE		X	
	<i>Tabebuia</i> sp.	<i>Tabebuia</i> sp.	-	-	X		X
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i>	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	LC	NE	X		X
	<i>Cordia</i> sp.	<i>Cordia</i> sp.	-	-	X	X	
	<i>Cordia trichotoma</i>	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	LC	NE		X	X
Burseraceae	<i>Protium altissimum</i>	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	NE	NE		X	
	<i>Protium heptaphyllum</i>	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	LC	DD	X	X	
	<i>Protium</i> sp.	<i>Protium</i> sp.	-	-		X	
	<i>Protium spruceanum</i>	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	LC	NE	X		
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	LC	NE	X		X

	<i>Kielmeyera coriacea</i>	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	NE	NE	X		X	X
	<i>Kielmeyera lathrophyton</i>	<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi	LC	NE	X			
	<i>Kielmeyera speciosa</i>	<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	LC	NE			X	
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	LC	NE		X	X	
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i>	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	LC	LC			X	
Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i>	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers) A.C.Sm.	LC	NE	X	X		
	<i>Monteverdia floribunda</i>	<i>Monteverdia floribunda</i> (Reissek) Biral	NE	NE		X		
	<i>Monteverdia gonoclada</i>	<i>Monteverdia gonoclada</i> (Mart.) Biral	LC	NE		X		
	<i>Plenckia populnea</i>	<i>Plenckia populnea</i> Reissek	NE	NE			X	
	<i>Salacia crassifolia</i>	<i>Salacia crassifolia</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	NE	NE			X	
	<i>Salacia elliptica</i>	<i>Salacia elliptica</i> (Mart.) G. Don	LC	NE		X		
	<i>Salacia</i> sp.	<i>Salacia</i> sp.	-	-		X		
Chrysobalanaceae	<i>Couepia grandiflora</i>	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	NE	NE			X	
	<i>Hirtella glandulosa</i>	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	LC	NE	X			
	<i>Hirtella gracilipes</i>	<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	NE	NE	X	X		
	<i>Hirtella kuhlmannii</i>	<i>Hirtella kuhlmannii</i> Pilg.	EN	NE	X			
	<i>Hirtella</i> sp.	<i>Hirtella</i> sp.	-	-		X		
	<i>Licania apetalata</i>	<i>Leptobalanus apetalus</i> (E.Mey.) Sothers & Prance	LC	NE	X		X	
	<i>Licania kunthiana</i>	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	LC	NE	X		X	
Clusiaceae	<i>Clusia</i> sp.	<i>Clusia</i> sp.	-	-	X			
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i>	<i>Terminalia corrugata</i> (Ducke) Gere & Boatwr.	NE	NE	X		X	
	<i>Combretum glaucocarpum</i>	<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart.	LC	NE		X		
	<i>Terminalia argentea</i>	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc.	LC	LC			X	X
	<i>Terminalia fagifolia</i>	<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	LC	NE			X	
	<i>Terminalia glabrescens</i>	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	NE	NE	X			
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i>	<i>Connarus suberosus</i> Planch.	LC	NE			X	X
	<i>Rourea induta</i>	<i>Rourea induta</i> Planch.	NE	NE			X	
Cunoniaceae	<i>Lamanonia ternata</i>	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	LC	NE	X			
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i>	<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	LC	NE	X			
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i>	<i>Curatella americana</i> L.	NE	NE			X	
	<i>Davilla elliptica</i>	<i>Davilla elliptica</i> A.St.- Hil.	NE	NE			X	X X X X
Ebenaceae	<i>Diospyros lasiocalyx</i>	<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B.Walln.	NE	NE		X	X	
	<i>Diospyros sericea</i>	<i>Diospyros sericea</i> A.DC.	NE	NE	X			
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum daphnites</i>	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	LC	NE	X	X	X	

	<i>Erythroxylum deciduum</i>	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	LC	NE				X	
	<i>Erythroxylum suberosum</i>	<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	LC	NE				X	
	<i>Erythroxylum tortuosum</i>	<i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart.	LC	NE				X	X
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	<i>Croton urucurana</i> Baill.	NE	NE	X				
	<i>Maprounea guianensis</i>	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	LC	NE	X				
	<i>Sapium glandulosum</i>	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	LC	NE				X	
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	LC	NE	X				
Fabaceae	<i>Acacia horrida</i>	<i>Acacia horrida</i> (L.) Willd.	NE	NE				X	
	<i>Acacia</i> sp.	<i>Acacia</i> sp.	-	-				X	
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	LC	NE	X	X		X	
	<i>Anadenanthera peregrina</i>	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.	LC	NE		X			
	<i>Andira</i> sp.	<i>Andira</i> sp.	-	-	X			X	
	<i>Andira vermifuga</i>	<i>Andira vermifuga</i> (Mart.) Benth.	LC	LC	X				
	<i>Apuleia leiocarpa</i>	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	LC	VU		X			
	<i>Bauhinia longifolia</i>	<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	LC	NE		X			
	<i>Bowdichia virgilioides</i>	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	LC	NT	X	X		X	X
	<i>Chamaecrista orbiculata</i>	<i>Chamaecrista orbiculata</i> (Benth.) H.S.Irwin & Barneby	LC	NE				X	
	<i>Copaifera langsdorffii</i>	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	LC	NE	X	X		X	
	<i>Dalbergia densiflora</i>	<i>Dalbergia densiflora</i> Benth.	NE	NE	X				
	<i>Dalbergia frutescens</i>	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	NE	NE				X	
	<i>Dalbergia miscolobium</i>	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	NE	NE	X			X	X
	<i>Dimorphandra mollis</i>	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	LC	NE				X	X
	<i>Enterolobium gummiferum</i>	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	LC	NE				X	X
	<i>Harpalyce brasiliana</i>	<i>Harpalyce brasiliana</i> Benth.	NE	NE				X	
	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	LC	LC		X			
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	LC	NE				X	
	<i>Hymenolobium heringeranum</i>	<i>Hymenolobium heringeranum</i> Rizzini	NE	NE	X				
	<i>Inga alba</i>	<i>Inga alba</i> (Sw.) Willd.	LC	NE				X	
	<i>Inga</i> cf. <i>laurina</i>	<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	LC	LC	X				
	<i>Inga cylindrica</i>	<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	LC	NE	X	X		X	
	<i>Inga marginata</i>	<i>Inga marginata</i> Willd.	LC	NE		X			
	<i>Inga nobilis</i>	<i>Inga nobilis</i> Willd.	LC	NE	X				
	<i>Inga</i> sp.	<i>Inga</i> sp.	-	-	X				
	<i>Leptolobium dasycarpum</i>	<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	LC	NE	X			X	
	<i>Leptolobium elegans</i>	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	LC	NE	X				

	<i>Machaerium acutifolium</i>	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	LC	NE	X	X		X
	<i>Machaerium</i> cf. <i>lanceolatum</i>	<i>Machaerium lanceolatum</i> (Vell.) J.F.Macbr.	LC	NE		X		X
	<i>Machaerium opacum</i>	<i>Machaerium opacum</i> Vogel	LC	NE		X		X
	<i>Machaerium scleroxylon</i>	<i>Machaerium scleroxylon</i> Tul.	LC	NE				X
	<i>Mimosa clausenii</i>	<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	LC	NE				X
	<i>Ormosia arborea</i>	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	NE	NE	X			
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	LC	LC	X	X		
	<i>Plathymenia reticulata</i>	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	LC	LC	X			X
	<i>Platymiscium floribundum</i>	<i>Platymiscium floribundum</i> Vogel	LC	NE		X		
	<i>Platypodium elegans</i>	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	LC	NE	X	X		X
	<i>Pterodon pubescens</i>	<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth.	NE	NE				X
	<i>Senegalia polyphylla</i>	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	LC	NE		X		X
	<i>Senna macranthera</i>	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	LC	NE	X			
	<i>Senna</i> sp.	<i>Senna</i> sp.	-	-	X			
	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	NE	LC				X X X
	<i>Tachigali aurea</i>	<i>Tachigali aurea</i> Tul.	NE	NE				X
	<i>Tachigali subvelutina</i>	<i>Tachigali subvelutina</i> (Benth.) Oliveira-Filho	NE	NE				X
	<i>Tachigali vulgaris</i>	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	LC	NE	X			X X
	<i>Vatairea macrocarpa</i>	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	NE	NE	X			X
Iridaceae	<i>Alophia</i> sp.	<i>Alophia</i> sp.	-	-		X		
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i>	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	NE	NE	X	X		X
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i>	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	LC	NE	X	X		X
	<i>Aegiphila verticillata</i>	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	LC	NE				X
	<i>Hyptis</i> sp.	<i>Hyptis</i> sp.	-	-				X
	<i>Vitex polygama</i>	<i>Vitex polygama</i> Cham.	LC	NE	X			X
	<i>Vitex</i> sp.	<i>Vitex</i> sp.	-	-	X			
Lauraceae	<i>Aniba desertorum</i>	<i>Aniba desertorum</i> (Nees) Mez	LC	NE	X			
	<i>Endlicheria paniculata</i>	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	LC	NE	X			
	<i>Nectandra warmingii</i>	<i>Nectandra warmingii</i> Meisn.	NT	NT	X	X		
	<i>Ocotea aciphylla</i>	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez	LC	NT	X			
	<i>Ocotea pomaderroides</i>	<i>Ocotea pomaderroides</i> (Meisn.) Mez	NE	LC	X			
	<i>Ocotea</i> sp.	<i>Ocotea</i> sp.	-	-	X	X		
Lecythidaceae	<i>Cariniana</i> sp.	<i>Cariniana</i> sp.	-	-		X		
Loganiaceae	<i>Antonia ovata</i>	<i>Antonia ovata</i> Pohl	LC	NE	X			X
	<i>Strychnos pseudoquina</i>	<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil.	NE	NE				X

Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i>	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	LC	LC	X		X	
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i>	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	LC	LC	X			
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis gardneriana</i>	<i>Banisteriopsis gardneriana</i> (A.Juss.) W.R.Anderson & B.Gates	NE	NE	X			X
	<i>Banisteriopsis latifolia</i>	<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A.Juss.) B.Gates	LC	NE	X			X
	<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	LC	LC				X
	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	LC	NE				X
	<i>Byrsonima lancifolia</i>	<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	LC	LC	X			
	<i>Byrsonima pachyphylla</i>	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	LC	NE	X		X	X
	<i>Byrsonima</i> sp.	<i>Byrsonima</i> sp.	-	-				X
	<i>Byrsonima verbascifolia</i>	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	LC	NE				X
	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	LC	NE				X
	Malvaceae	<i>Ceiba</i> sp.	<i>Ceiba</i> sp.	-	-			X
<i>Eriotheca pubescens</i>		<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl.	NE	LC	X			X X
<i>Guazuma ulmifolia</i>		<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	LC	NE	X	X		
<i>Luehea divaricata</i>		<i>Luehea divaricata</i> Mart.	DD	NE	X	X		X
<i>Luehea grandiflora</i>		<i>Luehea grandiflora</i> Mart.	NE	NE		X		X
<i>Pseudobombax longiflorum</i>		<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	LC	NE	X			X
<i>Pseudobombax tomentosum</i>		<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart.) A.Robyns	LC	LC				X
<i>Sterculia chicomendesii</i>		<i>Sterculia chicomendesii</i> E.L.Taylor	NE	NE			X	
Marcgraviaceae		<i>Schwartzia adamantium</i>	<i>Schwartzia adamantium</i> (Cambess.) Bedell ex Gir.-Cañas	LC	NE			
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i>	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	LC	NE	X			X
	<i>Miconia burchellii</i>	<i>Miconia burchellii</i> Triana	LC	NE	X			X
	<i>Miconia cuspidata</i>	<i>Miconia cuspidata</i> Naudin	NE	NE	X			
	<i>Miconia dodecandra</i>	<i>Miconia dodecandra</i> Cogn.	LC	NE	X			
	<i>Miconia ferruginata</i>	<i>Miconia ferruginata</i> DC.	NE	NE	X			X
	<i>Miconia leucocarpa</i>	<i>Miconia leucocarpa</i> DC.	LC	NE	X			X
	<i>Miconia pepericarpa</i>	<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	LC	NE	X			
	<i>Miconia</i> sp.	<i>Miconia</i> sp.	-	-	X			
	<i>Miconia venulosa</i>	<i>Miconia venulosa</i> Wurdack	NE	NE	X	X		
	<i>Mouriri glazioviana</i>	<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	NE	NE	X	X		
	<i>Pleroma candolleanum</i>	<i>Pleroma candolleanum</i> (Mart. ex DC.) Triana	NE	NE				
	<i>Tibouchina</i> sp.	<i>Tibouchina</i> sp.	-	-			X	
	<i>Tibouchina stenocarpa</i>	<i>Pleroma stenocarpum</i> (Schrank et Mart. ex DC.) Triana	NE	NE	X			X

	<i>Trembleya parviflora</i>	<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	LC	NE	X		
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	LC	NE			X
	<i>Cedrela fissilis</i>	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	VU	VU			X
	<i>Cedrela odorata</i>	<i>Cedrela odorata</i> L.	VU	VU		X	
	<i>Guarea guidonia</i>	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	LC	NE	X	X	
	<i>Guarea macrophylla</i>	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	LC	NE	X		
	<i>Trichilia catigua</i>	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	NE	NE	X	X	
	<i>Trichilia clausenii</i>	<i>Trichilia clausenii</i> C.DC.	NE	NE		X	
	<i>Trichilia pallida</i>	<i>Trichilia pallida</i> Sw.	NE	NE		X	
Metteniusaceae	<i>Emmotum nitens</i>	<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	LC	NE	X		X
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i>	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	NE	NE			X
	<i>Ficus benjamina</i>	<i>Ficus benjamina</i> L.	LC	NE	X		
	<i>Maclura tinctoria</i>	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	LC	NE		X	
	<i>Pseudolmedia laevigata</i>	<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	LC	NE	X		
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i>	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	LC	NE	X		X
	<i>Virola</i> sp.	<i>Virola</i> sp.	-	-		X	
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	NE	LC			X
	<i>Campomanesia eugenioides</i>	<i>Campomanesia eugenioides</i> (Cambess.) D.Legrand ex Landrum	NE	LC			X
	<i>Campomanesia velutina</i>	<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	LC	NE			X
	<i>Eugenia dysenterica</i>	<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC.	LC	NE			X
	<i>Eugenia florida</i>	<i>Eugenia florida</i> DC.	LC	LC		X	X
	<i>Eugenia</i> sp.	<i>Eugenia</i> sp.	-	-	X		
	<i>Myrcia</i> cf. <i>florida</i>	<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	NE	NE	X	X	
	<i>Myrcia fenzliana</i>	<i>Myrcia fenzliana</i> O.Berg	NE	NE	X		X
	<i>Myrcia</i> sp.	<i>Myrcia</i> sp.	-	-	X		
	<i>Myrcia splendens</i>	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	LC	NE	X		X X
	<i>Myrcia tomentosa</i>	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	LC	NE	X		X
	<i>Myrciaria floribunda</i>	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	LC	LC	X		
	<i>Psidium laruotteanum</i>	<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	NE	NE			X
	<i>Psidium myrsinites</i>	<i>Psidium myrsinites</i> DC.	LC	NE			X X
	<i>Siphoneugena densiflora</i>	<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	NE	LC	X		
	<i>Siphoneugena</i> sp.	<i>Siphoneugena</i> sp.	-	-	X		
Nyctaginaceae	<i>Guapira graciliflora</i>	<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex Schmidt) Lundell	LC	NE	X		X
	<i>Guapira noxia</i>	<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	LC	NE	X		X
	<i>Neea theifera</i>	<i>Neea theifera</i> Oerst.	NE	NE			X

Ochnaceae	<i>Ouratea castaneifolia</i>	<i>Ouratea castaneifolia</i> (DC.) Engl.	NE	NE	X	X		
	<i>Ouratea hexasperma</i>	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	NE	NE			X	X
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i>	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f.	LC	NE		X		
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	LC	NE	X			X
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	NE	NE	X			
	<i>Margaritaria nobilis</i>	<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	NE	LC	X			
	<i>Richeria grandis</i>	<i>Richeria grandis</i> Vahl	NE	NE	X			X
Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	<i>Piper</i> sp.	-	-	X			
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i>	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	NE	NE				X
	<i>Myrsine parvifolia</i>	<i>Myrsine parvifolia</i> A.DC.	LC	NE	X			
	<i>Myrsine</i> sp.	<i>Myrsine</i> sp.	-	-	X			
	<i>Myrsine umbellata</i>	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	LC	NE	X			
Proteaceae	<i>Euplassa inaequalis</i>	<i>Euplassa inaequalis</i> (Pohl) Engl.	LC	NE	X			
	<i>Roupala montana</i>	<i>Roupala montana</i> Aubl.	LC	NE				X
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i>	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	LC	NE	X			
	<i>Cordia macrophylla</i>	<i>Cordia macrophylla</i> (K.Schum.) Kuntze	NE	NE	X	X		
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg.	NE	LC				X
	<i>Faramea hyacinthina</i>	<i>Faramea hyacinthina</i> Mart.	NE	NE	X			
	<i>Guettarda pohliana</i>	<i>Guettarda pohliana</i> Müll.Arg.	LC	NE	X			
	<i>Guettarda viburnoides</i>	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	NE	NE	X	X		X
	<i>Ixora brevifolia</i>	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	LC	NE		X		
	<i>Palicourea rigida</i>	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	NE	NE				X
	<i>Rustia formosa</i>	<i>Rustia formosa</i> (Cham. & Schltdl.) Klotzsch	LC	NE	X	X		
	<i>Tocoyena formosa</i>	<i>Tocoyena formosa</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	NE	NE				X
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	LC	NE		X		
	<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	LC	NE	X			X
Salicaceae	<i>Casearia rupestris</i>	<i>Casearia rupestris</i> Eichler	LC	NE		X		
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	LC	NE	X	X		
	<i>Dilodendron bipinnatum</i>	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	NE	LC	X			
	<i>Magonia pubescens</i>	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	LC	LC				X
	<i>Matayba guianensis</i>	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	LC	NE	X	X		X
	<i>Matayba</i> sp.	<i>Matayba</i> sp.	-	-		X		
Sapotaceae	<i>Micropholis grandiflora</i>	<i>Micropholis grandiflora</i> Aubrév.	CR	DD	X			
	<i>Pouteria ramiflora</i>	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	LC	NE	X	X		X

	<i>Pouteria torta</i>	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	LC	LC	X	X	X	
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i>	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	LC	NE	X			
	<i>Simarouba versicolor</i>	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	LC	NE	X		X	X
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i>	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	LC	NE			X	
Styracaceae	<i>Styrax camporum</i>	<i>Styrax camporum</i> Pohl	LC	NE	X	X		
	<i>Styrax ferrugineus</i>	<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	NE	NE	X		X	
	<i>Styrax oblongus</i>	<i>Styrax oblongus</i> (Ruiz & Pav.) A.DC.	NE	NE	X			
	<i>Styrax</i> sp.	<i>Styrax</i> sp.	-	-			X	
Symplocaceae	<i>Symplocos</i> cf. <i>revoluta</i>	<i>Symplocos revoluta</i> Casar.	LC	NE	X			
	<i>Symplocos rhamnifolia</i>	<i>Symplocos rhamnifolia</i> A.DC.	CR	EN	X		X	
	<i>Symplocos</i> sp.	<i>Symplocos</i> sp.	-	-	X			
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	NE	NE	X	X	X	X
Velloziaceae	<i>Vellozia squamata</i>	<i>Vellozia squamata</i> Pohl	LC	NE			X	
Vochysiaceae	<i>Callisthene fasciculata</i>	<i>Callisthene fasciculata</i> Mart.	LC	NE	X			
	<i>Callisthene major</i>	<i>Callisthene major</i> Mart.	LC	NE	X		X	
	<i>Qualea dichotoma</i>	<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	NE	NE	X		X	
	<i>Qualea grandiflora</i>	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	LC	NE			X	X
	<i>Qualea multiflora</i>	<i>Qualea multiflora</i> Mart.	LC	NE	X		X	X
	<i>Qualea parviflora</i>	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	NE	NE	X		X	X
	<i>Salvertia convallariodora</i>	<i>Salvertia convallariodora</i> A.St.-Hil.	LC	NE			X	
	<i>Vochysia elliptica</i>	<i>Vochysia elliptica</i> Mart.	LC	NE			X	
	<i>Vochysia rufa</i>	<i>Vochysia rufa</i> Mart.	LC	NE			X	X
	<i>Vochysia thyrsoidea</i>	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl	LC	NE			X	
	<i>Vochysia tucanorum</i>	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	LC	NE	X			X

Af = Alluvial forests (or gallery forests); **Df** = Dry forests (or seasonally dry tropical forests); **PsP** = Palm swamps and palm groves (“vereda e palmeiral”); **Ws** = Woodland savannas (“Cerrado *sensu stricto*”); **Gr** = Grasslands (in the present work this designation includes *dirty*, *clean* and *rupestrian field* (“campo sujo”, “campo limpo” and “campo rupestre”); **SFv** = Secondary forest vegetations and **SSv** = Secondary savanna vegetations. The conservation status of the species was listed according to the IUCN Red List and CNC Flora threat categories.

Fa = Floresta Estacional Semidecidual Aluvial (Mata de Galeria); Fs = Floresta Estacional Decidual Submontana (Mata Seca); Paas = Formação Pioneira Arbórea (Vereda e Palmeiral); Sa = Savana Arborizada (Cerrado *sensu stricto*); Sg = Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo sujo, campo limpo e campo rupestre); VsF = Vegetação Secundária Floresta; VsS = Vegetação Secundária Savana. Os status de conservação das espécies foram relacionados segundo as categorias de ameaças da IUCN Red List e CNC Flora.

Appendix B

Results obtained by NFI-BR of the Federal District (FD), compared with results of other studies carried out in the FD and around.

	Authors Locations	Vegetation	IC (cm)	Stratum	Plot Area	Total Area (ha)	S	H'	J'	D (ind/ha)	BA (m ² /ha)	
Forest Formations ¹	The present study, DF	Af	DBH ≥ 10	<i>Stratum 2</i>	-	1.74	150	4.30	0.86	490.23	13.69	
			DBH ≥ 5	<i>Stratum 2 + I*</i>	-	1.74 + 0.17	166	4.28	0.84	1,390.23	17.31	
	(Felfili 1995), Fazenda Água Limpa, DF	Af (Non-swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 10	All strata obtained	151 plots of 200 m ²	3,02	93	3.84	0.84	649.00	30.40	
	(Guarino and Walter 2005), Córrego Acampamento, Parque Nacional de Brasília, DF	Af (Swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 3	All strata obtained	40 plots of 200 m ²	0.80	60	2.99	0.73	3,788.00	47.96	
	(Guarino and Walter 2005), Córrego Riacho Fundo, Fazenda Sucupira, DF	Af (Swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 3	All strata obtained	40 plots of 200 m ²	0.80	53	2.84	0.71	3,810.00	41.28	
	(Dietzsch et al. 2006), Fragment II of the Parque Canjerana, DF	Af (Swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	14 plots of 200 m ²	0.28	33	2.57	0.74	1,475.00	31.30	
	(Dietzsch et al. 2006), Fragment IV of the Parque Canjerana, DF	Af (Non-swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	14 plots of 200 m ²	0.28	68	3.69	0.87	1,421.00	25,5	
	(Sampaio et al. 2000), Córrego Riacho Fundo, Fazenda Sucupira, DF	Af (Swamp and non- swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	79 plots of 200 m ²	1.58	150	4.15	0.57	1,159.00	26.00	
	(Sampaio et al. 2000), Córrego Açudinho, Fazenda Sucupira, DF	Af (Swamp and non- swamp Gallery Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	39 plots of 200 m ²	0.78	126	4.25	0.61	1,574.00	30.00	
	The present study, DF	Df	DBH ≥ 10	<i>Stratum 2</i>	-	0.50	73	3.92	0.91	446.00	16.84	
			DBH ≥ 5	<i>Stratum 2 + I*</i>	-	0.50 + 0.05	78	3.81	0.88	806.00	18.29	
		(Silva and Scariot 2003), Fazenda São José, GO	Df (Seasonally Deciduous Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	25 plots of 20 m ²	1.00	36	2.99	0.83	536	8.45
		(Felfili et al. 2007), Fazenda Sabonete, GO	Df (Seasonally Deciduous Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	25 plots of 20 m ²	1.00	39	-	-	734	16.37
		(Marra et al. 2014), Área de Proteção Ambiental de Cafuringa, DF	Df (Seasonally Dry Tropical Forests or Deciduous)	DBH ≥ 5	All strata obtained	25 plots of 20 m ²	1.00	92	3.83	-	1,234.00	26.00
(Scariot and Sevilha 2000),		Df	DBH ≥ 5	All strata obtained	25 plots of 20 m ²	1.00	44	2.98	0.79	591	23.17	

Fazenda São Domingos, GO	(Seasonally Deciduous Forest)									
(Scariot and Sevilha 2000), Fazenda Flor Ermo, GO	Df (Seasonally Deciduous Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	25 plots of 20 m ²	1.00	48	3.03	0.78	674	24.54
(Scariot and Sevilha 2000), Fazenda Traçadal, GO	Df (Seasonally Deciduous Forest)	DBH ≥ 5	All strata obtained	25 plots of 20 m ²	1.00	48	2.99	0.77	688	28.34
The present study, DF	Ws	DBH ≥ 10	<i>Stratum 2</i>	-	6.63	140	3.96	0.80	264.86	5.42
		DBH ≥ 5	<i>Stratum 2 + I*</i>	-	6.63 + 0.66	154	4.04	0.80	1,086.07	8.64
(Almeida et al. 2014b), DF	Ws	DB ₃₀ ≥ 5	All strata obtained	19 plots of 1000 m ²	1.90	64	3.46	0.83	1,147.00	9.20
(Andrade et al. 2002), RECOR-IBGE, DF	Ws	DB ₃₀ ≥ 5	All strata obtained	5 plots of 1000 m ²	0.50	63	3.53	0.85	1,964.00	13.28
(Felfili and Silva Jr 1993), Águas Emendadas, DF	Ws	DB ₃₀ ≥ 5	All strata obtained	10 plots of 1000 m ²	1.00	72	3.62	-	1,396.00	10.76
(Felfili and Silva Jr 1993), APA Gama Cabeça de Veado, DF	Ws	DB ₃₀ ≥ 5	All strata obtained	10 plots of 1000 m ²	1.00	66	3.56	-	1,394.00	10.64
(Felfili and Silva Jr 1993), Parque Nacional de Brasília, DF	Ws	DB ₃₀ ≥ 5	All strata obtained	10 plots of 1000 m ²	1.00	55	3.34	-	1,036.00	8.32
(Rios et al. 2018), DF	Ws	h ≥ 150	All strata obtained	20 plots of 100 m ²	0.20	63	-	-	6,030.00	16.69
The present study, DF	PsP	DBH ≥ 10	<i>Stratum 2</i>	-	0.44	1	-	-	2.27	0.02
		DBH ≥ 5	<i>Stratum 2 + I*</i>	-	0.44 + 0.04	1	-	-	77.27	0.33
(Araújo et al. 2002), Fragment I in the Reserva do Clube Caça e Pesca Itororó, MG	PsP (Palm Swamps - transition zones)	All vegetation	All strata obtained	Transects randomly established	-	307	-	-	-	-
(Araújo et al. 2002), Fragment II, MG	PsP (Palm Swamps - transition zones)	All vegetation	All strata obtained	Transects randomly established	-	266	-	-	-	-
(Araújo et al. 2002), Fragment III in the Estação Ecológica do Panga, MG	PsP (Palm Swamps - transition zones)	All vegetation	All strata obtained	Transects randomly established	-	218	-	-	-	-
(Araújo et al. 2002), Fragment III in the Estação Ecológica do Panga, MG	PsP (Palm Swamps - transition zones)	All vegetation	All strata obtained	Transects randomly established	-	242	-	-	-	-
(Silva et al. 2016), APA Gama Cabeça de Veado, DF	PsP (Palm Swamps - transition zones)	DBH ≥ 5	All strata obtained	4 plots of 25 m ²	0.01	11	2.29	0.72	2,400.00	-

(Lima et al. 2003) **	PSP (<i>Palm Groves patches in savanna formations</i>)	DB ₁₀ ≥ all flora of palms	All flora of palms (young and adult palm trees)	21 plots of 1000 m ²	2.1	6	-	-	795.7	0.51
(Resende et al. 2013), Fragment PP (surrounded by pasture) of a private property, Bela Vista de Goiás, GO	PSP (<i>Palm Swamps - transition zones</i>)	All vegetation on the line	All strata obtained	4 transects	-	86	2.8	-	-	-
(Resende et al. 2013), Fragment PCr (surrounded by crops) of a private property, Bela Vista de Goiás, GO	PSP (<i>Palm Swamps - transition zones</i>)	All vegetation on the line	All strata obtained	4 transects	-	81	3.0	-	-	-
(Resende et al. 2013), Fragment PC (surrounded by cerrado) of a private property, Bela Vista de Goiás, GO	PSP (<i>Palm Swamps - transition zones</i>)	All vegetation on the line	All strata obtained	4 transects	-	96	3.4	-	-	-
The present study, DF	Gr	DBH ≥ 10	Stratum 2	-	1.40	13	2.45	0.96	15.00	0.31
Present study, DF	Gr	DBH ≥ 5	Stratum 2 + 1*	-	1.40 + 0.15	17	2.32	0.82	95.00	0.66
(Amaral et al. 2013)***, Fazenda Água Limpa, APA Gama e Cabeça de Veado, DF	Gr (<i>Moist Clean Grassland</i>)	All vegetation on the line (herbaceous, subshrub, shrub, and nonwoody liana habits)	All strata obtained	Trails	-	217	-	-	-	-
(Amaral et al. 2013)***, Fazenda Água Limpa, APA Gama e Cabeça de Veado, DF	Gr (<i>Dirty Grassland</i>)	All vegetation on the line (herbaceous, subshrub, shrub, and nonwoody liana habits)	All strata obtained	Trails	-	293	-	-	-	-
(Cianciaruso and Batalha 2008)****, Parque Nacional das Emas, GO	Gr (<i>Moist Grassland</i>)	All vegetation, except for seedlings	All strata obtained	10 quadrats of 1 m ²	0.001	45	-	-	-	-
(Eugênio et al. 2011)***, Fazenda Água Fria, Alto Paraíso de Goiás, GO	Gr (<i>Moist Clean Grassland</i>)	All vegetation on the line	All strata obtained	15 Transects	-	67	3.57	0.85	-	-
(Munhoz and Felfili 2006)****, Fazenda Água Limpa, APA Gama e Cabeça de Veado, DF	Gr (<i>Dirty Grassland</i>)	All vegetation on the line	All strata obtained	4 Transects	-	163	3.31	0.65	-	-

Modified Vegetations ⁴	(Munhoz and Felfili 2008) ^{****} , Fazenda Água Limpa, APA Gama e Cabeça de Veado, DF	Gr (Moist Clean Grassland)	All vegetation on the line	All strata obtained	4 Transects	-	85	2.60	0.59	-	-
	The present study, DF	SFv	DBH ≥ 10	Stratum 2	-	0.50	8	1.94	0.93	36.00	0.77
	The present study, DF	SFv	DBH ≥ 5	Stratum 2 + 1*	-	0.50 + 0.03	10	1.75	0.76	136.00	1.39
	The present study, DF	SSv	DBH ≥ 10	Stratum 2	-	0.52	7	1.89	0.97	17.31	0.20
	The present study, DF	SSv	DBH ≥ 5	Stratum 2 + 1*	-	0.52 + 0.05	11	1.75	0.73	217.31	1.02

¹ **Forest Formations:** Af = Alluvial forests (or gallery forests) and Df = Dry forests (or seasonally dry tropical forests); ² **Savanna Formations:** Ws = Woodland savannas (“Cerrado sensu stricto”) and PsP = Palm swamps and palm groves (“vereda e palmeiral”); ³ **Grassland Formations:** Gr = Grasslands (in the present work this designation includes dirty, clean and rupestrian field (“campo sujo”, “campo limpo” and “campo rupestre”); ⁴ **Modified Vegetations:** SFv = Secondary forest vegetations and SSv = Secondary savanna vegetations; **DBH** = Diameter at Breast Height, 1.30 m from the ground; **DB** = Diameter at the base, 0.30 m from the ground; **S** = Species number (richness); **H'** = Shannon and Wiener Index; **J'** = Pielou Index; **D** = Density (number of trees ha⁻¹); **BA** = Basal Area (m² ha⁻¹); **h** = height; **IC** = Inclusion Criterion.

* The Stratum 1 was sampled.

** Palm Groves patches in the forest, savanna, and grassland formations.

*** In repeated values for the same area, we use the most recent sampled value.

**** Data available for total monitoring over some months/years.