



**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DE ASPECTOS
SOCIAIS NO APORTE DE SEDIMENTO NA BACIA DO RIO
DESCOBERTO.**

ANA PAULA SILVA CAMELO

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA-UnB**

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

**EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DE ASPECTOS
SOCIAIS NO APORTE DE SEDIMENTO NA BACIA DO RIO
DESCOBERTO**

ANA PAULA SILVA CAMELO

ORIENTADOR: Dr. ERALDO A. T. MATRICARDI

TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

BRASÍLIA – DF, 21 DE DEZEMBRO DE 2021

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

**“EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DE ASPECTOS
SOCIAIS NO APORTE DE SEDIMENTO NA BACIA DO RIO
DESCOBERTO.”**

ANA PAULA SILVA CAMELO

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA
FLORESTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE
BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO
GRAU DE DOUTOR.**

APROVADO POR:

Prof. Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI

Professor Adjunto da Faculdade de Tecnologia – Departamento de Engenharia Florestal – UnB,
E-mail: ematricardi@unb.br (**ORIENTADOR**)

Prof. Dr. ÁLVARO NOGUEIRA DE SOUZA

Professor Adjunto da Faculdade de Tecnologia – Departamento de Engenharia Florestal – UnB,
E-mail: asouza@unb.br (**EXAMINADOR INTERNO**)

Prof.Dr. EDSON EYJI SANO

Pesquisador Embrapa Cerrados - CPAC
E-mail: edson.sano@embrapa.br (**EXAMINADOR EXTERNO**)

Prof. Dr. BEN HUR MARIMON JUNIOR

Professor– Universidade Estadual do Mato Grosso - UNEMAT
E-mail: bhmjunio@gmail.com (**EXAMINADOR EXTERNO**)

Brasília/DF, 21 de dezembro de 2021.

FICHA CATALOGRÁFICA

CC181e CAMELO, ANA PAULA SILVA
EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DE ASPECTOS SOCIAIS
NO APORTE DE SEDIMENTO NA BACIA DO RIO DESCOBERTO. / ANA
PAULA SILVA CAMELO; orientador ERALDO APARECIDO TRONDOLI
MATICARDI. -- Brasília, 2021.
224 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) --
Universidade de Brasília, 2021.

1. Métricas da Paisagem . 2. Aporte de Sedimentos. 3.
Modelo de regressão geograficamente ponderado. I.
MATICARDI, ERALDO APARECIDO TRONDOLI, orient. II. Título.

Camelo, A.P.S (2021). Efeito da fragmentação da paisagem e de aspectos sociais no aporte de sedimento na bacia do rio descoberto. Tese de Doutorado em Engenharia Florestal. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 224p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Ana Paula Silva Camelo

TÍTULO: Efeito da fragmentação da paisagem e de aspectos sociais no aporte de sedimento na bacia do rio descoberto.

GRAU: Doutor ANO: 2021

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. A autora reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito da autora.

Ana Paula Silva Camelo
Departamento de Engenharia Florestal (EFL)-FT Universidade de Brasília (UnB)
Campus Darcy Ribeiro
CEP 70919-970 - Brasília - DF- Brasil

“... O estudo fiz, com máxima insistência.

Pobre simplório, aqui estou

E sábio como dantes sou!

De doutor tenho o nome e mestre em artes,

E leve dez anos por estas partes,

Pra cá e lá, aqui ou acolá, sem diretriz,

Os meus discípulos pelo nariz.

E vejo-o, não sabemos nada!...”

Goethe.

Dedico este trabalho

Aos meus avós e a Keila, por todo o amor entre nós.

A todas as vítimas da COVID-19 in memoriam.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, agradeço à minha família, pela paciência, compreensão, apoio e incentivo para esta e outras caminhadas. Aos meus colegas de trabalho, que conviveram comigo durante a elaboração dessa tese e foram bastante compreensivos. Ao meu avô Antônio Camelo que um dia, me disse que eu deveria ler tudo que chegasse às minhas mãos e que dizia que a neta dele iria ser doutora.

Agradeço à Universidade de Brasília e ao Departamento de Engenharia Florestal, pelas oportunidades concedidas, pois o simples fato de ter ingressado na Engenharia Florestal, ainda na graduação, mudou toda a minha vida.

Ao meu professor e orientador, Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi, pela confiança, orientações, apoio e incentivo durante a realização do trabalho.

A todos os professores que fizeram parte da caminhada acadêmica, por toda atenção, carinho, apoio, dicas e ensinamentos, que me auxiliaram a percorrer o caminho da pesquisa. A vocês todo meu respeito e consideração, pois se cheguei até aqui vocês foram parte da minha inspiração.

À Keila, pelas orientações, apoio e incentivo. Mas, principalmente, pela compreensão e companheirismo nos meus piores dias.

A todos os colegas e funcionários da pós-graduação e da graduação.

Obrigada!

RESUMO

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM E DE ASPECTOS SOCIAIS NO APORTE DE SEDIMENTO NA BACIA DO RIO DESCOBERTO.

Autor: Ana Paula Silva Camelo

Orientador: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

**Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais
Brasília, dezembro de 2021.**

A perda de solo é um problema socioambiental mundial decorrente das mudanças do uso da terra nas últimas décadas com tendências de aumento assumindo cenários futuros de mudanças climáticas, que compromete os recursos naturais essenciais para a segurança alimentar e sobrevivência humana. Neste sentido, os modelos de perda de solos auxiliam no gerenciamento integrado fornecendo conhecimento das áreas vulneráveis à perda de solo, aporte de sedimentos e possíveis causas da erosão do solo. No bioma Cerrado, uma das principais causas da perda de solos é a conversão da cobertura da terra para fins agrícolas e urbanização. A perda da cobertura vegetal original contribui para o aumento da fragmentação da paisagem, reduzindo e isolando habitats naturais, com efeitos no potencial de erosão dos solos. As mudanças do uso da terra são processos dinâmicos e dependentes da atuação direta do homem e, portanto, refletem os aspectos sociais e econômicos que ocorrem em nível local. O presente estudo incluiu uma análise da paisagem e de fatores ambientais e socioeconômicos que afetam os recursos hídricos do sistema produtor de água da bacia do Rio Descoberto, no Distrito Federal, Brasil. Os resultados indicam que as classes de formações Savânicas e Campestres e Florestas Plantadas, apresentaram um processo de fragmentação com manchas transitórias, a classe Agrícola e Formações Florestais estavam em expansão com manchas transitórias e a classe de uso Urbano estava em expansão sem apresentar manchas transitórias. O uso agrícola foi predominante na paisagem da área de estudo em detrimento, principalmente, das Formações Savânicas e Campestres. Os resultados da análise de componente principal indicam que as métricas da paisagem avaliadas foram reduzidas em quatro fatores principais que representam as métricas de Agregação, Subdivisão e isolamento, Composição e Configuração e Riqueza e grau de interdispersão. A componente que avalia a Subdivisão e o Isolamento da paisagem apresentou maior relação direta com o aporte de sedimento ($R^2=0,43, P<0,01$). O modelo InVest SDR calibrado para 31 anos, indicou uma tendência à diminuição do aporte de sedimentos na área de estudo. Entretanto, testes de Mann-Kendall e Pettit detectaram tendências significativas de diminuição de vazões e precipitação na área. O resultado do modelo Logit demonstrou, a 1% de significância, que as variáveis Subdivisão e o Isolamento da paisagem, Escolaridade das pessoas e Erodibilidade do solo, contribuíram para explicar o aporte de sedimentos na bacia do rio Descoberto. Nas sub-bacias estudadas com elevados níveis de Subdivisão e Isolamento na paisagem, a probabilidade de aumento no aporte de sedimentos foi 6,32 vezes maior do que as que apresentam menor fragmentação da paisagem. O modelo de regressão *Logit* geograficamente ponderado foi o mais apropriado para avaliar esse fenômeno, uma vez que propiciou melhor ajuste aos dados da amostra, pois foi sensível aos aspectos de variabilidade espacial. As informações geradas são bases técnico-científicas para políticas públicas e outros estudos para o controle da fragmentação da paisagem, erosão dos solos e monitoramento dos recursos hídricos na área de estudo.

PALAVRAS-CHAVE: Métricas da Paisagem, Aporte de Sedimentos, Cerrado, Modelo de Regressão Geograficamente Ponderado.

ABSTRACT

EFFECT OF LANDSCAPE FRAGMENTATION AND SOCIAL ASPECTS ON SEDIMENT CONTRIBUTION IN THE UNCOVERED RIVER BASIN.

Author: Ana Paula Silva Camelo

Supervisor: Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi

**Graduate Program in Forest Science
Brasília, December 2021**

Soil losses are a global socio-environmental issue because of land use and land cover changes in recent decades, with potential increasing trends assuming those future scenarios of global climate changes, threatening natural resources for food security and human survival. Based on it, soil loss models can support integrated management of water and soil resources, providing useful information of soil loss vulnerability, sedimentation, and potential causes of soil erosion. The conversion of land cover into agricultural and urbanization lands is the main cause of soil loss in the Cerrado biome. The process of converting native vegetation into anthropogenic land uses contributes to the increase of landscape fragmentation, reducing and isolating natural habitats, and increasing soil erosion. Land use changes are dynamic processes affected by anthropogenic activities and, therefore, reflect those social and economic aspects that occur at local level. This study included the analysis of the landscape and environmental and socioeconomic factors that may affect the water resources and the water producing system of the Descoberto River basin, spatially located in the central region of Brazil. This study results indicate an increasing fragmentation process of patches of Savanna and Shrub native vegetation, Planted Forests, Agricultural lands, Forest Formations, and urban lands. The agricultural lands were predominant in the landscape of the study area, showing increasing trends, mostly expanded over native vegetations of Savannah and Shrub Formations. The results of the Principal Component Analysis (PCA) indicate that the landscape metrics decreased in four main components measuring Aggregation, Subdivision and Isolation, Composition and Configuration and Richness, and the degree of interdispersion. The Subdivision and landscape isolation metrics showed a higher relationship with intake sediments ($R^2=0.43, P<0.01$). By applying the InVest SDR model calibrated for 31 years, I observed a decreasing trend of intake sediment in the study area. However, the Mann-Kendall and Pettit tests detected significant decreasing trends of flow rates and precipitation in the study area. The Logit model results demonstrated, at 1% significance, that the variables Subdivision and Landscape Isolation, People's Schooling and Soil Erodibility contributed to explain the intake sediment of the Descoberto river basin. In the study watersheds showing high levels of Subdivision and Isolation in the landscape, the probability of increase of intake sediment was 6.32 times higher than those with the lowest landscape fragmentation. The geographically weighted Logit regression model was the most appropriate to assess this phenomenon, because it provided better adjustment to the dataset, as it was sensitive to the aspects of spatial variability. The model performance was observed based on the adjustment parameters of the global and local models. This study provides useful information and technical-scientific bases to support public policies and other studies aiming to control landscape fragmentation and soil erosion and monitoring of water resources in the study area.

KEY-WORDS: Landscape Metrics, Sediment Yield, Brazilian Savannah, Geographically Weighted Regression Model.

LISTA DE SIGLAS

ACP – Análise de Componentes Principais
AGRO – Classe de uso do solo Agrícola
ANA – Agência Nacional de Águas
APHA - American Public Health Association
AREA - Área da Mancha
AREA_MN - Tamanho médio das manchas
BACRD – Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto
BPM – Boas Práticas de Manejo
C - Fator de uso e manejo do solo (adm)
CA/TA - Área Total
CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal.
CAR – Cadastro Ambiental Rural
CNEFE - Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos
CODEPLAN - Companhia de Planejamento do Distrito Federal
COE - coeficiente de eficiência de Nash & Sutcliffe
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONTAG – Métrica de Contágio
CORE AREA_MN - Média do Tamanho das Áreas Centrais
CP – Componente Principal
Css - Concentração de sedimento em suspensão (mg. L-1)
Dd – Densidade de Drenagem
DE - Distância Euclidiana
DesvPad – Desvio Padrão da média
DF – Distrito Federal
ED - Densidade de Bordas
EMATER –DF - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal
ENN_MN – Média da Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo
FF – Classe de uso do solo de Formações Florestais
Ff – Fator de Forma
FP – Classe de uso do solo de Florestas Plantadas
FSC – Classe de uso do solo de Formações Savânicas e Campestres
GWLR - Regressão logística geograficamente ponderada

GWR - Regressão Geograficamente Ponderada
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IC – Índice de Conectividade
IDW – Ponderação pelo Inverso da Distância
IFP - Índice de Fragmentação da Paisagem
IJI - Índice de Justaposição de Interceptação
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
K – Erodibilidade do solo ($t \cdot ha \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot mm^{-1}$)
Kb - Parâmetros de calibração, Borselli's k
Kc - Índice de compactidade
km - Quilômetro
km² - Quilômetro quadrado
KMO - Método Kaiser-Mayer- Olkim
L – Litro
LISA - Índice Local de Associação Espacial
LPI - Índice de Maior Mancha
LS - Fator de gradiente de declividade (adm)
LSI - Índice de Forma da Paisagem
LSI - Índice de Forma da Paisagem
m - Metro
MAX - Valor Máximo
MDE - Modelo Digital de Elevação
MIN - Valor Mínimo
MMA – Ministério do Meio Ambiente
NDCA - Número de Áreas Centrais Disjuntas
NP - Número de Manchas
ODS – Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
ONU – Organização das Nações Unidas
P - Fator de práticas conservacionistas (adm)
 ρ_s – Coeficiente de correlação de Spearman
PBIAS - Percentual de tendências
PD - Densidade de Manchas
PDAD-DF - Pesquisa de Amostragem por Domicílio do DF
PDOT – Plano de Ordenamento Territorial

PLAND - Porcentagem da Paisagem
PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos
PR - Riqueza de Manchas
PROX_MN - Média do índice de proximidade
 Q - Descarga líquida ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)
 Q_{SS} - Descarga sólida em suspensão (ton.dia^{-1})
 R – Erosividade da chuva ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)
 R^2 - Coeficiente de determinação
RSR - Erro padrão médio normalizado
SDR - Taxa de aporte de sedimentos
SEDUH - Secretaria de Estado de Desenvolvimento Urbano e Habitação
SEH – Serviços ecossistêmicos hidrológicos
SHDI - Índice de Diversidade de Shannon
SHEI - Índice de Uniformidade de Shannon
SIG - Sistemas de Informações Geográficas
SM – Salários Mínimos
SST - Sólidos Suspensos Totais
SWAT - Soil and Water Assessment Tools
 τ - Coeficiente tau de Kendall
TCA - Total de Áreas Centrais
TOL – Tolerância
URB – Classe de uso do solo de Áreas Urbanas
USLE – Equação universal de perda de solo
UT - Unidade de Turbidez
VIF - Fator de Inflação da Variância

LISTA DE QUADROS E TABELAS

QUADRO 1. Banco de dados utilizado no estudo.	49
QUADRO 2. Reclassificação das classes de uso da terra.	55
TABELA 1. Resultados da modificação de uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas Fonte: adaptado de PORRAS <i>et al.</i> 2008.....	29
TABELA 2. Métricas da paisagem calculadas.....	58
TABELA 3. Valores atribuídos ao parâmetro erodibilidade de acordo com a classe de solo para a área da bacia do Alto Descoberto.	71
TABELA 4. Valores atribuídos aos parâmetros de cobertura e práticas conservacionistas. ...	71
TABELA 5. Localização das estações fluviométricas de coleta de dados hidrossedimentológicos utilizados no estudo da bacia Alto Descoberto.	72
TABELA 6. Equações utilizadas para obtenção da descarga sólida.	73
TABELA 7. Ponto de monitoramento de qualidade de água superficial operado pela CAESB na área de estudo.	73
TABELA 8. Classificação das métricas de COE e percentual de tendências.	75
TABELA 9. Dados morfológicos das sub-bacias.	83
TABELA 10. Resumo das métricas da paisagem no nível de classe.	87
TABELA 11. Resumo das métricas da paisagem na escala da bacia no nível de Paisagem. ..	95
TABELA 12. Cargas das componentes principais após a rotação Varimax.	99
Tabela 13. Valor do teste chi-quadrado do conjunto de sub-bacias para cada uma das componentes principais.	101
TABELA 14. Índice de Moran para das componentes principais nas sub-bacias.	111
TABELA 15. Resumo estatístico do modelo CSS ajustado para o Ribeirão das Pedras.	112
TABELA 16. Resultado da análise de tendências das séries de vazão.	114
TABELA 17. Tendência das séries de precipitação.....	118
TABELA 18. Resultados dos testes de Chi-quadrado para variações nas concentrações de sedimentos.	119
TABELA 19. Métricas de desempenho das calibrações do modelo Invest. SDR.....	122
TABELA 20. Correlação de <i>Spearman</i> entre o valor total de sedimentos exportado para cada sub-bacia e as componentes de aferição das métricas da paisagem.	130
TABELA 21. Índice de autocorrelação espacial das variáveis Renda e Escolaridade.....	139

TABELA 22. Resultados obtidos pela estimação do modelo logit, a 5% de significância....	145
TABELA 23. Resultados obtidos pela estimação do modelo logit, a 1% de significância....	146
TABELA 24. Parâmetros de avaliação de desempenho do modelo logíst. a 1% de significância.	147
TABELA 25. Resultados da regressão logística geograficamente ponderada.	149
TABELA 26. Resumo estatístico dos coeficientes das variáveis locais da GWLR.....	150
TABELA 27. Resultado da variabilidade da diferença do modelo LR e o modelo GWLR. .	154
TABELA 28. Testes de variabilidade geográfica de coeficientes locais.	155

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Ciclo hidrossedimentológico. Fonte: Adaptado de VALENTINI (2019).	26
FIGURA 2. Fontes de poluição pontual e difusas. Fonte: BRAGA (2005).	30
FIGURA 3. Classificação das boas práticas de manejo (BPM) rurais.	32
FIGURA 4. Boas práticas de manejo não estruturais e estruturais.	34
FIGURA 5. Funções de ponderação espacial com Bandwidth fixo (A) e funções de ponderação espacial com Bandwidth variável (B). Fonte: adaptado de FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON (2003).	46
FIGURA 6. Fluxograma simplificado da metodologia a ser aplicada.	48
FIGURA 7. Localização da bacia do Rio Descoberto.	50
FIGURA 8. Hidrografia da bacia do Alto do Descoberto.	51
FIGURA 9. Tipos dos solos da bacia do Alto Descoberto.	52
FIGURA 10. Uso e cobertura da terra em 2015 na bacia do Alto Descoberto (MAPBIOMAS, 2019).	53
FIGURA 11. Declividade dos solos da Bacia do Alto Descoberto.	54
FIGURA 12. Fluxograma de modelagem dos sedimentos.	65
FIGURA 13. Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008), utilizada no modelo de exportação de sedimentos. Fonte: adaptado de SHARP et al. (2016).	66
FIGURA 14. Sub-Bacias dos rios Ribeirão Chapadinha, Ribeirão Rodeador, Ribeirão Capão Comprido e Ribeirão das Pedras da Bacia do Alto Descoberto.	68
FIGURA 15. Distribuição dos postos pluviométricos nas bacias estudadas.	70
FIGURA 16. Distribuição dos parâmetros morfométricos das sub-bacias do Alto Descoberto.	84
FIGURA 17. A) Relação entre as classes Agrícolas (AGRO) e de Formações Savânicas e Campestres (FSC) em escala da bacia e; B) relação do aumento de manchas da classe Agrícola (AGRO) e a fragmentação de FSC.	88
FIGURA 18. Relação entre o número de manchas da classe de Formações Florestais e área da classe (A) e relação entre as métricas PROX_MN e CORE_MN da mesma classe (B).	89
FIGURA 19. A) Relação entre o número de manchas da classe de Florestas Plantadas e a distância para o vizinho mais próximo; B) relação número de manchas e área da classe.	90
FIGURA 20. Unidades de conservação federal no interior da bacia.	91
FIGURA 21. Relação entre as métricas NP e CORE_MN (A) e ENN_MN e CORE_MN (B) da classe Urbano.	92
FIGURA 22. Transições do uso da terra para diversas classes entre 1985 e 2015.	93

FIGURA 23. Relação entre as métricas SHDI e CONTAG (A), NP e CONTAG (B), LPI e DIVISION (C) e SHEI e IJI (D) na escala da Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto.	96
FIGURA 24. Correlograma das métricas da paisagem.	98
FIGURA 25. Mapa fatorial das métricas da paisagem.....	98
FIGURA 26. Uso da terra das sub-bacias com maior e menor IFP.	102
FIGURA 27. Tendências do Índice de Fragmentação da Paisagem das sub-bacias.	103
FIGURA 28. Índice local de Moran (LISA) para o IFP das sub-bacias.	104
FIGURA 29. Variação da média do IFP da bacia no período estudado.....	107
FIGURA 30. Análise diferencial (temporal) do Índice local de Moran (LISA) para o IFP das sub-bacias.	110
FIGURA 31. Ajuste da curva chave de sedimentos para o Ribeirão das Pedras.	112
FIGURA 32. Comparação das descargas de sedimentos e vazão mínima do córrego Capão Comprido e em vermelho o ponto de mudança de tendência.	115
FIGURA 33. Comparação das descargas de sedimentos e vazão mínima do córrego Chapadinha e em vermelho o ponto de mudança de tendência.....	116
FIGURA 34. Descargas anuais de sedimentos do Ribeirão do Rodeador.	117
FIGURA 35. Comparação da descarga anual de sedimentos e vazão mínima do Ribeirão das Pedras.	117
FIGURA 36. <i>Boxplot</i> dos fluxos de sedimentos das diferentes regiões utilizadas para calibração do modelo.....	119
FIGURA 37. Otimização do parâmetro kb das regiões de calibração do modelo InVEST SDR.	120
FIGURA 38. Ajuste do modelo Invest. SDR nas regiões utilizadas para calibração.....	121
FIGURA 39. Aporte de sedimentos totais da bacia do Alto Curso do Rio Descoberto em vermelho o ponto de detecção de mudança de tendência do aporte.....	123
FIGURA 40. Taxa de aporte de sedimentos por sub-bacias (A) e distribuição do fator topográfico (B).	124
FIGURA 41. <i>Boxplot</i> dos fluxos do Índice de Conectividade das sub-bacias no período analisado.....	127
FIGURA 42. Tendência do aporte médio de sedimentos nas sub-bacias.	128
FIGURA 43. Relação entre o aporte de sedimentos totais da bacia e os valores médios de IFP (A), CP1(B), CP2(C) e CP3(D).....	129
FIGURA 44. Índice Local de Moran do aporte de sedimentos médio e anuais nas sub-bacias da BACRD.	132

FIGURA 45. Análise diferencial do índice local de Moran para o aporte de sedimentos das sub-bacias entre os anos 2015 e 1985.	134
FIGURA 46. Presença de heterocedasticidade.....	136
FIGURA 47. Distribuição dos setores censitários e seus centroides (pontos).	138
FIGURA 48. Mapa de interpolação dos valores das variáveis Escolaridade e Renda.	140
FIGURA 49. Distribuição das variáveis Escolaridade (A) e Renda (B) nas sub-bacias.....	142
FIGURA 50. Distribuição das classes de escolaridade na bacia.....	143
FIGURA 51. Distribuição das classes de renda na bacia.	144
FIGURA 52. Distribuição dos coeficientes locais das variáveis Erodibilidade (A), CP2 (B) e Escolaridade (C).	152
FIGURA 53. Distribuição dos Pseudo-R ² obtido pelo modelo GWLR.	153
FIGURA 54. Distribuição das probabilidades de aporte de sedimento na bacia do Alto Curso do Rio Descoberto.	156

SUMÁRIO

RESUMO.....	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE SIGLAS	x
LISTA DE QUADROS E TABELAS	xiii
LISTA DE FIGURAS	xv
1. INTRODUÇÃO	21
1.1 Problema de pesquisa	21
1.2 Objetivo geral	23
1.3 Objetivos específicos	23
1.4 Hipóteses.....	23
2. REFERENCIAL TEÓRICO	24
2.1 Qualidade de Água	24
2.2 A Qualidade de Água e o Uso da Terra	28
2.2.1 Boas práticas de manejo como método de controle da qualidade de água.....	30
2.2.1.1 Boas práticas de manejo em áreas rurais.....	31
2.2.1.2 Boas práticas de manejo em áreas urbanas.....	33
2.3 O Estudo da Paisagem	35
2.3.1 Fragmentação da paisagem.....	35
2.3.2 Estrutura de paisagem.....	36
2.3.2.1 Métricas da paisagem.....	36
2.3.3 Métricas da paisagem e a qualidade de água.....	38
2.4 Modelos Hidrológicos	39
2.4.1 Modelo InVEST.....	40
2.4.2 A utilização do modelo InVEST para determinação de serviços ecossistêmicos hidrológicos	41
2.5 Modelos de Regressão Logística..	43
2.5.1 Uso do modelo <i>logit</i> aplicado aos recursos hídricos.....	43
2.6 Modelos de Regressão Espacial.....	45
3. MATERIAL E MÉTODOS	47
3.1 Fluxograma da metodologia	47
3.2 Banco de Dados	48
3.3 Área de Estudo.....	49
3.4 Cobertura do Uso da terra.....	54

3.4.1 Correções da base de uso e cobertura da terra.....	55
3.4.2 Divisão das bacias em sub-bacias.....	55
3.4.3 Análise do uso e ocupação do solo.....	57
3.4.3.1 Análise das métricas da paisagem.....	57
3.4.4 Índice de fragmentação da paisagem das sub-bacias.....	59
3.4.5 Dependência espacial das métricas da paisagem entre as sub-bacias.....	63
3.4.6 Análise da autocorrelação espacial.....	63
3.5 Descrição do modelo de simulação InVest -SDR.....	65
3.5.1 Parâmetros e dados de entrada.....	68
3.5.1.1 Limite da bacia.....	68
3.5.1.2 Erosividade da chuva (R)	69
3.5.1.3 Erodibilidade do solo (K)	70
3.5.1.4 Fatores de cobertura (C) e práticas conservacionistas (P).....	71
3.5.2 Dados hidrossedimentológicos.....	72
3.5.2.1 Verificação da qualidade da simulação do modelo InVEST.....	74
3.6 Análise Estatística.....	75
3.6.1 Análise Estatística das Métricas de Paisagem e Aporte de Sedimentos.....	75
3.7 Modelo teórico de gerenciamento de recursos hídricos	76
3.7.1 Interpolação dos Dados Socioeconômicos.....	76
3.7.2 Modelo Teórico de Fluxo de Sedimentos.....	77
3.7.3 Regressão Logística Geograficamente Ponderada.....	81
4. RESULTADOS.....	83
4.1 Divisão da bacia em sub-bacias.....	83
4.2 Métricas da paisagem.....	85
4.2.1 Análise no nível de classes.....	85
4.2.2 A análise em nível de Paisagem.....	94
4.2.3 Índice de Fragmentação da Paisagem das sub-bacias.....	97
4.3 Análise Hidrossedimentológica.....	111
4.3.1 Curva-chave de sedimentos.....	111
4.3.2 Estimativas de Fluxos Hidro-Sedimentológicos anuais.....	113
4.3.3 Calibração do modelo InVest SDR.....	119
4.3.4 Aporte de sedimentos por Sub-bacias.....	122
4.4 Modelo Teórico de Aporte de Sedimentos.....	137
4.4.1 Análise das variáveis sociais.....	137

4.4.2 Modelo <i>logit</i>	145
4.4.3 Modelo GWLR.....	149
5. CONCLUSÕES.....	158
5.1 Questões de Pesquisa Revisitada.....	160
5.2 Hipóteses Revisitadas.....	161
5.3 Oportunidades para novos estudos.....	162
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	163
APÊNDICE.....	196
1. Memorial de Cálculo das Métricas da paisagem.....	196
1.1 Métricas da paisagem nível de manchas.....	196
1.2 Métricas da paisagem nível da Classe.....	196
1.3 Métricas em nível da Paisagem.....	202
2. Testes de Normalidade e Variância.....	209
2.1 Correlação de Spearman entre as métricas da paisagem no nível de classe para toda a bacia.....	213
2.2 Correlação de Spearman entre as métricas no nível de paisagem para toda a bacia.....	216
3. Input InVEST (EROSIVIDADE e ERODIBILIDADE).....	217
4. Resultado preliminar da Análise de Componentes Principais.....	219
5. Estatística Descritiva das Variáveis Sociais.....	220
6. Estatística descritiva variável escolaridade.....	222
7. Resultado do teste do fator de inflação da variância (vif).....	224

1. INTRODUÇÃO

1.1 Problema de pesquisa

Juntamente com a Constituição Federal de 1988 e a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) reorganizaram o Sistema de Gestão dos Recursos Hídricos. Este novo modelo adotado no país enfatiza a gestão integrada dos usos múltiplos da água, tendo por base a bacia hidrográfica (LOPES; NEVES, 2017). Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) formam as diretrizes para implementar a Agenda 2030, da qual o Brasil é signatário, prevê, no objetivo nº 6, garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos e, mais especificamente no item 6.5 implementar até 2030 a gestão integrada dos recursos hídricos (ONU, 2015).

A gestão integrada é fundamental, pois as variações dos demais aspectos ambientais, principalmente o uso da terra, alteram a qualidade e quantidade dos serviços ecossistêmicos. A alteração do uso da terra, tendo ou não consequências para os recursos hídricos, recorda o navio de Teseu¹. A mudança de paradigma da gestão de recursos hídricos se dá pelo reconhecimento expresso de sua finitude e, portanto, de seu inequívoco valor econômico e socioambiental relevante (LOPES; SILVA, 2016). Ela prevê a integração da gestão de recursos hídricos com os demais aspectos ambientais (BRASIL, 1997).

Para atingir os objetivos da PNRH e dos ODS é necessário que haja uma abordagem ambiental em nível de bacia. O gerenciamento integrado é de grande importância para a conservação dos recursos hídricos (MSUYA; LALIKA, 2018), sendo necessário levar em consideração aspectos sociais, econômicos e ambientais (AL-JAWAD et al., 2019).

As inúmeras finalidades das bacias hidrográficas elas as tornam um desafio de gestão para os governantes (JOIA; ANUNCIACÃO; PAIXÃO, 2018). Ao analisar as diretrizes da PNRH observa-se a necessidade de modelos holísticos para a efetiva gestão dos recursos hídricos que englobam dimensões políticas, culturais, ambientais e científicas (CAMPOS, 2013). Para isso, é necessário utilizar modelos integrados ou sistêmicos onde a bacia é vista

¹ O paradoxo do Navio de Teseu foi publicado pela primeira vez no trabalho de Plutarco, filósofo grego seguidor de Platão. O navio (Argo) em que Teseu fez a travessia com os jovens e em que regressou são e salvo, era uma embarcação de trinta remos que os Atenienses conservaram até ao tempo de Demétrio de Falero. No entanto, para preservação do navio retiravam o madeiramento envelhecido e substituíam-no por pranchas robustas, que ajustavam às outras. Isso leva às seguintes perguntas: o navio em que os argonautas retornaram era o mesmo em que partiram, apesar de agora as placas de madeira serem completamente diferentes? E se o navio ainda tiver uma placa de madeira original em sua estrutura? E se houver duas placas de madeira original em sua estrutura? Quando que o navio deixou de ser o navio original? Na troca da primeira peça?

como um sistema que integra processos físicos e socioeconômicos (MAVROMMATI; BITHAS; PANAYIOTIDIS, 2013).

Segundo LIU et al. (2016) os modelos que relacionam o desenvolvimento socioeconômico com os efeitos no ambiente aquático é o principal meio para avaliar os efeitos das diversas medidas de gestão e para fornecer orientações às decisões políticas. Nesse sentido, modelos de regressão linear não são recomendados já que muitas vezes as relações não são lineares. De forma geral, estudos que visam modelar essas relações usam modelos não lineares (LIU. et al., 2016; SHI; XIA; ZHANG, 2016; MAINALI; CHANG, 2018; WANG. et al., 2019). Por sua vez, a regressão logística foi desenvolvida para lidar especificamente com essas questões (HAIR et al., 2009). Tais modelos têm sido muito utilizados em estudos de biologia, epidemiologia, medicina, economia e engenharia.

Na gestão integrada de recursos hídricos e uso e manejo do solo HONG et al. (2009) utilizaram a regressão logística no intuito de determinar a influência da relação ecológico-econômica em uma bacia de uso intensivo com o ecossistema aquático. Além desses autores, diversas pesquisas científicas utilizaram a regressão logística para avaliar a mudança do uso da terra e concluíram que é necessária uma abordagem holística e integrada para agrupar as diferentes variáveis que afetam os aspectos ecológicos, econômicos e sociais em um só modelo de predição (JANG; KANG,2015; QIU et al., 2015; JARA-ROJAS et al.,2013; VORPAHLet al., 2012, ÁLVAREZ MARTÍNEZ; SUÁREZ-SEOANE; DE LUIS CALABUIG, 2011; HONG et al., 2009).

Os fatores que implicam as alterações ecológicas nas bacias hidrográficas, além de não linear, possuem dependência espacial devido a características de não estacionaridade dos eventos (JUSYS, 2016; SEDIGHI; DARVISHAN; ZARE, 2021). Nesse sentido, os modelos derivados da Regressão Geograficamente Ponderada proposto por FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON (2002) resolvem a heterogeneidade espacial para modelagem desses processos. Atualmente, o uso de modelos que incorporam a variação dos parâmetros estimados no espaço tem tido ampla aceitação em estudos de gerenciamento integrado dos recursos hídricos (CIOTOLI et al., 2017; SEDIGHI; DARVISHAN; ZARE, 2021; YUSOF et al., 2021).

De forma geral, os modelos não estacionários são mais precisos quando comparado com suas versões estacionárias (WANG et al., 2021; YUSOF et al., 2021). Além disso, ao incorporar aspectos espaciais, esses modelos auxiliam no melhor gerenciamento de bacias hidrográficas uma vez que demonstram as influências regionais dos fatores que alteram a qualidade ambiental local.

A literatura sobre o tema ainda é bastante recente e limitada apesar de muito relevante para o entendimento das relações no interior das bacias hidrográficas. O entendimento da influência dos padrões de mudança do uso da terra e das métricas de paisagem é importante para entender a influência do comportamento humano na qualidade ambiental do corpo hídrico (WU et al., 2015). No entanto, no Brasil, até o momento não foi observado nenhum estudo que utilizasse esse método para obter a relação entre os aspectos ambientais e socioeconômicos.

A partir do estudo das mudanças do uso e cobertura da terra e das relações socioeconômicas que possibilitam o entendimento da produção de sedimento numa região de interesse, as seguintes questões de pesquisa nortearam o presente estudo:

- Quais são os fatores de composição da paisagem determinantes na produção de sedimento nas sub-bacias da área de estudo?
- Quais são os fatores ambientais e socioeconômicos a serem considerados e como eles afetam a produção de sedimento nas sub-bacias?

1.2 Objetivo geral

No presente estudo, teve-se como objetivo principal identificar os fatores ambientais e socioeconômicos que afetam os recursos hídricos de do sistema produtor de água da bacia do Rio Descoberto no Distrito Federal (DF).

1.3 Objetivos específicos

- Avaliar a relação das métricas da paisagem com a produção de sedimento nas sub-bacias da área de estudo;
- Analisar a relação da localização espacial e composição do uso e cobertura da terra com a produção de sedimentos nas sub-bacias da área de estudo;
- Analisar os efeitos dos fatores ambientais e socioeconômicos na produção de sedimentos das sub-bacias da área de estudo.

1.4 Hipóteses

H₀₁: A fragmentação da paisagem natural afeta significativamente a qualidade de água da bacia hidrográfica da bacia do rio Descoberto.

Arrazoado 1:

O uso da terra influencia as condições de qualidade aquáticas, pois implica alterações nas fontes pontuais e não pontuais de poluição, principalmente quando há a conversão do uso

natural para o uso urbano e/ou agrícola (ZHOU et al., 2016). Estudos recentes que exploraram os impactos da composição da paisagem em corpos hídricos mostram que a característica da paisagem é vital para a qualidade da água (HASSAN et al., 2015; LI et al., 2015).

Ao utilizar a análise de redundância SHI et al. (2017) observaram a existência de relações entre a fragmentação da paisagem e qualidade de água de uma bacia hidrográfica, e que esse efeito é mais significativo quando a sazonalidade é observada.

No entanto, é importante ressaltar que a fragmentação do uso da terra é influenciada por fatores políticos, econômicos, sociais, ecológicos e ambientais, que afetam a sua dinâmica, padrões, estruturas e funções (GOMES et al., 2019).

H0₂: As piores condições socioeconômicas da população afetam significativamente a qualidade dos recursos hídricos na área de estudo.

Arrazoado 2:

De acordo com MALLICK; PADHAN; MAHALIK (2019), a população com menor condição financeira se preocupa mais com a diminuição da qualidade ambiental do que as classes que possuem mais recursos. Apesar disso a hipótese da Curva de Kuznets Ambiental postula uma relação em U invertido entre emissão de diferentes poluentes e renda per capita, ou seja, a pressão ambiental aumenta até certo nível à medida que a renda sobe; diminuindo depois disso (DINDA, 2004). DINDA (2004) e RIDZUAN (2019) ainda ressaltam que essa teoria é questionável em alguns aspectos sendo que as evidências mais concretas estão relacionadas à emissão de gases poluentes.

No entanto, o estudo de PAUDEL; ZAPATA; SUSANTO (2005) relaciona as menores rendas com a maior geração de poluentes aquáticos como Fósforo, Nitrogênio e Oxigênio Dissolvido. Por outro lado, WONG; LEWIS (2013) não observou a dependência de fatores socioeconômicos na produção desses poluentes.

Todavia, LANGARUDI et al. (2019) enfatizaram que para modelos hidrológicos, é imperativo incluir e testar o impacto de variáveis socioeconômicas como componentes endógenos.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Qualidade de Água

A qualidade da água pode ser definida por sua composição física, química, biológica, radioativa e, conseqüentemente, pelos efeitos que seus constituintes podem causar ao ambiente (BRITO et al., 2005). No entanto, a gestão da qualidade da água, bem como a distribuição quantitativa ideal de água e sustentabilidade, são questões complexas que

envolvem hidrologia, hidráulica, economia e ecologia (ALAM; UNAMI; FUJIHARA, 2018). Em função do uso e considerando as suas características, vários organismos estabeleceram normas e padrões específicos de qualidade da água.

No Brasil, as normas de qualidade de água para consumo humano são regidas pelo Ministério da Saúde, que as delibera para instituições competentes, por meio da Portaria nº 2.914 de 2011 (BRASIL, 2011). A norma de classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o enquadramento com base nos parâmetros físicos, químicos e biológicos é a Resolução 357 de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Vale ressaltar que tal resolução teve os padrões de lançamento de efluentes alterados pela Resolução 430 de 2011 do próprio CONAMA.

A qualidade da água de uma bacia pode ser influenciada por diversos fatores. Segundo ARCOVA; CESAR; CICCIO (1998), os processos que controlam a qualidade da água de determinado manancial fazem parte de um frágil equilíbrio, motivo pelo qual as alterações de ordem física, química ou climática, na bacia hidrográfica, podem modificar a sua qualidade. Para efeitos de monitoramento da qualidade das águas de uma bacia hidrográfica grandes rios são bons indicadores dos impactos cumulativos enquanto rios menores apresentam maiores variabilidades na qualidade da água, dependendo da estação do ano e do grau de distúrbio da bacia (CADA; HUNSAKER, 1990).

As características físicas e químicas têm grande importância nos estudos e fenômenos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos e de caracterização e controle de qualidade de águas tanto para abastecimento público quanto para águas residuárias (VON SPERLING, 1996; RICE et al., 2012). De acordo com VON SPERLING (1996), a qualidade da água é resultado das condições naturais e do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica. Portanto, a alteração dos padrões naturais da qualidade de água de um curso hídrico é fruto da contaminação desses corpos hídricos por elementos físicos, químicos ou biológicos que venham a causar danos aos seres vivos.

Nesse sentido, as atividades humanas são as principais causas de alteração dos ecossistemas aquáticos (QUADRA et al., 2019). Paradoxalmente, os seres humanos são indubitavelmente dependentes dos ecossistemas aquáticos já que esses fornecem os serviços ambientais de suporte à vida (CARDOSO et al., 2019).

Portanto, é possível afirmar que a fonte mais significativa de poluição hídrica é o solo, cujas partículas são transportadas pelas águas da chuva que escoam pelas vertentes em todas as direções atingindo o corpo hídrico conforme esquematizado na Figura 1 (ALÍPAZ, 2010). É importante ressaltar que a produção, transporte e deposição de sedimentos são resultados de

processos hidrossedimentológicos que ocorrem naturalmente. Todavia, as ações antrópicas e a falta de manejo colaboram com a intensificação desses processos, gerando problemas sociais, econômicos e ambientais (SILVA et al., 2017).

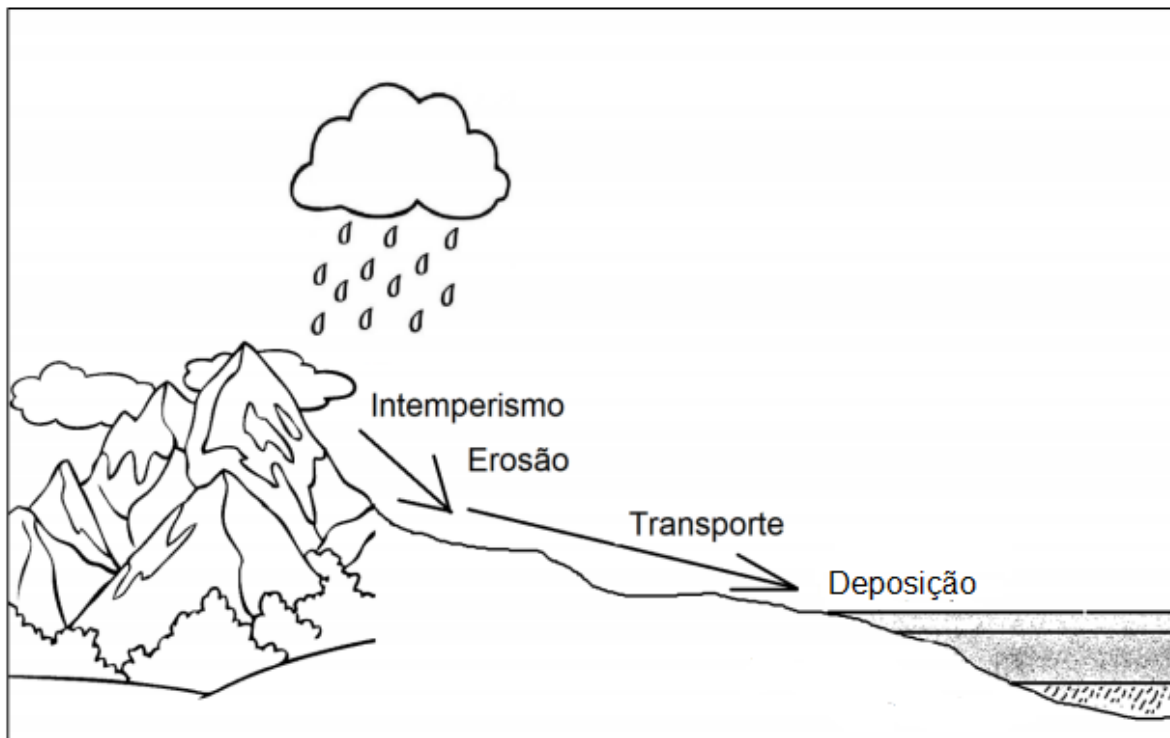


FIGURA 1. Ciclo hidrossedimentológico. Fonte: Adaptado de VALENTINI (2019).

Sedimentos são essencialmente materiais não consolidados, produtos da modificação de rochas, solos e matéria orgânica que sofreram intemperismo, transporte, transformação e deposição perto da superfície da Terra ou em corpos d'água (CARDOSO et al., 2019). A análise dos sedimentos aquáticos ajuda a compreender as mudanças nos ecossistemas terrestres e aquáticos, uma vez que são considerados bons sentinelas, capazes de refletir processos biogeoquímicos chave ao longo do tempo (ESTEVES, 1998; ČERKASOVA; UMGIESSER; ERTÜRK, 2021). Nos termos de qualidade de água os sedimentos são aferidos pela análise dos sólidos mais especificamente os sólidos suspensos totais (SST) ou sólidos em suspensão (BICALHO, 2006; SILVA; CHAVES; CAMELO, 2011; FROMANT et al., 2021; SOK et al., 2021).

De forma geral os sólidos nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-estabelecida durante um tempo fixado (RICE; BAIRD; EATON, 2013). De acordo com VON SPERLING (1996) todos os contaminantes, com exceção dos gases dissolvidos contribuem para a carga de sólidos.

Os sólidos podem ser classificados de acordo com as suas características físicas (tamanho e estado) ou conforme as suas características químicas. A classificação dos sólidos conforme suas características físicas são divididas em sólidos em suspensão, sólidos coloidais e sólidos dissolvidos. Por outro lado, a classificação dos sólidos de acordo com suas características químicas é dividida em sólidos orgânicos e sólidos inorgânicos (VON SPERLING, 1996; RICE; BAIRD; EATON, 2013).

A *American Public Health Association* (APHA) - contempla nove frações diferentes de sólidos quantificáveis em uma amostra de matriz aquosa, que diferem entre si basicamente pelas suas características de tamanho das partículas e volatilidade (RICE; BAIRD; EATON, 2013). As frações são classificadas em: sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, sólidos fixos totais, sólidos voláteis totais, sólidos dissolvidos fixos, sólidos dissolvidos voláteis, sólidos suspensos fixos e sólidos suspensos voláteis.

No atual trabalho foram utilizados os dados de SST da Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb), que é a entidade responsável pelo monitoramento dos recursos hídricos superficiais do Distrito Federal (DF). A Caesb executa o monitoramento da qualidade da água de todos os mananciais superficiais e subterrâneos utilizados para o abastecimento público no DF, assim como dos corpos receptores de efluentes de suas estações de tratamento de esgoto.

A resolução CONAMA 375/05 que dispõe sobre os valores de referência dos parâmetros de qualidade de água para o enquadramento dos corpos hídricos, mesmo sendo complementada pela resolução CONAMA 430/11, não prevê em seus padrões de enquadramento um valor máximo ou mínimo de sólidos em suspensão, mas sim de sólidos dissolvidos totais, nesse caso, para o enquadramento do corpo hídrico na classe 2, que é a classe dos corpos avaliados nesse estudo. Esse valor seria de 500 mg. L⁻¹.

De toda sorte, é comum a utilização do parâmetro turbidez, esse sim previsto na legislação, ao invés de sólidos em suspensão em estudos sedimentológicos. Todavia, é necessária extrema cautela para correlacionar a turbidez e os sólidos em suspensão, pois essa relação só é válida para determinada seção em determinado período devendo ser cuidadosamente calibrada (BICALHO, 2006).

Uma vez que não é possível garantir que os dados disponibilizados pela Caesb e no Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SNRH) (HIDROWEB) foram aferidos na mesma seção e no mesmo horário, optou-se pela medida conservadora e não realizar inferências matemáticas a cerca desse parâmetro para não incorrer em erros.

2.2 A Qualidade de Água e o Uso da Terra

As modificações antrópicas na paisagem aceleram os ciclos biogeoquímicos e promovem o desequilíbrio entre ecossistemas terrestres e aquáticos com impactos ainda desconhecidos nos processos bióticos e abióticos (CARDOSO et al., 2019). Esse desequilíbrio é fruto da alteração do uso e manejo do solo em bacias hidrográficas que prejudica o fornecimento dos serviços ecossistêmicos. Uma vez que não é possível garantir que os dados disponibilizados pela Caesb e no Sistema Nacional de Recursos Hídricos (SNRH) (HIDROWEB) foram aferidos na mesma seção e no mesmo horário, optou-se pela medida conservadora e não realizar inferências matemáticas a cerca desse parâmetro para não incorrer em erros principalmente dos serviços ecossistêmicos hidrológicos (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; PORRAS; GRIEG-GRAN; NEVES, 2008).

Diversos estudos demonstram haver uma alta correlação entre a distribuição espacial das atividades humanas, o estado de conservação da cobertura vegetal na bacia hidrográfica e o nível de degradação dos recursos hídricos (MSUYA; LALIKA, 2018; BAI; OCHUODHO; YANG, 2019; LIBEROFF et al., 2019). Na Tabela 1 estão relacionadas as consequências hidrológicas associadas à modificação do uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas.

O entendimento da relação entre o uso da terra e a preservação da qualidade de água dentro de uma bacia é essencial para assegurar o desenvolvimento sustentável (MENEZES et al., 2015). Os ambientes lóticos, por carregarem as águas residuais municipais, industriais e o escoamento de áreas agrícolas, estão entre os corpos hídricos mais susceptíveis à degradação devido à poluição (SINGH; MALIK; SINHA, 2005).

De forma analítica, os problemas de qualidade das águas superficiais são causados por muitas fontes pontuais e não pontuais (Figura 2) de áreas urbanas e agrícolas (WITTMER et al., 2010). Em relação à poluição pontual, os poluentes atingem um determinado corpo de água de forma concentrada no espaço, com localização definida e frequentemente com regime contínuo de produção (LIMA et al., 2016). Esse tipo de poluição é caracterizado por descargas industriais, rede de esgoto urbano ou estações de tratamento de esgoto. D, de forma geral, são mais facilmente identificadas, mensuráveis e controladas (VON SPERLING, 1996; BRAGA, 2005).

TABELA 1. Resultados da modificação de uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas
 Fonte: adaptado de PORRAS *et al.* 2008.

Tipo de mudança do uso da terra	Consequências no Provimento de Água Doce
Floresta Natural para Exploração da Floresta com Manejo	Pequeno decréscimo na disponibilidade da vazão de água doce e decréscimo na recarga subterrânea a longo termo
Floresta para pasto ou agricultura	Aumento na quantidade de escoamento superficial associado ao aumento no fluxo de sedimentos e nutrientes
Floresta para uso urbano	Aumento da quantidade de escoamento superficial associado ao aumento de carga poluente. Aumento do risco de cheias e diminuição da recarga subterrânea.
Inserção de espécies com elevadas taxas de evapotranspiração	Diminuição do escoamento superficial e diminuição da recarga subterrânea

Já a poluição difusa emana de localizações não pontuais sendo por natureza mais difíceis de identificar, mensurar e controlar. São consideradas cargas difusas de poluição aquelas em que o lançamento da fonte poluidora é intermitente, dependente da duração e intensidade das chuvas e da área produtora (TUCCI, 2005). Portanto, a poluição difusa, principalmente o aporte de sedimentos, está interligada com a geração de escoamento superficial (*run-off*) nas bacias.

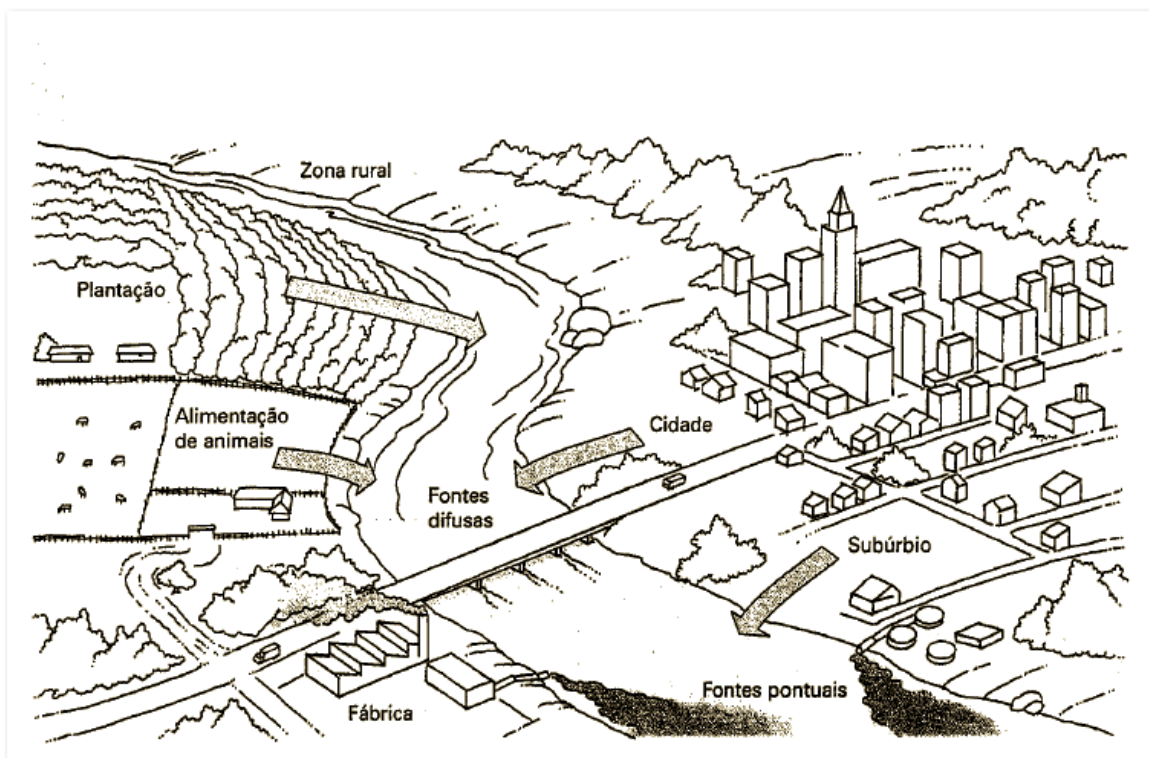


FIGURA 2. Fontes de poluição pontual e difusas. Fonte: BRAGA (2005).

Uma vez que a poluição das águas superficiais possui diversos tipos de componentes como nutrientes, pesticidas, metais pesados e micro poluentes orgânicos (MUNZ et al., 2017; SHARPLEY, 2018; MOHANAKAVITHA et al., 2019), SCHUWIRTH et al. (2018) ressaltaram que a melhor gestão das águas superficiais é realizada em nível de bacia, principalmente por meio das boas práticas de manejo (BPMs).

2.2.1 Boas práticas de manejo como método de controle da qualidade de água

Com o objetivo de controlar a descarga de poluentes de origem difusa nos corpos hídricos adotam-se as BPMs, que são o conjunto de procedimentos que tem como objetivo a prevenção e/ou redução da geração e do aporte de poluentes (BRIAK et al., 2019; SITH et al., 2019). As técnicas/práticas de manejo aplicadas à gestão de recursos hídricos são distintas para bacias com áreas rurais e bacias urbanas dadas as suas peculiaridades. Cabe aos gestores e tomadores de decisão selecionar e implementar técnicas corretas a cada uma dessas áreas de forma a garantir o uso sustentado dos recursos naturais.

Nas zonas rurais, as BPMs aplicadas à qualidade da água estão interligadas às BPMs do solo. Isso se dá, pois as perdas de solo, água, nutrientes e matéria orgânica por erosão hídrica são influenciadas pelos sistemas de manejo do solo, os quais, quando mal utilizados, acarretam a degradação de ecossistemas.

Já em áreas urbanas, a poluição difusa pode ter diversas origens como os resíduos orgânicos de animais, resíduos de construção civil, combustíveis, graxas e óleos originados de veículos, resíduos orgânicos e metais como zinco, cobre, chumbo e os poluentes do ar que se depositam sobre o solo (PRODANOFF, 2005; JIA et al., 2015; PARK et al., 2015).

2.2.1.1 Boas práticas de manejo em áreas rurais

Nas áreas rurais as BPM visam aumentar a resistência do solo ou diminuir as forças do processo erosivo, tais técnicas são denominadas técnicas conservacionistas (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999). Essas práticas conservacionistas, além de conservar os recursos edáficos também contribuem para minimizar os efeitos das mudanças climáticas. (SAPKOTA et al., 2015; PARAJULI et al., 2016)

Tais técnicas de manejo são classificadas em práticas vegetativas, edáficas e mecânicas. Preferencialmente elas devem ser implantadas de forma integrada e atingindo melhores efeitos na diminuição da degradação (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999). Na figura 3 está disposta a classificação do rol das BPM agrícolas.

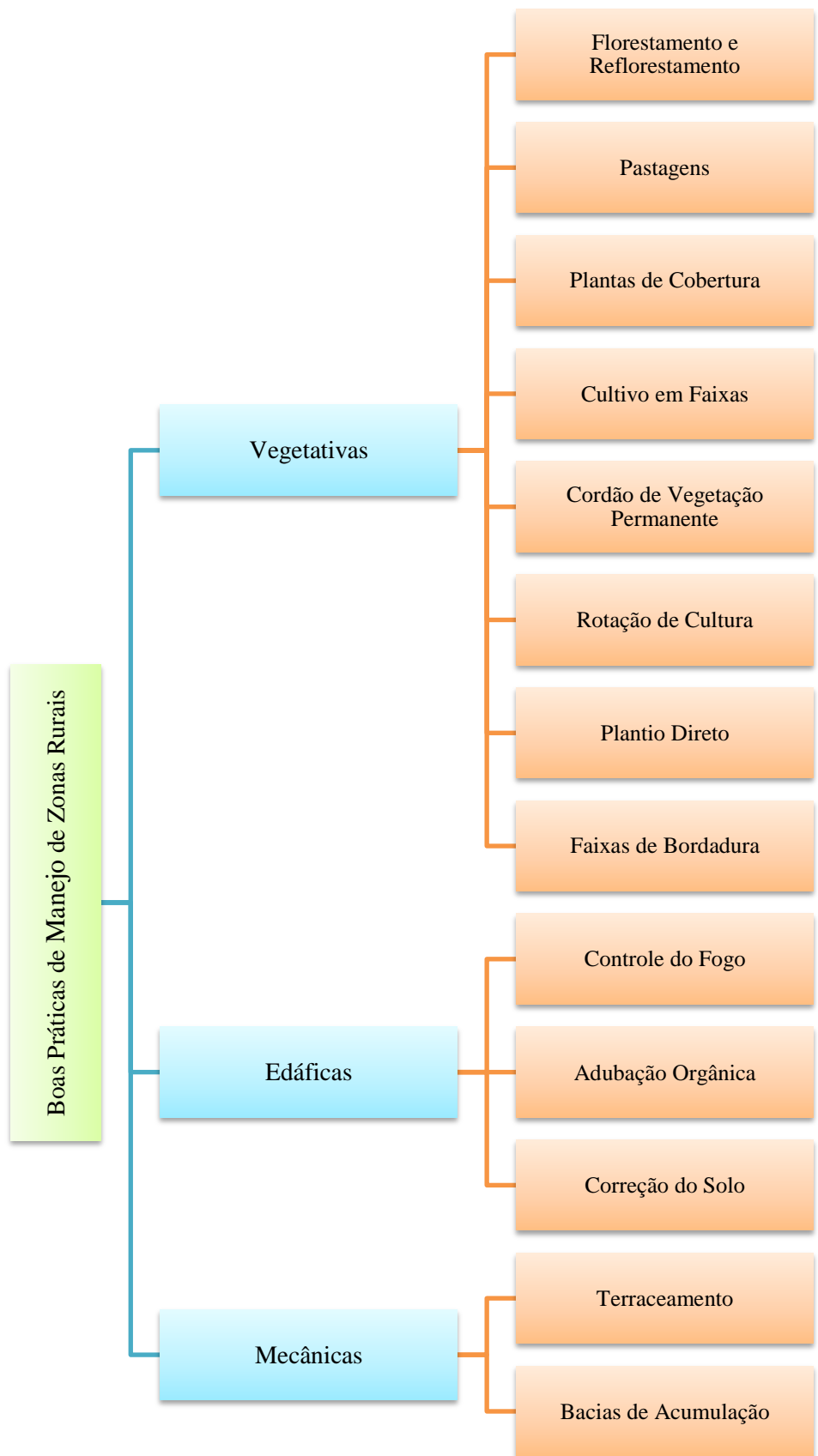


FIGURA 3. Classificação das boas práticas de manejo (BPM) rurais.

2.2.1.2 Boas práticas de manejo em áreas urbanas

Em bacias urbanas, a poluição difusa ocorre em decorrência das enxurradas que carregam os poluentes da bacia para os corpos hídricos (TUCCI, 2008; CANHOLI, 2014). As BPMs em áreas urbanas são divididas em medidas não estruturais (controle da fonte) e medidas estruturais (tratamento) (EPA, 2005). As BPMs não estruturais são técnicas de manejo que utilizam meios naturais para reduzir o nível de poluição, não necessitam de grandes construções e limitam e reduzem o escoamento e a quantidade de poluentes (SCHUELER, 1987; RIGHETTO; MOREIRA; SALES, 2009). As técnicas não estruturais são ações que integram a gestão das águas pluviais nas sub-bacias que compõem o território urbano com enfoque no uso racional do espaço urbano, de forma a otimizar o bem-estar, a qualidade de vida, a estética e as múltiplas possíveis atividades de utilização do meio ambiente urbano (RIGHETTO; MOREIRA; SALES, 2009).

As medidas estruturais relacionam-se às obras de captação, armazenamento e transporte das águas pluviais dentro de limites estabelecidos pela quantificação dos riscos e pelo conhecimento prévio das ondas de cheia, ajustadas às condições locais por meio de estruturas de contenção (RIGHETTO; MOREIRA; SALES, 2009). A Figura 4 representa as BPMs não estruturais e estruturais (EPA, 2005).

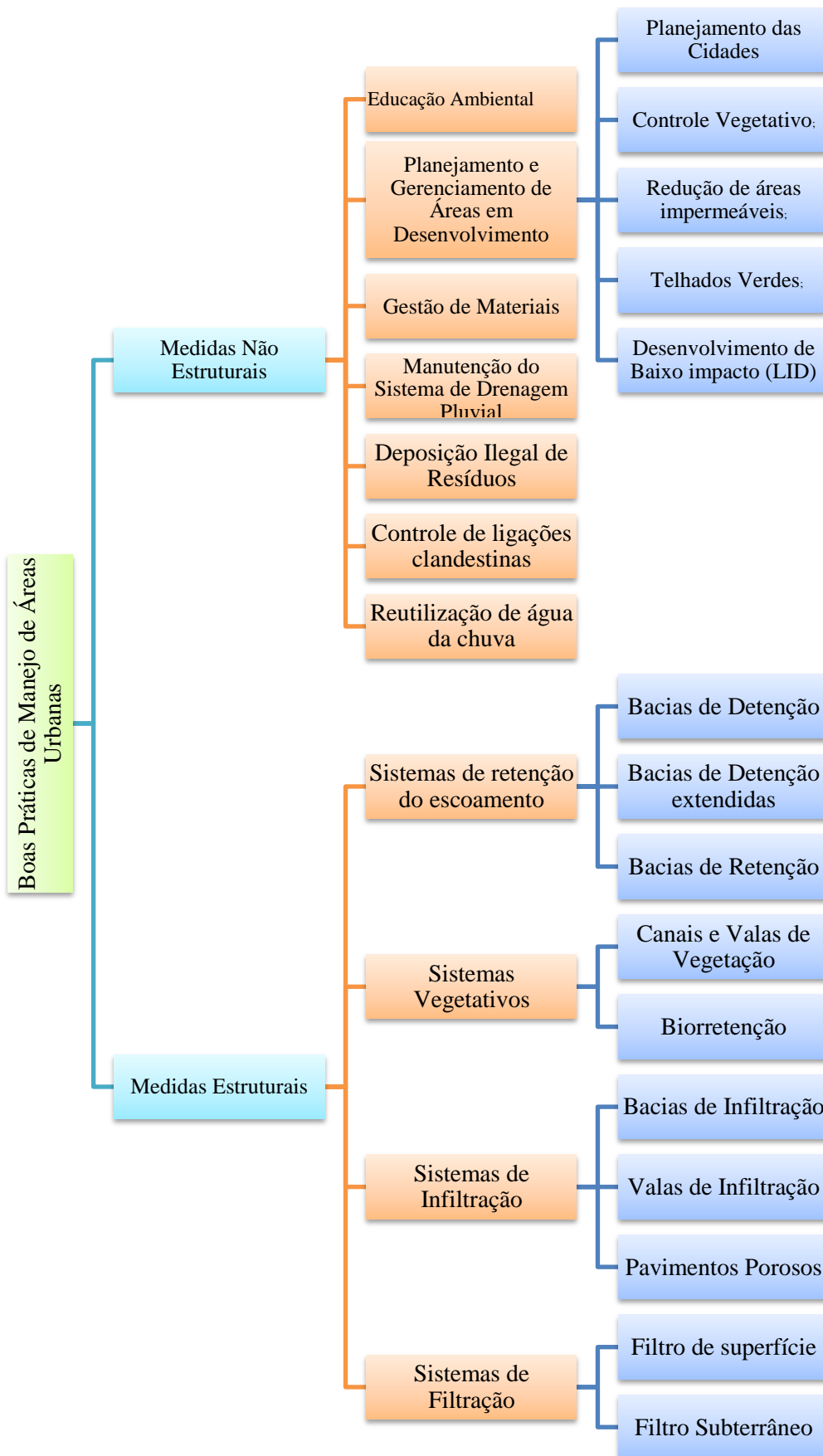


FIGURA 4. Boas práticas de manejo não estruturais e estruturais.

2.3 O Estudo da Paisagem

A ecologia tradicional estuda as inter-relações verticais entre os elementos da natureza dentro de uma unidade espacial homogênea. A ecologia de paisagem traz um novo enfoque, centrado no estudo das inter-relações horizontais entre as diversas unidades espaciais (RAVAN; ROY, 1995).

A origem do conceito geográfico-científico da paisagem foi proposta no início do século XIX por Alexander Von Humbolt (BERTRAND, 2004). Este pesquisador definiu a paisagem como o caráter total de uma área geográfica. Procurando conhecer as inter-relações entre os componentes da paisagem, foram definidos os conceitos de paisagens naturais e culturais. As paisagens naturais referem-se à combinação de terreno, vegetação, solo, rios e lagos e as paisagens culturais são as modificações feitas pelo homem (SCHIER, 2003). A partir da conceituação das escolas europeias, foi definido o termo ecologia da paisagem sendo caracterizado, inicialmente, por uma abordagem geográfica da paisagem com uma visão holística e integralizada às ciências sociais e biológicas que visavam o ordenamento territorial (METZGER, 2001).

Por fim, a abordagem mais recente da paisagem é a abordagem ecológica. Segundo RITTER; MORO (2012), essa abordagem está relacionada à transposição da teoria de biogeografia de ilhas para o meio terrestre, para a aplicação na conservação da diversidade biológica, ao manejo de recursos, na ecologia de ecossistemas, na modelagem e análise espacial. Para METZGER (2001), o ponto central da ecologia da paisagem é a existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem que interagem com a sua vizinhança, combinando, portanto, a análise espacial da geografia com o aspecto funcional da ecologia, entendendo como os processos ecológicos são influenciados pelo padrão espacial.

ROBINSON; WECKWORTH (2016) definiram o estudo da ecologia da paisagem como uma busca por padrões no processo ecológico, bem como suas causas e consequências. Portanto, o estudo da ecologia de paisagem se concentra não somente nas dimensões biológicas e físicas de um ambiente, mas também nos aspectos históricos, culturais, socioeconômicos da ecologia humana, que se encontram conectados aos diferentes usos do solo.

2.3.1 Fragmentação da paisagem

De acordo com LISBÔA (2016), quando as atividades humanas ou eventos naturais dividem uma área grande e contínua de habitat em diversos habitats menores, diz-se que o habitat está em processo de fragmentação. A fragmentação pode ocorrer tanto em habitats

terrestres quanto em aquáticos. O processo de fragmentação de habitat produz cinco efeitos principais (RICKLEFS, 2003; LISBÔA, 2016): A quantidade total de habitat diminui;

- I. O número de fragmentos de habitat aumenta;
- II. A quantidade de borda de habitat aumenta;
- III. O tamanho do fragmento médio diminui; e,
- IV. O isolamento do fragmento aumenta.

Todavia, torna-se necessário distinguir entre a fragmentação ocorrida por processos naturais e a fragmentação ocorrida por processos antrópicos. Conforme RICKLEFS (2003), os habitats fragmentados ou ilhas de habitats produzidos por processos naturais são:

- I. Flutuações climáticas, que podem causar expansão ou retração de determinados tipos de vegetação;
- II. Heterogeneidade de solos, com certos tipos de vegetação restritos a tipos específicos de solos;
- III. Topografia, que pode formar ilhas de tipos específicos de vegetação em locais elevados;
- IV. Processos hidrogeológicos, que produzem áreas temporariamente ou permanentemente alagadas, onde ocorrem tipos particulares de vegetação.

Já as causas antrópicas são as alterações do uso e manejo do solo decorrentes do crescimento populacional e pressões econômicas, que promovem uma grande conversão da paisagem natural em um mosaico de habitats alterados e remanescentes isolados (GASCON; LAURANCE; LOVEJOY, 2001). Assim como em grande parte das florestas tropicais, o Cerrado vem sofrendo um acelerado processo de degradação, efeito das mudanças do uso da terra relacionadas ao desenvolvimento das cidades, expansão da agricultura e da pecuária (FELFILI; SILVA Jr., 2001; CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009).

2.3.2 Estrutura de paisagem

2.3.2.1 Métricas da paisagem

O estudo das mudanças ocorridas na paisagem pode ser realizado por meio da avaliação de índices ou métricas da paisagem. Essa análise permite a caracterização quantitativa, comparação de paisagens e identificação e determinação de relações entre os processos funcionais e os padrões dessas paisagens (CABACINHA; CASTRO; GONÇALVES, 2010).

Conforme LEITAO; AHERN (2002), as métricas da paisagem são índices quantitativos que descrevem aspectos composicionais e espaciais da paisagem. Os elementos

da paisagem são definidos como entidades discretas, ou manchas individuais, e o padrão da paisagem é descrito usando métricas desenvolvidas para quantificar as manchas (tamanho, geometria, isolamento) e mosaico (riqueza e diversidade, conectividade). As medidas da estrutura da paisagem são realizadas em três níveis (LANG; BLASCHKE, 2009): mancha; classe; e paisagem.

As métricas relativas a manchas são responsáveis por descrever as características geométricas de manchas individuais (LANG; BLASCHKE, 2009). Essas medidas devem ser ordenadas às categorias de métricas relativas à área, bordas, áreas nucleares e forma. Essa classe de métrica é útil para quantificar os diferentes aspectos da estrutura da paisagem (NIEMANDT; GREVE, 2016).

As métricas relativas às classes resumem todas as manchas de uma determinada classe ou tipo. Em muitas aplicações, o interesse primário está na quantidade e distribuição de um tipo particular de mancha, sendo muito utilizado na fragmentação de habitat. Os índices de classe, separadamente, calculam a quantidade e configuração espacial de cada tipo de mancha e, assim, fornecem a média para quantificar a extensão e fragmentação de cada tipo de uso da terra dentro de uma paisagem (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012).

Por fim, as métricas em nível de paisagem são referentes a toda a paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009). Dessa forma, não é levada em consideração a configuração espacial das manchas individuais, mas a distribuição das classes participantes. Nesse sentido, o tamanho do pixel influencia os níveis de classe e o nível de paisagem porque sempre que o tamanho é alterado, os pequenos fragmentos são fundidos em partes maiores ou eliminados, alterando o padrão (ŠÍMOVÁ; GDULOVÁ, 2012; SZABÓ; TÚRI; MÁRTON, 2014).

De acordo com MCGARIGAL et al. (2002), as métricas compreendem duas categorias: composição e configuração espacial. A composição refere-se à quantificação do mapa sem integrar com atributos espaciais e a configuração espacial quantifica o mapa, necessitando de informações espaciais para seus cálculos.

As métricas de composição são facilmente quantificadas e referem-se a feições associadas com a variedade e abundância dos tipos de manchas dentro da paisagem, mas sem considerar o caráter espacial ou a localização das manchas dentro do mosaico (MCGARIGAL et al., 2002). Essas métricas medem, portanto, as características relacionadas à proporção, riqueza ou dominância e diversidade de cada classe. A estas categorias, estão relacionadas às métricas de área tais como área total, área nuclear e as métricas de diversidade.

Por outro lado, as métricas de configuração espacial são mais dificilmente quantificáveis. O padrão espacial a ser representado é o caráter espacial das manchas

individuais (média, tamanho, formato) dentro da classe ou paisagem. Algumas métricas representam o reconhecimento de que as propriedades ecológicas de uma mancha são influenciadas pela sua vizinhança (efeito de borda) e que a magnitude dessas influências é afetada pelo tamanho da mancha e formato (MCGARIGAL et al., 2002).

As métricas também podem ser classificadas em estruturais ou funcionais. Essa classificação dependerá do modo de medição dos padrões espaciais em relação a um processo ecológico particular (MCGARIGAL et al., 2002). As métricas estruturais são medidas de composição ou configuração do mosaico da mancha, sem referência a qualquer processo ecológico. Já as métricas funcionais são medidas explícitas do padrão da paisagem de um modo que é totalmente relevante para um organismo ou processo levado em consideração.

2.3.3 Métricas da paisagem e a qualidade de água

Para SHI et al. (2017), a avaliação das métricas da paisagem podem ser mais adequadas para prever a qualidade da água do que a simples análise dos tipos de uso e cobertura da terra. O estudo da relação de métricas da paisagem para avaliação da qualidade de água é baseado principalmente em modelos estatísticos que associam parâmetros de qualidade de água com a fragmentação da paisagem. As métricas utilizadas em cada estudo variam em cada estudo de caso. Não obstante, a relação entre a paisagem e a qualidade de água varia significativamente devido às características da bacia e as fontes de poluição distribuídas no espaço.

SHEN et al. (2015) avaliaram a influência da paisagem das zonas tampão na qualidade de água na Bacia do Rio Beiyun na China por meio de análises de redundância. As métricas utilizadas por esses autores representam as análises de manchas, formas, estrutura e diversidade. Para os autores as métricas de paisagem que mais influenciaram a qualidade foram a densidade de manchas e o índice de maiores manchas sendo que o uso urbano foi o fator que mais influenciou os parâmetros de qualidade de água estudados.

LI et al. (2015) estudaram a relação entre as métricas da paisagem com os parâmetros de qualidade de água em uma bacia predominantemente agrícola no município de Lianyungang na costa chinesa. No entanto para os autores, mesmo em bacias predominantemente agrícolas, as manchas de urbanização são os principais agentes da fragmentação da paisagem sendo o principal fator de alteração da qualidade da água.

Com a utilização de modelos alométricos, WU et al. (2012) analisaram a relação entre a fragmentação da paisagem e os parâmetros de qualidade de água na bacia de Sihua na China. Para esses autores, o modelo proposto foi mais adequado que os modelos lineares. SU; XIAO;

ZHANG (2012) correlacionaram às métricas de densidade de manchas, número de manchas, índice de diversidade de Shannon, índice de uniformidade de Shannon, porcentagem de paisagem e o índice de forma da paisagem com parâmetros de qualidade de água em uma bacia na China. De acordo com os autores, a paisagem urbana em regiões consolidadas tem um menor grau de fragmentação, o que neutraliza os impactos negativos na qualidade de água nessas bacias. Já o aumento da fragmentação da paisagem em ambientes previamente naturais é mais danoso à qualidade.

De acordo com WU et al. (2015), os corpos hídricos que compõe a paisagem urbana sofrem as consequências negativas da atividade urbana. Dada à complexidade de tais áreas, as relações entre as variáveis que causam a degradação dificilmente podem ser desassociadas, Assim, os autores propuseram uma avaliação conjunta dos fatores sociais e ambientais. Para modelar as variáveis estudadas, os autores utilizaram um modelo logarítmico. Assim, eles concluíram que, para aumentar a qualidade ambiental dos corpos hídricos, é necessária a utilização de BPMs urbanas para diminuir a poluição difusa, além de medidas educativas para difundir o entendimento de como o comportamento humano influencia na qualidade ambiental do corpo hídrico.

2.4 Modelos Hidrológicos

O modelo hidrológico é uma representação matemática do escoamento de água e seus constituintes sobre uma parte da superfície e/ou subsuperfície terrestre (MAIDMENT, 1993). Os modelos hidrológicos são ferramentas importantes que vem sendo utilizadas no planejamento e gestão dos recursos hídricos (PEREIRA et al., 2018). Até meados da década de 1960, a modelagem hidrológica envolveu principalmente o desenvolvimento de conceitos, teorias e modelos de componentes individuais do ciclo hidrológico (SINGH; WOOLHISER, 2002). Inicialmente os processos hidrológicos eram estudados separadamente e não na integralidade do ciclo hidrológico. A integração de diferentes componentes do ciclo hidrológico e a simulação de praticamente toda a bacia hidrográfica foram possíveis somente com o início da revolução digital na década de 1960 (SINGH; WOOLHISER, 2002). O modelo *Stanford Watershed Model*, desenvolvido por CRAWFORD; LINSLEY (1966), foi, provavelmente, a primeira tentativa de modelar praticamente todo o ciclo hidrológico, o qual introduziu a avaliação da distribuição espacial da infiltração.

Mais recentemente, esses modelos vêm sendo acoplados a sistemas de informações geográficas (SIGs) de forma a permitir a análise de séries de dados e informações disponíveis em multi-escalas. Esses modelos partem da necessidade de entender o funcionamento do

balanço hídrico e os processos que controlam o movimento da água, assim como os impactos das mudanças do uso da terra sobre a quantidade e qualidade da água (VIANA et al., 2018).

Dado ao avanço tecnológico há diversos tipos de modelos hidrológicos. Esses modelos podem ser classificados como concentrados ou distribuídos; determinísticos ou estocásticos; estáticos ou dinâmicos; e empíricos, de base conceitual ou física (DEVIA; GANASRI; DWARAKISH, 2015), sendo também limitados pela escala aos quais se aplicam. Dentre os modelos distribuídos que integram os SIGs, destaca-se o modelo *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradoffs* (InVest).

2.4.1 Modelo InVEST

O InVest é um modelo desenvolvido como parte do Projeto Capital Natural, uma parceria entre a Universidade de Stanford, o *The Nature Conservancy* (TNC) e o *World Wildlife Fund* (WWF), com o objetivo de avaliar os benefícios e trade-offs dos serviços ecossistêmicos sob uma variedade de cenários e para auxiliar a inclusão desses serviços no processo de tomada de decisão (DENNEDY-FRANK et al., 2016). O modelo InVEST é constituído por um conjunto de algoritmos usados para quantificar, mapear e valorar diversos serviços ambientais e para dar suporte a decisões. Os modelos terrestres incluem modelo de biodiversidade, sequestro de carbono, polinização de culturas, produção manejada de madeira, purificação de água, produção de água e retenção de sedimentos, os quais resultam em análises qualitativas, quantitativas e financeiras (SHARP et al., 2016).

Os modelos são espacialmente explícitos, usando mapas como fonte de informação (inputs) e produzindo mapas como resultados (outputs). A resolução espacial das análises é flexível, permitindo ao usuário abordar questões em escalas local, regional ou global (SHARP et al., 2016). Os resultados calculados podem ser em termos biofísicos ou valorados.

As principais características do InVest é o uso de modelos teóricos consagrados que requerem uma quantidade relativamente pequena de dados e foco nas ações para subsidiar a tomada de decisão sobre a gestão ambiental (SHARP et al., 2016). A base de dados e robustez do modelo é exaltada em diversos estudos (REDHEAD et al., 2018; CONG et al., 2020; HAN; REIDY; LI, 2021; YANG et al., 2021). Portanto, o modelo é apto a ser usado para avaliar os impactos positivos e negativos de diferentes políticas sobre os ecossistemas, fornecendo ainda uma abordagem prática e de baixo custo para quantificar os serviços ecossistêmicos em comparação com outros modelos (BUTSIC et al., 2017). No entanto, para que os resultados sejam expressos em quantidades absolutas, é necessário realizar a calibração

do modelo, caso contrário, somente resultados em quantidades relativas serão alcançados (SHARP et al., 2016).

2.4.2 A utilização do modelo InVEST para determinação de serviços ecossistêmicos hidrológicos

O modelo InVest possui três módulos ligados aos serviços hidrológicos, o Water Yield (produção de água), o Sediment Delivery Ratio (SDR) (taxa de aporte de sedimentos) e o Nutrient Delivery Ratio (NDR) (taxa de aporte de nutrientes). Em bacias predominantemente agrícolas, o uso dos modelos qualitativos e quantitativos do InVEST associado a dados agrícolas configuram uma nova abordagem e pode efetivamente estimar e visualizar os múltiplos impactos das mudanças no uso da terra impulsionadas pela produção de alimentos nos Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH) e seus *trade-offs* (YANG et al., 2021).

Dessa forma, o modelo InVest tem sido utilizado numa série de trabalhos para previsão das cargas poluidoras de fontes não pontuais e produção de sedimentos. Estudos realizados na Europa utilizando conjuntamente os três módulos do InVest apontaram a simplicidade e robustez do modelo. No entanto, ressaltaram que o modelo de produção sazonal de água é afetado principalmente pelos dados hidrológicos de entrada e que os módulos SDR e NDR possuem parâmetros de entrada altamente sensíveis (PHAM et al., 2019; ZAWADZKA et al. 2019; GAGLIO et al., 2020).

Por sua vez, HAN; REIDY; LI (2021) modelaram as cargas de nitrogênio e fósforo em uma bacia do Centro-Oeste Norte-Americano com o módulo NDR. De acordo com esses autores, o modelo fornece informações valiosas sobre fluxos de nutrientes sob diferentes mudanças do uso da terra, sendo fácil de operar e entender, o que é fundamental para as partes interessadas adotarem. No entanto, foi ressaltado que o pequeno número de parâmetros gera uma alta sensibilidade às entradas, o que implica que erros nas escolhas dos parâmetros de carga empírica terão um efeito profundo nas previsões.

A sensibilidade do modelo NDR em relação à variação em alguns parâmetros de entrada também foi observada no estudo de REDHEAD et al. (2018). No entanto, neste estudo, os valores simulados de NDR não foram satisfatórios. Por sua vez, YAN et al. (2018) utilizaram o módulo NDR para avaliar as consequências das mudanças climáticas na produção de SEH na bacia hidrográfica do rio Iulong (JRW) no sudeste da China. Os autores indicaram que o modelo possui uma boa performance após a calibração e o indicaram para realizar estudos de gerenciamento do uso da terra.

Esses resultados sugerem que o modelo InVEST pode fornecer informações valiosas sobre os fluxos de nutrientes para os tomadores de decisão, especialmente em termos de diferenças relativas entre bacias hidrográficas. No entanto, é necessário cuidado ao usar os valores modelados absolutos para a tomada de decisão.

O módulo SDR que calcula a taxa de aporte de sedimentos também vem sendo amplamente utilizado em estudo de gerenciamento integrado de recursos hídricos. No continente Africano, destacam-se os trabalhos de OUGOUGDAL et al. (2020) e ANESEYEE et al. (2020). ANESEYEE et al. (2020) destacaram que as principais vantagens do modelo é a simplicidade do conjunto de dados e a flexibilidade em comparação com outros modelos como o SWAT; é facilmente adaptado a um contexto específico e para dados prontamente disponíveis globais ou locais; e utilizada a conectividade hidrológica desenvolvida por VIGIAK et al. (2012).

Na Ásia, o modelo foi utilizado para previsão de perda do solo em algumas bacias do Sri Lanka, apresentando bom desempenho (PERERA et al., 2020; PIYATHILAKE et al., 2020; KUMARASIRI; UDAYAKUMARA; JAYAWARDANA, 2021). O modelo também tem sido utilizado no território chinês (ZHOU et al., 2019; CONG et al., 2020; LIU et al., 2020), apresentando bons resultados e sendo indicado para o gerenciamento integrado de recursos hídricos e uso da terra.

Destaca-se o estudo de LEI et al. (2021) que relacionaram a mudança na configuração do uso da terra e o provimento de serviços ecossistêmicos hidrológicos na China. Os autores utilizaram os três módulos do InVest e enfatizaram a urgência de levar a configuração do uso da terra em consideração no futuro planejamento do uso da terra para melhorar o fornecimento dos serviços ecossistêmicos relacionados à água.

No continente americano, destaca-se o trabalho de HAMEL et al. (2015), que enfatizaram que o conhecimento prévio do modelador a respeito da dinâmica local de sedimentos é importante para a calibração, aumentando a confiança do modelo.

No Brasil, o estudo de HAMEL et al. (2020), similar ao estudo de CONG et al. (2020), comparou o uso do SWAT e do InVest. HAMEL et al. (2020) destacaram a menor quantidade de dados necessários para o InVest, no entanto, ressaltaram que o modelo não representa em detalhes os processos biofísicos; a calibração é necessária e fundamental para credibilidade do modelo; e que a sofisticação do modelo SWAT não afetou os resultados considerados valiosos pelos *stakeholders*. Por fim, CONG et al. (2020) ressaltaram que tanto o SWAT quanto o InVest apresentam resultados semelhantes quanto o provimento do SHE com algumas

diferenças em valores específicos sendo que cabe ao modelador escolher o modelo mais adequado para os objetivos almejados.

2.5 Modelos de Regressão Logística

Segundo LIMA (2011), para análises que envolvam o gerenciamento de recursos hídricos, é necessário utilizar modelos que permitem agrupar um grande número de informações decorrentes de estudos de variáveis qualitativas e quantitativas envolvendo funções multivariadas que possibilitem pronta interpretação e reconhecimento das tendências ao longo do tempo e do espaço. Portanto, os modelos lineares de regressão não podem acomodar tal relação entre as variáveis, já que muitas vezes essa relação não é linear.

Considerando os aspectos ambientais o modelo de regressão logística é amplamente aceitável e um método quantitativo bem reconhecido para avaliação de suscetibilidade ambiental (GHOSH; MAITI, 2021). A regressão logística foi desenvolvida para lidar especificamente com essas questões. A regressão logística deriva seu nome justamente dessa transformação logística utilizada com a variável dependente (HAIR et al., 2009). Esse tipo de modelo permite o ajuste de conjunto de variáveis independentes a uma variável de resposta categórica.

Ao contrário das variáveis contínuas, as variáveis categóricas podem assumir apenas alguns valores particulares de resposta, podendo ser binários (dicotômicos) ou politômicos. Os modelos *logit* e *probit* são modelos de regressão logísticas. De acordo com a abordagem realizada por CORDEIRO; DEMÉTRIO (2008) a função de ligação *logit* assim como a *probit* têm em comum o fato de a variável dependente ser uma variável qualitativa com dois possíveis valores. Assim, as funções de ligação *logit* e *probit* são dadas respectivamente pelos inversos das distribuições acumuladas logística e normal. Devido à diferença nas formas das curvas representativas destas distribuições, é importante avaliar situações nas quais uma ou outra descrevem com precisão a probabilidade de interesse.

2.5.1 Uso do modelo *logit* aplicado aos recursos hídricos

De acordo com PINO (2007), o modelo *logit* é um tipo particular de modelo com variáveis dependentes limitadas. Tais modelos têm sido muito utilizados em estudos de biologia, epidemiologia, medicina, economia e engenharia. No âmbito de recursos hídricos, o uso desse tipo de modelo é recente, porém, com diferentes áreas de aplicação.

LANGARUDI et al. (2019) ressaltaram a importância de avaliar as variáveis socioeconômicas nos modelos de gerenciamento hídrico de forma a direcionar corretamente

as políticas de gerenciamento a serem adotadas. Na gestão integrada de recursos hídricos e uso e manejo do solo, HONG et al. (2009) utilizaram a regressão logística no intuito de determinar a influência da relação ecológico-econômica em uma bacia de uso intensivo com o ecossistema aquático.

Além de HONG et al. (2009), uma gama de estudos utilizou a regressão logística para avaliar a mudança do uso da terra (HONG et al., 2009; MARTÍNEZ; SUÁREZ-SEOANE; CALABUIG, 2011; VORPAHL et al., 2012; JANG; KANG, 2015; QIU et al., 2015) concluindo que é necessária uma abordagem holística e integrada para agrupar as diferentes variáveis que afetam os aspectos ecológicos, econômicos e sociais em um só modelo de predição.

WEAR et al. (1999) utilizaram a modelagem logística para avaliar como o gradiente urbano-rural afetava a paisagem de uma bacia hidrográfica em áreas montanhosas dos Estados Unidos. Os autores observaram que alguns padrões de mudanças eram mais significativos para a qualidade de água e ressaltaram que esse tipo de abordagem pode ser utilizado para identificar onde e como o uso da terra pode ter maior influência na qualidade ambiental. Porém, destacaram a necessidade de investigações a respeito da relação de como o comportamento humano impacta em tais mudanças.

O Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) utilizou o modelo *logit* para modelagem espacial de risco de poluição de águas subterrâneas (GREENE; LAMOTTE; CULLINAN, 2005) e para estudos de casos para avaliação da ausência/presença de agrotóxicos em mananciais superficiais (BATTAGLIN; GOOLSBY, 1996). Já WORRALL; KOLPIN (2004) utilizaram a regressão logística para analisar as diferenças entre bacias vulneráveis e as não vulneráveis em termos de poluição subterrânea por herbicidas. Os autores desenvolveram um único modelo capaz de agregar informações sobre a variação molecular do herbicida, propriedades de uso e manejo do solo e propriedades dos aquíferos da região central dos Estados Unidos.

Na área de gestão de sistemas de saneamento HOUSH; OSTFELD (2015) utilizaram o modelo *logit* para detectar eventos de contaminação em sistemas de distribuição de água nos Estados Unidos. Para WORRALL; WOOFF; MCINTYRE (1998), a abordagem do modelo *logit* classifica com precisão a maioria dos eventos de poluição e ressaltam que aplicabilidade geral deste método é comparada com modelos físicos.

DECLERCK et al. (2006) utilizaram a regressão logística no intuito de investigar a relação entre o uso da terra em áreas agrícolas e a qualidade da água (turbidez) em lagoas no território da Bélgica. A partir dos resultados obtidos, os autores propuseram uma série de

medidas de BPMs para tais áreas. Na América Latina, JARA-ROJAS et al. (2013) utilizaram a regressão logística para avaliar os impactos naturais, sociais, e econômicos na adoção de BPM para conservação de água e solo em áreas rurais do Chile. Os autores observaram que o tamanho da propriedade, o sistema de produção, o acesso ao crédito e os incentivos governamentais são variáveis importantes para a adoção de tais práticas.

Observa-se, portanto, que a literatura sobre o tema é recente e diversificada. No entanto, no Brasil, até o momento desta pesquisa, o uso do modelo na área de recursos hídricos é restrito à modelagem econômica visando a valoração dos recursos naturais.

2.6 Modelos de Regressão Espacial

Modelos de regressão espacial são ferramentas estatísticas que utilizam o relacionamento espacial existente entre duas ou mais variáveis, de maneira que uma delas possa ser descrita, ou seu valor estimado, a partir das demais (NAKAYA et al., 2014). Os modelos de regressão espacial podem ser divididos em dois grupos, os modelos com efeitos espaciais globais, com o *Spatial Auto Regressive* e *Conditional Auto Regressive*, e os modelos com efeitos espaciais locais, que é o caso dos modelos de regressão geograficamente ponderados (*Geographically Weigh Regression – GWR*) propostos inicialmente por BRUNSDON; FOTHERINGHAM; CHARLTON (1996).

Neste trabalho a abordagem terá foco somente no GWR que é o modelo indicado quando há presença da autocorrelação espacial, como é o caso das variáveis socioeconômicas e ambientais (GAO; LI, 2011; NKEKI; ASIKHIA, 2019; WU, 2020). Dado um modelo de regressão linear básico, a expressão equivalente para a GWR é dada pela Equação 1 (BRUNSDON; FOTHERINGHAM; CHARLTON, 1996):

$$y = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i)x_{ik} + \varepsilon_i \quad \text{Equação 1}$$

Os parâmetros do modelo acima, representados pela função $\beta_k(u_i, v_i)$ variam de acordo com os valores de u_i, v_i , que representam as coordenadas geográficas latitude e longitude da observação (região) i , resultando em um modelo distinto para cada região do estudo (BRUNSDON; FOTHERINGHAM; CHARLTON, 1996). Nesse caso, os pressupostos do modelo clássico de regressão linear permanecem para o modelo GWR, sendo a forma matricial da estimação dos parâmetros de um GWR, dada pela Equação 2:

$$\widehat{\beta}_{(i)} = (X'W(u_i, v_i)X)^{-1} X'W(u_i, v_i)y \quad \text{Equação 2}$$

Onde:

$$W(u_i, v_i) = \begin{bmatrix} w_{i1} & 0 & \dots & 0 \\ 0 & w_{i2} & \dots & 0 \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & 0 & \dots & w_{ij} \end{bmatrix} \quad \text{Equação 3}$$

$W(u_i, v_i)$ é uma matriz diagonal e distinta para cada ponto i de coordenadas (u_i, v_i) , contendo, em sua diagonal principal os pesos w_{ij} obtidos por meio das funções de ponderação ou em inglês kernel. A substituição de todos os pesos w_{ij} pelo valor 1 equivale à matriz identidade, que substituída em 2 a faz retornar ao modelo clássico de regressão linear.

A literatura aponta duas principais funções de ponderação as funções Gaussianas e as funções biquadráticas, que podem ser fixas ou variáveis (FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON, 2003; NAKAYA, 2015). A classificação fixo ou variável está relacionada ao parâmetro *bandwidth* que controla a variância da função de ponderação cabendo ao modelador a escolha tanto do *kernel* quanto do *bandwidth* conforme a adequabilidade ao conjunto avaliado. As Figuras 5 A e 5 B exemplificam o uso do *bandwidth* fixo ou variável.

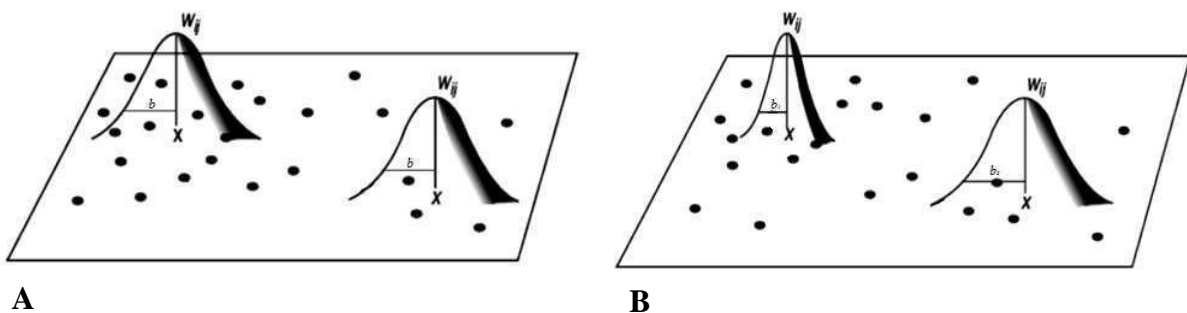


FIGURA 5. Funções de ponderação espacial com Bandwidth fixo (A) e funções de ponderação espacial com Bandwidth variável (B). Fonte: adaptado de FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON (2003).

No desenvolvimento de um modelo via GWR utilizando o *bandwidth* fixo, o mesmo deve ser especificado por seu valor em unidade de distância. Por sua vez, na utilização do

bandwidth variável, deve-se definir um número *k* (fixo) de vizinhos mais próximos a ser utilizado nos modelos e, com base nessa quantidade *k*, o valor do *bandwidth* varia entre as regiões do estudo (ALBUQUERQUE; MEDINA; SILVA, 2017).

A partir do modelo GWR, foram derivadas a regressão de Poisson geograficamente ponderada e o modelo de regressão logística geograficamente ponderada (GWLR) (NAKAYA, 2015). Não obstante, o modelo também possui uma versão que analisa dados em painel, o *Geographically and Temporally Weigh Regression* proposto por HUANG; WU; BARRY (2010).

Uma vez que os modelos da família GWR tem se provado uma técnica robusta para capturar a não estacionaridade o modelo tem sido amplamente utilizado para modelagem da dos aspectos ambientais (XU; XU; MENG, 2013; MA et al., 2018; CUI et al., 2019). Nos estudos de perda de solo destacam-se as pesquisas de TENG et al. (2019) e ZHANG et al. (2020) que utilizaram o modelo para modelagem e mapeamento da erosão do solo na China.

Não obstante, o modelo também tem sido bem aceito para avaliar a qualidade de água como ZHU et al. (2020) que utilizaram o modelo para avaliar o impacto da urbanização na qualidade de água. Recentemente SEDIGHI; DARVISHAN; ZARE (2021) utilizaram o modelo para avaliar o efeito dos parâmetros geomorfológicos de sub-bacias na distribuição dos sedimentos no Curdistão.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Fluxograma da metodologia

A pesquisa foi dividida em três partes e seguiu o esquema demonstrado na figura 6. Na modelagem proposta e no tratamento digital dos dados foram utilizados os seguintes *softwares*: ArcGis 10.4.1, Fragstats 4.2., GeoDA 1.12, R Studio e MS Excel 2013.

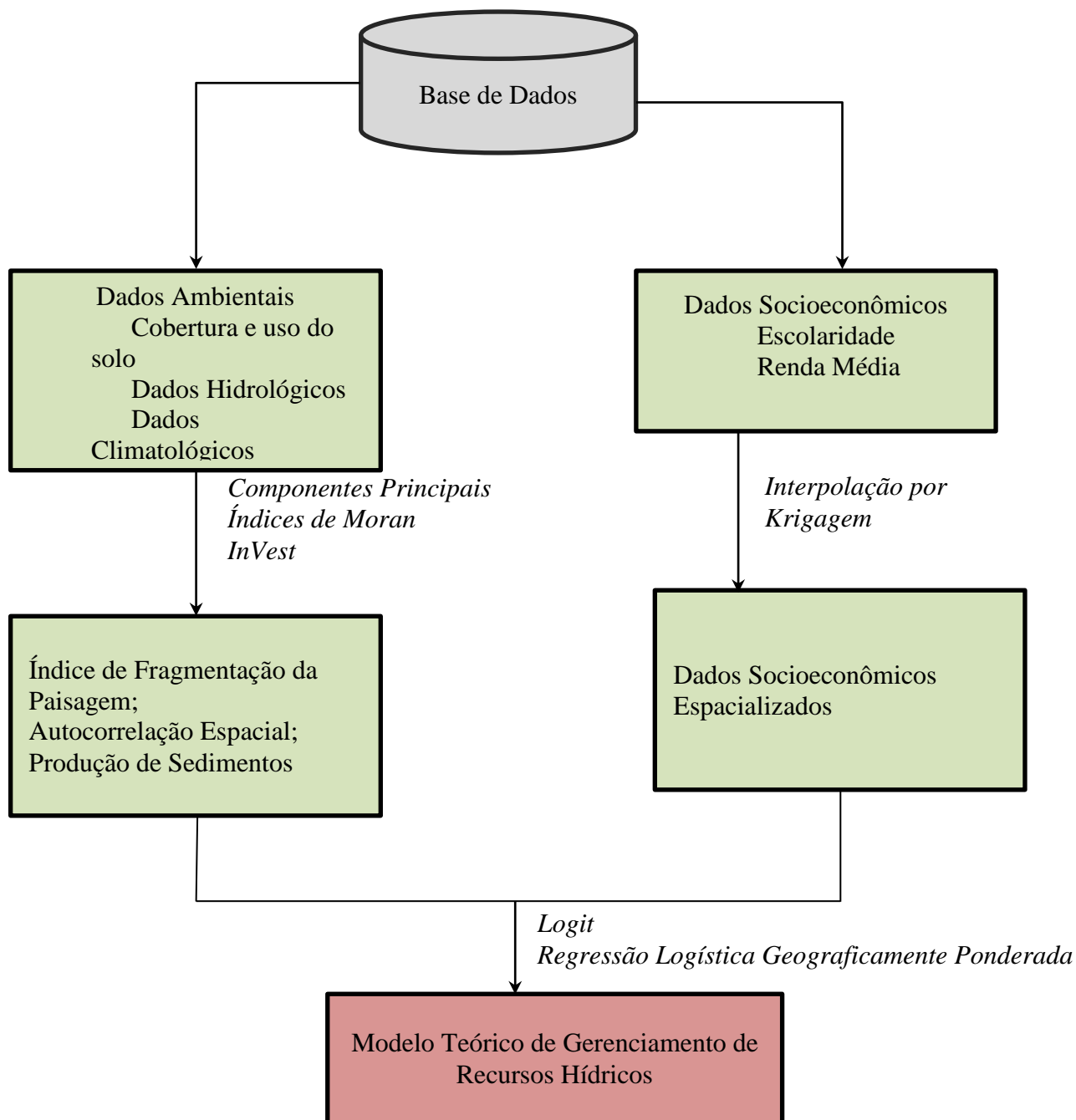


FIGURA 6. Fluxograma simplificado da metodologia a ser aplicada.

3.2 Banco de Dados

Para as análises realizadas nesse estudo foi utilizado o banco de dados detalhado no Quadro 1.

QUADRO 1. Banco de dados utilizado no estudo.

Dado	Feição	Formato	Resolução	Projeção	Fonte/Data
Uso da terra	<i>Raster</i>	.tiff	30m	SIRGAS 2000	MAPBIOMA S/2019
Parâmetros de qualidade de água	Tabela	.xls	-	-	Caesb/2018
Dados Hidrológicos	Tabela	.xls	-	-	Caesb/2018 e ANA/2019
Dados Climatológicos	Tabela	.txt	-	-	INMET/2019
Hidrografia	Linhas	.shp	-	SIRGAS 2000	SEDUH/2019
Modelo Digital de Elevação	<i>Raster</i>	.tiff	30m	SIRGAS 2000	TOPODATA /2019
Limite do DF	Polígono	.shp	-	SIRGAS 2000	SEDUH/2019
Setores Censitários DF	Polígono	.shp	-	SIRGAS 2000	SEDUH/2019
Evolução Urbana do DF	Polígono	.shp	-	SIRGAS 2000	SEDUH/2019
Grau de Instrução (Escolaridade)	Tabela	.xls	-	-	CODEPLAN/ 2019
Rendimentos (Renda Média)	Tabela	.xls	-	-	CODEPLAN/ 2019

3.3 Área de Estudo

O estudo foi realizado na Bacia do Rio Descoberto, mais especificamente, na Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto (BACRD), localizada na divisa entre DF e Goiás (Figura 7). A área de estudo foi limitada ao limite geográfico do DF devido à maior disponibilidade de dados para as análises deste estudo.

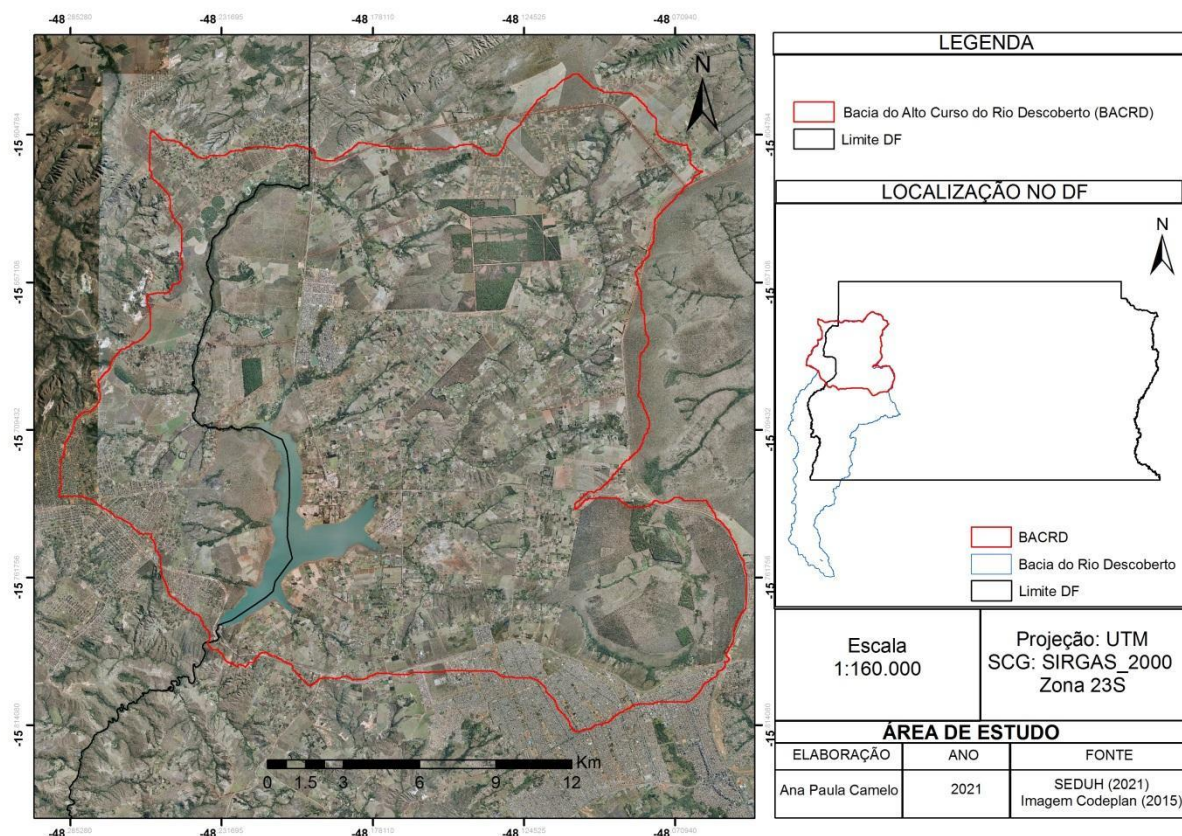


FIGURA 7. Localização da bacia do Rio Descoberto.

A altitude da Bacia do Rio Descoberto no interior do DF varia de 846 m a 1.345m (SEDUH, 2019). De acordo com a classificação climática de Köppen, as áreas com cotas altimétricas entre 1.000 e 1.200 metros possuem clima Tropical de Altitude do tipo Cwa (inverno seco e verão quente), com temperatura média, para o mês mais frio (julho), ligeiramente inferior a 18 °C, e com média superior a 22 °C nos meses mais quentes (setembro e outubro).

As áreas com altitudes superiores a 1.200 metros são classificadas como clima Tropical de Altitude do tipo Cwb ocorrendo pequenas variações de temperatura em relação ao Cwa (CODEPLAN, 2017). As áreas com cotas altimétricas abaixo de 1.000 m enquadram-se na classificação climática Aw. Esta classificação se caracteriza por temperaturas para o mês mais frio superiores a 18 °C, verão chuvoso e inverno seco, sendo que, para o mês mais seco, as precipitações são inferiores a 60 mm. A precipitação média anual varia de 1.200mm a 1.750mm com maior concentração na estação chuvosa (NUNES; ROIG, 2016).

A bacia está situada na porção superior da Bacia do Rio Descoberto desde a montante até a barragem do Lago do Descoberto (Figura 8). Compreende uma área de 329,50 km².

Além disso, a Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto é responsável por cerca de 66% do abastecimento de água do Distrito Federal (SPERA et al., 2003).

O Lago do Descoberto está situado na latitude 15°52'S e na longitude 48°10'W na divisa ocidental do DF com o estado de Goiás. O Lago possui um comprimento máximo de 25,5 km, largura máxima de 8 km, profundidade máxima de 32 m, um volume de 560×10^6 m³ e um espelho d'água com área de 14,8 km².

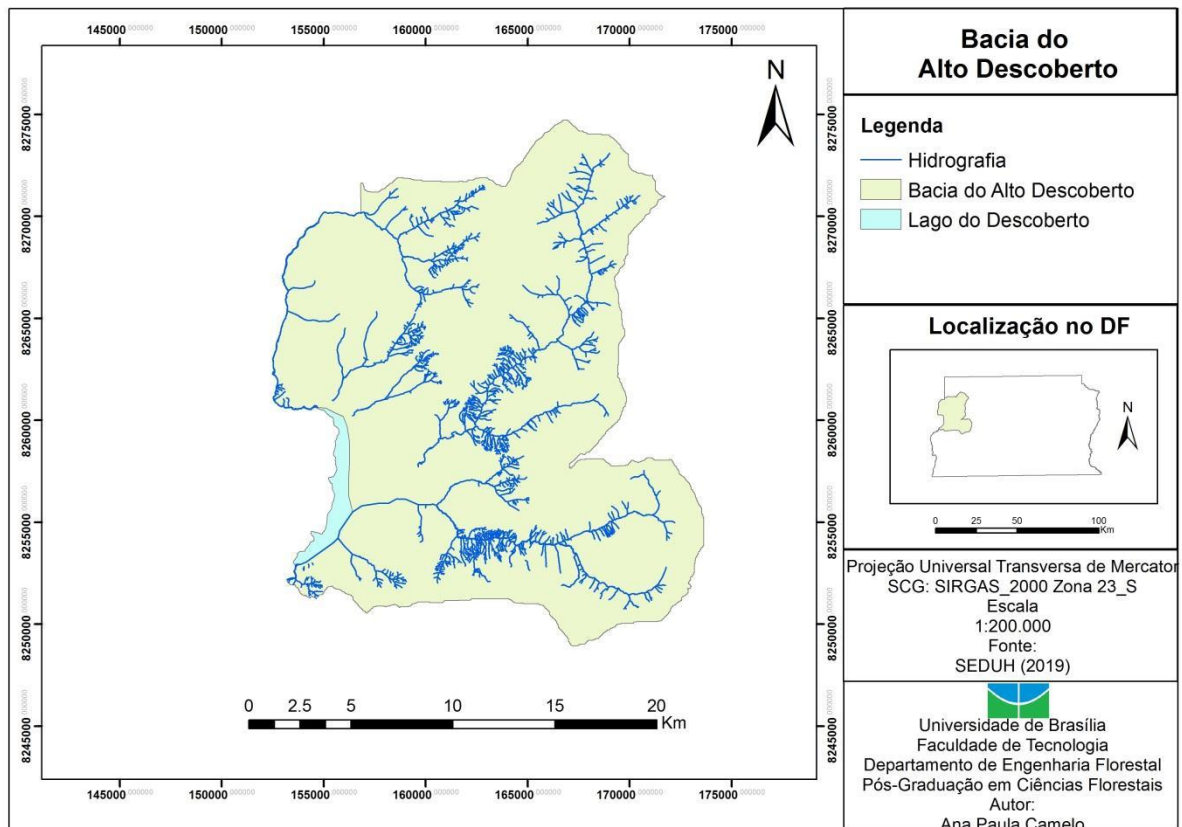


FIGURA 8. Hidrografia da bacia do Alto do Descoberto.

Na Figura 9 estão localizados os principais tipos de solo encontrados na bacia. As principais classes de solos que ocorrem nessa região são Latossolos Vermelho e Latossolo-Vermelho Amarelo, Nitossolos, Cambissolos Háplico, Gleissolos Háplico, Plintossolos Pétrico, Neossolos Quartzarênicos e Espodossolos, sendo o Latossolo Vermelho e Latossolo Vermelho-Amarelo os de maior presença na bacia (REATTO et al., 2003).

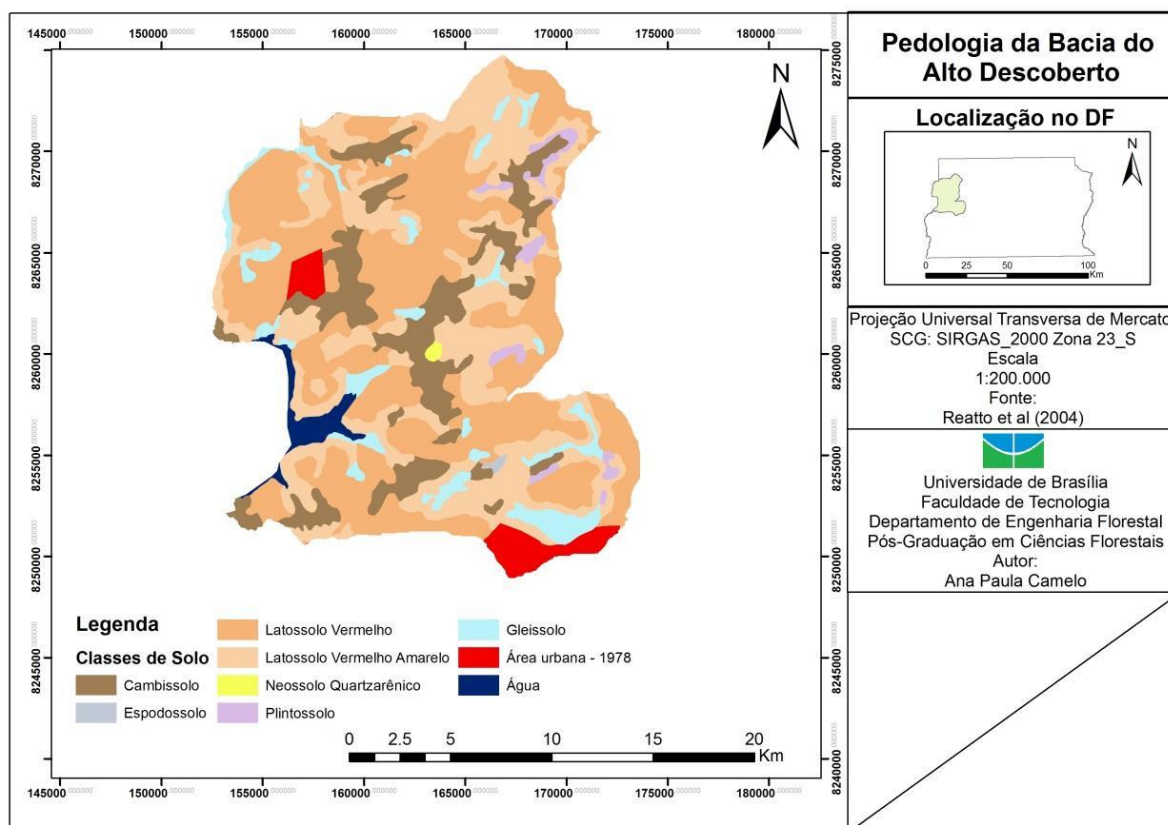


FIGURA 9. Tipos dos solos da bacia do Alto Descoberto.

A bacia possui uma alta diversidade de usos do solo (Figura 10). No ano de 2015 o uso e cobertura da terra na bacia do Alto Descoberto era formado por 40,1% de áreas agrícolas, 39,4% de formações savânicas e campestres, 7,8% de formações florestais, 4,4% de florestas plantadas, 6,8% de áreas urbanas e, excetuando-se a área do lago Descoberto, 1,5% do uso da terra é referente aos corpos hídricos (MAPBIOMAS, 2019).

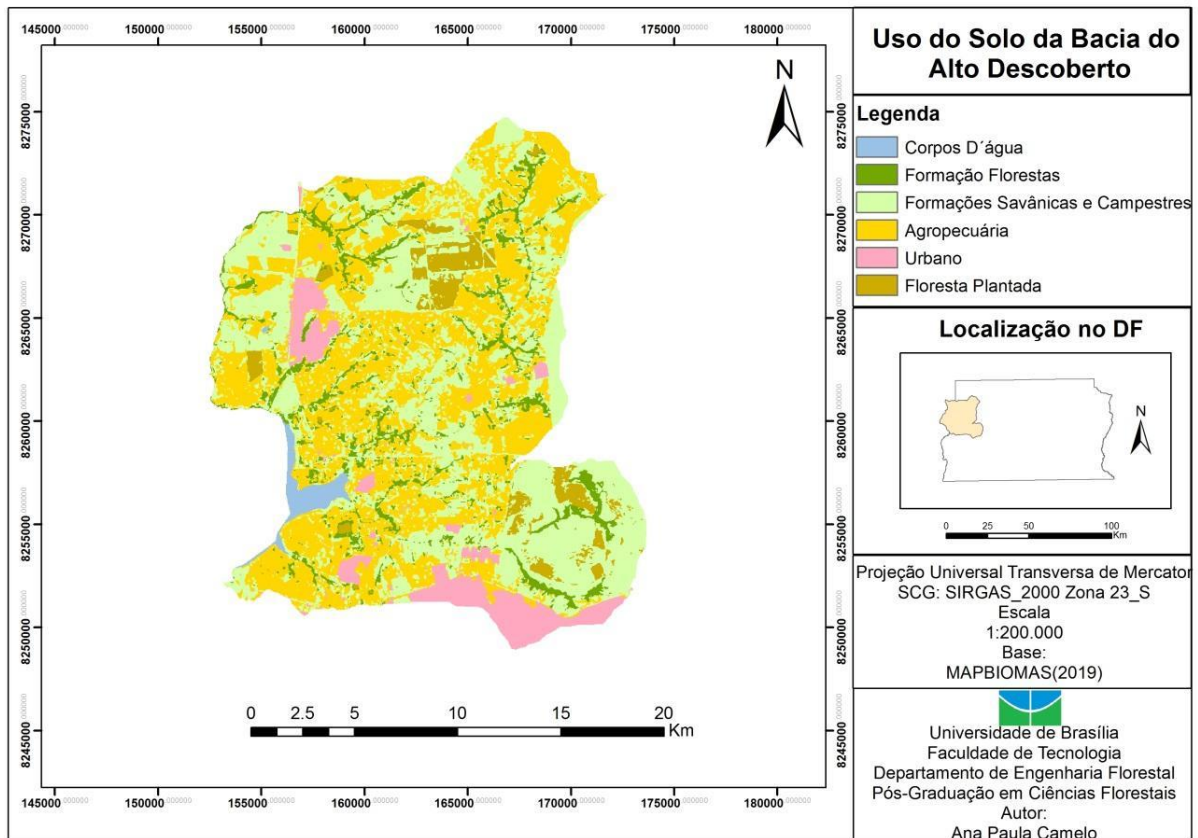


FIGURA 10. Uso e cobertura da terra em 2015 na bacia do Alto Descoberto (MAPBIOMAS, 2019).

A BACRD apresenta altitude variando de 990 a 1.342 metros. O terreno da bacia é composto predominantemente por terrenos que variam de plano a forte-ondulado (REATTO et al., 2003), conforme apresentado na Figura 11.

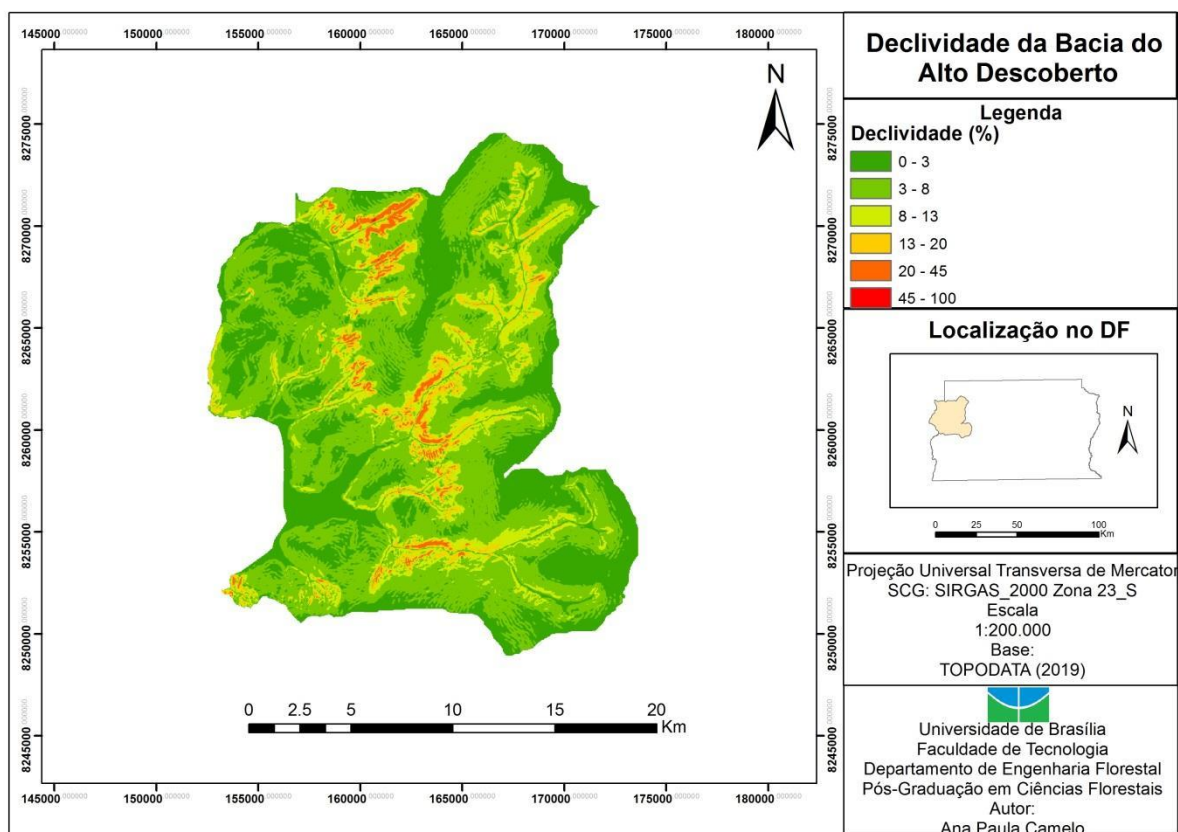


FIGURA 11. Declividade dos solos da Bacia do Alto Descoberto.

3.4 Cobertura do Uso da terra

Para o estudo da cobertura do uso da terra entre 1985 e 2015 foram utilizados os produtos da coleção 3.0 do MapBiomas, uma base de dados de boa acurácia para estudos relacionados ao uso e cobertura da terra (BONANOMI et al., 2019; VIEIRA; PRESSEY; LOYOLA, 2019; WANG, Y. et al., 2019). Os produtos do MapBiomas são classificados e georreferenciados baseados em imagens do satélite Landsat, disponíveis para todo o Brasil em uma resolução espacial de 30 m (BONANOMI et al., 2019). As estimativas de acurácia da coleção 3.0 do MapBiomas é de aproximadamente 84% (MAPBIOMAS, 2018).

O MapBiomas classifica as classes mais abrangentes no nível de pixel dos dados Landsat e possui um total de 20 classes de uso e cobertura da terra (MAPBIOMAS, 2018). As classes de uso e cobertura da terra foram reagrupadas em sete novas classes para facilitar a análise da fragmentação da paisagem na área de estudo. As classes de vegetação natural foram agrupadas e classificadas conforme RIBEIRO; WALTER (2008) e as classes de uso antrópico foram classificados de acordo com os usos preponderantes do solo conforme MAPBIOMAS (2018) (Quadro 2).

QUADRO 2. Reclassificação das classes de uso da terra.

Tipo de Classe	Classe	Descrição
Natural	Corpos D'água	Corpos hídricos como rios, lagos e tanques de aquicultura.
	Formação Florestal	Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão.
	Formações Savânicas e Campestres	Campo Sujo, Campo Rupestre Campo Limpo, Cerrado sentido restrito, Parque de Cerrado, Palmeiral/Buritizal e Vereda.
Antrópicas	Floresta Plantada	Área de cultivo de espécies florestais como <i>Pinnus sp.</i> e <i>Eucalyptus sp.</i>
	Agropecuária	Atividades pecuárias e agrícolas.
	Urbano	Conglomerados urbanos, caracterizados por pavimentação asfáltica e presença de edificações.

3.4.1 Correções da base de uso e cobertura da terra

Dada a acurácia do produto disponibilizado pelo projeto Mapbiomas, as áreas que apresentaram divergências de classificação foram corrigidas com base nas imagens de alta resolução provenientes do Google Earth (SCHWIEDER et al., 2016; KASSAWMAR et al., 2018). As áreas urbanas foram analisadas e reclassificadas de acordo com o mapeamento da evolução urbana do DF que compreende o período de 1958 a 2015, realizado pela Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Habitação (SEDUH, 2019) usando como referência fotogrametria aérea.

3.4.2 Divisão das bacias em sub-bacias

A análise do uso da terra foi realizada em dois estágios. No primeiro, foi considerada a totalidade da área da BACRD, enquanto no segundo estágio foram consideradas as sub-bacias. A escolha da análise em sub-bacias tem como objetivo avaliar a divisão ecológica do espaço (LANG; BLASCHKE, 2009). O delineamento das bacias e sub-bacias foi realizado no *software* ArcGis 10.4 por meio do modelo ArcHydro.

As sub-bacias foram divididas de acordo com o relevo e a rede de drenagem. Para tanto, foi utilizado o modelo digital de elevação (MDE) da missão Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) da NASA, refinado pelo projeto TOPODATA, na resolução espacial de 30 m, disponibilizado gratuitamente pelo projeto TOPODATA do Instituto Nacional de

Pesquisas Espaciais (INPE) (TOPODATA, 2019). O MDE utilizado corresponde à articulação referente à folha 15S_495 do projeto TOPODATA.

O processo para obtenção das sub-bacias na ferramenta ArcHydro envolveu: *DEM Reconditioning* (recondiciona o MDE, seguindo uma drenagem de referência), *Fill Sinks* (preenche depressões e remove elevações), *Flow Direction* (define a direção do fluxo), *Flow Accumulation* (determina o fluxo acumulado), *Stream Definition* (gera o raster da rede de drenagem), *Stream Segmentation* (segmenta o raster de drenagem), *Catchment Grid Delineation* (gera o raster das sub-bacias) e *Catchment Polygon Processing* (gera o vetor das sub-bacias). (LI, 2014).

Para evitar que a forma das sub-bacias influenciassem nos valores de algumas métricas da paisagem, como por exemplo o índice de forma da paisagem, foram calculadas dois parâmetros morfométricos o fator de forma (Ff) e o índice de compacidade (Kc) (ALMEIDA et al., 2017).

O Ff relaciona a forma da bacia com a de um retângulo, correspondendo à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (OLIVEIRA et al., 2010) (Equação 4). Valores menores de Ff correspondem a bacias mais alongadas e semelhantes a uma retângulo. Valores de Ff próximos de 1 correspondem a bacias com formas aproximadamente quadradas.

$$Ff = \frac{A}{L^2} \quad \text{Equação 4}$$

Onde :

Ff = Fator de forma, adimensional;

A = Área de drenagem (m²), e;

L = Comprimento axial (m).

O coeficiente de compacidade (Kc) foi calculado pela Equação 8 e corresponde à relação entre o perímetro da bacia e o perímetro da circunferência de um círculo de área igual à da bacia. O Kc é um número adimensional, quanto mais irregular for a bacia, maior será o Kc e quanto mais próximo de 1 mais circular é a bacia (OLIVEIRA et al., 2010).

$$Kc = 0,28 \times \frac{P}{\sqrt{A}} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

Kc = coeficiente de compacidade, adimensional;

P = perímetro da bacia (m); e

A = área de drenagem (m²).

No caso de haver sub-bacias com formatos circulares ou retangulares, o valor do limiar de área de captação de fluxo de água gerados automaticamente pela etapa *Stream Definition* será alterado até que não sejam mais percebidas tais formas nas sub-bacias.

Além desses dois fatores morfométricos relacionados especificamente às formas dos limites das sub-bacias, foi calculada a densidade de drenagem (Dd). Dd é a relação do comprimento médio dos rios de uma bacia hidrográfica por unidade de área (VILLELA; MATTOS, 1975) (Equação 6). A relação entre densidade e permeabilidade é inversamente proporcional: quanto maior a densidade de drenagem, maior é a impermeabilidade do terreno.

$$Dd = \frac{\sum L}{A} \quad \text{Equação 6}$$

Onde Dd é a densidade de drenagem (km km⁻²), L é o comprimento dos canais (km) e A é a área da sub-bacia (km²).

3.4.3 Análise do uso e ocupação do solo

3.4.3.1 Análise das métricas da paisagem

As métricas da paisagem sugeridas pela literatura incluem medidas de área, heterogeneidade, diversidade, análise de áreas, análise de bordas, análise de forma, análise de área nuclear, análise de vizinhos mais próximos e análise de diversidade (LISBÔA, 2016). As métricas selecionadas para o presente estudo foram calculadas em nível de bacias e de sub-bacias, conforme apresentado na Tabela 2. As métricas foram calculadas anualmente no período entre 1985 e 2015, sendo utilizados como referência na análise temporal os anos 1985, 1995, 2005 e 2015. O memorial de cálculo das métricas utilizadas está disposto nos apêndices itens 1.1 a 1.3.

TABELA 2. Métricas da paisagem calculadas.

Nível de Análise	Classe de Análise	Métricas	Sigla	Unidade	
Mancha	Área e Densidade	Área da Mancha	AREA	Hectares	
		Área Total	CA/TA	Hectares	
Classe	Área e Densidade	Porcentagem da Paisagem	PLAND	Porcentagem	
		Índice de Maior Mancha	LPI	Porcentagem	
		Densidade de Bordas	ED	Metros por hectare	
		Tamanho médio das manchas	AREA_MN	Hectares	
	Métricas de área central	Total de Áreas Centrais	TCA	Hectares	
		Número de Áreas Centrais Disjuntas	NDCA	Adimensional	
		Média do Tamanho das áreas Centrais	CORE AREA_MN	Hectares	
		Métrica de proximidade e isolamento	Média da Distância Euclidiana do Vizinho Mais Próximo	ENN_MN	Metros
		Métrica de proximidade e isolamento	Média do índice de proximidade	PROX_MN	Adimensional
		Métrica de proximidade e isolamento	Número de Manchas	NP	Adimensional
	Paisagem	Área e Densidade	Índice de Forma da Paisagem	LSI	Adimensional
			Índice de Maior Mancha	LPI	Porcentagem
			Densidade de Bordas	ED	Metros por hectare
		Métricas de área central	Quantidade de Bordas Totais	TE	Metros
Número de Áreas Centrais Disjuntas			NDCA	Adimensional	
Métrica de proximidade e isolamento			Média do índice de proximidade	PROX_MN	Adimensional
Métrica de proximidade e isolamento			Número de manchas	NP	Adimensional
Métricas de proximidade e isolamento		Densidade de Manchas	PD	Número per 100 hectares	
		Métrica de proximidade e isolamento	Índice de Forma da Paisagem	LSI	Adimensional
		Métrica de proximidade e isolamento	Contágio	CONTAG	Porcentagem
		Métrica de proximidade e isolamento	Índice de Justaposição de Interceptação	IJI	Porcentagem
		Métrica de proximidade e isolamento	Índice de Separação	SPLIT	Adimensional
		Métrica de proximidade e isolamento	Índice de Divisão da Paisagem	DIVISION	Adimensional
		Diversidade	Riqueza de Manchas	PR	Adimensional
	Densidade de Riqueza de Manchas		PRD	Número per 100 hectares	
Métrica de diversidade	Índice de Diversidade de Shannon		SHDI	Adimensional	
Métrica de diversidade	Índice de Uniformidade de Shannon		SHEI	Adimensional	

As métricas das sub-bacias foram utilizadas na análise da relação entre os parâmetros de qualidade de água dos trechos do corpo hídrico e o uso da terra. O cálculo das métricas da paisagem foi realizado por meio do *software* FRAGSTATS versão 4.2.1 (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012) para todos os anos entre 1985 a 2015.

Posteriormente, na etapa de confecção do modelo teórico do gerenciamento integrado de qualidade de água, foram escolhidas as métricas que melhor se associaram as mudanças na qualidade da água. Para o estudo foi considerado uma distância de borda de 100 metros (BIRCOL et al., 2018) e raio de 1000 m (GARCIA et al., 2017).

3.4.4 Índice de fragmentação da paisagem das sub-bacias

Após o cálculo das métricas nos três diferentes níveis da paisagem foi calculado o Índice de Fragmentação da Paisagem (IFP) das sub-bacias para estimar o nível de fragmentação da paisagem.

A análise do IFP foi feita aplicando a Análise de Componentes Principais (ACP). A metodologia de ACP é composta pela preparação da matriz de correlação, pela extração dos fatores comuns e rotação dos eixos relativos aos fatores comuns (SANDS; PODMORE, 2000).

A ACP é uma abordagem estatística utilizada para analisar inter-relações entre muitas variáveis e explicar essas variáveis em termos de suas dimensões inerentes comuns – fatores (HAIR et al., 2009). O objetivo da análise é encontrar um meio de condensar a informação contida em várias variáveis originais em um conjunto menor de fatores, com uma perda mínima de informação.

Do ponto de vista estatístico, na ACP, os desvios da normalidade, da homocedasticidade e da linearidade, aplicam-se apenas porque eles diminuem as correlações observadas. Dessa forma, um pouco de multicolinearidade é desejável, visto que o objetivo é justamente identificar o conjunto de variáveis inter-relacionadas (HAIR et al., 2009). Além disso, reduz o grupo de variáveis a eixos que representam algumas variáveis, sendo estes eixos perpendiculares (ortogonais) explicando a variação dos dados de forma decrescente e independente.

Para o ACP sendo as variáveis X_1, X_2, \dots, X_p em cada um de n indivíduos ou unidades experimentais. Este conjunto de $n \times p$ medidas origina uma matriz de dados X ($n \times p$) (VARELLA, 2008; HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JUNIOR, 2016) conforme equação 7:

$$X = \begin{bmatrix} x_{11} & \cdots & x_{1p} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ x_{n1} & \cdots & x_{np} \end{bmatrix} \quad \text{Equação 7}$$

Para a obtenção dos componentes principais de uma forma geral, é gerado um conjunto de p variáveis X_1, X_2, \dots, X_p com médias $\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_p$ e variância $\sigma_1^2, \sigma_2^2, \sigma_3^2, \dots, \sigma_p^2$ respectivamente. Estas variáveis não são independentes e, portanto, possuem covariância entre a i -ésima e k -ésima variável definida por σ_{ikl} , para $i \neq k = 1, 2, \dots, p$. Dessa forma as p variáveis podem ser expressas na forma vetorial por: $X = [X_1, X_2, \dots, X_p]'$, com vetor de médias $\mu = [\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_p]'$ e matriz de covariância Σ (Equação 8).

$$\Sigma = \begin{bmatrix} \hat{V}ar(x_1) & \hat{C}ov(x_1x_2) & \hat{C}ov(x_1x_3) & \cdots & \hat{C}ov(x_1x_p) \\ \hat{C}ov(x_2x_1) & \hat{V}ar(x_2) & \hat{C}ov(x_2x_3) & \cdots & \hat{C}ov(x_2x_p) \\ \hat{C}ov(x_3x_1) & \hat{C}ov(x_3x_2) & \hat{V}ar(x_3) & \cdots & \hat{C}ov(x_3x_p) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \hat{C}ov(x_px_1) & \hat{C}ov(x_px_2) & \hat{C}ov(x_px_3) & \cdots & \hat{V}ar(x_p) \end{bmatrix} \quad \text{Equação 8}$$

No entanto, para obter os autovalores (λ) e autovetores (e), foi necessária a padronização dos dados e obtenção da matriz padronizada (VARELLA, 2008; HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JÚNIOR, 2016). Para padronização com média zero e variância 1 temos (Equação 9):

$$Z_{ij} = \frac{x_{ij} - \underline{x}_j}{s(x_j)}, i = 1, 2, \dots, n \text{ e } j = 1, 2, \dots, p \quad \text{Equação 9}$$

Onde, \underline{x} e $s(x_j)$ são, respectivamente, a estimativa da média e o desvio padrão da característica j e Z_{ij} é a variável padronizada (VARELLA, 2008; HONGYU; SANDANIELO; DE OLIVEIRA JUNIOR, 2016). Após a padronização, obtém-se uma nova matriz de dados Z (Equação 10):

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} & \cdots & z_{1p} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & \cdots & z_{np} \end{bmatrix} \quad \text{Equação 10}$$

A matriz Z das variáveis padronizadas Z_j é igual à matriz de correlação da matriz de dados X. Os componentes principais são determinados solucionando a equação característica da matriz R (Equação 11):

$$\det[R - \lambda I] = 0 \text{ ou } |R - \lambda I| = 0$$

$$R = \begin{bmatrix} 1 & r(x_1x_2) & r(x_1x_3) & \cdots & r(x_1x_p) \\ r(x_2x_1) & 1 & r(x_2x_3) & \cdots & r(x_2x_p) \\ r(x_3x_1) & r(x_3x_2) & 1 & \cdots & r(x_3x_p) \\ \vdots & \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ r(x_px_1) & r(x_px_2) & r(x_px_3) & \cdots & 1 \end{bmatrix} \quad \text{Equação 11}$$

Se a matriz R for de posto completo igual a 'p', isto é, não apresentar nenhuma coluna que seja combinação linear de outra, a equação $|R - \lambda I| = 0$ terá 'p' raízes chamadas de autovalores (λ) ou raízes características da matriz R. Uma vez que $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3, \dots, \lambda_p$ são as raízes da equação característica da matriz R, então para cada autovalor λ_i existirá um autovetor e_i (Equação 12):

$$\tilde{e}_1 = \begin{bmatrix} e_{i1} \\ e_{i2} \\ \vdots \\ e_{ip} \end{bmatrix} \quad \text{Equação 12}$$

Os autovetores e_i são normalizados, isto é, a soma dos quadrados dos coeficientes é igual a 1, e ainda são ortogonais entre si. Devido a isso apresentam as seguintes propriedades (VARELLA, 2008) (Equação 13):

$$\sum_{j=1}^p e_{ij}^2 = 1, e$$

$$\sum_{j=1}^p e_{ij} \cdot e_{kj} = 0 \quad (\tilde{e}_i \cdot \tilde{e}_k = 0 \text{ para } i \neq k) \quad \text{Equação 13}$$

Sendo e_i o autovetor correspondente ao autovalor λ_i , o i-ésimo componente principal é dado por (VARELLA, 2008; HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JÚNIOR, 2016):

$$Y = e_{i1}X_1 + e_{i2}X_2 + \cdots e_{ip}X_p \quad \text{Equação 14}$$

Portanto, a contribuição (C_i) de cada componente principal Y_i é expressa em porcentagem e é calculada dividindo a variância de Y_i pela variância total (VARELLA, 2008) (Equação 15). Com isso, representa-se a proporção de variância total explicada pelo componente principal Y_i (VARELLA, 2008; HONGYU; SANDANIELO; DE OLIVEIRA JUNIOR, 2016).

$$C_i = \frac{\hat{V}ar(Y_i)}{\sum_{i=1}^p \hat{V}ar(Y_i)} \cdot 100 = \frac{\lambda_i}{\sum_{i=1}^p \lambda_i} \cdot 100 = \frac{\lambda_i}{traço(S)} \cdot 100 \quad \text{Equação 15}$$

A importância de um componente principal pode ser avaliada por meio de sua contribuição, isto é, pela proporção de variância total explicada pelo componente sendo que a soma dos primeiros k autovalores representa a proporção de informação retida na redução de p para k dimensões. As três primeiras componentes devem explicar o máximo de variabilidade total dos dados, não apresentando correlação entre elas, e devem explicar mais de 70% da variância total dos dados (HAIR et al., 2009), ou seja:

$$\frac{\hat{V}ar(Y_1) + \dots + \hat{V}ar(Y_k)}{\sum_{i=1}^k \hat{V}ar(Y_i)} \cdot 100 \geq 70\% \text{ onde } k < p \quad \text{Equação 16}$$

A interpretação de cada componente é realizada verificando-se o grau de influência que cada variável X_j tem sobre o componente Y_i . O grau de influência é dado pela correlação entre cada X_j e o componente Y_i que está sendo interpretado. Para comparar a influência de X_1, X_2, \dots, X_p sobre Y_1 é necessário analisar o peso (score) de cada variável sobre o componente Y_1 . O peso de cada variável sobre um determinado componente é dado conforme a Equação 17:

$$w_1 = \frac{e_{11}}{\sqrt{\hat{V}ar(X_1)}}, w_2 = \frac{e_{12}}{\sqrt{\hat{V}ar(X_2)}}, \dots, w_p = \frac{e_{1p}}{\sqrt{\hat{V}ar(X_p)}}, \text{ sendo } w_1 \text{ o peso de } X_1$$

Equação 17

O método de rotação Varimax foi usado para obter componentes principais ortogonais (CPs). As componentes principais significativas foram extraídas pela análise paralela, também denominada de método de Horn. Esse método compara os autovalores gerados a partir da matriz de dados com os autovalores gerados a partir de uma matriz simulada de Monte-Carlo criada a partir de dados aleatórios do mesmo tamanho (HORN, 1965).

Para a análise dos dados foi utilizado o *software* RStudio. A aferição da consistência dos dados foi realizada pelo método Kaiser-Mayer-Olkin (KMO) e pelo teste de esfericidade de Bartlett (FERREIRA et al., 2015; CECCONELLO; CENTENO; GUEDES, 2018). Os valores aceitáveis de Kaiser-Meyer-Olkin devem exceder 0,6, enquanto os valores significativos do teste de Bartlett devem exceder 0,05 (LIU., et al., 2016).

A definição do índice de fragmentação da paisagem da bacia (IFP) será conforme a Equação 18 (SILVA; SILVA; BORGES, 2015):

$$IFP_{bacia} = \left(\frac{\sum S_n \lambda_n}{\sum \lambda_n} \right) \quad \text{Equação 18}$$

Onde IFP_{bacia} é o índice de fragmentação da paisagem da bacia (adimensional), S_n é o escore dos componentes principais selecionados, ou seja, autovetores normalizados multiplicados pelas variáveis padronizadas, e λ_n são os autovalores.

O IFP pode variar de $-\infty$ a ∞ , sendo que, quanto menor o índice menos fragmentado é a paisagem e, quanto maior o índice, mais fragmentada estará a paisagem.

3.4.5 Dependência espacial das métricas da paisagem entre as sub-bacias

A análise de dependência espacial tem o intuito de verificar a relação espacial das métricas das sub-bacias e do aporte de sedimentos. Para observar e analisar essa dependência foi realizada a análise de autocorrelação espacial.

3.4.6 Análise da autocorrelação espacial

Para a análise da relação entre a localização espacial e da composição do uso da terra das sub-bacias com a quantidade de sedimentos exportada, foi utilizado o indicador de autocorrelação espacial global de Moran (MORAN, 1948).

Para a análise espacial de áreas foi utilizado o *software* Geoda 1.8, iniciando com o cálculo da matriz de proximidade espacial para cada conjunto de sub-bacias. Adotou-se o critério *Queen* de vizinhança que considera como vizinhas as unidades que possuem fronteiras ou vértices comuns, onde a unidade vizinha é definida da forma $w_{ij} = 1$, enquanto o elemento que não possui relação de vizinhança é definido como $w_{ij} = 0$ (ANSELIN, 2004).

A partir da matriz de proximidade espacial, foram calculados o índice global de Moran I e o índice local de Moran I_i para estimar o nível de autocorrelação espacial entre as sub-bacias. O índice global de Moran avalia o nível de interdependência espacial entre todos os polígonos e é obtido por (Equação 19):

$$I = \frac{n \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n z_i z_j w_{ij}}{S_0 \sum_{i=1}^n z_i^2} \quad \text{Equação 19}$$

Onde n é o número de polígonos; $z_i = (x_i - \bar{x})$ e $z_j = (x_j - \bar{x})$ para $i \neq j=1, \dots, n$ valores observados das populações i e j centradas na média da variável x em estudo; w_{ij} é o elemento da matriz de proximidade W , e, S_0 é definida pela equação 20.

$$S_0 = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} \quad \text{Equação 20}$$

O índice global de Moran (I) varia entre $[-1,1]$, sendo que valores próximos a -1 indicam correlação espacial negativa, enquanto valores próximos a 1 indicam correlação espacial positiva e valor igual a 0 indica ausência de correlação espacial ou independência espacial com relação à variável testada (ALBUQUERQUE; MEDINA; SILVA, 2017).

O índice local de associação espacial (LISA) determina a dependência local dos dados com relação aos seus vizinhos. Este índice permite identificar padrões de agrupamentos de *hotspot* e *coldspot* (YANG; WONG, 2013). A estatística LISA, ou índice local de Moran (I_i), é especificado pela Equação 21:

$$I_i = \frac{x_i - \mu}{\sigma_0^2} \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_j - \mu), i = 1, \dots, n \quad \text{Equação 21}$$

Onde σ_0^2 é a variância populacional da variável em estudo das sub-bacias, x_i - observação da uma variável de interesse na sub-bacia i para $i=1, \dots, n$ e μ - média das n sub-bacias.

Para mapear as mudanças espaço-temporais na fragmentação da paisagem ocorridas nas bacias da área de estudo, foi utilizada a extensão do Índice de Moran denominada de análise diferencial do Índice de Moran (I_i^D) (ANSELIN; SYABRI; KHO, 2010). A estatística é baseada na mudança da variável ao longo do tempo, ou seja, a diferença entre x_t e x_{t-1} . A ocorrência de mudança positiva será entendida como alta e uma mudança negativa como baixa.

A expressão formal para esta estatística segue a mesma lógica do Índice de Moran e consiste no produto vetorial da diferença entre x_t e x_{t-1} em i com a defasagem espacial associada (Equação 22):

$$I_i^D = (x_{j,t} - x_{j,t-1}) \sum_j w_{ij} (x_{j,t} - x_{j,t-1}) \quad \text{Equação 22}$$

A validade estatística dos índices de Moran global e local, foi analisada pelo z-score e pelo teste de pseudo-significância (CÂMARA et al., 2004). No presente estudo, foi utilizado o teste de pseudo-significância gerando 999 permutações dos valores de atributos associados com um nível de significância de 95% (HU et al., 2019).

3.5 Descrição do modelo de simulação InVest -SDR

Para a simulação hidrológica da qualidade de água foi utilizado o módulo InVEST SDR versão 3.8.9, desenvolvido pela Universidade de Stanford. O objetivo do modelo é mapear a geração e aporte de sedimentos aos corpos hídricos (HAMEL et al., 2015). A Figura 12 apresenta o fluxograma da modelagem da produção anual de sedimentos na bacia.

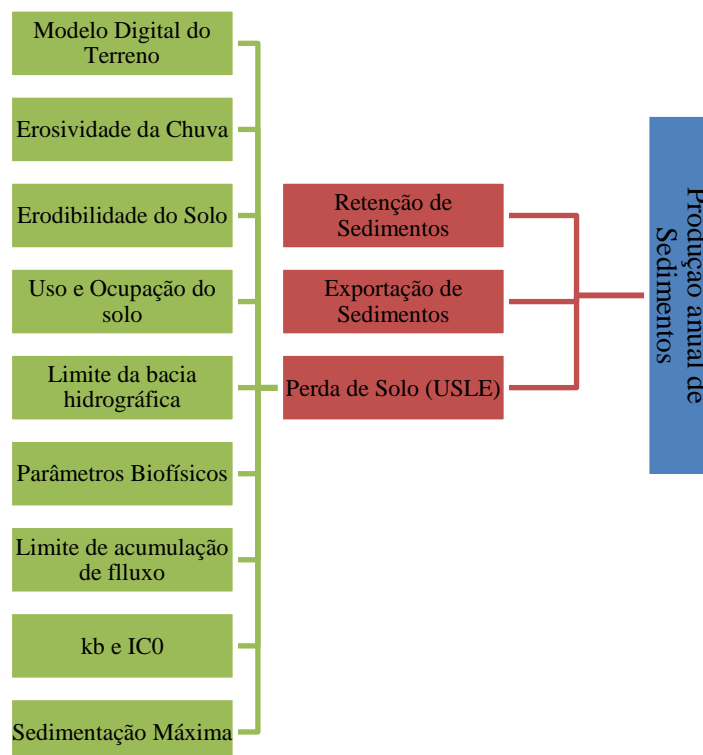


FIGURA 12. Fluxograma de modelagem dos sedimentos.

O modelo simula a perda de solo anual para cada pixel, a quantidade deste solo que cada pixel na área de contribuição abaixo retém e, por fim, o somatório até o exutório da sub-bacia (Figura 13) baseado no modelo de BORSELLI; CASSI; TORRI (2008).

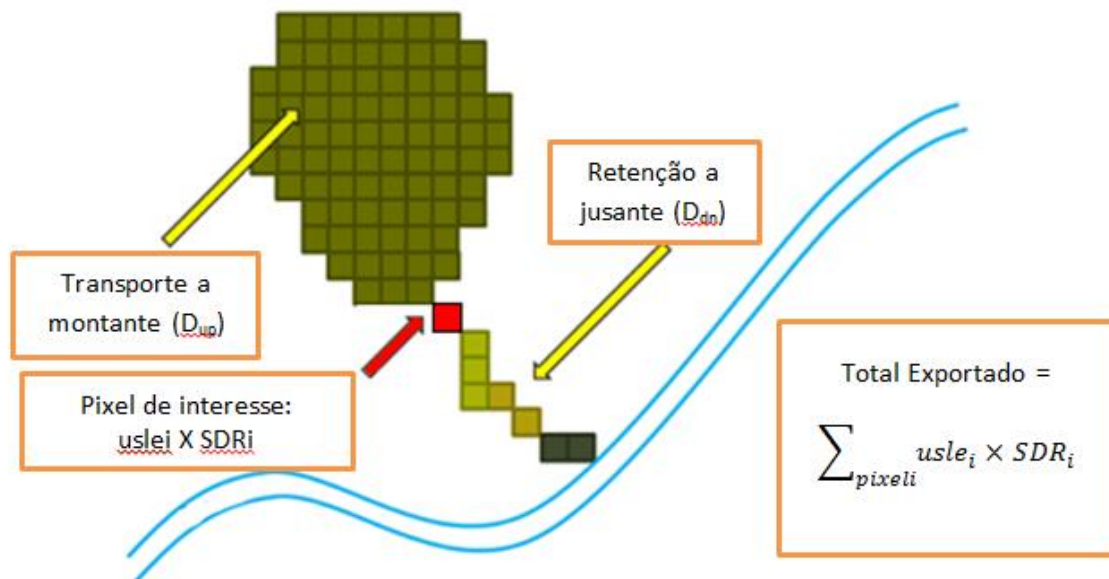


FIGURA 13. Abordagem conceitual proposta por Borselli et al. (2008), utilizada no modelo de exportação de sedimentos. Fonte: adaptado de SHARP et al. (2016).

Inicialmente o modelo calcula a quantidade de sedimento erodido por meio da Equação Universal de Perda de Solo (USLE_i). Em seguida, calcula o sedimento exportado (SDR_i) que é a proporção de perda de solo que realmente alcança o exutório da bacia. A perda de solo anual no pixel *i*, é obtida pela USLE_i conforme a Equação (23).

$$Usle = Ri * Ki * LSi * Ci * Pi \quad \text{Equação 23}$$

Onde R é a erosividade da chuva ($\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$), K é a erodibilidade do solo ($\text{t} \cdot \text{ha} \cdot \text{h} \cdot \text{MJ}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{mm}^{-1}$), LS é o fator de gradiente de declividade (adm), C é o fator de uso e manejo do solo e P é o fator de práticas conservacionistas (RENARD, 1997). O fator LS é dado pelo método desenvolvido por DESMET; GOVERS (1996) para a superfície de duas dimensões.

O modelo utiliza o índice de conectividade (IC) (Equação 24) desenvolvido por BORSELLI; CASSI; TORRI (2008) na análise da exportação de sedimentos. O IC leva em consideração o fator C referente à área de contribuição a montante (D_{up}) e a jusante (D_{dn}) conforme equações 25 e 26 (SHARP et al., 2016).

$$IC = \log_{10} \left(\frac{D_{up}}{D_{dn}} \right) \quad \text{Equação 24}$$

$$D_{up} = C \cdot S \cdot A^{0.5} \quad \text{Equação 25}$$

$$D_{dn} = \sum_i \left(\frac{d_i}{C_i S_i} \right) \quad \text{Equação 26}$$

Onde: IC é índice de conectividade hidrológica, C é a média do fator C da U.S.L. E da área de contribuição a montante, S é a média do gradiente de declividade a montante ($m \cdot m^{-1}$) e A é a área de contribuição a montante (m^2). A área de contribuição à jusante (D_{dn}) depende de d_i , comprimento da rampa de escoamento com maior declividade a jusante (m); C_i , fator C para o pixel i e S_i , gradiente de declividade do pixel i.

A equação da taxa de sedimento exportado (SDR) proposta por VIGIAK et al. (2012), é dada pela Equação 27:

$$SDR_i = \frac{SDR_{max}}{1 + \exp \left(\frac{IC_0 - IC_i}{k} \right)} \quad \text{Equação 27}$$

Onde: SDR_{max} é o SDR teórico máximo, ajustado para um valor médio de 0,8 (VIGIAK et al., 2012), IC_0 e k_b são parâmetros de calibração que definem a relação entre o índice de conectividade e a taxa de entrega de sedimentos (SHARP et al., 2016). Ressalta-se que SHARP et al. (2016) recomendaram definir esses parâmetros com seus valores padrão ($IC_0 = 0,5$ e $k_b = 2$) e usar somente o parâmetro k_b no processo de calibração conforme VIGIAK et al. (2012). Dessa forma, a produção de sedimento no pixel i (E_i) é obtida conforme a Equação 28.

$$E_i = usle_i \times SDR_i \quad \text{Equação 28}$$

Onde: E_i é a produção de sedimentos no pixel i ($ton \ ha^{-1} \ ano^{-1}$) e SDR_i é a taxa de sedimentos exportados pelo pixel i.

Por fim, o valor anual de sedimentos (E) em $ton \ ha^{-1} \ ano^{-1}$ exportados na bacia é dado pela Equação 29 (SHARP et al., 2016).

$$E = \sum E_i \quad \text{Equação 29}$$

3.5.1 Parâmetros e dados de entrada

Foram realizadas simulações e calibrações no intervalo entre 1985 e 2015. Para as simulações os dados de entrada e parâmetros do InVEST devem ser prescritos na forma de mapas (*raster* ou *shapefile*), como o limite da bacia, o MDE, erodibilidade do solo (K), erosividade da chuva (R), tabelas com os parâmetros biofísicos como os parâmetros dependentes do uso e manejo do solo e retenção de sedimentos e a constante utilizada para obter o limiar de acumulação de fluxo (*Threshold Flow Accumulation - TFA*).

3.5.1.1 Limite da bacia

Devido à extensão da bacia do Alto Descoberto, o processo de simulação e calibração foi realizado para as regiões dos seguintes corpos hídricos: Ribeirão Chapadinha, Ribeirão Rodeador, Ribeirão Capão Comprido e Ribeirão das Pedras. Por fim os resultados foram compilados para toda a bacia (Figura 14) (REDHEAD et al., 2018; BENRA et al., 2021).

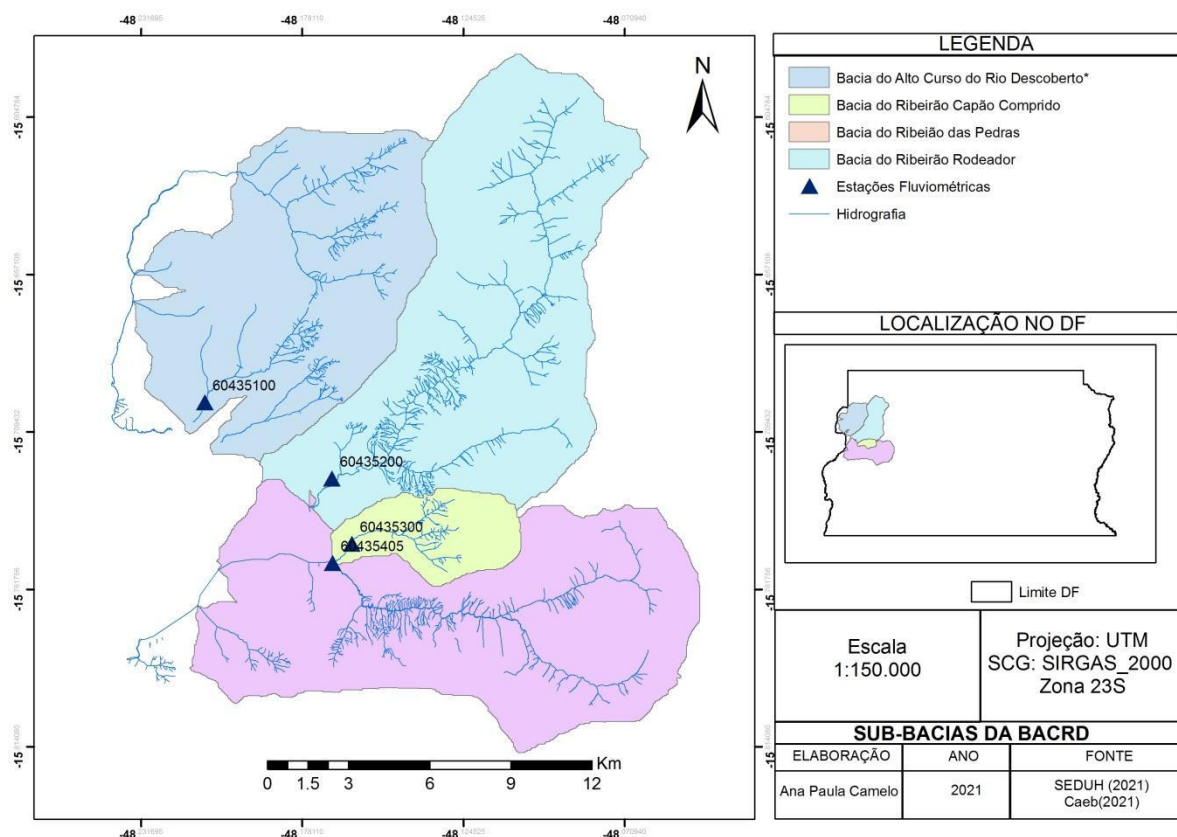


FIGURA 14. Sub-Bacias dos rios Ribeirão Chapadinha, Ribeirão Rodeador, Ribeirão Capão Comprido e Ribeirão das Pedras da Bacia do Alto Descoberto.

As simulações realizadas tiveram como objetivo estimar a quantidade de poluentes de origem difusa nos corpos hídricos das bacias estudadas (LEH et al., 2018; DAKHLALLA; PARAJULI, 2019; RISAL; PARAJULI, 2019).

3.5.1.2 Erosividade da chuva (R)

Devido à escassez de dados pluviográficos de intensidade da chuva, a erosividade da chuva (R) calculada com base na média mensal do índice de erosão - EI apresentado na Equação 14 e amplamente utilizado para esse fim (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999). Dessa forma, o fator R é obtido pela soma dos valores mensais dos índices de erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999) (Equações 30 e 31).

$$EI = 67.355 * \left(\frac{r^2}{P}\right)^{0.85} \quad \text{Equação 30}$$

$$R = \sum_{i=1}^{12} EI \quad \text{Equação 31}$$

Onde EI é a média mensal do índice de erosão ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$), R é a precipitação média (mm), e P é a precipitação média anual (mm).

Existem dez estações pluviométricas em operação inseridas e próximas à Bacia do Descoberto (Figura15). No entanto, foi utilizado o método IDW para espacializar a precipitação média nas bacias de estudo, considerando a não uniformidade de postos pluviométricos na área (SAYEMUZZAMAN; JHA, 2014; TIWARI; KUMAR JHA; SIVAKUMAR, 2019; ANJINHO et al., 2021). As estações escolhidas possuíam série maior que 30 anos de dados diários completos, que possibilitam a formação de normais climatológicas, incluindo as estações Descoberto (1548008), da ETA-Brazlândia (1548007) e da ETA - Taguatinga (1548006) (Figura 15).

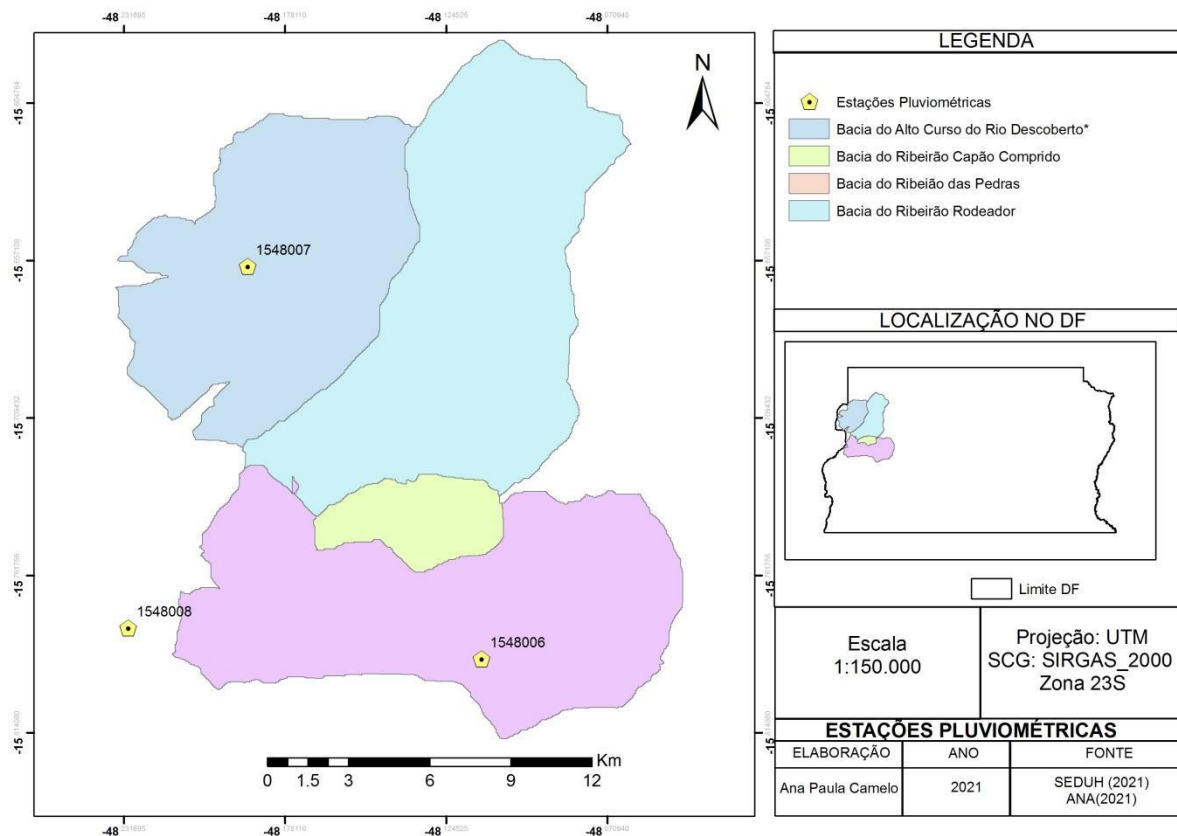


FIGURA 15. Distribuição dos postos pluviométricos nas bacias estudadas.

3.5.1.3 Erodibilidade do solo (K)

O fator K indica a taxa de perda de solo por índice de erosão da chuva (R) medido em uma parcela unitária (WISCHMEIER; MANNERING, 1969). No presente estudo, o mapa pedológico digital do Distrito Federal, produzido em escala 1: 100.000, foi utilizado para identificar os principais tipos de solo da bacia hidrográfica e gerar os valores de K desenvolvidos por BERTONI; LOMBARDI NETO (1999), SILVA; ALVARES (2007), BALDISSERA (2005), CHAVES; PERES PIAU (2008) e MORAIS; SALES (2017). Na Tabela 3 são apresentados os valores de K para utilizados cada tipo de solo identificado na área de estudo.

TABELA 3. Valores atribuídos ao parâmetro erodibilidade de acordo com a classe de solo para a área da bacia do Alto Descoberto.

Classe de solo	K
Cambissolos	0.0280 ¹
Espodosolos	0.0592 ²
Latossolo Vermelho	0.0120 ¹
Latossolo Vermelho Amarelo	0.0140 ¹
Gleissolos	0.0410 ⁴
Plintossolo	0.0438 ³
Neossolo Quartzarênico	0.0270 ⁴

1 – Bertoni; Lombardi Neto (1999); 2 – Silva; Alvares (2007), 3 Moraes e Sales (2017), 4-Baldissera (2005)

3.5.1.4 Fatores de cobertura (C) e práticas conservacionistas (P)

O fator C depende das características de uso da terra da bacia, e os valores do fator P são atribuídos com base nos métodos de cultivo (WISCHMEIER; MANNERING, 1969). O mapa de uso da terra foi reclassificado com base nos valores dos fatores C e P obtidos do relatório da *Nature Conservancy* (MITEVA et al., 2014) que reúne informações de diferentes levantamentos bibliográficos para usar como entradas no modelo de estimativa de erosão laminar aplicável ao Cerrado brasileiro (Tabela 4).

TABELA 4. Valores atribuídos aos parâmetros de cobertura e práticas conservacionistas.

Uso da terra	Fator C	Fator P
Agrícola	0.02	1
Água	0	1
Formações Savânicas e Campestres	0.0007	1
Reflorestamento (Eucalipto)	0.0001	1
Formações Florestais	0.0001	1
Área Urbana	0.25	1

Fonte: WISCHMEIER; SMITH (1978) e MITEVA et al. (2014)

Com base nas observações de campo feitas durante a realização deste estudo, não foram verificadas a adoção sistemática e em grande escala de boas práticas de manejo do solo área de estudo. Portanto, assumiu-se que, de um modo geral, são adotadas as práticas convencionais de uso da terra, sem a utilização de práticas de plantios direto ou plantios em curvas de nível na área estudada.

3.5.2 Dados hidrossedimentológicos

O modelo InVEST foi calibrado para estimativas derivadas das cargas de sedimentos anuais das bacias. As calibrações foram realizadas para os valores observados no exutório das bacias no período de 1985 a 2015 com base nos dados de sólidos suspensos totais-SST (mg L^{-1}).

Para calcular o aporte de sedimentos com base nos dados de sólidos suspensos totais-SST (mg L^{-1}) foram utilizados os dados de vazão e concentração de sedimentos em suspensão disponíveis na rede hidrométrica gerenciada pela ANA e os dados sedimentológicos disponibilizados pela ANA e pela CAESB.

Para a simulação realizada, foram utilizadas as estações que possuem medição diária de vazão, que estejam inseridas no interior das áreas de estudo (LIRONG; JIANYUN, 2012). Na Tabela 5 estão apresentadas as estações fluviométricas de coleta de dados hidrossedimentológicos utilizados no presente estudo.

TABELA 5. Localização das estações fluviométricas de coleta de dados hidrossedimentológicos utilizados no estudo da bacia Alto Descoberto.

Código ANA	Nome	Bacia	Latitude	Longitude	Histórico
60435400	Ribeirão das Pedras	Alto Descoberto	-15° 45" 38'	-48° 9" 36'	1978 -2019
60435300	Capão Comprido (DF-180)	Alto Descoberto	-15° 44" 45'	-48° 9" 47'	1978 -2019
60435100	Chapadinha (DF-180)	Alto Descoberto	-15° 41" 57'	-48° 12" 42'	1978 -2019
60435200	Rodeador (DF- 445)	Alto Descoberto	-15° 43" 30'	-48° 10" 5'	1978 -2019

Foi utilizada a metodologia proposta por HAMEL et al. (2015) para converter os dados pontuais em anuais, pois os dados de qualidade de água referentes aos sólidos em suspensão são oriundos de amostras mensais pontuais nos postos de monitoramento. Para isso, foram utilizadas as equações de curvas-chave de sedimentos em suspensão (CCS) de BICALHO (2006) e CAESB (1989) (Tabela 6), onde: Q_{SS} é a descarga sólida em suspensão (ton.dia^{-1}) e Q é a descarga líquida ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$). Para as demais estações, foram geradas as CCS conforme CARVALHO (2008).

TABELA 6. Equações utilizadas para obtenção da descarga sólida.

Corpo Hídrico	Equação CCS	R²
Ribeirão Capão Cumprido ¹	$Q_{SS} = 7,5004Q^{2,26}$	0,92
Ribeirão Chapadinha ¹	$Q_{SS} = 3,5927Q^{2,41}$	0,99
Ribeirão das Pedras ¹	$Q_{SS} = 0,5642Q^{2,63}$	0,93
Ribeirão Rodeador ²	$Q_{SS} = 2,4704Q^{2,03}$	0,8

Fontes: 1- BICALHO (2006), 2 - CAESB (1989).

Para a geração das CCS para o Ribeirão das Pedras, foram utilizados os dados disponíveis de vazão e sedimentos em suspensão das estações localizadas no exutório da bacia (Tabela 7).

TABELA 7. Ponto de monitoramento de qualidade de água superficial operado pela CAESB na área de estudo.

Código CAESB	Nome	Bacia	Latitude	Longitude
CAP.PDR.001	Pedras	Alto Descoberto	15°46'9,30"	48°6'37,49"

Inicialmente, a C_{SS} foi transformada em descargas sólidas diárias (Q_{SS} , em $mg L^{-1}$) a partir da Equação 32 (GARRIDO et al., 2018).

$$Q_{SS} = 0,0864 \times Q \times C_{SS} \quad \text{Equação 32}$$

Onde: Q_{SS} é a descarga sólida em suspensão ($ton.dia^{-1}$); Q é a descarga líquida ($m^3 \cdot s^{-1}$) e C_{SS} a concentração de sedimento em suspensão ($mg \cdot L^{-1}$).

Após a determinação dos valores da descarga sólida em suspensão (Q_{SS}) para cada medição, foi traçada a CCS para a estação. A CCS foi obtida por meio de um ajuste matemático pelo método dos mínimos quadrados em um modelo potencial, como apresentado na Equação 33 (CARVALHO, 2008).

$$Q_{SS} = a \cdot Q^b \quad \text{Equação 33}$$

Onde: Q_{SS} é a descarga sólida em suspensão ($ton \cdot dia^{-1}$); Q é a descarga líquida ($m^3 \cdot s^{-1}$) e "a" e "b" são constantes de ajuste do modelo. A existência da curva permite um cálculo

aproximado de dados de sedimentos e da descarga sólida média anual. Nos gráficos foram analisadas as dispersões dos pontos e o valor de R^2 , o qual foi utilizado como critério para aceitar a correlação dos dados acima de 60% (MELO; FILHO; CARVALHO, 2020).

3.5.2.1 Verificação da qualidade da simulação do modelo InVEST

A calibração consiste no ajuste dos parâmetros de um modelo para que se obtenha uma concordância aceitável entre os dados observados e simulados (ARNOLD et al., 2012). No InVest SDR a calibração foi realizada manualmente.

O parâmetro k foi calibrado anualmente realizando a comparação entre os valores simulados e os valores obtidos nas CCS de cada estação de forma a obter um erro absoluto mínimo local (E_{min}) com valor inferior a 1%, dado pela Equação 34:

$$E_{min} = |Y_{cal} - Y_{obs}| \quad \text{Equação 34}$$

Onde Y_{cal} é o aporte de sedimentos calculado pelo modelo e Y_{obs} é o aporte de sedimentos calculados por meio das CCS de cada estação utilizada no processo de modelagem.

A qualidade dos resultados obtidos foi avaliada por meio de métodos propostos por MORIASI et al. (2007). Portanto, além do coeficiente de determinação R^2 foram calculados o coeficiente de eficiência de Nash & Sutcliffe (COE) e o percentual de tendências (PBIAS) e erro padrão médio normalizado (RSR) (ANESEYEE et al., 2020; HAMEL; VALENCIA; et al., 2020). O coeficiente de Nash & Sutcliffe (1970) é dada pela Equação 35:

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_{obs} - Y_{cal})^2}{\sum_{i=1}^n (E_{obs} - \underline{E})^2} \quad \text{Equação 35}$$

Onde: Y_{obs} é a quantidade de sedimentos observada; Y_{cal} é a quantidade de sedimentos simulada pelo modelo; \underline{E} é a quantidade média de sedimentos observada no período simulado; e n é o número de eventos. O coeficiente de Nash & Sutcliffe pode variar no intervalo de negativo infinito até 1, sendo que quanto mais próximo de 1, melhor é avaliada a calibração. O PBIAS é calculado pela Equação 36 sendo que quanto mais próximo de zero melhor é considerado o resultado.

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_{obs} - Y_{cal})}{\sum_{i=1}^n Y_{obs}} \quad \text{Equação 36}$$

O erro-padrão médio normalizado (RSR) (Equação 37) é a razão entre o erro-padrão médio e o desvio-padrão das observações (MORIASI et al., 2007). Quanto mais próximo de zero, melhor é o ajuste do modelo.

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_{obs} - Y_{cal})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_{obs} - \bar{Y})^2}} \quad \text{Equação 37}$$

Os resultados da calibração e validação foram classificados conforme a Tabela 8.

TABELA 8. Classificação das métricas de COE e percentual de tendências.

Classificação	COE	PBIAS (%)	RSR
Muito bom	$0,75 \leq COE \leq 0,100$	$PBIAS \pm 10$	$0,00 \leq RSR \leq 0,50$
Bom	$0,65 \leq COE \leq 0,75$	$\pm 1 \leq PBIAS \leq \pm 15$	$0,50 \leq RSR \leq 0,60$
Satisfatório	$0,50 \leq COE \leq 0,60$	$\pm 15 \leq PBIAS \leq \pm 25$	$0,60 \leq RSR \leq 0,70$
Insatisfatório	$0,50 \leq COE$	$PBIAS \geq \pm 25$	$RSR \geq 0,50$

Fonte: MORIASI et al. (2007).

3.6 Análise Estatística

3.6.1 Análise Estatística das Métricas de Paisagem e Aporte de Sedimentos

Foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk (MILLER et al., 2020) para testar a normalidade dos dados de métricas da paisagem e de qualidade de água. Uma vez verificada a não normalidade dos dados, de forma a determinar se as métricas estudadas e o aporte de sedimentos sofreram alterações significativas entre os anos e entre as sub-bacias, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis a 95% de significância seguida pelos testes de Dunn para comparar as diferenças entre os grupos (ZHANG et al., 2019; CARMENITA et al., 2020). O teste de Dunn foi adequado ao propósito da pesquisa uma vez que os grupos avaliados não possuíam o mesmo número de amostras. O teste de Dunn foi utilizado com o ajuste de Holm–Sidák (STUHLMACHER et al., 2020).

As tendências de comportamento das variáveis foram testadas por meio do teste de Mann-Kendall (τ) e, uma vez verificada a tendência, a detecção do ponto de mudança foi aferida pelo teste de Pettit (GÜÇLÜ, 2020; ARAGAW; GOEL; MISHRA, 2021). A existência de correlação entre as métricas da paisagem e o aporte de sedimentos foi verificada por meio da correlação de Spearman (ρ_s) (MILLER; BREWER, 2018; MILLER et al., 2020; PARK; GULDMANN, 2020).

3.7 Modelo teórico de gerenciamento de recursos hídricos

3.7.1 Interpolação dos Dados Socioeconômicos

Para a realização do modelo teórico de recursos hídricos foram utilizados dados socioeconômicos referentes ao nível de educação, renda média e idade oriunda da Pesquisa de Amostragem por Domicílio do DF (PDAD-DF). Tratando-se de uma pesquisa de amostragem, houve a necessidade da aplicação de métodos estatísticos para extrapolar a base de dados.

A PDAD-DF tem como base o Cadastro Nacional de Endereços para Fins Estatísticos (CNEFE) do IBGE e adota a amostragem aleatória estratificada para as 31 regiões administrativas do DF (CODEPLAN, 2015). De acordo CODEPLAN (2015), a pesquisa possui erro de 0,60%, com 95% de grau de confiança, para os resultados do Distrito Federal (CODEPLAN, 2015).

Inicialmente foi realizada a junção das tabelas de atributo dos Setores Censitários com o código CNEFE e com a base de microdados da PDAD-DF para os anos estudados para as Regiões Administrativas (RA) do DF inseridas na Bacia: Brazlândia, Ceilândia, Taguatinga e Samambaia. Estas RAs estão inseridas na bacia do Rio Descoberto, que possibilitou a obtenção de maior quantidade de amostras do território da bacia, conforme preconizado por JAKOB (2003). Ao todo foram considerados 1.764 pontos amostrais.

A interpolação dos dados socioeconômicos foi realizada pelo método de Krigagem ordinária, que é um processo geoestatístico de estimativa de valores de variáveis distribuídas no espaço e/ou tempo, com base em valores adjacentes apresentando estimativas não tendenciosas e mínima variância associada ao valor estimado (YAMAMOTO; LANDIM, 2015; LOPES et al., 2016).

O valor da variável de interesse em um ponto não amostrado (x_o) é calculado como combinação linear dos pontos de dados vizinhos ($Z(x_i)$, $i=1, n$), conforme a Equação 38:

$$\hat{Z}(S_0) = \sum_{i=1}^N \lambda Z(S_i) \quad \text{Equação 38}$$

Onde:

$\hat{Z}(S_0)$ é o valor a ser predito para o local S_0 ;

N é o número de pontos observados a serem utilizados ao redor do valor a ser predito;

λ são os pesos colocados para cada ponto observado a ser utilizado; e

$Z(S_i)$ é o valor observado no local S_i .

Os pesos da krigagem ordinária são calculados impondo duas condições de restrição. A primeira impõe que em média a diferença entre o valor calculado e o valor real seja igual a zero (YAMAMOTO; LANDIM, 2015) (Equação 39):

$$E|\hat{Z}(S_0) - Z(S_0)| = 0 \quad \text{Equação 39}$$

E a minimização da variância do erro conforme a Equação 40 (YAMAMOTO; LANDIM, 2015):

$$\sigma_E^2 = E|Z(S_0) - \hat{Z}(S_0)| \quad \text{Equação 40}$$

Na presente análise, utilizou-se o semivariograma esférico por ser um modelo mais genérico e por possuir bom poder de explicação para a variação espacial (LIN et al., 2021). A interpolação dos dados foi realizada por meio da ferramenta *kriging* do *software* Arcgis tendo como resultado um mapa no formato *raster*.

Dessa forma, a partir do mapa *raster* dos dados interpolados, foram obtidas as estatísticas da variável de interesse para cada sub-bacia por meio da ferramenta *Zonal Statistics as Table* do *software* ArcGis® 10.4, que sintetiza as estatísticas descritivas dos valores de um *raster* dentro das áreas de interesse (polígonos) de outro conjunto de dados e relata os resultados em uma tabela. A adoção dessa metodologia permite que as variáveis de interesse sejam coincidentes com as áreas das sub-bacias.

3.7.2 Modelo Teórico de Fluxo de Sedimentos

A proposta de um modelo de gerenciamento integrado de recursos hídricos para identificar a sensibilidade da qualidade de água em relação às variáveis explicativas foi desenvolvida utilizando o modelo estatístico *logit* baseado em estudos anteriores que utilizam a mesma técnica (VORPAHL et al., 2012; JANG; KANG, 2015; LI et al., 2015; WU et al., 2015). O modelo foi elaborado considerando o tipo de análise de corte transversal (*cross section*) utilizando dados de qualidade de água de 2015. A análise estatística do modelo foi conduzida de acordo com a metodologia sugerida por GUJARATI; PORTER (2011) e realizadas com o uso dos *softwares* MS Excel 13 e RStudio.

Os fatores a serem considerados para alteração do aporte de sedimentos foram as métricas da paisagem, variáveis econômicas (renda e escolaridade) e fatores ambientais pedológicos e topográficos, conforme definido na Equação 41.

$$SED_{sub-bacia} = f(CP, K, R, LS, E, Rr) \quad \text{Equação 41}$$

Onde: $SED_{sub-bacia}$ é a quantidade de sedimentos exportados pela bacia, CP representa as componentes principais extraídas do conjunto das métricas da fragmentação da paisagem, K é a erodibilidade média dos solos, R é a erosividade da chuva, LS o fator topográfico da sub-bacia, E é o nível de escolaridade da população estudada e Rr é a renda população.

O modelo *logit* parte de uma função logística de probabilidade acumulada definida por:

$$P_i = F(Z_i) \quad \text{Equação 42}$$

Onde: F é a função densidade. No caso da função logística, $F(Z_i)$ assume a seguinte forma:

$$P_i = \frac{1}{1 + e^{-Z_i}} \quad \text{Equação 43}$$

Em que $Z_i = X_i\beta$, sendo X_i um vetor de variáveis explicativas e β um vetor de parâmetros a serem estimados. Assim, P_i representa a probabilidade de ocorrência do evento e $(1 - P_i)$ indica a probabilidade de não ocorrência. Dessa forma:

$$1 - P_i = \frac{1}{1 + e^{Z_i}} \quad \text{Equação 44}$$

Logo:

$$\frac{P_i}{1 - P_i} = \frac{1 - e^{Z_i}}{1 + e^{-Z_i}} = e^{Z_i} \quad \text{Equação 45}$$

Portanto, define-se $\frac{P_i}{1 - P_i}$ como a razão das probabilidades em favor da ocorrência do evento. Sabendo que $Y_i=1$, quando a qualidade de água for ótima e $Y_i = 0$, no caso da água ser classificada como imprópria. Assim:

$$\frac{P(Y_i = 1)}{P(Y_i = 0)} = \frac{1 - e^{Z_i}}{1 + e^{-Z_i}} = e^{Z_i} \quad \text{Equação 46}$$

Em que:

$$\text{Ln} \left[\frac{P(Y_i = 1)}{P(Y_i = 0)} \right] = Z_i = X_i \beta = \beta_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 X_3 + \dots + \beta_k X_k + \varepsilon \quad \text{Equação 47}$$

Na Equação 46, e^{Z_i} é o logaritmo natural da razão de chances (*odds ratio*). Uma das principais vantagens da regressão logística é que cada coeficiente estimado fornece uma estimativa do logaritmo natural (ln) de *odds ratio* ajustado para todas as variáveis do modelo, permitindo a estimação direta do *odds ratio* (OR) através da exponenciação do coeficiente β :

$$OR = e^{\beta} \quad \text{Equação 48}$$

De maneira geral, a estimação do modelo *logit* é feita a partir do Método de Máxima Verossimilhança (GUJARATI; PORTER, 2011). Neste método, calculam-se os valores das estimativas do vetor de parâmetros β que maximizam a função de probabilidade. Todavia, visando à simplificação matemática, recomenda-se trabalhar com o logaritmo dessa equação conhecido como função de log-verossimilhança, dada por:

$$l(\beta) = L(\beta) = \sum_{i=1}^n (y_i \ln(P_i) + (1 - y_i) \ln(1 - P_i)) \quad \text{Equação 49}$$

Os valores estimados de $\beta_0, \beta_1, \dots, \beta_k$ são aqueles que maximizam $l(\beta)$ e são encontrados diferenciando-se $l(\beta)$ em relação a cada um dos parâmetros e igualando as expressões resultantes a zero, como $(\partial l(\beta) / \partial \beta = 0)$.

A multicolinearidade foi avaliada pela análise do fator de inflação da variância (VIF) e a tolerância (TOL). Dessa forma, se as variáveis do modelo apresentarem valores de TOL e VIF aceitáveis, ou seja, $VIF < 10$ e $TOL > 0,1$, o modelo *logit* poderá ser estimado com confiança (HAIR et al., 2009).

Foi utilizado o método *stepwise* em ambas as direções (*forward* e *backward*) para a construção do modelo logístico, com níveis de significância para a entrada e saída de variáveis inicialmente a 5% e posteriormente a 1%, além do teste de hipótese de Wald. A avaliação do modelo final foi feita com base na proporção de predições corretas, Pseudo R²

(McFadden e Nagelkerke), Critério de informação de Akaike (AIC) e log de verossimilhança (PARDO et al., 2018; TRAN; NGUYEN; KERVYN, 2018).

Além do teste de qualidade de ajuste pelo método chi-quadrado, calculado e demonstrado automaticamente após a elaboração do modelo, também foi realizado o teste de Hosmer e Lemeshow (HOSMER et al., 1997; HOSMER; LEMESHOW, 2000; TIMOTHY et al., 2021). Este teste é considerado mais robusto do que o teste de chi-quadrado comum, principalmente quando existem variáveis independentes contínuas ou quando o tamanho da amostra é pequeno (FERNANDES et al., 2020).

Com base nas teorias relacionadas ao assunto e nos dados obtidos, estimou-se uma regressão logística (*logit*), permitindo verificar a probabilidade de ocorrência de aportes de sedimento (“sim” ou “não”) em relação às variáveis CP1, CP2, CP3, CP4, erodibilidade dos solos (K), fator topográfico (LS) e Erosividade da chuva (R), escolaridade, idade, renda, conforme se pode observar na Equação 50.

$$\ln \left[\frac{P(SED_{sub-bacia} = 1)}{P(SED_{sub-bacia} = 0)} \right] = \beta_0 + \beta_1 CP_x \dots + \beta_k K + \beta_{k+1} R + \beta_{k+2} LS + \beta_{k+3} E + \beta_{k+4} Rr$$

Equação 50

Onde:

$SED_{sub-bacia}$ é a quantidade total de sedimentos aportados no corpo hídrico em toneladas; se o valor aportado for maior que 20 toneladas, se sim “1”; se não, “0” (*dummy*);

CP_x é o valor dos escores das componentes principais extraídas (adimensional), onde x é o número de componentes principais extraídas pela ACP (*variável contínua*);

K é o valor médio da erodibilidade dos solos que compõe a sub-bacia ($t \text{ ha h MJ}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ mm}^{-1}$) (*variável contínua*);

R é o valor médio da erosividade da chuva na sub-bacia ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$) (*variável contínua*);

LS é o valor médio do fator topográfico obtido no modelo InVEST (adimensional) (*variável contínua*);

E é a escolaridade dos moradores dos setores inseridos na sub-bacia (adimensional) (*variável contínua*);

Rr é a renda dos moradores dos setores inseridos na sub-bacia (adimensional)
(variável contínua);

O valor de 20 toneladas representa cerca de 50% da média do total (39,95 toneladas) de aporte de sedimentos observado por sub-bacia. A redução em 50% da carga poluidora oriunda de fontes difusas é um paralelo à referência ao ODS nº 6 das Nações Unidas (ONU, 2015). O ODS nº 6. 3 prevê melhorar a qualidade da água, reduzindo à metade a proporção de águas residuais não tratadas (fontes pontuais) até 2030. Nesse sentido, buscou-se realizar um paralelo a esse valor de referência uma vez que não há previsão legal quanto à quantidade de sólidos em suspensão.

3.7.3 Regressão Logística Geograficamente Ponderada

O modelo de Regressão Geograficamente Ponderado (GWR) deriva do modelo de regressão linear básico (FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON, 2003). Todavia, quando a variável resposta de interesse é binária, a aplicação da GWR deve ser realizada por meio da Regressão Logística Geograficamente Ponderada ou *Geographically Weighted Logistic Regression* (GWLR), cuja fórmula para obtenção da probabilidade de ocorrência do evento de interesse é dada por:

$$\ln \frac{\pi(x_j)}{1-\pi(x_j)} = \beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i)x_{ik} + \varepsilon_i \quad \text{Equação 51}$$

Ou, ainda, na forma:

$$\pi(x_j) = \frac{e^{\beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i)x_{ik} + \varepsilon_i}}{1 + e^{\beta_0(u_i, v_i) + \sum_k \beta_k(u_i, v_i)x_{ik} + \varepsilon_i}} \quad \text{Equação 52}$$

Onde: $\pi(x_j)$ é a probabilidade da j -ésimo sub-bacia produzir mais de 20 ton de sedimentos; (u_i, v_i) são as coordenadas geográficas da observação no ponto i ; $\beta_k(u_i, v_i)$ é uma função contínua; i e x_{ik} são as variáveis explicativas para cada região de interesse (i); e k é o número de variáveis independentes de cada região. A forma matricial para estimação dos parâmetros da GWLR é dada por:

$$\beta(u_i, v_i) = X'W(u_i, v_i)X^{-1}X'W(u_i, v_i)y \quad \text{Equação 53}$$

Onde: $W(u_i, v_i)$ é uma matriz diagonal e distinta para cada ponto i de coordenadas (u_i, v_i) , contendo em sua diagonal principal os pesos w_{ij} obtidos por meio das funções de ponderação, ou, em inglês, *kernel* (NAKAYA et al., 2014). Na presente análise, foi utilizada a função do tipo Gaussiana fixa:

$$w_{ij} = \exp\left\{-\frac{1}{2}\left(\frac{d_{ij}}{b}\right)^2\right\} \quad \text{Equação 54}$$

O parâmetro d_{ij} contido nas funções de ponderação representa a distância do ponto i ao ponto j , o parâmetro b é o *bandwidth* (parâmetro de suavização) fixo (ALBUQUERQUE; MEDINA; SILVA, 2017).

A estimação dos parâmetros da GWLR é realizada via método da máxima verossimilhança, sendo a função de verossimilhança da GWLR representada pela seguinte expressão:

$$\ln[L(\beta(u_i, v_i))] = \sum_{k=0}^p \left(\sum_{j=i}^n y_j x_{jk} \right) \beta_k(u_i, v_i) - \sum_{j=i}^n \ln \left\{ 1 + \exp \left(\sum_k^p \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} \right) \right\}$$

Equação 55

A matriz $W(u_i, v_i)$ descrita Equação 54 possui em seus elementos os pesos w_{ij} (calculados através das funções de ponderação) sendo utilizada para ponderar geograficamente as observações na estimação de cada conjunto de parâmetros $\beta_k(u_i, v_i)$. A matriz $W(u_i, v_i)$ também varia de acordo com a localidade de cada sub-bacia e compõe a função de verossimilhança da seguinte maneira:

$$\begin{aligned} \ln[L(\beta(u_i, v_i))] &= \sum_{k=0}^p \left(\sum_{j=i}^n W_j(u_i, v_i) y_j x_{ik} \right) \beta_k(u_i, v_i) \\ &- \sum_{j=i}^n W_j(u_i, v_i) \ln \left\{ 1 + \exp \left(\sum_k^p \beta_k(u_i, v_i) x_{ik} \right) \right\} \end{aligned} \quad \text{Equação 56}$$

Similar ao modelo de regressão logística, após diferenciar a equação 56 em função de $\beta_k(u_i, v_i)$ e igualar a zero, os parâmetros do modelo foram estimados utilizando métodos numéricos iterativos (ex. o método dos mínimos quadrados ponderados). O procedimento de

maximização é realizado para cada uma das funções referentes a cada região *i* do estudo (ALBUQUERQUE; MEDINA; SILVA, 2017).

Em geral, os resultados não diferem muito em relação ao tipo de Kernel adotado. Entretanto, dependendo do valor do *bandwidth* utilizado, os resultados podem ser bastante diferentes (FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON, 2002; NAKAYA et al., 2014). Portanto, a estimação do modelo foi realizada com função Kernel do tipo Fixo Gaussiano e a *bandwidth* foi obtida pelo método de *Golden Section*, que otimizou a determinação do tamanho da largura da banda com base no menor valor de AIC (ALBUQUERQUE; MEDINA; SILVA, 2017).

O desempenho dos modelos (RL e GWLR) foi comparado com base no pseudo R² (McFadden), critério de Akaike (AIC), log de verossimilhança, acurácia e análise de autocorrelação dos resíduos (GEORGANOS et al., 2017; ZHANG; YANG, 2020).

4. RESULTADOS

4.1 Divisão da bacia em sub-bacias

O delineamento das sub-bacias foi feito utilizando o modelo de elevação digital, que é um pré-requisito essencial para estudos que integram estudos de hidrologia da superfície terrestre (LIU et al., 2020). Além disso, a discretização espacial é fundamental para realizações de estudos de simulações espacialmente distribuídas (LIAO et al., 2020). Dessa forma, no presente estudo, o uso de sub-bacias foi fundamental para entender a complexidade das consequências das mudanças do uso da terra e suas consequências na área estudada.

O delineamento automático das sub-bacias dividiu a bacia original de 329.5 km² em 62 sub-bacias. Na Tabela 9 está disposto o resumo dos valores dos atributos físico-topográficos e morfológicos das 62 sub-bacias.

TABELA 9. Dados morfológicos das sub-bacias.

	Área (km ²)	Perímetro (km)	Comprimento Axial (km)	Elevação Máxima (m)	Elevação Mínima (m)	ΣCurs os (km)	Fc	Kc	Dd
Média	5,31	13,24	4,80	1228,90	1094,1	17,71	0,22	1,82	0,52
Desvio Padrão	4,12	4,56	1,93	76,41	58,54	18,46	0,08	0,35	0,54
CV*	77,51	34,44	41,02	6,22	5,35	104,23	35,00	19,30	104,3

*Coeficiente de Variação

Com base nos resultados do desvio padrão e do coeficiente de variação, a bacia do Alto Descoberto possui tamanhos de sub-bacias bastante heterogêneo, sendo a menor sub-bacia (nº4) com 9,99 ha e a maior, com 1.882,17 ha. Em relação à altitude, o relevo da bacia é predominantemente plano a moderadamente ondulado e, como resultado, as sub-bacias apresentaram pouca variação de altitude (REATTO et al., 2004).

Devido aos valores dos parâmetros morfológicos das sub-bacias (Figura 16), há baixo risco de a forma das sub-bacias influenciarem no cálculo de métricas baseadas em formas geométricas como quadrados e círculos. Ou seja, caso uma das sub-bacias possua uma única classe de uso da terra a métrica calculada não sofrerá influência da forma do limite imposto pela delimitação automática.

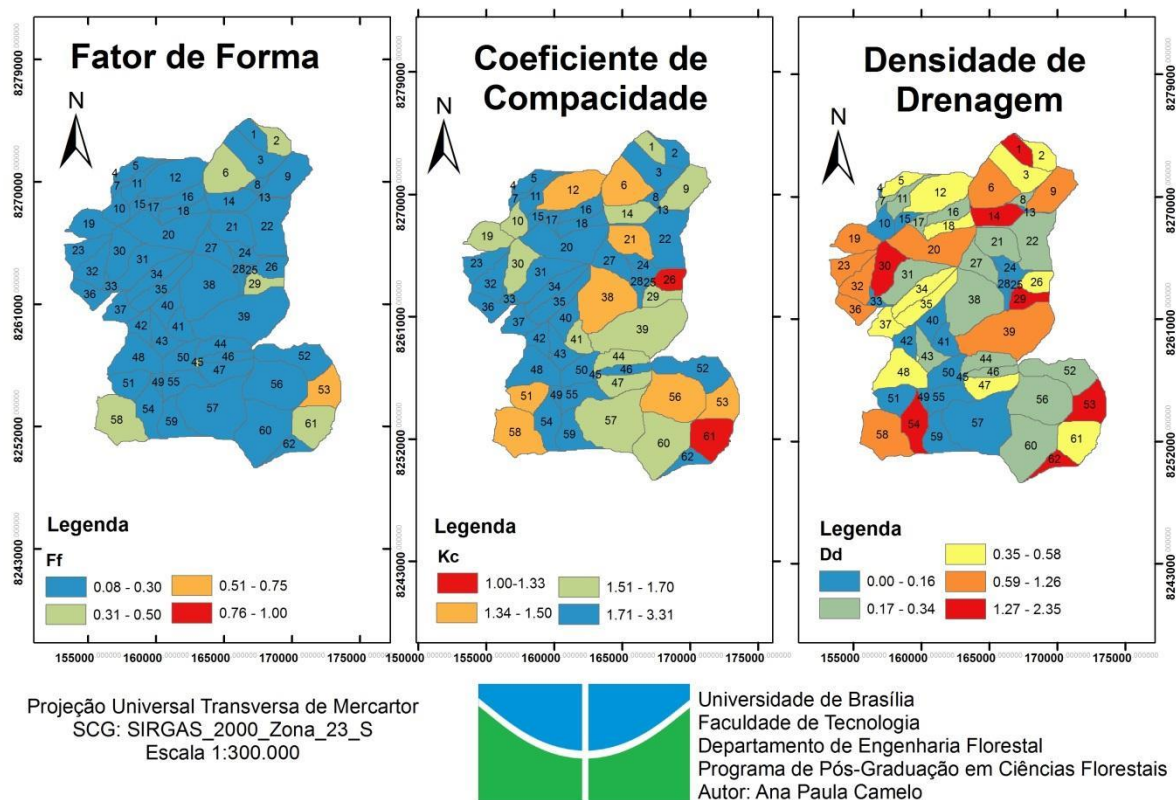


FIGURA 16. Distribuição dos parâmetros morfométricos das sub-bacias do Alto Descoberto.

Em termos hidrológicos, 93% das sub-bacias apresentam fator (Ff) de forma menor que 0,3 e 90% apresentam coeficiente de capacidade (Kc) maior que 1,50. Os baixos valores de Ff indicam que nas sub-bacias há uma menor propensão a enchentes uma vez que bacias estreitas e longas (Ff baixo), com menor risco de ocorrência de chuvas intensas cobrindo, simultaneamente, toda a sua extensão (OLIVEIRA et al., 2010).

O menor Kc foi observado para a sub-bacia 13 (1,33), indicando a similaridade de sua forma com a de um círculo. De acordo com VILLELA; MATTOS (1975), o valor baixo configura uma bacia ovalada com tendência mediana a enchentes. Bacias hidrográficas cuja forma se aproxima à de um círculo, tendem a proporcionar a conversão do escoamento superficial para um trecho pequeno do rio principal. Todavia, não se pode avaliar a propensão às enchentes em uma bacia com base exclusivamente na sua forma (LORENZON et al., 2015).

Quanto maior a densidade de drenagem, maior é a impermeabilidade do terreno (STRAHLER, 1957) e, conseqüentemente, maiores serão o escoamento superficial, o escoamento de cargas poluidoras e as erosões laminar e linear. A densidade de drenagem é a expressão do equilíbrio entre a propensão do ambiente a erodir e a capacidade da paisagem de combater esse processo (COLLINS; BRAS, 2010).

Estimou-se uma média baixa (0,52) de densidade de drenagem das sub-bacias, que indica uma tendência a baixo escoamento superficial e maior infiltração. No entanto, as sub-bacias nº 1, 14, 29, 30, 53, 54 e 62 apresentaram alta tendência de escoamento superficial e de enxurradas. Nestas sub-bacias, o uso e manejo do solo são fundamentais para assegurar o os serviços ecossistêmicos referentes à qualidade de água e do solo. Os estudos de sedimentologia realizados nesta área apontaram que o uso agrícola sem práticas conservacionistas pode ocasionar maior perda do solo (BICALHO, 2006; VALENTIN, 2008; CHELOTTI et al., 2019).

4.2 Métricas da paisagem

4.2.1 Análise no nível de classes

As métricas da paisagem foram calculadas nos níveis de mancha, classe e paisagem para a análise do comportamento da dinâmica do uso da terra das sub-bacias e no nível da paisagem para a construção e análise do IFP nas sub-bacias.

Inicialmente, os resultados da análise foram apresentados para toda a bacia, em todos os três níveis de análise. Posteriormente, os resultados foram apresentados para todas as sub-bacias. De forma geral as classes de Formações Savânicas e Campestre (FSC) e Florestas Plantadas (FP) estão em processo de retalhamento, com manchas transitórias. As classes Agrícola (AGRO) e Formações Florestais (FF) estão em expansão com manchas transitórias e o uso da terra referente à classe Urbano (URB) está em expansão, sem manchas transitórias.

A Agricultura é o uso da terra predominante na área de estudo, com maior percentual de cobertura da bacia e a maior mancha contínua na paisagem. Na bacia de estudo, as

manchas de uso agrícola (AGRO) apresentaram média 33,6 ha e a maior mancha desta classe de uso ocupa 15,1% da área total da bacia (Tabela10). A maior parte (97%) das propriedades possuem tamanho menor que 50 ha (SFB, 2020) e as manchas maiores que 50 ha são decorrentes de conglomerados de pequenas propriedades rurais.

TABELA 10. Resumo das métricas da paisagem no nível de classe.

Uso		CA	PLAND	NP	LPI	ED	LSI	AREA_MN	TCA	CORE_MN	PROX_MN	ENN_MN
AGRO	Média	13.699,63	41,58	423,32	15,57	47,88	34,89	34,38	5.156,95	13,22	3.599,75	93,41
	DesvPad	1.479,19	4,49	89,85	8,97	2,22	2,81	10,09	1.178,85	5,24	2.819,32	3,48
	Máximo	15.767,19	47,85	616,00	36,17	52,95	40,85	49,91	6.923,52	21,22	10.642,99	100,24
	Mínimo	10.199,88	30,96	299,00	4,67	44,40	30,72	16,56	2.979,18	4,84	538,98	86,97
	(τ)	0,24	0,24	-0,14	0,04	0,27*	-0,07	0,18	0,14	0,13	0,04	-0,33*
FSC	Média	1.2694,84	38,53	900,42	13,00	57,46	43,11	14,31	4.494,14	5,06	1.554,68	93,25
	DesvPad	1.062,40	3,22	98,48	5,38	3,71	1,53	2,40	514,95	0,88	1.509,49	4,40
	Máximo	1.4867,46	45,12	1096,00	31,55	66,36	46,24	21,71	5.611,95	7,91	6.720,78	100,59
	Mínimo	11.240,91	34,11	664,00	8,23	51,43	39,32	11,22	3.793,50	3,81	478,29	84,16
	(τ)	0,02	0,02	0,66*	0,22	0,19	0,40*	-0,37*	0,25	-0,20	-0,18	-0,09
FF	Média	1.849,38	5,61	598,52	0,34	18,27	35,02	3,09	68,66	0,11	13,97	148,09
	DesvPad	255,61	0,78	57,87	0,10	2,31	2,13	0,25	16,46	0,02	3,73	8,07
	Máximo	2.492,46	7,56	717,00	0,55	24,18	40,10	3,58	102,33	0,17	26,54	169,58
	Mínimo	1.289,88	3,91	462,00	0,18	12,85	29,51	2,58	38,52	0,07	8,64	129,48
	(τ)	0,45*	0,45*	0,07	0,00	0,41*	0,33*	0,63*	0,22	0,24	0,28*	-0,16
FP	Média	2.289,16	6,95	50,68	2,05	5,77	10,33	86,10	1.166,77	47,75	192,86	316,22
	DesvPad	1.011,92	3,07	21,63	1,08	1,44	1,11	129,55	664,45	79,38	156,52	102,35
	Máximo	4.788,45	14,53	98,00	4,09	9,15	12,89	577,61	2.720,97	357,03	724,37	687,21
	Mínimo	1.246,32	3,78	6,00	0,85	3,75	8,70	15,62	438,93	5,21	56,86	191,07
	(τ)	-0,86*	-0,86*	0,52*	-0,60*	-0,53*	0,04	-0,87*	-0,91*	-0,85*	-0,61*	0,31*
URB	Média	1.925,86	5,84	152,48	3,67	5,06	10,43	13,53	1.205,09	8,58	176,63	251,65
	DesvPad	182,40	0,55	42,77	0,19	1,19	2,16	3,63	184,10	2,87	54,60	54,83
	Máximo	2.353,59	7,14	249,00	3,93	8,80	16,71	21,15	1.542,60	14,57	317,00	381,34
	Mínimo	1.514,25	4,60	84,00	3,28	3,37	7,24	8,51	867,24	4,31	92,74	144,88
	(τ)	0,58*	0,58*	-0,18	0,71*	-0,21*	-0,35*	0,37*	0,89*	0,46*	0,01	0,29*

Uso da terra: AGRO- Agricultura , FSC- Formações Savânica e Campestres ; FF- Formações Florestais ; FP- Floresta Plantada ; URB- Uso Urbano

Na classe Agricultura, houve decréscimo do número de fragmentos e o aumento da área total da classe, similar ao que foi observado nos estudos de LAFORTEZZA; BROWN (2004), CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA(2009) e GRECCHI et al.(2014). De acordo com estudo de CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA (2009) e SOUSA; LONGO; SANTOS (2019), manchas pequenas de áreas de cultivo agrícola geram estruturas de paisagem mais danosas à conservação do bioma Cerrado, afetando a produção primária das áreas de vegetação nativa.

O avanço da área agrícola (Figura 17) é expandido em detrimento das áreas das formações Savânicas e Campestres, haja vista que a correlação entre as áreas dessas classes foi significativa ($\rho_s = -0,87$; $p < 0,001$). Ao passo em que a área da classe agrícola aumenta na bacia, o número de fragmentos de FSC aumenta ($\rho_s = 0,51$; $p < 0,001$). Com base nos dados disponibilizados pelo Cadastro Ambiental Rural, na área da bacia de estudo, há um passivo ambiental de 1.700 ha de reserva legal e 474 ha de áreas de preservação permanente (APP) no entorno dos cursos d'água (SFB, 2020).

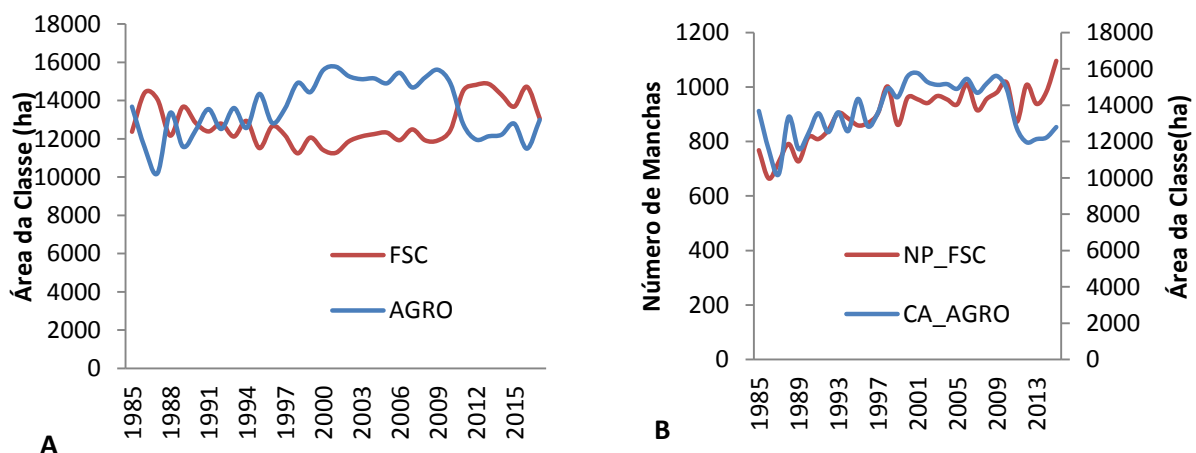


FIGURA 17. A) Relação entre as classes Agrícolas (AGRO) e de Formações Savânicas e Campestres (FSC) em escala da bacia e; B) relação do aumento de manchas da classe Agrícola (AGRO) e a fragmentação de FSC.

Estes resultados evidenciam a relação entre o número de manchas e a área média dos fragmentos ($\rho_s = -0,79$; $p < 0,001$), além do aumento da densidade de bordas e aumento de LSI ($\rho_s = 0,69$; $p < 0,001$), indicando uma maior desagregação da classe. No período analisado a densidade de borda (ED), apresentou tendência significativa de aumento decorrente do aumento do número de manchas (NP). Neste caso, quanto maior o número de fragmentos de determinada classe, maior a densidade de borda (CALEGARI et al., 2010).

As Formações Florestais (FF) são caracterizadas por fragmentos dendríticos por serem formações vegetais que acompanham as margens de riachos e rios, formado por Matas de Galerias e Matas ciliares (FORMAN, 1990). Essa característica é evidenciada pelos menores valores de área central (CORE_MN), reduzido pela forma mais alongadas das manchas deste tipo de cobertura da terra. Estas formações (FF) estão em processo de expansão, com presença manchas de transição, na área de estudo. A relação entre as métricas PROX_MN e CORE_MN (Figura18) é o resultado do mosaico de pequenas manchas ao longo dos corpos hídricos evidenciado pela relação entre as métricas PROX_MN e CORE_MN (Figura18).

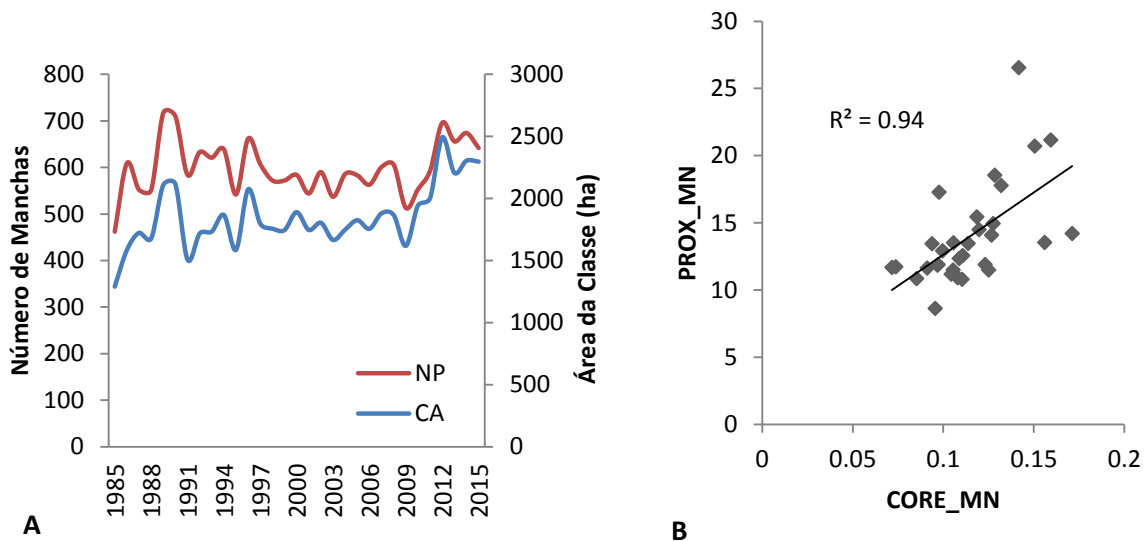


FIGURA 18. Relação entre o número de manchas da classe de Formações Florestais e área da classe (A) e relação entre as métricas PROX_MN e CORE_MN da mesma classe (B).

Os resultados das métricas de paisagem observados para classe FF são similares aos do estudo de ROSOT et al, (2018), que observou que em áreas predominantes agrícolas ou com matrizes urbanas, há uma prevalência de manchas pequenas e fragmentadas das zonas ripárias. Uma vez que este tipo de cobertura da terra é caracterizado por pequenas manchas, com tendência de aumento na área de estudo com o aumento do número de fragmentos próximos ($\rho_s = 0,54$; $p < 0,001$). A correlação de PROX_MN com NP ($\rho_s = 0,46$; $p < 0,001$) é o resultado do aumento do número de manchas, que aumenta a proximidade entre elas, assim como a correlação entre NP e ENN_MN ($\rho_s = -0,63$; $p < 0,001$), indicando que o aumento do número de manchas diminui a distância entre elas.

O teste de Pettitt ($U^* = 138$, $p < 0.05$) indica que em 2009 houve um ponto de virada com o aumento da classe FF. A data coincide com o lançamento do programa de Adequação Ambiental da Reserva Biológica e das Propriedades Rurais às Margens do Lago Descoberto

da Secretaria de Pecuária e Abastecimento do Distrito Federal (SEAGRI-DF), que teve o objetivo de reflorestar as APP's inseridas na bacia de estudo.

No processo de fragmentação das formações naturais (FSC e FF), ocorre a fragmentação de habitats, além de impactos nos Serviços Ecossistêmicos Hidrológicos (SEH) e na biodiversidade, reduzindo os níveis de organização estrutural, taxonômica e funcional, bem como genético, específico e ecossistêmico. Isso porque a relação entre a área dos fragmentos e seus atributos ecológicos, é um elemento central da teoria de biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1967). Assim, a compreensão da distribuição das classes de tamanho dos fragmentos na paisagem é um elemento importante para o desenvolvimento de estratégias para a conservação dos serviços ecossistêmicos.

Por outro lado, as Florestas Plantadas estão em decréscimo, com manchas transitórias. Como consequência, ocorre um aumento no número de manchas, assim como a distância entre essas manchas, com a redução da área média desses fragmentos, indicando a redução e o espalhamento da classe (Figura 19).

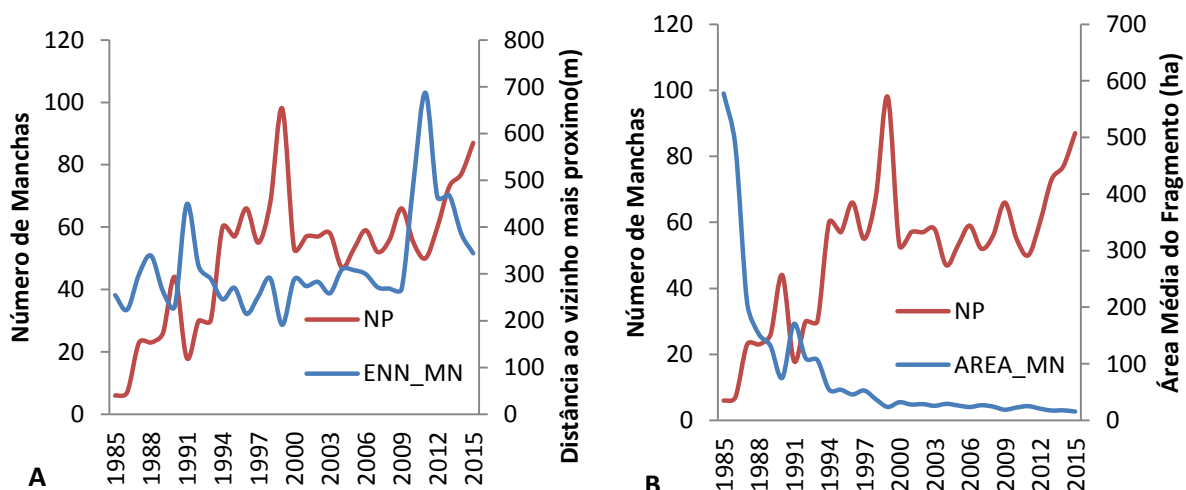


FIGURA 19. A) Relação entre o número de manchas da classe de Florestas Plantadas e a distância para o vizinho mais próximo; B) relação número de manchas e área da classe.

Para a classe FP a supressão das áreas maiores e decorrente da criação de fragmentos menores ocorreram principalmente nas áreas de reflorestamento existentes na Floresta Nacional de Brasília (Figura 20). Os plantios existentes na bacia eram decorrentes da Lei de Incentivos Fiscais ao Reflorestamento. Lei nº 5.106 de 1966 e ao Plano Nacional de Desenvolvimento (II PND), criado pelo Governo Federal, em meados da década de 1970 (SANTAROSA; PENTEADO JUNIOR; GOULART, 2014). A tendência de redução das métricas CA e PLAND refletem as substituições dessa classe de uso nas áreas da Floresta

Nacional de Brasília - FLONA-DF. As correlações entre as métricas CA e NP ($\rho_s = -0,56$; $p < 0,001$), CA e ED ($\rho_s = 0,83$; $p < 0,001$), CA e LSI ($\rho_s = -0,88$; $p < 0,001$), CA e LPI ($\rho_s = 0,79$; $p < 0,001$) e CA e AREA_MN ($\rho_s = 0,87$; $p < 0,001$) indicam que o decréscimo da área ocupada pela classe é devido à fragmentação/substituição do uso da terra.

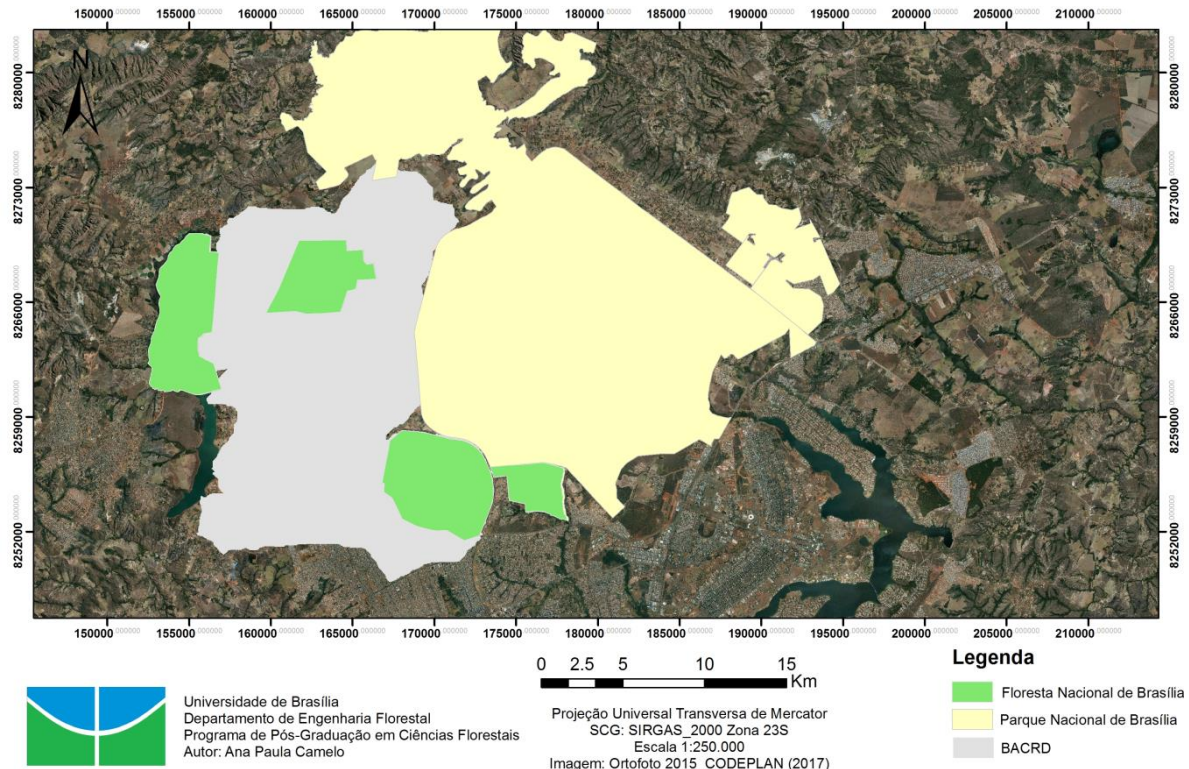


FIGURA 20. Unidades de conservação federal no interior da bacia.

Na classe Urbano (URB), o aumento da área ocupada está relacionado com o aumento da área urbana referente às RA's de Brazlândia e Ceilândia que tiveram crescimento da área urbana de 50% e 195% respectivamente entre 1986 e 2016 (SEDUH, 2019). No caso dessas duas cidades o crescimento da mancha segue o padrão núcleo-periferia, também denominado “mancha de óleo” (SILVA, 2019). Esse fenômeno pode ser observado com a relação das métricas NP e CORE_MN onde há o aumento da área núcleo com redução do número de manchas, uma vez que ocorreu a agregação dos fragmentos (Figura 21).

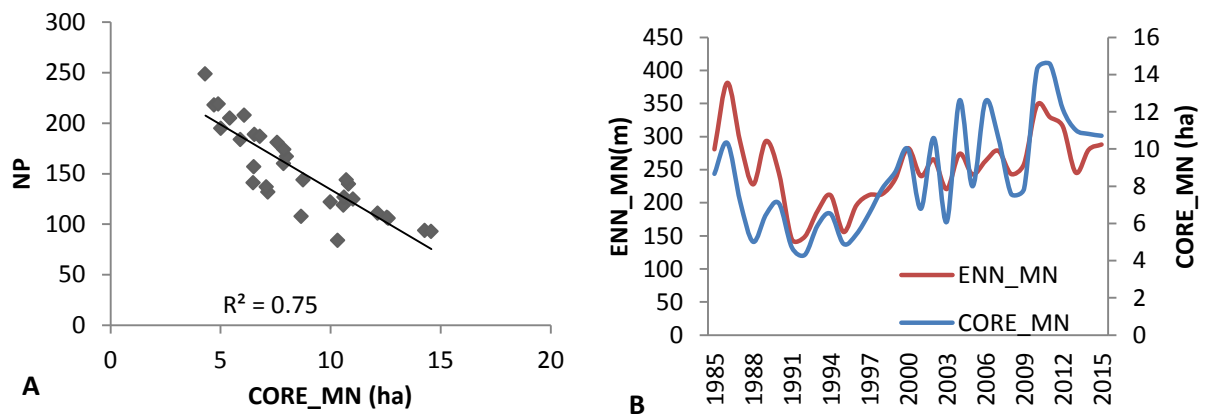


FIGURA 21. Relação entre as métricas NP e CORE_MN (A) e ENN_MN e CORE_MN (B) da classe Urbano.

Como consequência, nas áreas Urbanas já consolidadas, áreas núcleo maiores e tendência de crescimento, tendem a ser mais distantes umas das outras. Por outro lado, a abertura de novos núcleos urbanos, com manchas menores, tende a ser mais próximos uns dos outros seguindo um padrão difuso-reticular que são expansões que se dão no desenho de malhas (IBGE, 2016). Tais padrões podem ser observados na análise visual de perdas e ganhos de áreas (Figura 22).

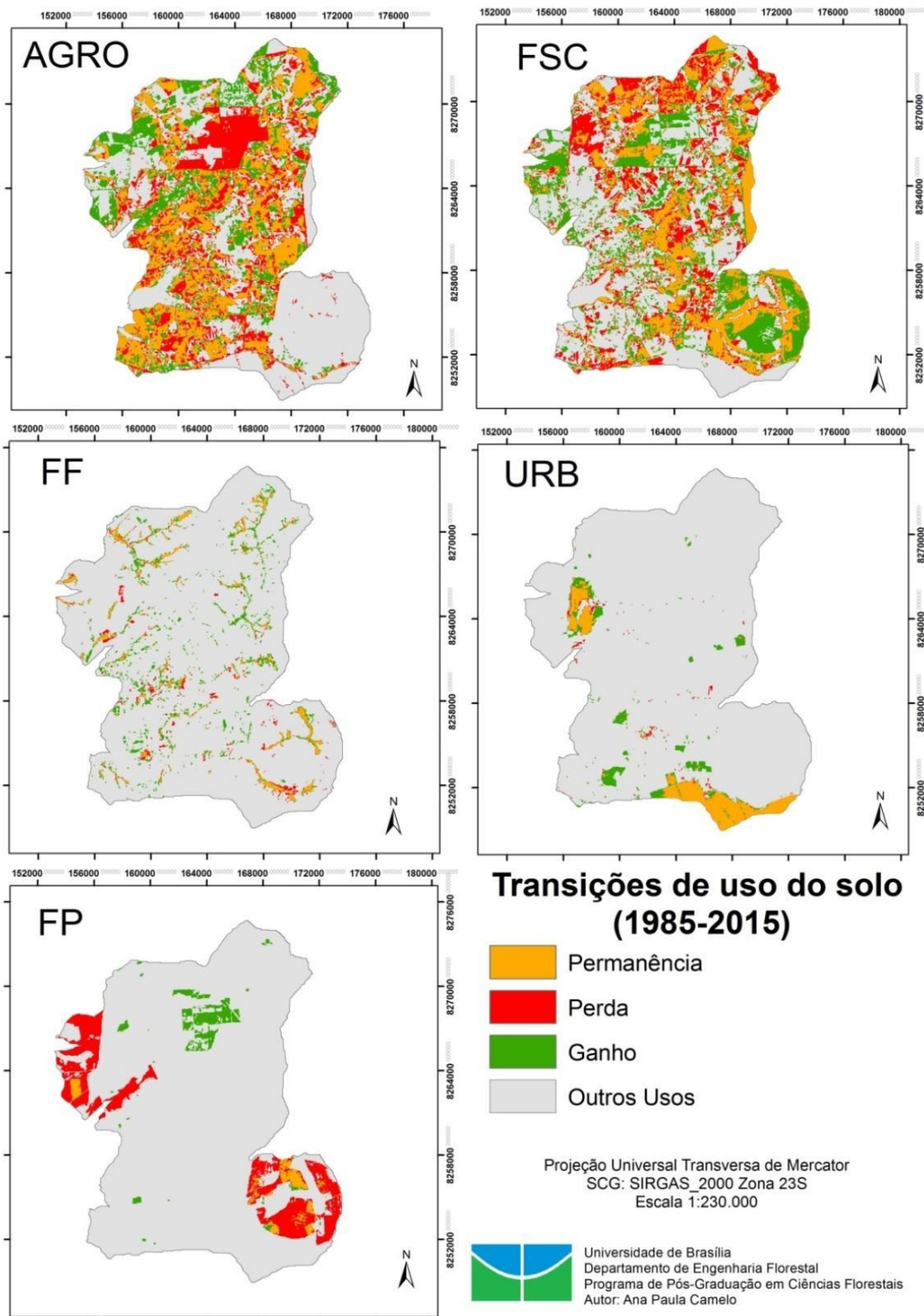


FIGURA 22. Transições do uso da terra para diversas classes entre 1985 e 2015.

4.2.2 A análise em nível de Paisagem

A avaliação das métricas ao nível da paisagem na escala da bacia inteira indica que há uma tendência de aumento da fragmentação de alguns dos usos da bacia e da dominância de uma classe de uso. Essa avaliação corrobora com a avaliação realizada no nível das classes de uso da bacia, mas esse nível de análise assinala as características estruturais da paisagem (LANG; BLASCHKE, 2009).

Na Tabela 11 está disposto o resumo estatístico da análise das métricas ao nível da paisagem e no apêndice 2 está a análise da correlação de *Spearman* entre as métricas. Os elevados valores da métrica DIVISION, valores muito próximos de um, indicam que a paisagem está subdividida em diversos usos. Ressalta-se que essa métrica alcança seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo (MCGARIGAL, 2014). Concomitantemente ao aumento de NP, a tendência do aumento de CONTAG e, diminuição de IJI indica forte agregação de um dos usos na paisagem. No caso da bacia o uso que promove maior agregação é o Agrícola, e a interdispersão, ou seja, a formação de um mosaico reticulado (efeito de uma colcha de retalhos) de outro uso, que no caso específico desta bacia são as Formações Savânicas e Campestres.

Por sua vez, as métricas CONTAG e IJI medem respectivamente o nível de agregação e interdispersão da paisagem. Quando a métrica CONTAG atinge seu valor máximo (100) IJI tende a ser baixo, pois a máxima agregação implica uma baixa interdispersão. Por outro lado, quando a métrica CONTAG se aproxima de zero cada célula do *raster* representa um tipo diferente do uso da terra, sendo desagregados ao máximo e altamente interdispersos, ou seja, cada adjacência da célula está conectada com outra célula com uso diferente (MCGARIGAL, 2014).

Esse fato é ressaltado quando associado ao fato de que o número de usos na bacia permaneceu constante ao longo do período estudado, ou seja, sempre ocorreram na bacia seis tipos de classe de uso da terra, o que foi verificado é que com o passar o tempo a disposição desses usos nas bacias foram alterados, ou seja, a configuração dos diversos usos do solo no interior da bacia foi alterada. E as alterações das conformações do uso da terra têm consequências na dinâmica da perda de solo e no aporte de sedimentos (SHIMRAH et al., 2019; ZHANG et al., 2019).

TABELA 11. Resumo das métricas da paisagem na escala da bacia no nível de Paisagem.

	NP	PD	LPI	TE	ED	LSI	NDCA	PROX_MN	CONTAG	IJI	DIVISION	SPLIT	PR	PRD	SHDI	SHEI
Média	2.136,48	6,48	18,86	2.225.629,3 5	67,54	32,38	668,77	1.278,63	52,67	50,14	0,93	15,79	6	0,02	1,30	0,72
DP	147,74	0,45	8,08	123.004,43	3,73	1,69	53,37	510,91	1,55	2,76	0,03	5,73	0	0,00	0,04	0,02
MAX	2.531,00	7,68	36,17	2.512.590,0 0	76,25	36,33	759,00	2.694,23	55,14	54,70	0,97	28,95	6	0,02	1,38	0,77
MIN	1.788,00	5,43	9,24	19.82.580,0 0	60,17	29,03	580,00	695,29	50,31	44,31	0,85	6,57	6	0,02	1,23	0,69
(τ)	0,30*	0,30*	-0,14	0,07	0,07	0,07	-0,03	-0,20	0,38*	-0,48*	0,13	0,13	-	0,00	- 0,51*	-0,51*
Ano (Pettit)	2010	2010	-	-	-	-	-	-	1998	2001	-	-	-	-	1998	1998

DP = Desvio Padrão, MAX = Valor Máximo, MIN = Valor Mínimo

A tendência de queda das métricas SHDI e SHEI (Figura 23) também refletem as alterações descritas – substituição das florestas nativas por uso agrícola. De forma geral, o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) é bastante utilizado em ecologia de comunidades para comparar a diversidades de comunidades (MELO, 2008).

O mesmo conceito é utilizado para avaliar a diversidade da paisagem, no entanto, a diminuição desse índice também indica distribuição proporcional de área entre os tipos de patch torna-se mais desigual (MCGARIGAL, 2014). Similarmente, o índice de uniformidade de Shannon (SHEI) é expresso de tal forma que uma distribuição uniforme da área entre os tipos de remendo resulta em uniformidade máxima, ou seja, a queda dessa métrica também informa a disparidade entre os usos na bacia.

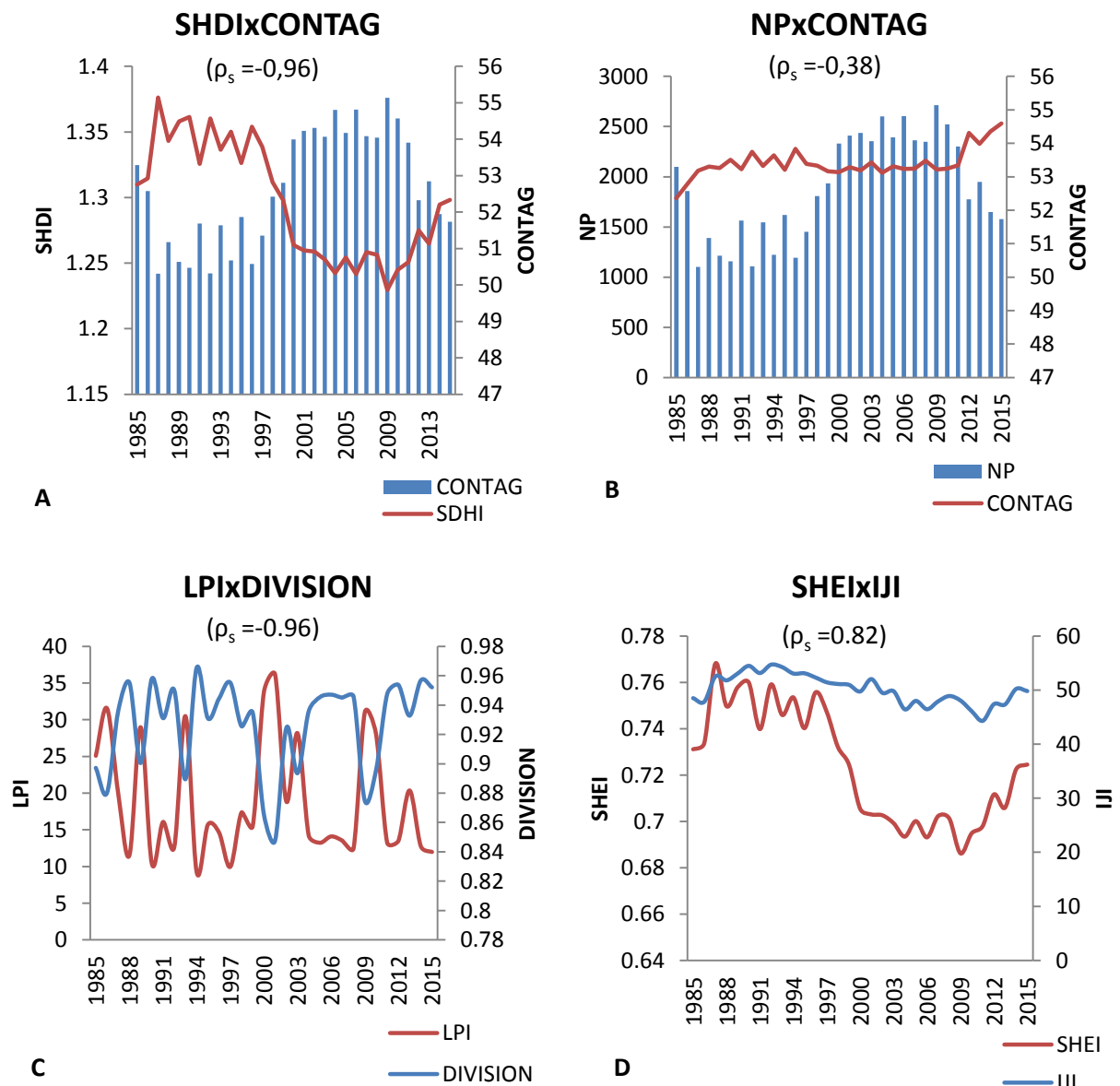


FIGURA 23. Relação entre as métricas SHDI e CONTAG (A), NP e CONTAG (B), LPI e DIVISION (C) e SHEI e IJI (D) na escala da Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto.

O teste de Pettitt detectou o ano de 1998 como o ano de ocorrência do ponto de mudança das métricas CONTAG ($U^* = 214$; $p < 0,05$), SHDI ($U^* = 238$; $p < 0,05$) e SHEI ($U^* = 238$; $p < 0,05$). Essa data corrobora com o ponto de mudança para o aumento da área ocupada

pela classe agrícola ($U^* = 146$; $p < 0,05$) assim como o aumento do número de manchas das formações Savânicas e Campestres ($U^* = 220$; $p < 0,05$) que ocorreram no ano de 1997.

Nesse sentido, o estudo de RODRIGUES-FILHO et al. (2015) apontou a influência das eleições presidenciais no processo de desmatamento. De forma paralela, no presente estudo, os anos apontados coincidem com a mudança de governos locais e, também das políticas públicas aplicadas por esses governos nas esferas distrital e federal. O efeito é decorrente do fato do período gerar instabilidade gerencial que, associada à ineficiência, leva ao enfraquecimento das instituições diminuindo o poder de combate ao desmatamento (RODRIGUES-FILHO et al., 2015).

Tais percepções sobre a influência dos aspectos sociais na composição do uso da terra vão ao encontro do disposto por SERPA (2010) que afirmou que a paisagem cristaliza momentos e períodos históricos em seus processos de constituição. Esse efeito é decorrente do fato de que a paisagem que se transforma para se adaptar às novas necessidades e anseios da sociedade (SANTOS, 2004). Não obstante, esses resultados destacam e coadunam com GRECCHI et al. (2014) que apontaram a intrusão de usos agrícolas como determinante na forma atual da paisagem do Cerrado, inclusive em áreas de grande sensibilidade ambiental e em detrimento das florestas nativas (DIAS et al., 2019).

4.2.3 Índice de Fragmentação da Paisagem das sub-bacias

O correlograma das métricas da paisagem (Figura 24) indica que há correlação entre elas e, portanto, a aplicação da análise de componentes principais é indicada uma vez que ela realiza a transformação linear de um conjunto original de variáveis, inicialmente correlacionadas entre si num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas (HONGYU; SANDANIELO; OLIVEIRA JUNIOR, 2016).

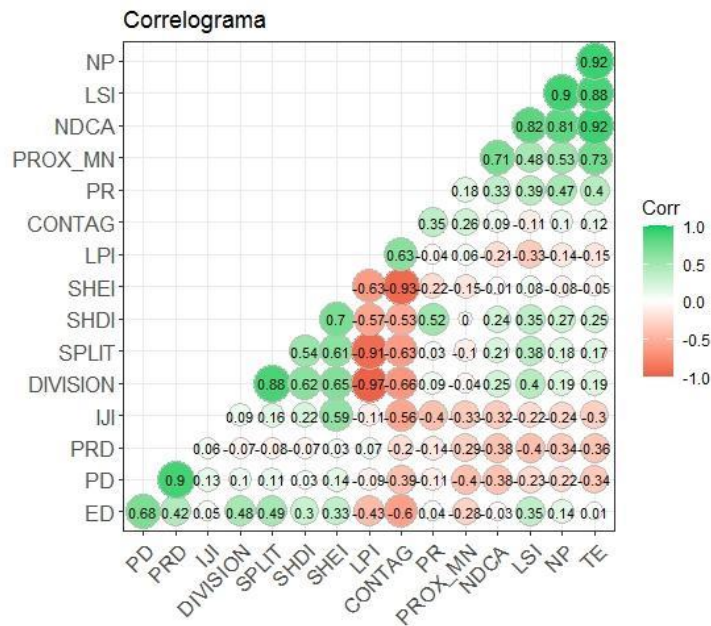


FIGURA 24. Correlograma das métricas da paisagem.

Inicialmente foi realizado o mapa fatorial baseado nas comunalidades (\cos^2) que é a soma dos quadrados da correlação entre cada variável e a componente principal (Figura 25). Quanto mais próxima uma variável for do círculo de correlações, melhor a sua representação no mapa fatorial, e conseqüentemente, mais importante é a variável para a interpretação desses componentes. Ao mesmo tempo, quanto mais ortogonais entre si, menor a correlação entre as métricas a exemplo temos as métrica PDR e LPI.

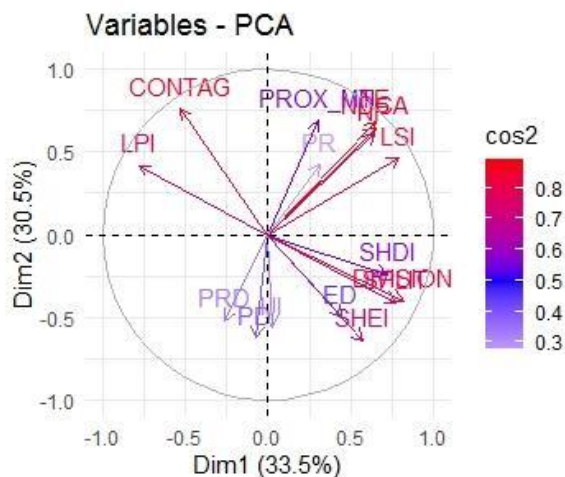


FIGURA 25. Mapa fatorial das métricas da paisagem.

Nesse sentido, o teste de Bartlett de esfericidade (chi-quadrado = 59.197,00; $p < 0,0001$) e KMO (0,69) indicaram respectivamente que é improvável que a matriz de correlação seja a matriz identidade e a adequação de se proceder a ACP. Posteriormente a execução da ACP a análise paralela sugeriu a retenção das quatro primeiras componentes principais (Apêndice 4). Dessa forma a rotação Varimax foi aplicada a essas componentes. A tabela com os autovalores da ACP original encontra-se no apêndice 4.

As quatro primeiras componentes (CP₁, CP₂, CP₃ e CP₄) possuem poder explicativo de 83,7% da variação das métricas. O resultado das cargas/pesos está disposto na Tabela 12.

TABELA 12. Cargas das componentes principais após a rotação Varimax.

Métrica	CP ₁	CP ₂	CP ₃	CP ₄
NP	0,13	0,89	-	0,24
PD	-	-0,24	0,94	-
LPI	-0,90	-	-	-
TE	-	0,96	-0,12	0,16
ED	0,47	0,11	0,77	-
LSI	0,32	0,87	-	0,17
NDCA	0,13	0,91	-0,18	0,13
PROX_MN	-0,19	0,76	-0,25	-
CONTAG	-0,75	-	-0,31	0,54
IJI	0,29	-0,28	-	-0,67
DIVISION	0,92	0,15	-	-
SPLIT	0,88	0,13	-	-
PR	0,17	0,22	-	0,88
PRD	-0,12	-0,29	0,85	-
SHDI	0,81	-	-	0,22
SHEI	0,80	-	-	-0,48
Variância Explicada	0,300	0,264	0,152	0,119
Var. Acumulada	0,300	0,564	0,717	0,837

Posteriormente as dimensões existentes foram interpretadas pela análise da correspondência entre as várias métricas e os eixos fatoriais (COUTO, 2004) de forma que componentes fossem nomeadas de forma a identificar cada propriedade da paisagem retida na componente. A classificação/nomenclatura das componentes advém dos grupos de métricas propostas por MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE (2012), dessa forma cada componente foi nomeada conforme a predominância das métricas em cada componente.

A componente 1 (CP₁) possui maior peso nas métricas LPI, CONTAG, DIVISION, SPLIT, SHDI e SHEI sendo uma componente que mede a Agregação. A formação dessa componente coaduna com as observações de LANG; BLASCHKE (2009) que indicam que as

métricas de diversidade (SHDI) de uniformidade (SHEI) só possuem força declaratória quando analisadas conjuntamente considerando o nível de agregação (CONTAG, DIVISION, SPLIT).

A componente 2 (CP₂) é composta possui as maiores cargas nas métricas NP, TE, LSI, NDCA, PROX_MN e afere a Subdivisão e isolamento da paisagem, ou seja, refere-se ao fato das manchas serem disjuntas. Ressalta-se que a métrica LSI ser interpretada como uma medida de desagregação da paisagem e a métrica PROX_MN são pautadas no sentido do isolamento como o grau de fragmentação (LANG; BLASCHKE, 2009; MCGARIGAL, 2014).

A componente 3 (CP₃) afere as características de Composição e Configuração tendo maiores influências das métricas ED, PD e PRD. As métricas PD e PRD na análise no nível da paisagem são interpretadas como métricas de composição, já a métrica ED é uma métrica de configuração e está relacionada com a declividade média da paisagem (MCGARIGAL, 2014). Além disso, de acordo com FICHERA; MODICA; POLLINO (2012) as métricas de ED e PD também podem ser consideradas sinais ou indicadores de nível de desigualdade da paisagem.

Por fim a componente 4 (CP₄) afere as características de riqueza e grau de interdispersão tendo maiores influências das métricas IJI e PR. A métrica IJI identifica o grau de agregação dos fragmentos que compõe as classes na paisagem considerando as suas adjacências (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012). O IJI varia de 0 a 100, sendo que os valores próximos a 0 indicam que o fragmento tem menos contato com outro de sua classe. Já os próximos a 100 indicam maiores adjacências entre os fragmentos da mesma classe (VIDOLIN; BIONDI; WANDEMBRUCK, 2011). Por sua vez, a métrica PR mensura a quantidade de diferentes usos do solo na paisagem.

Não obstante, ressalta-se que o conjunto de métricas que compõe as componentes varia para cada área estudada essa variação é decorrente do fato de que os índices da paisagem se comportam de maneira diferente em áreas diferente e provavelmente influenciada por diferentes tipos de uso e cobertura da terra, extensão e limite da paisagem estudada (ZIMMERMANN et al., 2010; MCGARIGAL, 2014; PENG et al., 2016). Nesse sentido os valores obtidos para esse estudo não podem ser tidos como absolutos, sendo necessário realizar novas ACP's para cada área em que se deseja realizar a análise.

Posteriormente a obtenção das componentes principais foi calculado o IFP_{bacia} para cada sub-bacia, O teste de Kruskal-Wallis indicou que há diferenças significativas entre os

IFP das sub-bacias (1266,429; $p < 0,001$) assim como nas componentes principais que compõem o índice (Tabela 13).

Tabela 13. Valor do teste chi-quadrado do conjunto de sub-bacias para cada uma das componentes principais.

	CP₁	CP₂	CP₃	CP₄
Chi-quadrado	1.171,67	1.723,77	1.574,47	1.574,47
P-value	0,001	0,001	0,001	0,001

Há, na literatura, ensaios de elaboração de um índice de mensuração da fragmentação da paisagem utilizando métodos diversificados que variam desde a incorporação de outras variáveis mensuráveis por técnicas de sensoriamento remoto como o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), teoria da informação e técnicas puramente estatísticas (ZHANG; YAN; LIU, 2002; ATASOY, 2018; NOWOSAD; STEPINSKI, 2019; MIAO et al., 2021). A necessidade da elaboração de um índice unificado ou integrado é decorrente do fato de que devido às características intrínsecas das métricas da paisagem dificilmente uma única métrica é capaz de descrever todos os processos que ocorrem na paisagem (LEITAO; AHERN, 2002; TIAN et al., 2011; WEI et al., 2020).

Nesse sentido, o presente estudo corrobora com trabalho de WEI et al. (2020) que idealizaram um índice integrado de fragmentação para mensurar a fragmentação do uso Agrícola nas cidades chinesas utilizando a Análise de Componentes Principais. Assim como no presente estudo, WEI et al. (2020) utilizaram-se de métricas de área e bordas, forma, isolamento, agregação e obtiveram pela ACP seis componentes principais que explicaram cerca de 76% da variância observada e ressaltam que a técnica adotada é representativa e serve como quantificador que facilita o entendimento do gestor.

No presente trabalho o menor valor do IFP foi de -21,74 na sub-bacia nº 2 no ano de 2003 e o maior IFP 18,80 foi observado sub-bacia nº 31 no ano de 1988. Nas sub-bacia nº 31 a desagregação pode ser atribuída principalmente a três usos bastante fragmentados, o uso urbano, o de Formações Savânicas e Campestres e uso Agrícola. A área urbana é referente à RA de Brazlândia que nesta sub-bacia é constituída por 19 manchas que possuem em média 3,35 ha de área, além desse uso, as classes de Formações Savânicas e Campestres (33 manchas) e o uso Agrícola (36 manchas) são os principais fatores de desagregação da paisagem da bacia. O uso de Formações Florestais possui uma área de 102,70 ha e poucas manchas (13) indicando que esse uso é relativamente conservado.

Já a sub-bacia nº 2 faz parte da região do Rodeador e em 2003 o uso Agrícola ocupava 89,50% da bacia e é constituída de apenas uma mancha, o que confere a ela um baixo índice de fragmentação. A Figura 26 exemplifica a disparidade aferida pelo IFP, nela estão dispostos os usos do solo nas referidas sub-bacias nos anos 1988 e 2003.

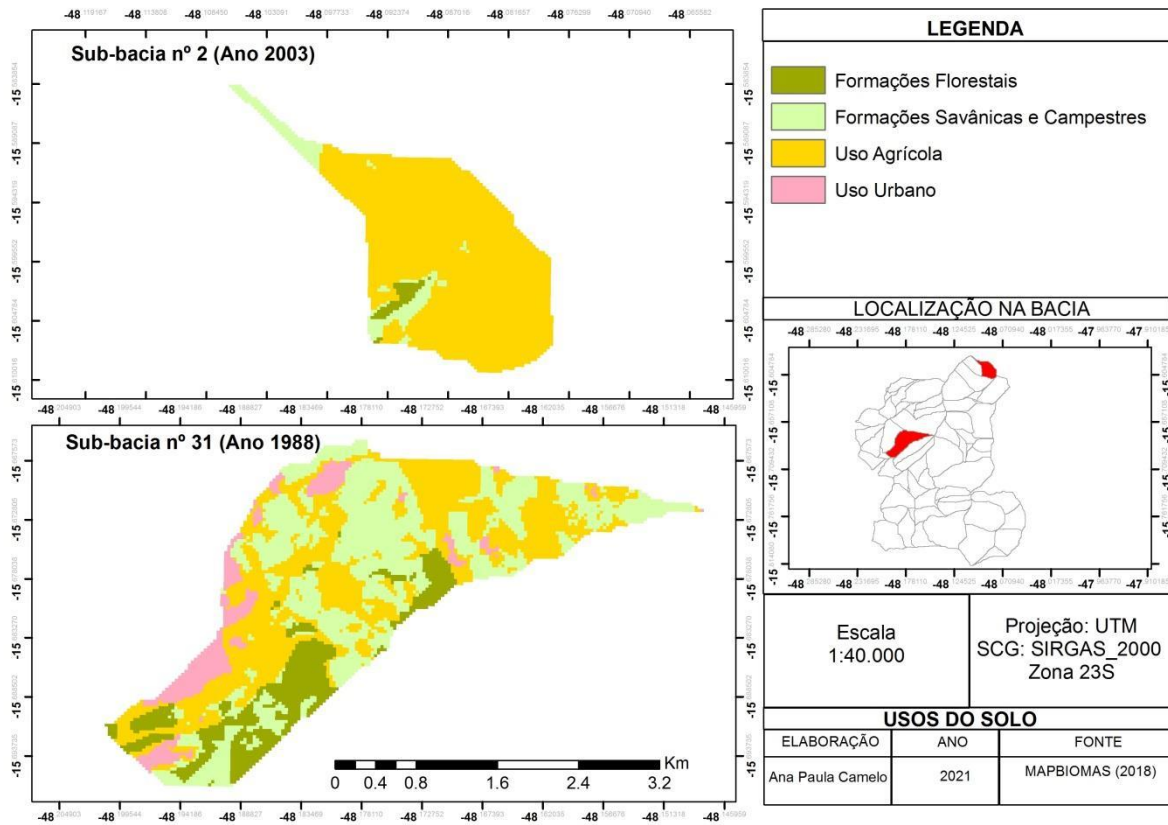


FIGURA 26. Uso da terra das sub-bacias com maior e menor IFP.

Fica, portanto, evidenciado que o IFP da paisagem não indica qual o melhor uso da terra ou aquele que mais favorece a produção de algum serviço ecossistêmico, mas indica quais áreas estão com paisagens mais íntegras. De forma geral, a média do IFP de todas as sub-bacias não apresentou tendência significativa de aumento ou decréscimo ao longo da série estudada detectada no teste de Mann-Kendall, porém o comportamento individual de cada sub-bacia indica as áreas com maiores tendências ao retalhamento da paisagem. O teste de Mann-Kendall apontou 15 bacias com tendência significativa ao aumento e 11 com tendência de decréscimo do IFP (Figura 27).

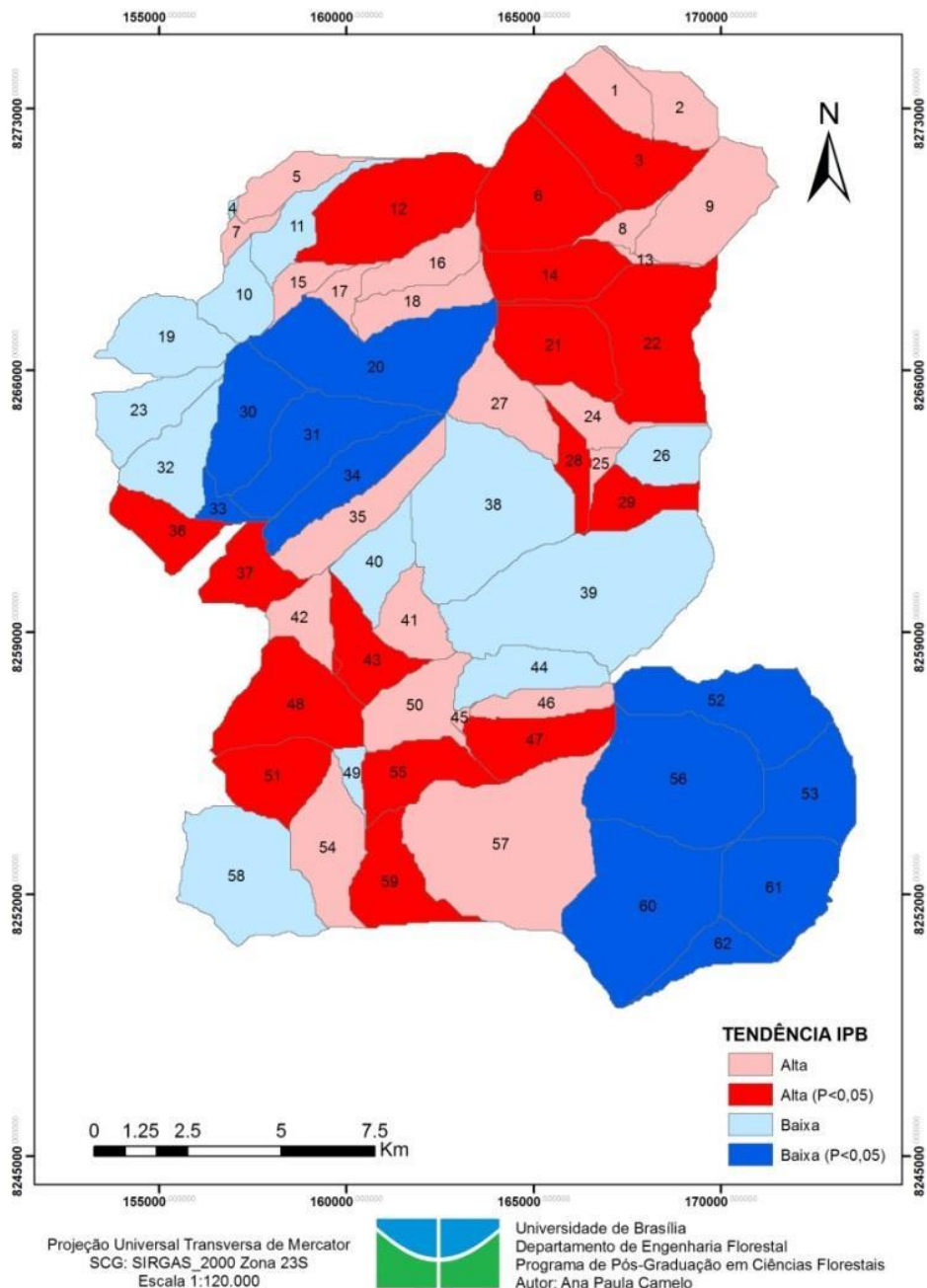


FIGURA 27. Tendências do Índice de Fragmentação da Paisagem das sub-bacias.

As sub-bacias com tendências de baixa formam dois conglomerados, um na porção sul onde se está localizada a Floresta Nacional de Brasília-FLONA-DF e outro na porção noroeste onde se encontra a RA de Brazlândia. Esse resultado reflete a presença de manchas transitórias do uso Urbano nas sub-bacias 20, 30, 31,33 e 34 assim como a transição do uso de Floresta Plantada para áreas de Formações Savânicas e Campestres nas sub-bacias 52, 53, 56, 60, 61 e 62. Já as sub-bacias que apresentaram alta significativa estão relacionadas ao aumento do uso agrícola sem manchas transitórias e das áreas de Formações Florestais.

Ao avaliar a autocorrelação espacial do Índice de Fragmentação da Paisagem na bacia a cada década, somente o ano de 1985 não apresentou autocorrelação espacial a 5% de significância (Figura 28).

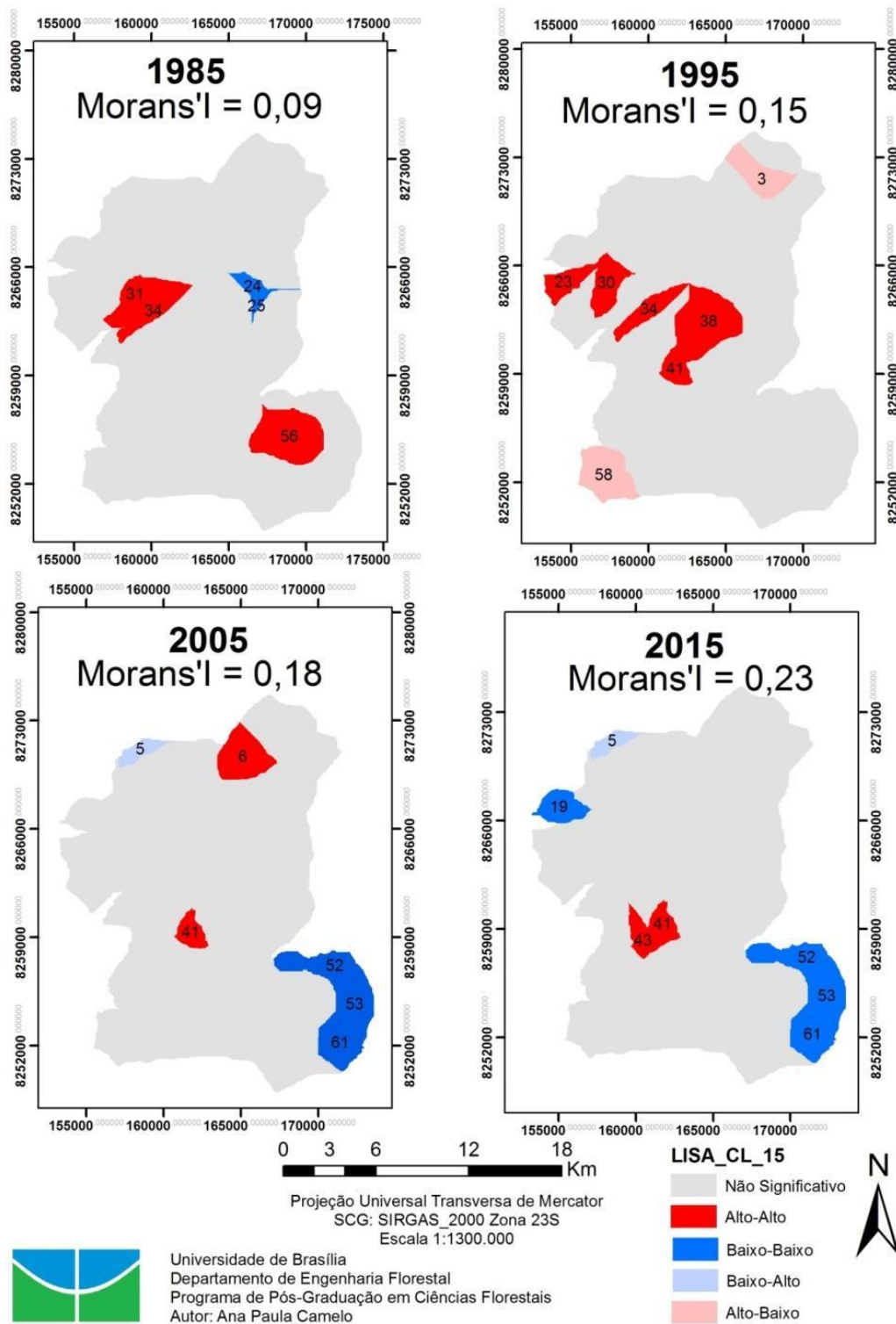


FIGURA 28. Índice local de Moran (LISA) para o IFP das sub-bacias.

É importante ressaltar que os valores obtidos dependem da escala de estudo, tamanho dos objetos e matriz de proximidade espacial utilizada (CÂMARA et al., 2004; SUN et al., 2014). Dessa forma, ao optar pela divisão natural houve uma redução do tamanho e número de objetos analisados, nesse sentido se ao invés das sub-bacias o objeto de análise fosse formado por uma malha regular como no trabalho de LI et al. (2017), provavelmente o índice de Moran obtido apresentaria um valor maior. Nesse sentido é fundamental a análise do z-score e pseudo-pvalue para apontar se o aglomerado é significativo ou não.

Logo, a análise conjunta do Índice de Moran, seu z-score e pseudo p-value indicam a existência de clusters/aglomerados de sub-bacias similares em termos de fragmentação, ou seja, locais onde os padrões da paisagem das sub-bacias não estão distribuídos aleatoriamente no espaço (LONGLEY et al., 2009). A existência desses clusteres de sub-bacias aponta similaridades com demais estudos que indicam que o processo de fragmentação da paisagem é um processo dependente da distribuição espaço (MANDER et al., 2010; FAN; MYINT, 2014; WEI et al., 2020).

De toda sorte, é possível observar o nexos causal entre as políticas públicas e a fragmentação da paisagem uma vez que as conversões do uso da terra na bacia são decorrências de ações humanas e essas mudanças dependem de fatores intrinsecamente sociais como fatores políticos e econômicos (SANTOS, 2004; RODRIGUES-FILHO et al., 2015). Nesse sentido, é importante salientar que o Distrito Federal, desde o Plano Piloto de Lucio Costa em 1957, teve alterações na regulamentação do ordenamento territorial sete vezes, a saber: Plano Estrutural de Ordenamento Territorial (PEOT) em 1977, Plano de Ocupação Territorial do Distrito Federal (POT) em 1985, Brasília Revisitada 85-87 em 1987, Plano de Ocupação e Uso do Solo (POUSO) em 1990, Plano Diretor de Ordenamento Territorial (PDOT) em 1992, 1997 e, 2009(COSTA, 2011).

As mudanças dos planos de ordenamento territorial estão intimamente conectadas ao grupo político local e sendo assim são praticamente indissociáveis as práticas de desmatamento e alteração do uso da terra com as alternâncias governamentais (RODRIGUES-FILHO et al., 2015; PAILLER, 2018). No Distrito Federal a dominância de grupos desenvolvimentistas que privilegiaram a defesa dos valores de mercado e dos interesses imobiliários influenciou a configuração dos planos de ocupação do uso da terra como pode ser observado pelas alterações no ordenamento territorial (VICENTE; CALMON; ARAÚJO, 2017).

Após a redemocratização do Brasil com a promulgação da Constituição Federal de 1988 o Distrito Federal elegeu Joaquim Roriz, responsável pelo PDOT de 1992 consolidando

os diversos planos existentes em um único documento de orientação sobre a ocupação do solo no território do Distrito Federal e abriu a possibilidade de alienação de áreas rurais para fins urbanos que até então eram vetados uma vez que no Distrito Federal o estado é o detentor do estoque de terras (VICENTE, 2012). Possibilitando assim os parcelamentos do solo e o aparecimento dos condomínios irregulares que tiveram seu pico em 1999 (MALAGUTTI, 1999; VICENTE; CALMON; ARAÚJO, 2017). Essa abertura para o parcelamento do solo e incentivo ao aumento das áreas urbanas coadunam com os resultados observados pelo índice de autocorrelação espacial do IFP em 1995.

Em 1997, com a Lei Complementar n. 17, de 28 de janeiro de 1997 (GDF, 1997), foi instituído o PDOT de 1997 com outro grupo político no governo do Distrito Federal, liderados pelo então governador Cristóvão Buarque. De acordo com VICENTE; CALMON; ARAÚJO (2017), esse PDOT teve grande influência de grupos de urbanistas e ambientalistas, que defendiam que o uso da terra deveria também levar em consideração questões relacionadas à preservação ambiental e à sustentabilidade.

Com a troca de governo em 1999 reelegendo novamente Joaquim Roriz, não houve alteração do PDOT de 1997 devido ao impedimento imposto pela Lei Orgânica do DF. Todavia, conforme observado por VICENTE; CALMON; ARAÚJO (2017) foram aprovadas leis complementares.

Nesse sentido, a vigência do PDOT/1997 pode ter influenciado e diminuído a alteração do uso da terra na BACRD, pois, como pode ser observado, em 2005 apesar de haver a autocorrelação espacial do IFP, ela diminui. Porém há de ser levado em conta o fato de grande parte do uso da terra bacia já ter sido convertido. Outro ponto relevante é que conforme a figura 29 entre 1999 e 2010 a média do IFP das sub-bacias que compõe a BACRD possui somente valores negativos, indicando um baixo IFP, ou seja, há uma baixa fragmentação do uso da terra nesse período. Por outro lado, após 2010, após a vigência do PDOT 2009 esse índice volta a crescer, indicando o aumento da fragmentação. É a presença dessa diferença comportamental da paisagem que impede a detecção de tendência linear pelo teste de Mann-Kendall.

Em 2006, com uma nova troca de governo, José Roberto Arruda ficou responsável, conforme determinado pela Lei Orgânica do DF, por promover a segunda revisão do PDOT que viria a ser o PDOT/2009. O PDOT 2009 ratificou as más práticas observadas nos governos anteriores e em relação ao PDOT/1997, as principais alterações foram: criação de doze novas áreas de desenvolvimento econômico; aumento de 23% na conversão das áreas rurais para urbanas em relação ao PDOT/1997 e flexibilização de regras para construção de

empreendimentos em áreas de proteção de mananciais (VICENTE; CALMON; ARAÚJO, 2017). Os momentos históricos relatados nos parágrafos acima podem ser facilmente observados na Figura 29.

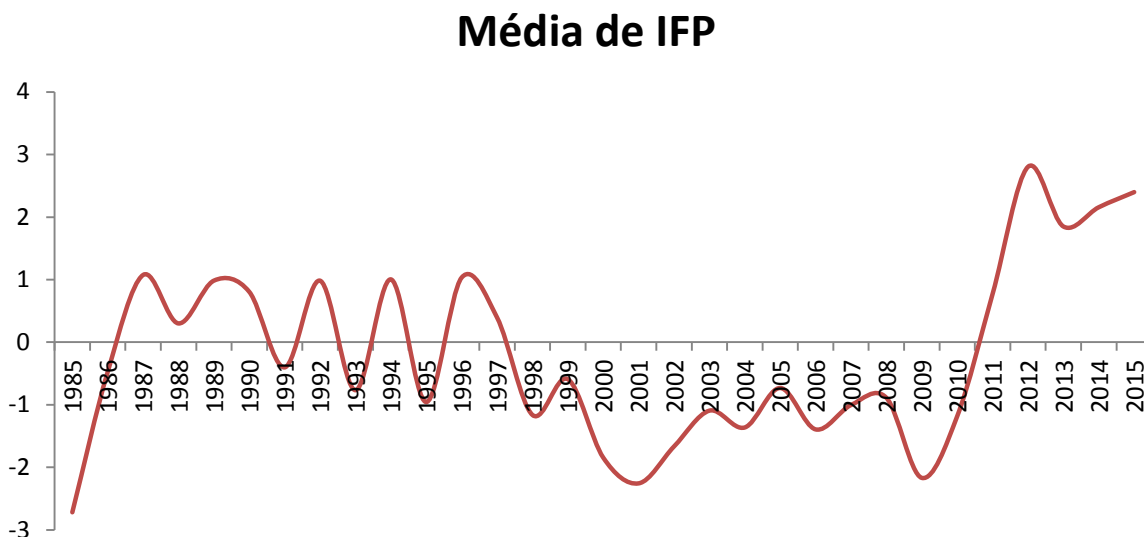


FIGURA 29. Variação da média do IFP da bacia no período estudado.

Há uma relação intrínseca e complexa entre os grupos políticos, períodos eleitorais e desmatamento que envolve conflitos de interesse público e privado nas regiões tropicais de países em desenvolvimento (PAILLER, 2018; SANFORD, 2021; RUGGIERO et al., 2021). De acordo com SANFORD (2021), a existência de áreas florestadas e protegidas fornece bens públicos de longo prazo, enquanto sua destruição fornece bens privados de curto prazo para eleitores específicos, o autor ressalta ainda que a expectativa de poder faz com que políticos atrelados a grupos desenvolvimentistas ofereçam aos eleitores acesso a áreas florestais principalmente para a agricultura em pequena escala ou o uso comercial de madeira em troca de apoio eleitoral. Para RUGGIERO et al., (2021) os incentivos dos formuladores de políticas públicas durante as campanhas eleitorais podem levar a decisões que afetam significativamente o desmatamento havendo necessidade de limitar comportamentos oportunistas que afetam os recursos naturais e o meio ambiente com implicações para a biodiversidade e serviços ecossistêmicos.

Conforme HUBER (2020) o estado da arte sugere que a ideologia política explica uma quantidade significativa de ceticismo climático e apoio à proteção ambiental sendo que de modo geral, a ideologia de direita está associada a um menor apoio às regulamentações ambientais e climáticas; os eleitores de direita são mais propensos a rejeitar as políticas climáticas e ambientais. O efeito ideológico fica claro na dinâmica do uso da terra da BACRD

ao observar que o único governo eleito no DF que possuía ideologia de centro esquerda, do governador Cristovam Buarque, do Partido dos Trabalhadores, possuía em sua base de formadores de políticas públicas influência de grupos de urbanistas e ambientalistas foi responsável pela elaboração do PDOT de 1997.

Não obstante, a BACRD é predominantemente agrícola e entender a relação desse uso com o IFP é fundamental na dinâmica do uso da terra. Nos anos estudados obteve-se uma correlação inversamente proporcional entre o uso agrícola e o IFP ($\rho_s = -0,86$; $p < 0,001$) e uma relação direta com as Formações Savânicas e Campestres ($\rho_s = 0,79$; $p < 0,001$). Uma vez que crescimento do uso agrícola afeta diretamente a área de Formações Savânicas e Campestres ($\rho_s = -0,87$; $p < 0,001$) causando sua fragmentação, a fragmentação de FSC é um dos principais responsáveis pelo aumento do IFP. Por outro lado, a classe agrícola que possui padrão de expansão com manchas transitórias diminui o IFP médio, pois há uma tendência de dominância da paisagem.

Nesse sentido, observa-se a importância de entender as relações sociais e econômicas que regem as estruturas da paisagem além das políticas públicas implementadas. Em 2015 Brazlândia se destacava na produção de hortaliças (24,44% da produção do DF) e frutíferas (33,14%) por meio da agricultura familiar, e na produção das grandes culturas de soja, milho, café entre outros (0,65%) (EMATER, 2015). Essa característica – de pequenas propriedades rurais - foi impulsionada com a ajuda de subsídios do INCRA como principal cinturão verde do Distrito Federal com propriedades de no máximo 10 hectares (COSTA, 2011; SFB, 2020).

De acordo com a OECD; FOOD; NATIONS (2014), desde 1990, o setor agrícola tem apresentado um crescimento significativo, dobrando o volume da produção agrícola e triplicando a produção pecuária. Salienta-se que o processo de expansão agrícola no Cerrado contou com políticas governamentais de incentivo agrícola (OLIVEIRA et al., 2017). Porém, de acordo com RADA (2013), esse crescimento não foi igualitário em todos os tipos de empreendimentos. Entre 1985 e 2006, as pequenas e médias fazendas no Cerrado – que representam a agricultura familiar - alcançaram uma taxa de crescimento de produtividade total de menos de um por cento ao ano enquanto as grandes fazendas, que possuem elevado investimento de capital, atingiam taxas de crescimento de 4,3% (RADA, 2013). Isso implica que as transformações agrícolas nas áreas com baixo investimento de tecnologia possui um elevado custo de recursos.

Outro ponto relevante é que o IFP médio atinge o pico da série estudada em 2012, nesse ano foi promulgada a Lei 12.727, de 17 de outubro de 2012 (BRASIL, 2012), comumente denominado de Novo Código Florestal. Com a promulgação dessa lei houve o

aumento nas taxas de desmatamento nos projetos de assentamentos, associado à alteração na referência da cota dos rios para o estabelecimento das Áreas de Proteção Permanente (APPs) e da regra de recomposição florestal que reduz as exigências para as pequenas propriedades (OLIVEIRA et al., 2017; FARIAS et al., 2018).

A correlação temporal apresentada entre as mudanças ocorridas no PDOT assim como do novo Código Florestal representa a importância das políticas públicas na preservação do Cerrado. Essas observações coadunam com os estudos que apontam o aumento das restrições nas políticas de uso da terra e remoção de lacunas que permitam o desmatamento existente devam ser corrigidas para evitar os efeitos intensificação da alteração do uso da terra (NOLTE et al., 2017; GARRETT et al., 2018). Além disso, é importante que as políticas públicas levem em consideração as características e contextos regionais para obter sucesso (TRIGUEIRO; NABOUT; TESSAROLO, 2020).

De toda sorte, a análise temporal do índice de Moran para o IFP reforça a observação da tendência de queda nas sub-bacias 30, 31 e 34 que deixam de fazer parte de um cluster Alto-Alto nos anos 2005 e 2015 e do estabelecimento do cluster Baixo-Baixo das sub-bacias 52,53 e 61 (Figura 30). Nesse sentido a análise diferencial do índice de Moran para a variável IFP permite a identificação de clusters onde ocorreram as mudanças na bacia. Ao avaliar os períodos entre 2015 e 1985 os locais Alto-Alto tendem a ser sub-bacias com um grande aumento (mudança positiva), rodeados por locais com grandes aumentos semelhantes. Já as localizações Baixo-Baixo são áreas com uma grande diminuição (mudança negativa), rodeadas por localizações com grandes diminuições semelhantes (ANSELIN, 2004).

Nesse sentido as bacias que formam o cluster Alto-Alto de mudança de IFP são áreas onde o IFP passou a ser maior, tendo menor retalhamento e são as bacias com maior intrusão do uso agrícola. Já as áreas classificadas como Baixo-Baixo foi onde ocorreram mudanças no sentido da redução da fragmentação, sendo que a fragmentação desse cluster é decorrente da substituição do uso de Floresta Plantada para Formações Savânicas e Campestres.

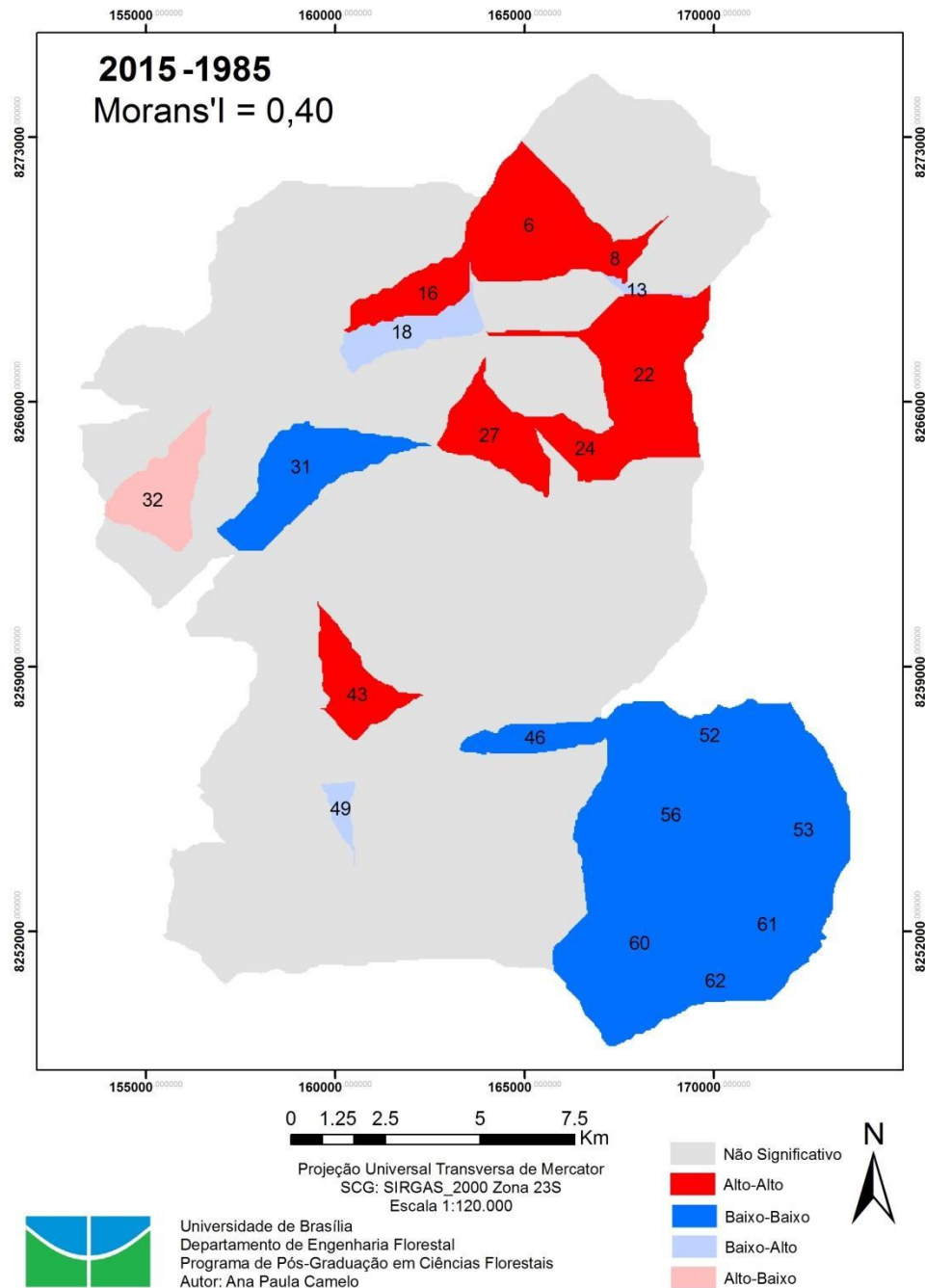


FIGURA 30. Análise diferencial (temporal) do Índice local de Moran (LISA) para o IFP das sub-bacias.

No entanto, para interpretação dos fenômenos de dinâmica do uso da terra por meio do IFP é fundamental o conhecimento das classes de uso da bacia haja vista que a heterogeneidade espacial é uma noção complexa que envolve tanto a variabilidade espacial quanto a variabilidade de atributos (AHLQVIST; SHORTRIDGE, 2010). Nesse sentido, FRAZIER; KEDRON (2017) alertaram que no estudo da ecologia da paisagem os vieses

derivados da heterogeneidade e escalas continuam a ser um desafio central e, por tanto as investigações em multi-escalas são necessárias.

Não obstante, assim como houve variabilidade temporal na formação de cluster com o IFP, a avaliação da autocorrelação espacial das componentes aponta a formação significativa de clusters principalmente das componentes 1 e 4 (Tabela14). Dessa forma evidencia-se na bacia do Alto Descoberto que as componentes referentes à Agregação e Interdispersão da paisagem das sub-bacias são elementos determinantes na composição da paisagem.

TABELA 14. Índice de Moran para das componentes principais nas sub-bacias.

Ano	CP ₁	CP ₂	CP ₃	CP ₄
1985	0,26**	0,11	0,07	0,41**
1995	0,14*	0,07	0,15*	0,25**
2005	0,15*	0,12*	0,13*	0,19*
2015	0,20*	0,11	0,17*	0,23*

*p<0,05, ** p<0,01

Observar a distribuição dessas bacias com maiores níveis de agregação e fragmentação são fundamentais para o planejamento ambiental uma vez que a relação entre os padrões da paisagem e a deterioração da qualidade da água é considerada uma relação padrão-processo, em que a energia, os nutrientes e o material de uma paisagem são influenciados pela sua permeabilidade, conectividade, agregação e configuração (MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013; MITCHELL et al., 2015; ZHANG et al., 2019).

4.3 Análise Hidrossedimentológica

4.3.1 Curva-chave de sedimentos

A partir dos dados de vazão e sólidos em suspensão totais foi realizado o ajuste baseado nos mínimos quadrados das curvas-chave de sedimentos em suspensão para a seção do exutório do Ribeirão das Pedras (Figura 31).

Ribeirão das Pedras

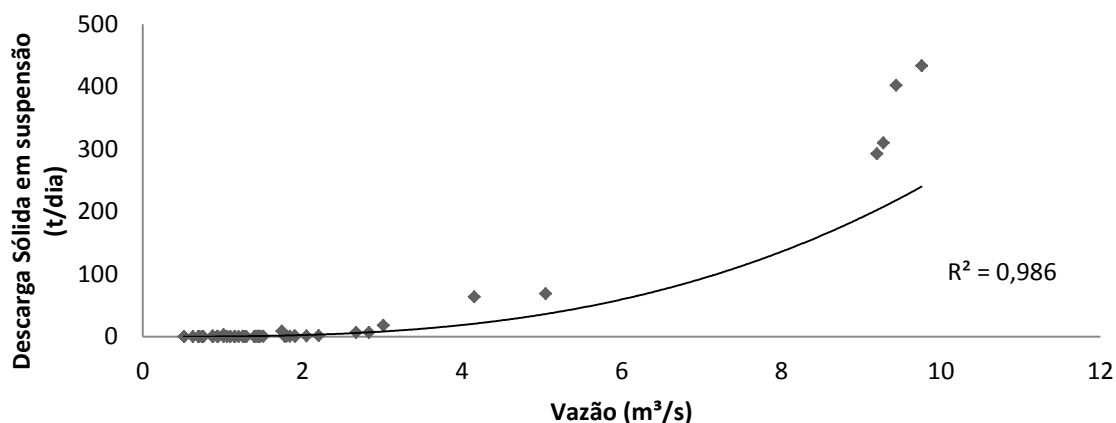


FIGURA 31. Ajuste da curva chave de sedimentos para o Ribeirão das Pedras.

Os modelos empíricos de curva-chave de sedimentos são utilizados em larga escala devido a problemas relacionados a lacunas nos dados sedimentológicos e a ausência de tecnologias que permitam a realização de medições contínuas da concentração de sedimentos (SADEGHI et al., 2008; KHANCHOUL; ALTSCHUL; ASSASSI, 2009). Não há consenso sobre a melhor metodologia para obtenção do modelo da CCS, no entanto há uma prevalência de estudos que mostram melhores estimativas dos modelos de curva-chave de sedimentos são obtidas utilizando equações não lineares com ajuste baseado nos mínimos quadrados, uma vez as curvas obtidas por transformação logarítmica subestimam as taxas de transporte de sedimentos de longo prazo em 10–50% (ASSELMAN, 2000; FAN et al., 2012). O resumo estatístico do modelo ajustado encontra-se na Tabela 15.

TABELA 15. Resumo estatístico do modelo CSS ajustado para o Ribeirão das Pedras.

Parâmetro	Coefficiente	Erro Padrão	T	P-value	R ²
a	0,56	0,26	2,11	0,041	0,986
b	2,89	0,21	13,63	<2e-16	

Uma vez que uma curva de classificação de sedimentos tenha sido desenvolvida, ela pode ser aplicada aos dados de descarga de água para reconstruir os registros de transporte de sedimentos de longo prazo para os rios que não foram monitorados quanto à concentração ou carga (ASSELMAN, 2000; SYVITSKI et al., 2000). Todavia, CAVAZZANA et al. (2019) ressaltaram que o carreamento dos sedimentos nos cursos de águas está relacionado à sua

estrutura morfológica, topográfica além da cobertura vegetal e da composição do solo sendo fatores importantes na quantidade de sedimentos que chegam aos leitos dos rios de bacias hidrográficas e defende a variabilidade temporal das CCS.

ZHANG et al. (2012) verificaram que houve diferenças temporais nos quocientes das CCS de três corpos hídricos da região do Pearl River Delta, no entanto os valores dos coeficientes das CCS obtidas utilizando os 50 anos de dados de vazão representou a média dos coeficientes de cada década. Não obstante, FAN et al. (2012) e HU et al. (2011), após analisarem CCS de longa duração em períodos distintos observaram que os regimes de transporte de sedimentos durante ambos os períodos não mudaram. Além disso, no trabalho de BICALHO (2006) a autora cita que houve pouca diferença entre a curva ajustada no seu trabalho e o estudo de (CAESB, 1989) no Rio Descoberto. Nesse sentido, observa-se que apesar da variação temporal as CCS de longos períodos são úteis para representar o comportamento do transporte de sedimentos.

4.3.2 Estimativas de Fluxos Hidro-Sedimentológicos anuais

No atual estudo o fluxo de sedimentos é dependente da vazão observada nos exutórios das sub-bacias. Portanto, a compreensão do comportamento hidrológico ao longo do tempo é um dos fatores que pode influenciar o transporte de sedimentos (FU et al., 2017). Na tabela 16 estão dispostas as tendências das séries de vazão de cada uma das regiões utilizadas para calibração do modelo INVEST, sendo as vazões máximas os valores máximos observados, as vazões mínimas os valores mínimos em cada período e as vazões médias, a média estatística das vazões.

TABELA 16. Resultado da análise de tendências das séries de vazão.

Corpo Hídrico	τ	Período	Variável
Capão Comprido	-0,37*	Seco	Vazão Média
	-0,07	Úmido	
	-0,22	Seco	Vazões Mínimas
	-0,33*	Úmido	
	-0,23	Seco	Vazões Máximas
	0,07	Úmido	
Chapadinha	-0,26*	Seco	Vazão Média
	-0,20	Úmido	Vazões Mínimas
	-0,20	Seco	
	-0,24	Úmido	Vazões Máximas
	-0,23	Seco	
	-0,14	Úmido	
Rodeador	0,04	Seco	Vazão Média
	0,06	Úmido	Vazões Mínimas
	-0,24	Seco	
	-0,26*	Úmido	Vazões Máximas
	-0,02	Seco	
	-0,26*	Úmido	
Pedras	-0,09	Seco	Vazão Média
	-0,15	Úmido	Vazões Mínimas
	-0,30*	Seco	
	-0,20	Úmido	Vazões Máximas
	-0,01	Seco	
	-0,13	Úmido	

* Valores significativos a 95%,

Na região do Capão Comprido foi verificada a tendência de redução das vazões médias e mínimas. O teste de Pettitt indicou o ano de 1997 como ano onde ocorre a variação para ambos os períodos ($U^* = 142$, $p < 0,05$) (Figura 32). Por sua vez, a produção de sedimentos na região também apresentou tendência significativa de diminuição no período seco ($\tau = -0,33$ $p < 0,05$) tendo como ano inicial da variação o ano de 1997 ($U=142$, $p < 0,05$).

Nesse sentido é importante ressaltar que no ano 1997 também ocorreu a detecção da mudança de tendência da área ocupada pela agricultura. O presente estudo não simulou da interferência da composição do uso da terra na produção de água, porém a conversão da vegetação natural em agricultura modifica substancialmente a evapotranspiração e o fluxo dos rios em pequenas bacias (DIAS et al., 2015; ALVES et al., 2021).

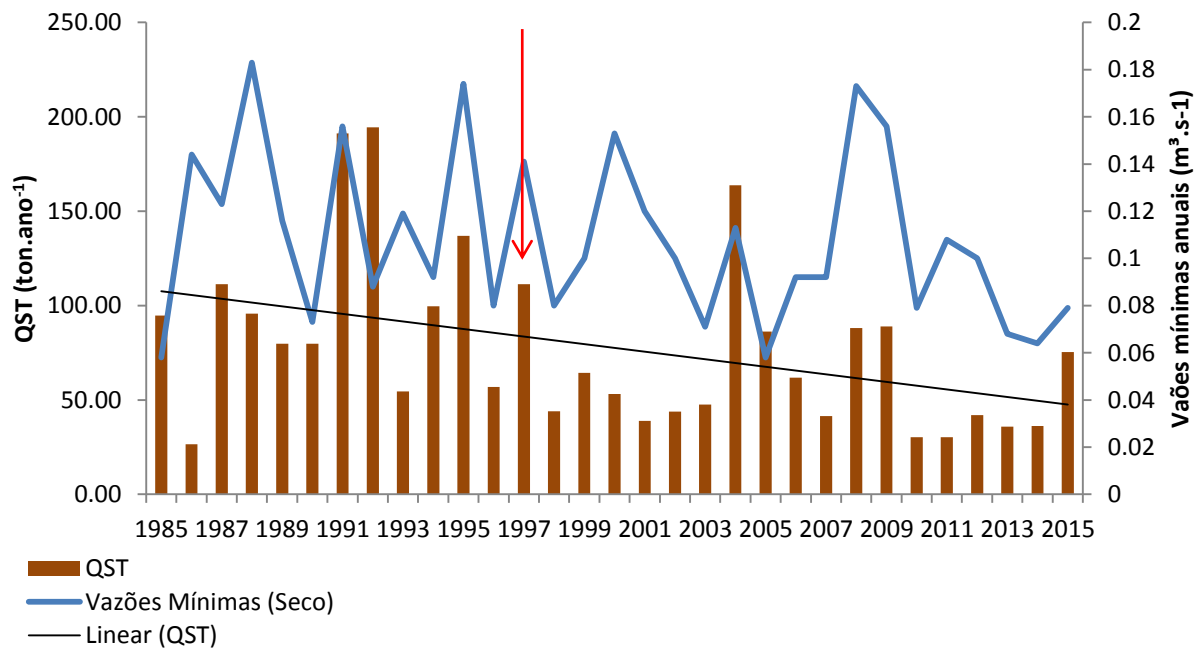


FIGURA 32. Comparação das descargas de sedimentos e vazão mínima do córrego Capão Comprido e em vermelho o ponto de mudança de tendência.

A região do Córrego Chapadinha apresentou a tendência de diminuição das vazões médias no período seco (Figura 33) e o teste de Pettitt indicou o ano de 1997 como ano de início da variação dessas vazões. Apesar da redução das vazões, a produção de sedimentos na região não apresentou tendência significativa de redução, porém ambas as estações apresentaram tendência de queda $\tau = -0,16$ no período seco e $\tau = -0,23$ no período úmido. Ressalta-se que os modelos de CSS ressaltam tanto os aspectos de vazão quanto os do uso da terra sendo que neste caso podem ser relacionados com a especificidade da região e ser dependente do uso da terra (SHRESTHA; WANG, 2018; PEIXOTO et al., 2020).

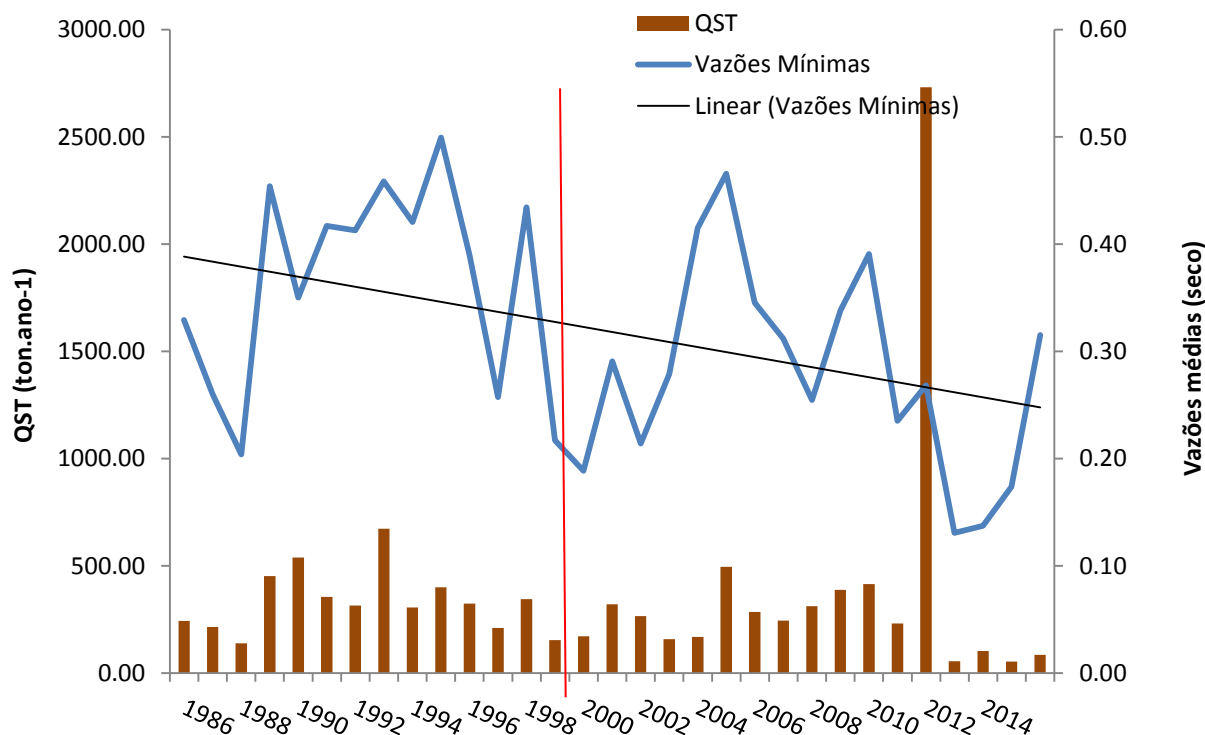


FIGURA 33. Comparação das descargas de sedimentos e vazão mínima do córrego Chapadinha e em vermelho o ponto de mudança de tendência.

Assim como as demais regiões, o Ribeirão do Rodeador também apresentou tendências de diminuição de vazão. Apesar da tendência significativa de diminuição das vazões mínimas, o teste de Pettitt não foi significativo para detecção do ponto de mudança da série, e aponta sem significância estatística o ano de 2010 ($U^* = 107$, $p > 0,05$). No entanto, redução das vazões máximas no período úmido foi detectada a partir do ano de 2002 ($U^* = 144$, $p < 0,05$). Essas duas datas coincidem com a tendência de aumento do número de manchas e da redução do IJI da paisagem da bacia que são relacionadas ao depauperamento da classe de Formações Savânicas e Campestres.

Não obstante, a quantidade anual de produção de sedimentos, apesar de demonstrar tendência de queda ($\tau = -0,05$, $p > 0,05$) não é significativa (Figura 34). Ressalta-se que nesta bacia há conflito de uso da água sendo que a quantidade demanda, havendo cerca de 247 licenças para captação de água subterrâneas que equivalem a 20% do total de outorgas de toda a Bacia do Rio Descoberto, que superam a vazão outorgável, nesse sentido as reduções observadas, principalmente no período seco, podem estar relacionadas ao aumento da demanda hídrica (SILVA et al., 2019).

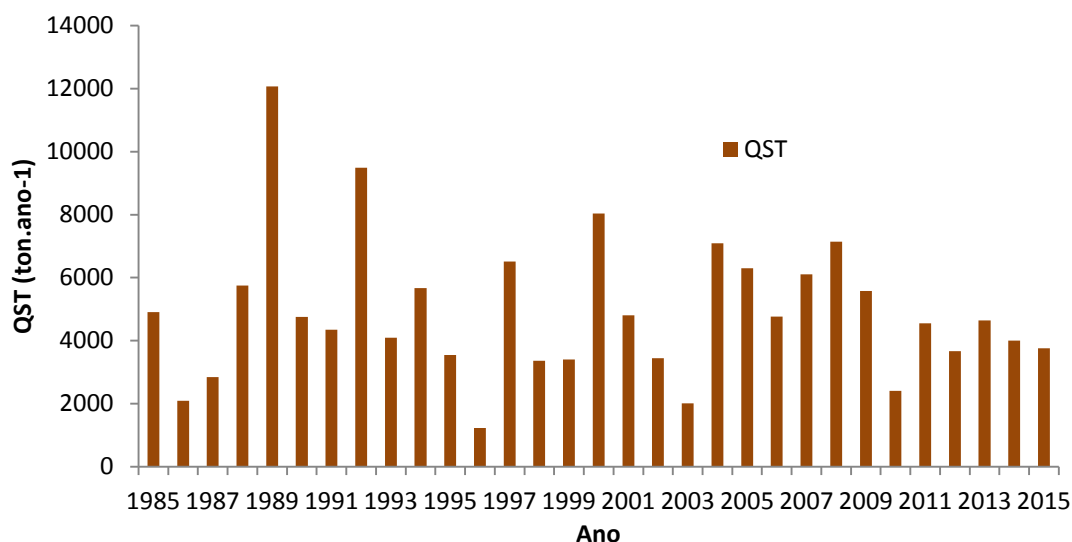


FIGURA 34. Descargas anuais de sedimentos do Ribeirão do Rodeador.

A região do Ribeirão das Pedras apresentou tendência de diminuição das vazões mínimas tendo início no ano de 1995 ($U^* = 208$; $p < 0,05$). Assim como observado na região do Rodeador a produção de sedimentos nessa região apresentou tendência de queda, porém não significativa tanto no período seco ($\tau = -0,02$; $p > 0,05$) quanto no período úmido ($\tau = -0,05$, $p > 0,05$). Essa relação pode ser observada na Figura 35.

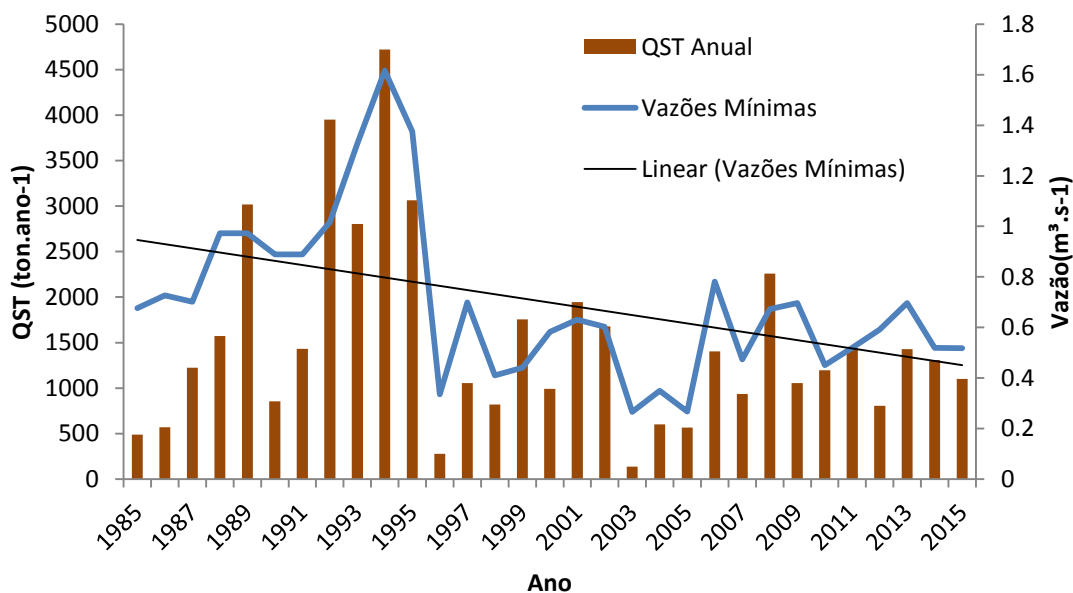


FIGURA 35. Comparação da descarga anual de sedimentos e vazão mínima do Ribeirão das Pedras.

Os resultados obtidos na totalidade da bacia apresentam tendências de queda nas vazões sendo geralmente acompanhadas pela redução do sedimento. Tais observações corroboram com as previsões para o bioma Cerrado, principalmente em decorrência das variações climáticas globais (OLIVEIRA et al., 2019; RODRIGUES et al., 2020). Nesse sentido é importante destacar que todas as estações pluviométricas apresentaram tendência de queda, porém somente a estação de Taguatinga apresentou tendência significativa no total precipitado na estação seca (tabela 17).

TABELA 17. Tendência das séries de precipitação.

Estação	τ	Período
Brazlândia	-0,19	Úmido
	-0,24	Seco
Taguatinga	-0,08	Úmido
	-0,27*	Seco
Descoberto	0,02	Úmido
	-0,19	Seco

* Valores significativos a 95%,

Todavia, cabe salientar que além do cenário de mudanças climáticas, o uso da terra e a cessão de outorgas de captações de água também influenciam no cenário de tendências de vazões (MESQUITA; LINDOSO; RODRIGUES FILHO, 2018). Dentre as consequências das mudanças do uso da terra no Cerrado são evidenciadas a ocorrência de redução pluviométrica no período seco havendo previsões de secas mais intensas e frequentes (LEE et al., 2011; SALAZAR et al., 2016; COSTA et al., 2021).

Contudo, todos os corpos hídricos estudados neste trabalho apresentaram variações nas concentrações de sedimentos entre os períodos seco e úmido (Tabela 18). Essa variação é oriunda do fato que a produção de sedimentos é mais proeminente nos períodos chuvosos devido ao aumento de escoamento superficial que ocasiona os processos de carreamento do solo (CARDOSO; COELHO FILHO, 2017; GARRIDO et al., 2018; PEIXOTO et al., 2020).

TABELA 18. Resultados dos testes de Chi-quadrado para variações nas concentrações de sedimentos.

Corpo Hídrico	Chi-quadrado	P-value
Capão Comprido	38,99	0,0001
Chapadinha	26,92	0,0001
Rodeador	42,39	0,0001
Pedras	28,09	0,0001

Dentre as bacias utilizadas na calibração do modelo há diferenças significativas do fluxo de sedimentos por km² (Chi-quadrado = 62,93; $p < 0,0001$). No entanto, o teste de Dunn aponta que os valores dos fluxos sedimentológicos da região do Ribeirão Chapadinha e o Ribeirão das Pedras são semelhantes ($Z = -1,29$; $p = 0,08$) e o Ribeirão das Pedras e Capão Comprido ($Z = 2,23$; $p = 0,02$) essa semelhança pode ser visualmente observada na Figura 36. Esse resultado evidencia que a calibração realizada por regiões distintas pode melhor refletir a variação do aporte de sedimento das sub-bacias (HAMEL et al., 2015; ANESEYEE et al., 2020; CONG et al., 2020).

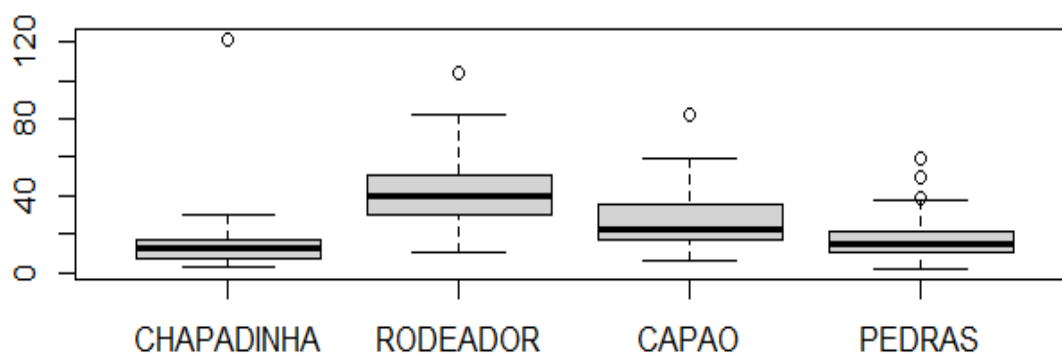


FIGURA 36. *Boxplot* dos fluxos de sedimentos das diferentes regiões utilizadas para calibração do modelo.

4.3.3 Calibração do modelo InVest SDR

Conforme indicado por HAMEL et al. (2015) e VIGIAK et al. (2012) a calibração manual do modelo foi realizada somente com base no parâmetro k_b . A Figura 37 demonstra a relação entre a quantidade de sedimento exportado e os valores do parâmetro, apesar da relação obtida, não é recomendado estimar um valor único para o parâmetro que viabilizasse a validação do modelo haja vista a alta sensibilidade do parâmetro.

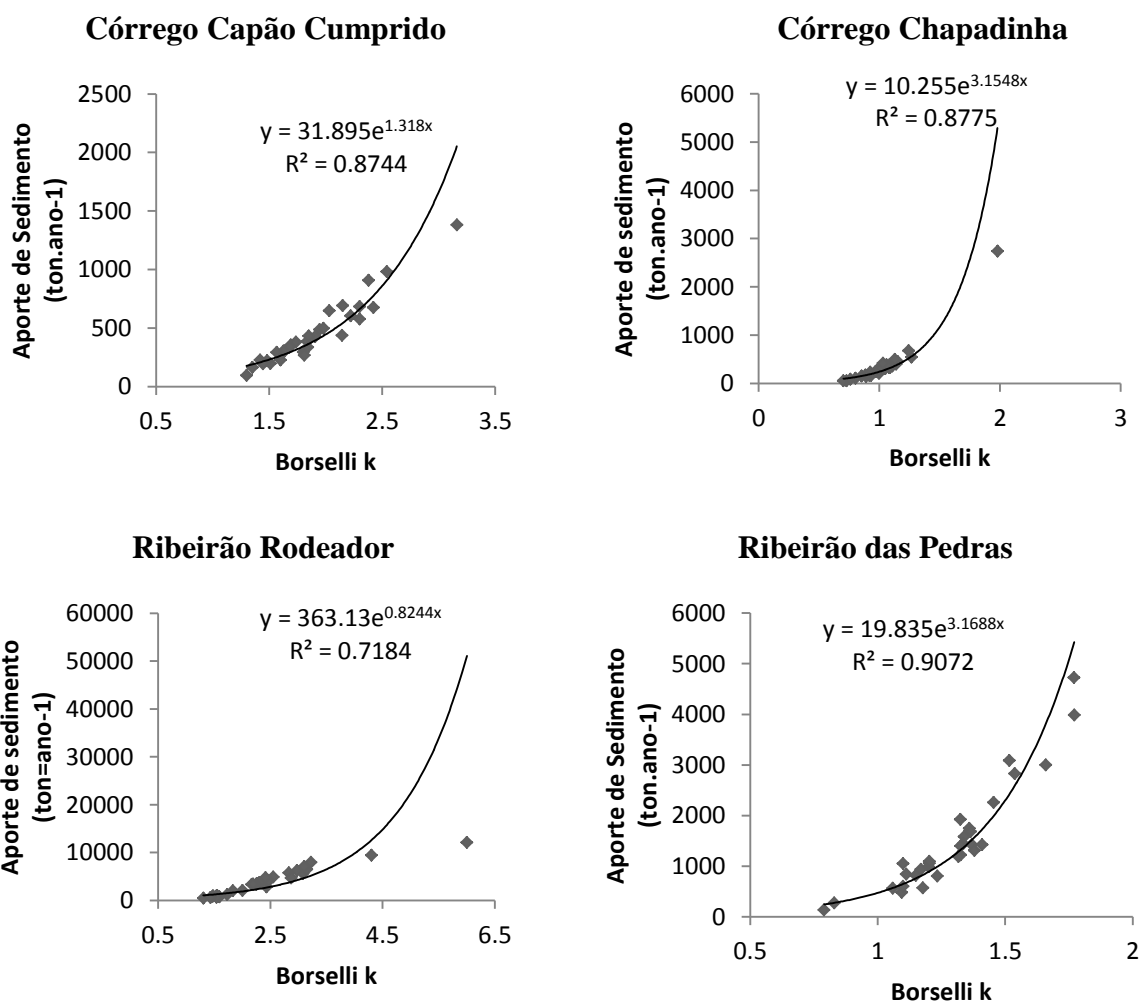


FIGURA 37. Otimização do parâmetro k_b das regiões de calibração do modelo InVEST SDR.

Assim como no trabalho de CONG et al. (2020) a relação entre o parâmetro k_b e a quantidade de sedimento exportada é relatada como uma relação exponencial. A calibração do parâmetro k_b reflete a relação entre a os aspectos morfológicos de uso da terra das bacias e a taxa de entrega de sedimentos (VIGIAK et al., 2012). Nesse sentido, observa-se que a variação do parâmetro ao longo do período estudado exemplifica a variação do uso da terra.

Destaca-se que na região do Rodeador a equação de ajuste entre o SDR e k_b possui o menor coeficiente de determinação, uma vez que a relação seria mais bem representada como um modelo linear. Isso decorre do fato que o parâmetro k_b regular a forma da relação entre SDR e IC permitindo transições graduais ou acentuadas (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008; VIGIAK et al., 2012) no caso da região do Rodeador o valor do parâmetro foi proporcional às mudanças da paisagem.

Isso decorre do fato que o parâmetro kb regular a forma da relação entre SDR e IC permitindo transições graduais ou acentuadas (BORSELLI; CASSI; TORRI, 2008; VIGIAK et al., 2012) no caso da região do Rodeador o valor do parâmetro foi proporcional às mudanças da paisagem. Não obstante, a perda de solo prevista e a exportação de sedimentos foram consistentes com as estimativas correspondentes dos dados observados ($p < 0,001$) conforme pode ser observado na Figura 38.

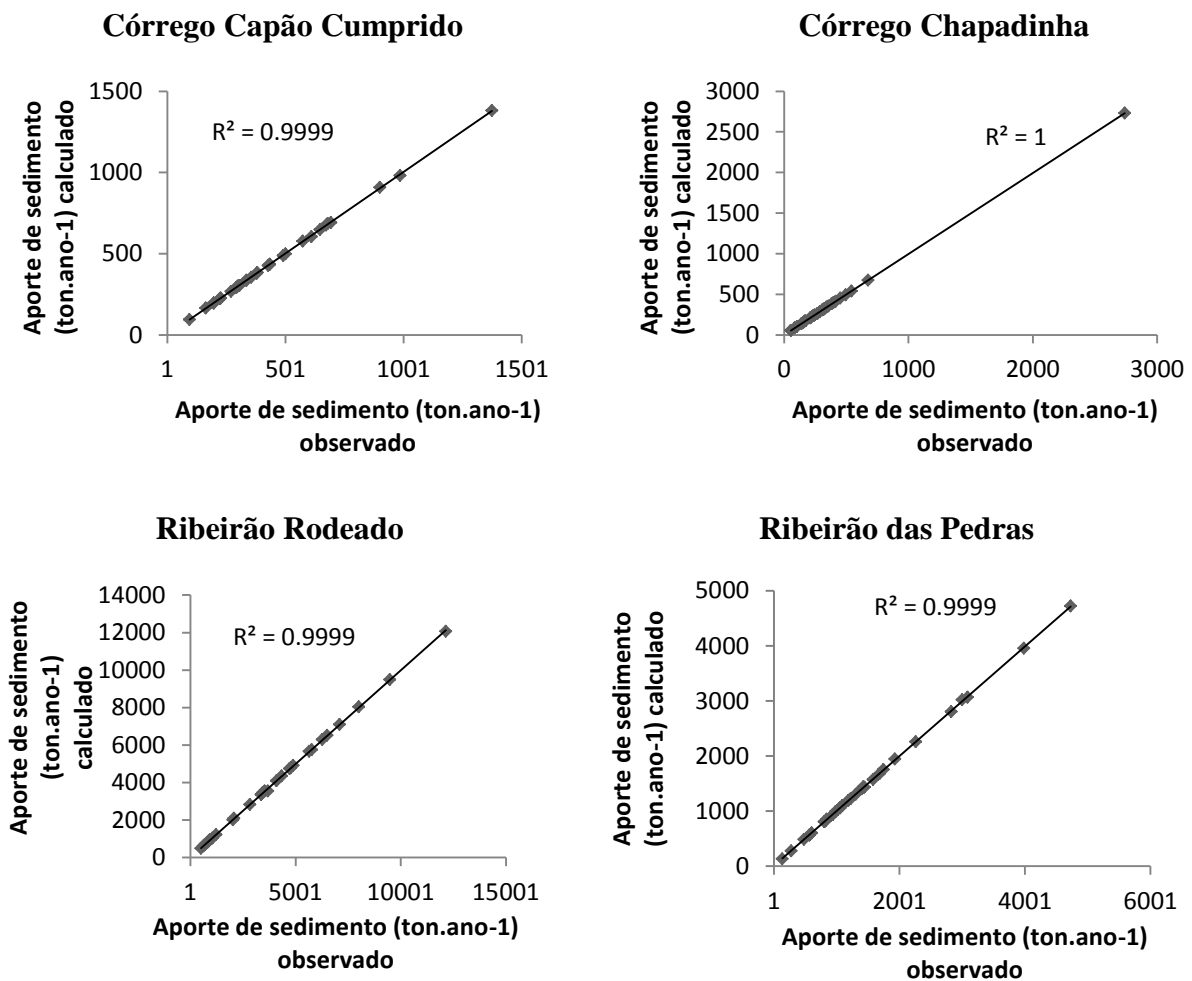


FIGURA 38. Ajuste do modelo Invest. SDR nas regiões utilizadas para calibração.

A baixa discrepância (erro $< 1\%$) entre a estimativa de perda de solo e os valores obtidos pelas CCS sugere que os efeitos das alterações do uso da terra foram suficientemente estimados pelo modelo. Os valores de COE, RRMSE e PBIAS foram aplicados para verificar o desempenho do modelo SDR para cada estação ao longo de um período de 30 anos (1985 a 2015). Os valores médios de COE, PBIAS e RSR foram 1,00, -0,09 e 0,01 respectivamente (tabela 19). De acordo com MORIASI et al. (2007) os valores indicam que o modelo possui

um ajuste muito bom o que implica adequação do modelo Invest. SDR para modelagem de exportação de sedimentos.

TABELA 19. Métricas de desempenho das calibrações do modelo Invest. SDR.

Estação	PBIAS	COE	RSR
Chapadinha	-0,28	1,00	0,01
Rodeado	0,06	1,00	0,01
Pedras	-0,13	1,00	0,01
Capão Comprido	-0,11	1,00	0,01

Uma vez que a calibração do modelo ajustado com base no erro mínimo absoluto e o coeficiente de Nash-Sutcliffe afere a magnitude relativa da variância residual em comparação com a variação dos dados medidos. Dessa forma o baixo o uso da métrica do erro mínimo implicou bons resultados do ajuste, portanto, essa métrica se mostrou razoável para calibrar o modelo InVest SDR corroborando com os estudos similares que utilizaram métricas estatísticas de diminuição de erros para realizar a calibração do modelo (HAMEL et al., 2015; BOUGUERRA; JEBARI, 2017; HAMEL et al., 2017; ANESEYEE et al., 2020; CONG et al., 2020).

O percentual de tendências (PBIAS) indica a tendência média dos valores de SDR simulados serem maiores ou menores do que os valores da CCS. Nesse sentido, valores positivos tendem a subestimar os resultados enquanto valores negativos tendem a superestimar os resultados (GUPTA; SOROOSHIAN; YAPO, 1999). Portanto, para as estações Chapadinhas, Pedras e Capão Comprido o modelo tende a superestimar os valores de SDR enquanto na região do Rodeador o modelo tende a subestimar os resultados.

Não obstante, utilizando o modelo SWAT, FERRIGO (2014) não obteve resultados satisfatórios para a simulação da carga de sedimentos na bacia do Capão Comprido, havendo uma subestimação de 73% do total da carga observada.

4.3.4 Aporte de sedimentos por Sub-bacias

A bacia do Alto Descoberto apresentou uma taxa de aporte de sedimentos médio de 0,16 t.ha⁻¹ e uma taxa de perda de solo de 7,87 t.ha⁻¹ o que segundo a classificação de SILVA (2003) é uma perda considerada pequena, corroborando com os valores obtidos por VALENTIN (2008) para a bacia do Alto Descoberto.

O aporte de sedimentos para toda a bacia do Alto Descoberto apresenta tendência significativa de diminuição ($\tau = 0,35$, $p < 0,05$) sendo o ano 2005 o ponto de mudança para redução do aporte total na bacia ($U^* = 150$, $p < 0,05$) (Figura 39). Apesar de não ter sido detectada mudança estatisticamente significativa na pluviosidade a quantidade de sedimentos aportados diminuiu resultado similar também foi observado por HAN; GAO; LUO (2019) e ANACHE et al. (2018) ressaltando a importância do uso e cobertura da terra, assim como as medidas de conservação do solo nas bacias hidrográficas.

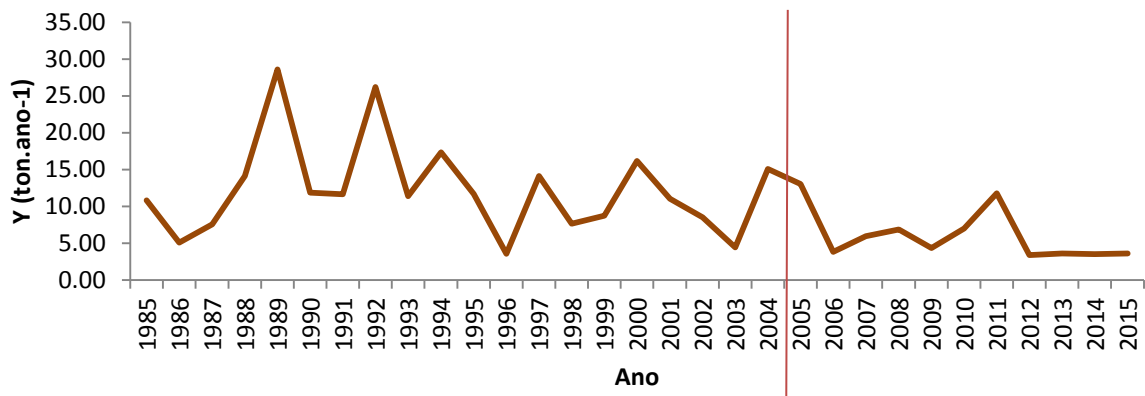


FIGURA 39. Aporte de sedimentos totais da bacia do Alto Curso do Rio Descoberto em vermelho o ponto de detecção de mudança de tendência do aporte.

Além disso, a distribuição do aporte de sedimentos na bacia não é homogênea. A área central da bacia do Alto Descoberto possui um aporte médio de $0,46 \text{ t.ha}^{-1}$ e perda de solo de $16,72 \text{ t.ha}^{-1}$ (Figura 40 a) o que é considerada uma taxa de perda média por SILVA (2003). Nesta bacia os valores médios do total de aporte de sedimento das sub-bacias estão diretamente relacionados com os valores médios do fator LS ($\rho_s = 0,42$, $p < 0,05$) e com o índice de fragmentação da paisagem das sub-bacias ($\rho_s = 0,31$, $p < 0,05$). A análise de correlação também indicou que em média as áreas com maior declividade (Figura 40 B) estão propensas a sofrer menor fragmentação.

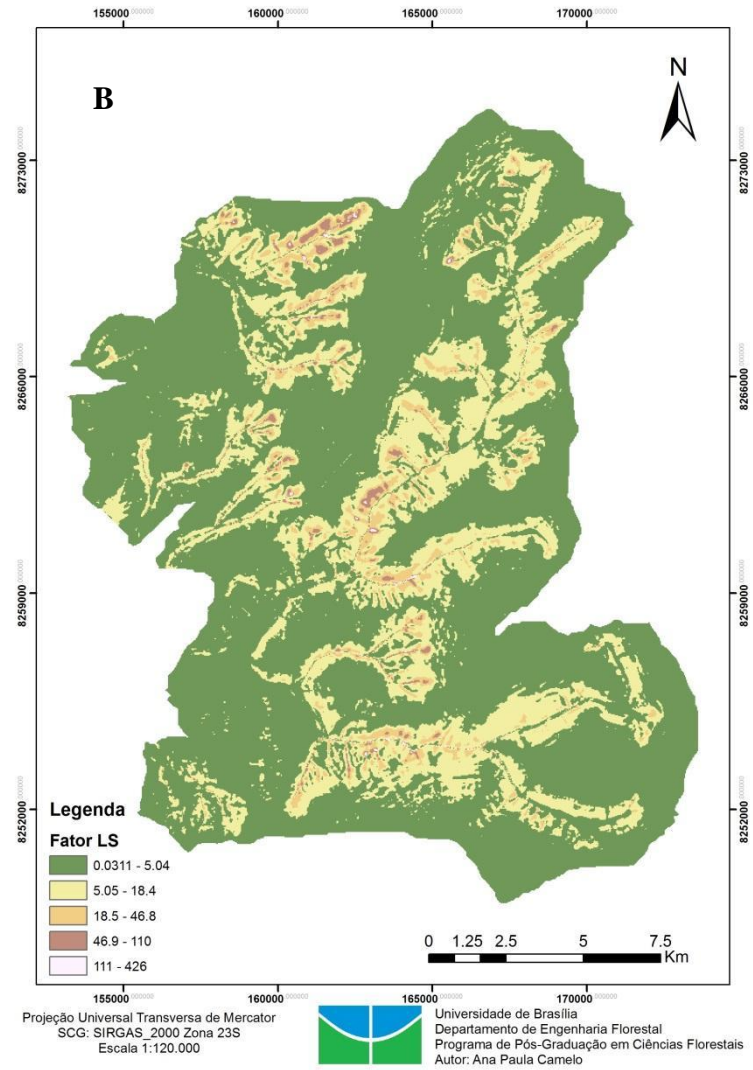
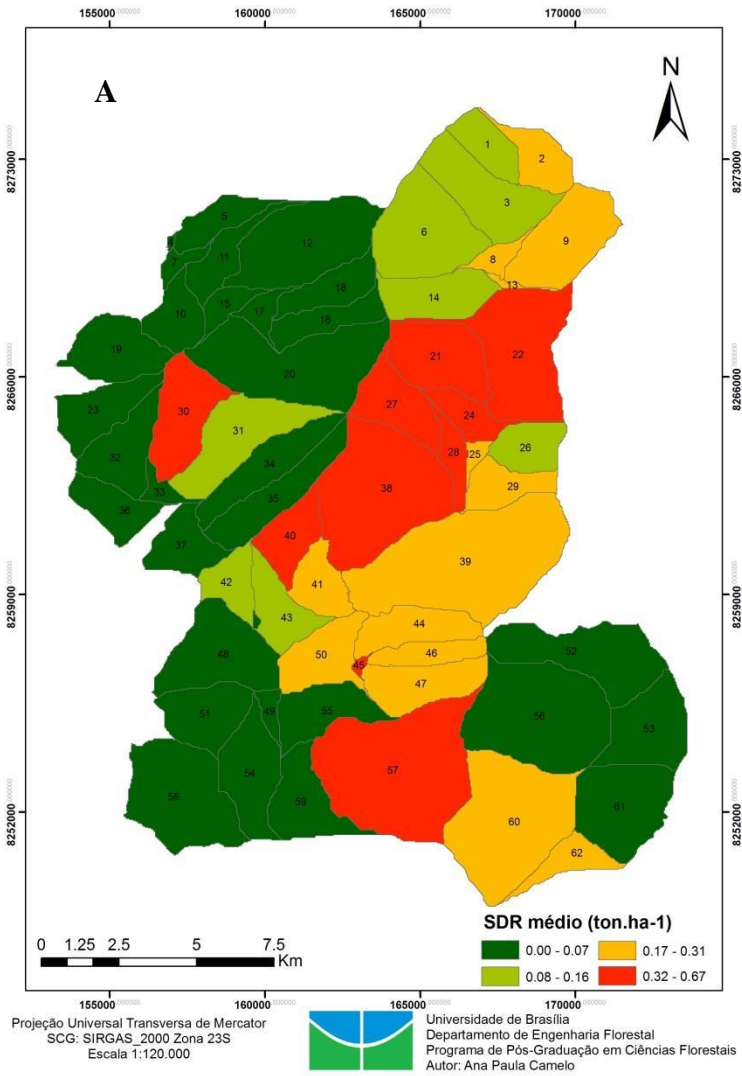


FIGURA 40. Taxa de aporte de sedimentos por sub-bacias (A) e distribuição do fator topográfico (B).

Esse resultado corrobora com estudos que indicam que áreas com maiores aclives e altitudes tendem a sofrer menos fragmentação além de possuir maior potencial regenerativo devido às dificuldades de adequações para práticas agrícolas e também para o estabelecimento de assentamentos urbanos (CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; GERI; ROCCHINI; CHIARUCCI, 2010; PENG et al., 2016; MORANDI et al., 2020). Destaca-se que, no cerrado, nas áreas de maior aclive próximas a corpos hídricos o uso da terra é predominantemente ocupado por Matas de Galeria e Matas Ciliares, nesse sentido há apontamentos que áreas mais planas são mais propensas ao processo de fragmentação no bioma Cerrado (RIBEIRO; WALTER, 2008; CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; CABACINHA; CASTRO; GONÇALVES, 2010).

As bacias nº 30 e 57 não se encontram na porção central da bacia, porém são as que possuem maior taxa de perda de solos sendo respectivamente $65,21 \text{ t ha}^{-1}$ e $51,74 \text{ t ha}^{-1}$ o que é considerada uma taxa Média a Forte e taxa de aporte de sedimentos nessas bacias são $0,43 \text{ t ha}^{-1}$ e $0,60 \text{ t ha}^{-1}$. Em comum essas duas bacias possuem um terreno ondulado (declividade de até 8%) e uma grande diversidade de uso da terra. Não obstante, a sub-bacia nº30 faz parte da Dissecção do Vale do Maranhão e é apontada como uma área com elevada perda de solo (FRANCISCO et al., 2006; STEINKE et al., 2007; VALENTIN, 2008). Ao longo do período analisado a bacia nº 30 apresenta cerca de cinco classes de uso e na bacia 57 em média possui seis classes de uso, além disso, essas bacias possuem uma alta fragmentação dos usos explicitado, nesse caso, pela métrica DIVISION, sendo 0,61 na bacia 30 e 0,80 na bacia 57.

Nas sub-bacias com maior taxa de aporte de sedimentos (24, 38 e 57) além da influência do fator LS foi observado que o IFP médio é baixo nas sub-bacias 24 (-1,90), e nas sub-bacias 38 e 57 um valor maior, sendo 9,31 e 12,99 respectivamente.

A sub-bacia 24 é predominantemente agrícola, sendo esse uso responsável por ocupar cerca de 68% da área, já a sub-bacia nº 38 apresenta um uso mais distribuído sendo 49,74% ocupada por formações Savânicas e Campestres e 41,31% de uso agrícola. Por fim, a sub-bacia nº 57 possui em média 22,48% de ocupação urbana, 33,63% de ocupação de formações Savânicas e Campestres e 42,36% de ocupação agrícola.

No presente estudo os fatores K, LS permaneceram constantes, assim como o fator R que desempenha um papel decisivo na erosão e no aporte de sedimentos (ZHU et al., 2011; TERRANOVA; GARIANO, 2015). Portanto, há indícios de que o uso da terra seja o fator limitante para o aporte de sedimentos na bacia uma vez que as paisagens naturais têm menores taxas de escoamento e erosão do solo do que os usos da terra agrícola (ANACHE et al., 2018),

Nesse sentido, na bacia do Alto Descoberto os usos do solo Formações Florestal ($\tau=0,60$, $p<0,01$) e Urbano ($\tau= 0,38$, $p<0,01$) encontram-se com tendência de aumento de área média dos fragmentos as Formações Florestais apresentam o ponto de inflexão no ano de 2000 ($U^* = 195$, $p<0,01$) e o uso Urbano em 2003 ($U^* = 176$, $p<0,01$). Resultado similar foi obtido por ZHOU et al. (2019) que constataram a diminuição do aporte de sedimentos devido à transição do uso da terra de áreas de plantio para áreas urbanas e de áreas degradadas para áreas de formações florestais naturais. Isso decorre do fato das áreas de Formação Florestal serem as principais retentoras dos sedimentos (NOVOA; CHOKMANI; LHISSOU, 2018; LOPES et al., 2020; NÓBREGA et al., 2020).

No tocante a área urbana observa-se que a expansão urbana em detrimento de terras previamente ocupadas por áreas agrícolas pode controlar a erosão do solo da agricultura e melhorar o serviço de retenção de sedimentos em alguns casos (RAO et al., 2016; KONG et al., 2018). Esse fato é bastante relevante no Distrito Federal onde há a ocorrência de conglomerados urbanos em desenvolvimento decorrente da pressão urbana em regiões rurais que geram adensamentos urbanos e condomínios irregulares (PADOVESI-FONSECA et al., 2010). Devido à cultura de dispersão urbanística implantada no DF há uma demanda por novas zonas de habitação de baixa densidade uma vez que conforme salientado por ESPINDOLA; CARNEIRO; FAÇANHA (2017) as áreas de alta densidade demográfica estão localizadas principalmente em zonas periféricas. Dessa forma esses adensamentos urbanos irregulares quando em desenvolvimento não possuem boas práticas de manejo estruturais e não estruturais que privilegiem os serviços ecossistêmicos.

Em relação às áreas e fragmentos de FSC há uma tendência à redução ($\tau = -0,30$ $p<0,05$) com mudança em 1996 ($U^* = 166$, $p<0,01$), já as áreas de fragmentos de uso Agrícola não apresentaram tendências de mudança. Nesse sentido, a adoção de práticas conservacionistas na bacia colabora para a redução do aporte de sedimentos, de acordo com o IBGE (2006) no censo agropecuário somente 13,27% dos agricultores protegem as áreas com maior declividade e somente 16,44% faziam uso de técnicas de conservação do solo como o plantio direto. Após uma década houve avanço na adoção do plantio direto haja vista que o

Censo Agropecuário de 2017 indica 13% dos agricultores do DF utilizam o plantio direto e 36% utilizam técnicas de cultivo mínimo (IBGE, 2018). Portanto, a falta de práticas conservacionistas nos anos iniciais e confirma o fato de que tais práticas são fundamentais para reduzir a degradação do solo e contaminação dos recursos hídricos (GRECCHI et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2019).

De forma geral, as métricas da paisagem estão relacionadas com índice de conectividade (IC) uma vez que as mudanças de cobertura do solo ao longo do período estudado alteram os valores dos fatores C da equação universal de perda de solos afetando diretamente o IC. Nos anos 1985, 1995, 2005 e 2015 o IC das sub-bacias apresentaram alterações (figura 41), porém essas alterações não foram estatisticamente significativas de acordo com o teste de Kruskal Wallis ($\text{Chi-quadrado} = 1,250$; $p > 0,05$), no entanto, devido à sensibilidade dos parâmetros do modelo, pequenas alterações nesse parâmetro implica alteração na quantidade de aporte de sedimento, tais resultados corroboram com os resultados encontrados por ZHOU et al. (2019).

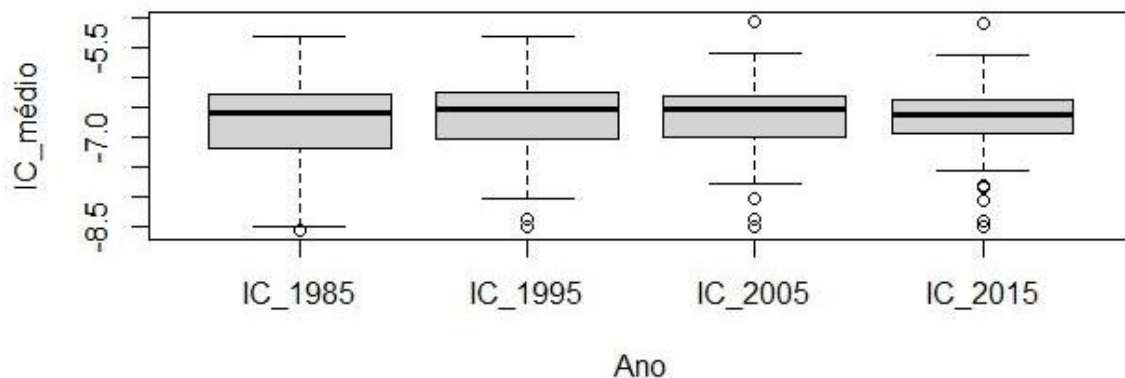


FIGURA 41. *Boxplot* dos fluxos do Índice de Conectividade das sub-bacias no período analisado.

Apesar das mudanças não serem estatisticamente significativas das 62 sub-bacias do Alto Descoberto 47 sub-bacias apresentaram diminuição do valor médio de IC entre 2005 e 2015, o que corrobora com a detecção do ano de mudança de tendência da quantidade total de sedimentos aportados nos cursos hídricos. Além disso, ao analisar a tendência no aporte de sedimentos por sub-bacias observa-se que há tendências significativas de diminuição do aporte em 35 sub-bacias e aumento em duas sub-bacias (figura 42). Dentre as sub-bacias que não apresentaram significância estatística, 13 apresentam tendência de aumento e 12 de decréscimo. Essa diferença corrobora com estudos que apontam a dependência da escala de

estudo na análise da perda de solo e aporte de sedimentos (CHAVES, 2010; FERREIRA; FERREIRA, 2015; ALEWELL et al., 2019).

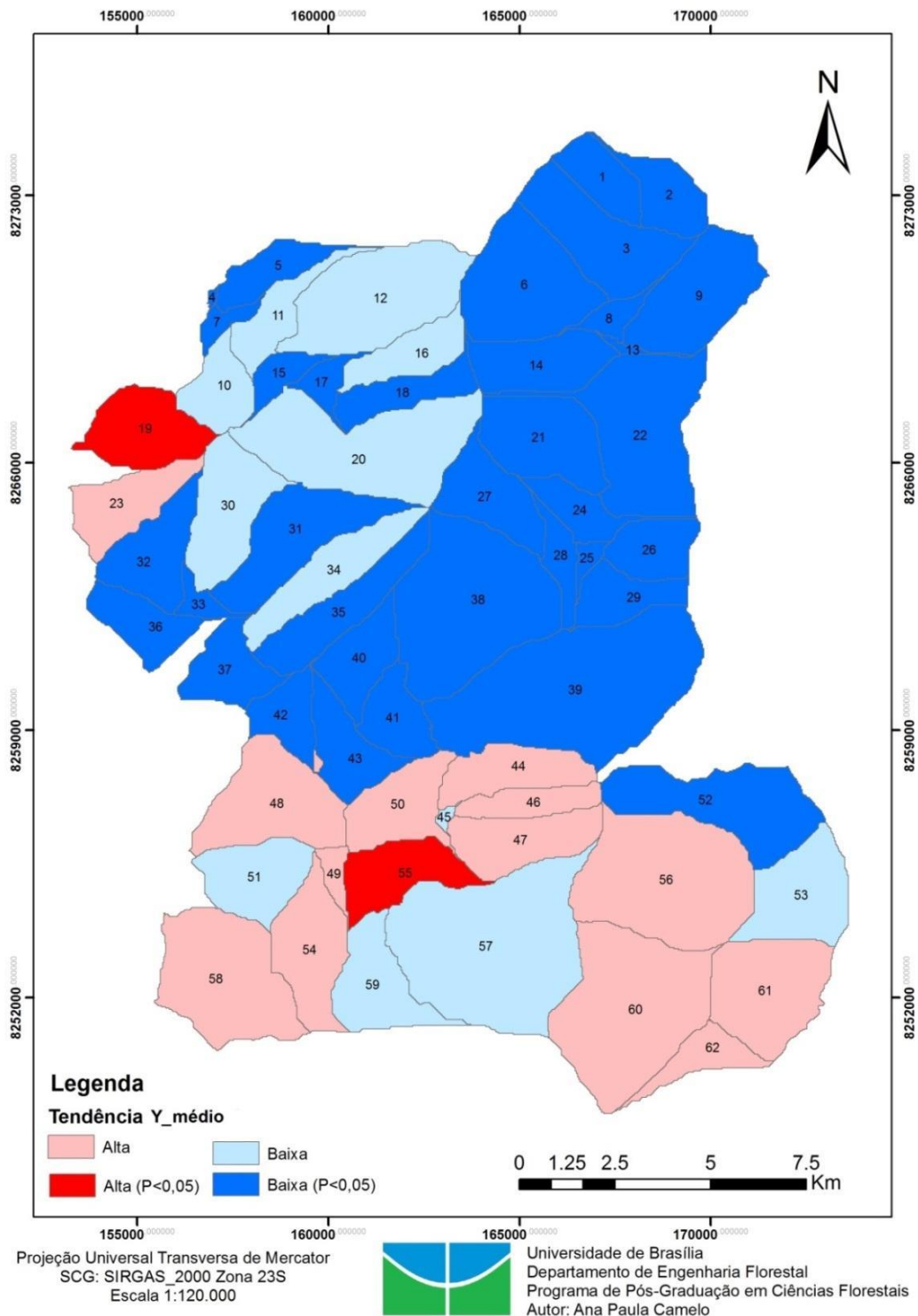


FIGURA 42. Tendência do aporte médio de sedimentos nas sub-bacias.

A relação entre total anual médio de sedimentos exportados e do IFP médio da bacia ($\rho_s = 0,50$, $p < 0,05$), PC1($\rho_s = 0,47$, $p < 0,05$), PC2($\rho_s = 0,47$, $p < 0,05$), PC3($\rho_s = 0,47$, $p < 0,05$), PC4($\rho_s = 0,35$, $p > 0,05$) indica a relação do aporte de sedimentos com as métricas da paisagem, principalmente com a componente 2 referente às métricas de subdivisão e isolamento da paisagem conforme pode ser observado na Figura 43.

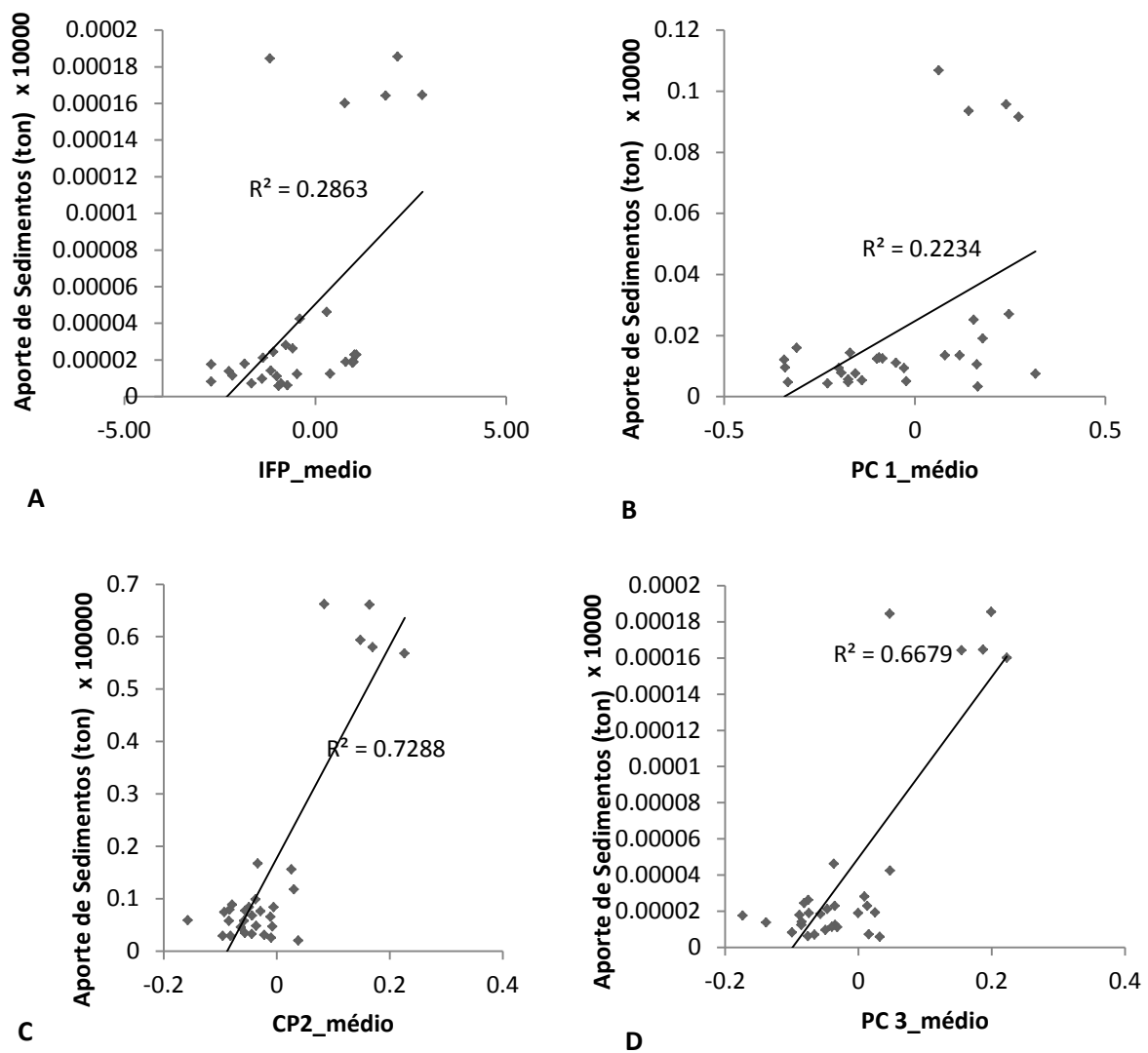


FIGURA 43. Relação entre o aporte de sedimentos totais da bacia e os valores médios de IFP (A), CP1(B), CP2(C) e CP3(D).

Não obstante, ao avaliar a relação dos valores anuais exportados por cada sub-bacia com as métricas da paisagem as relações são alteradas, a relação da quantidade de sedimentos exportadas com o IFP é reduzida ($R^2 = 0,19$; $p < 0,01$), porém a componente 2 continuou a demonstrar maior relação direta com o aporte de sedimento ($R^2 = 0,43$; $p < 0,01$). Na tabela 20 estão os valores da correlação de *Spearman* obtidos na análise.

TABELA 20. Correlação de *Spearman* entre o valor total de sedimentos exportado para cada sub-bacia e as componentes de aferição das métricas da paisagem.

	CP ₁	CP ₂	CP ₃	CP ₄	IFP
ρ_s	0,05	0,46*	-0,01	-0,13	0,31*

A literatura correlata indica que a subdivisão da paisagem tem, de forma geral, como uma de suas consequências o aumento da perda de solo (YANG et al., 2012; LAM et al., 2018). No atual estudo a qualidade de água está relacionada ao parâmetro SST, no entanto, conforme explicitado por CARDOSO et al., 2019 os sedimentos aquáticos são considerados parâmetros sentinelas, sendo capazes de refletir processos biogeoquímicos chave ao longo do tempo. Todavia, apesar de seu papel de sentinela, outros parâmetros necessitam de maiores estudos para poderem ser avaliados uma vez que alguns deles, como nitrogênio e fósforo, estão diretamente ligados à intensidade da atividade humana.

Cabe salientar que todos os estudos envolvendo métricas da paisagem devem ser entendidos com especificidade local. ZHANG et al. (2019) obtiveram correlações negativas entre NP e LSI com a produção de sedimentos, no entanto essa relação ocorreu devido ao fato de NP e LSI estarem relacionadas com o aumento de áreas de recuperação na área de estudo. Não obstante LI et al. (2019) observaram que o aumento da fragmentação em ambientes cársticos diminui o processo de sedimentação uma vez que a proteção vegetal diminui a perda de solo.

Os resultados se assemelham com estudos que indicam a sub-divisão da paisagem natural como consequência da conversão do uso da terra para usos agrícolas como principais fatores na produção de sedimentos (YANG et al., 2017; AHMADI MIRGHAED et al., 2018). Dessa forma, conforme exposto por ZHANG et al. (2017) bacias que possuem paisagens mais uniformes e paisagens menos desagregadas estão propensas a menor perda de solo.

Os resultados da relação do aporte de sedimento com as métricas da paisagem corroboram com estudos que indicam que no Cerrado, a alteração do uso da terra é um dos principais fatores que influenciam o escoamento superficial e as taxas de perda de solo de forma significativa (GRECCHI et al., 2014; ANACHE et al., 2018).

Isso se deve ao predomínio dos Latossolos, uma vez que eles são particularmente sensíveis às mudanças da cobertura vegetal devido às alterações da composição matéria orgânica do solo que ocorrem no subsolo (GMACH et al., 2018; JAMES et al., 2019). Esses distúrbios na matéria orgânica do solo dos latossolos tropicais afetam a capacidade de reter nutrientes, estabilidade estrutural, capacidade de retenção de água e menor escoamento e

erosão (NEUFELDT; RESCK; AYARZA, 2002; GMACH et al., 2018; FIGUERÊDO et al., 2020). Portanto, é importante compreender totalmente a importância e a influência da fragmentação da paisagem na perda de solo em múltiplas escalas espaço-temporais dessa forma o gerenciamento do uso da terra por meio da análise da fragmentação da paisagem pode efetivamente diminuir a perda de solo (OUYANG et al., 2010; QI et al., 2012; MITCHELL et al., 2015; HU et al., 2019; YANG et al., 2021).

A diferença dos níveis de escala também é evidenciada pelos valores de IC, tomando como exemplo o ano de 2015 o IC médio da bacia do Descoberto foi de -6,73, por sua vez os valores das sub-bacias variam entre -8,49 a -5,09 que impactam diretamente na diferença entre a quantidade calculada de sedimentos conforme o método proposto por VIGIAK et al. (2012). Nesse sentido o presente estudo corrobora em enfatizar a influência da escala nos processos de avaliação das métricas da paisagem e do aporte de sedimentos (BORSELLI; CASSI; SALVADOR SANCHIS, 2009; LÓPEZ-VICENTE; BEN-SALEM, 2019). Não obstante NAJAFI et al. (2021) ressalta que as variações espaço-temporais do transporte de sedimentos ao longo de uma bacia hidrográfica, serão um aspecto crucial em estudos futuros.

Por fim, a análise de correlação espacial da taxa de aporte de sedimentos médio na bacia indica que há um agrupamento das bacias com maior taxa de aporte de sedimentos na porção nordeste da bacia (Moran's I =0,44; $p < 0,001$) onde está localizada a bacia do Rodeador (Figura 44). Os trabalhos de VALENTIN (2008) e FERRIGO (2014) apontam essa bacia como sendo prioritária para adoção de boas práticas de manejo tendo em vista o detrimento dos serviços ecossistêmico oriundo da mudança do uso da terra. Não obstante, NUNES; ROIG (2016) também apontaram a área central da bacia do Alto Descoberto como uma área de conflitos entre os usos agrícola, urbano e de conservação, sendo a maior taxa dos conflitos entre os usos do solo para conservação e agricultura e entre as categorias agricultura e uso urbano. A alta taxa de conversão do uso da terra, e, portanto, modificações da paisagem são determinantes para a redução da qualidade dos serviços ambientais.

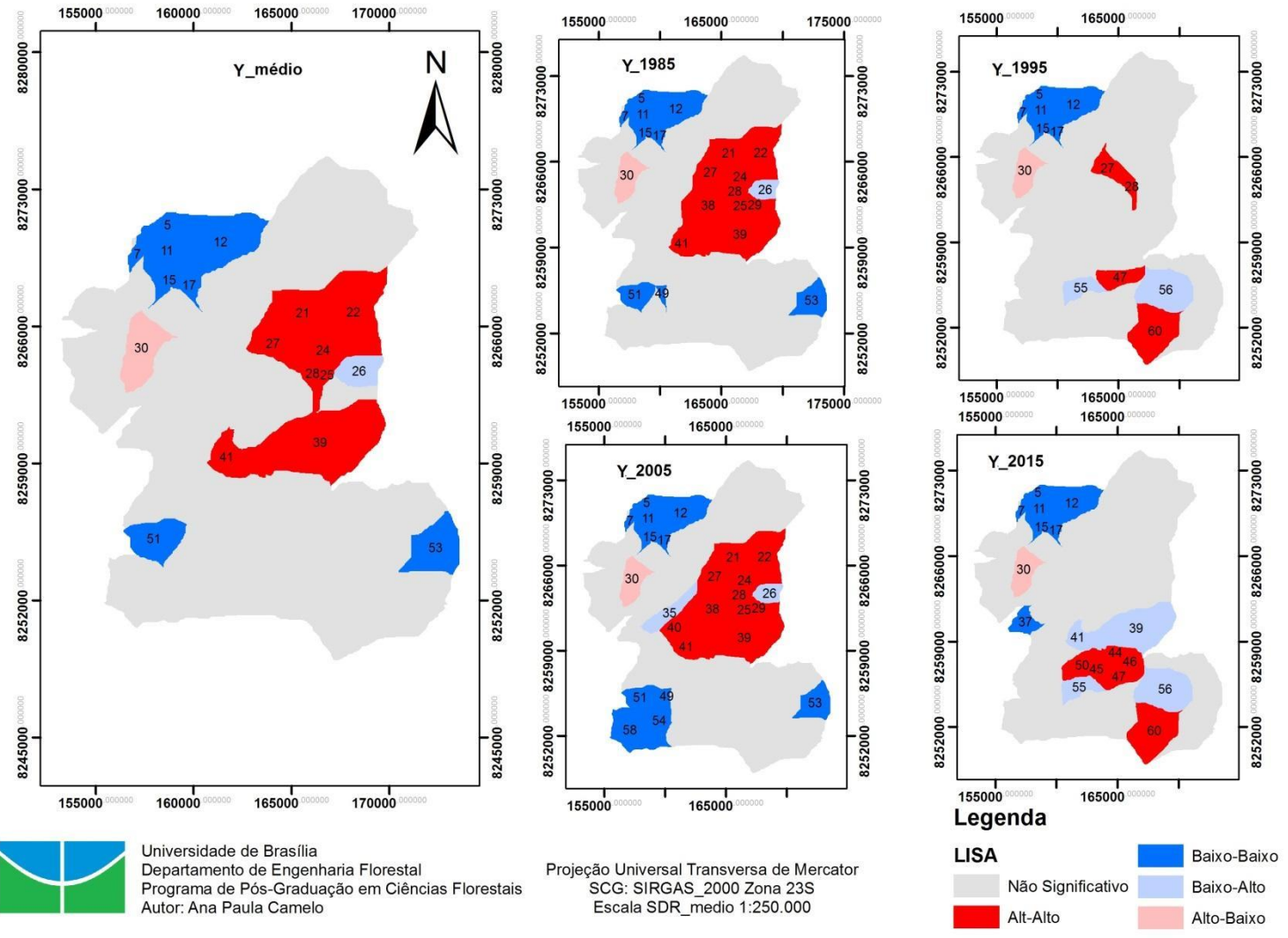


FIGURA 44. Índice Local de Moran do aporte de sedimentos médio e anuais nas sub-bacias da BACRD.

Contudo observa-se uma prevalência da zona central da bacia para o aporte de sedimentos, e da porção oeste superior para redução do aporte de sedimentos. Já os anos de 1995 e 2015 há uma maior dispersão espacial das áreas onde ocorre o maior aporte de sedimentos. A menor agregação espacial no ano de 1995 (Moran's $I = 0,030$; $p > 0,001$).

No ano de 2015, há um agrupamento das bacias que formam a região do Capão Comprido. O aumento do aporte de sedimentos nas sub-bacias que compõem a região do Capão Comprido está relacionada com a perda da vegetação das áreas de Formações Florestais que vem sendo degradadas nessas sub-bacias, resultados similares foram obtidos nos trabalhos de KISAKA (2015) e de LEITE (2013) que apontaram a degradação das zonas ripárias com principal vetor do aumento de sedimentos na região da Bacia do Capão Comprido. Nesse sentido, conforme apontado por YUAN; CAVE; ZHANG (2018) o índice LISA é um bom instrumento para identificar as zonas com maior influência na contaminação dos recursos hídricos.

Essa relação fica evidenciada com a comparação da análise Diferencial do Índice de Moran ($I = 0,67$; $p < 0,001$). Uma vez que os valores do aporte de sedimentos apresentam somente sinais positivos, os clusters Alto-Alto representam as sub-bacias indicam modificações positivas (aumento) na quantidade de produção de sedimentos enquanto os clusters Baixo-Baixo apontam as sub-bacias que tiveram menores modificações na produção da quantidade de sedimentos (ANSELIN; SYABRI; KHO, 2010).

O resultado ressalta a área com tendência de aumento de produção de sedimentos na bacia. Dentre as sub-bacias que formam o cluster Alto-Alto, com exceção das sub-bacias nº 45, 57 e 59, todas as demais apresentam tendência de aumento no aporte de sedimentos no período analisado. No que tange o IFP no cluster Baixo-Baixo as sub-bacias nº 22, 24 e 27 também aparecem como clusters das que mais sofreram alterações no sentido de formarem paisagens mais integras conforme pode ser observado na figura 45. Por outro lado, as sub-bacias 46,56 e 60 foram a que demonstraram maior variação positiva na produção de sedimentos e estão clusterizadas como Baixo-Baixo para o IFP, ou seja, foram as que mais sofreram processo de fragmentação.

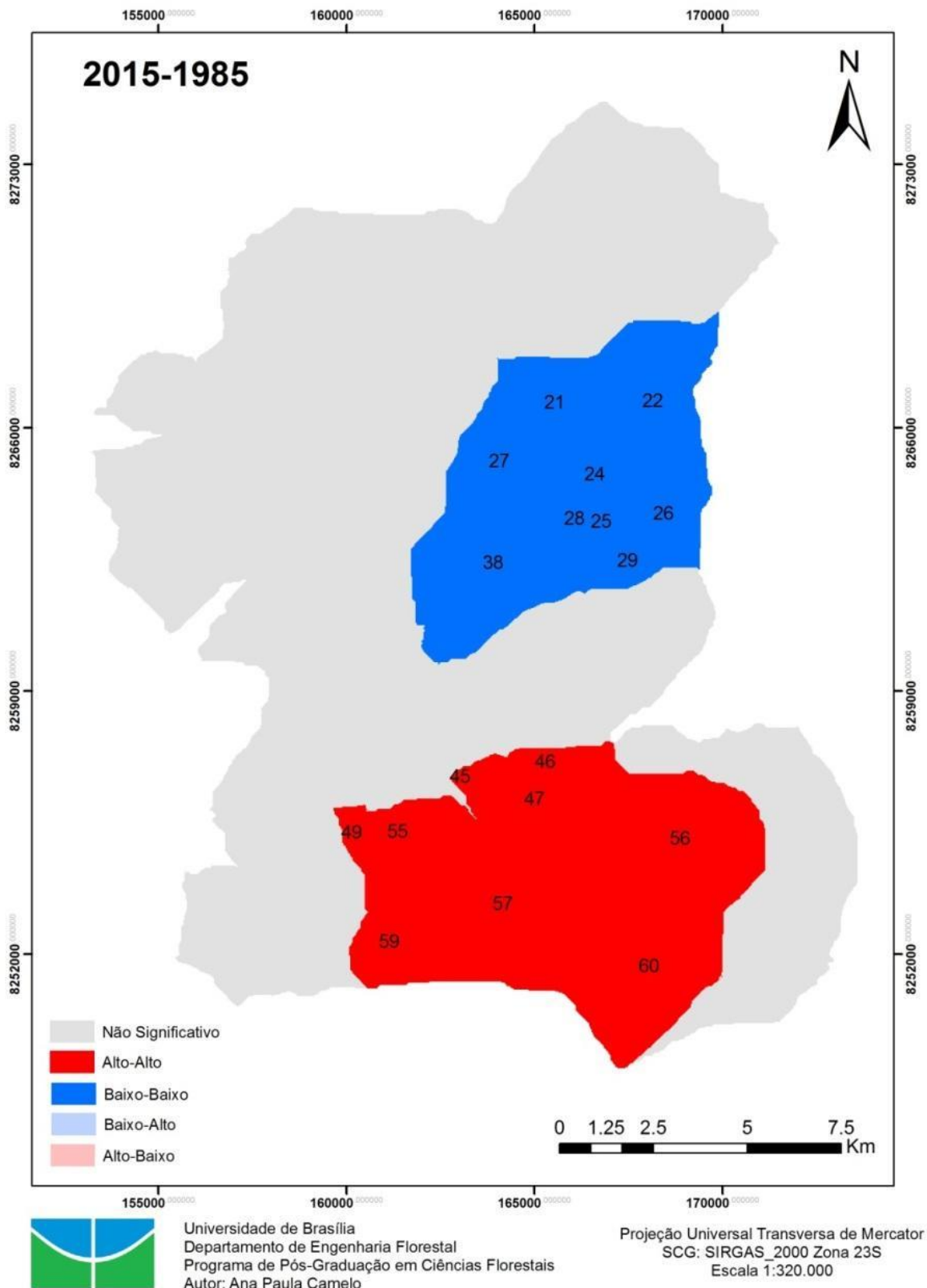


FIGURA 45. Análise diferencial do índice local de Moran para o aporte de sedimentos das sub-bacias entre os anos 2015 e 1985.

Dado que as sub-bacias da porção superior apresentam predominância do uso agrícola o estudo corrobora com os achados de BOONGALING; FAUSTINO-ESLAVA; LANSIGAN (2018) onde áreas com elevados índices de agregação do uso agrícola apresentam maiores aportes de sedimento, logo, ao apresentar baixa taxa de modificação esse conglomerado não apresenta modificações expressivas quanto à quantidade de sedimentos produzidas ao longo do período estudado. Por sua vez as sub-bacias da porção inferior sofreram profundas modificações na matriz de composição da paisagem. Nesse sentido, a literatura converge no sentido de afirmar que essas modificações que alteram a composição da paisagem são prejudiciais para a qualidade de água principalmente para aquelas oriundas de fontes difusas como é o caso dos sedimentos (YANG et al., 2017; WU; LU, 2021; YAN et al., 2021). No entanto na sub-bacia 56 e parte da sub-bacia 60 trata-se de um processo de substituição de usos para fins de recuperação de áreas de Cerrado, nesse sentido, de acordo com FALCÃO et al. (2020) os processos de regeneração natural no Cerrado tendem a melhorar os serviços do ecossistema do solo, melhorando a infiltração e reduzindo o escoamento superficial e a perda de solo.

Nesse sentido, devido à presença de autocorrelação espacial tanto das métricas da paisagem quanto do aporte de sedimentos, aliado ao diagrama de dispersão sugere-se que se trata de um processo espacialmente heterogêneo, ou seja, não estacionário (CÂMARA et al., 2004; SEDIGHI; KHALEDI DARVISHAN; ZARE, 2021). Não obstante, conforme pode ser observado na figura 46 o ajuste linear entre as variáveis, no caso exemplificado pelo IFP, apresenta heterocedasticidade, o que indica que se trata de um fenômeno não estacionário (BRUNSDON; FOTHERINGHAM; CHARLTON, 1996; FOTHERINGHAM; BRUNSDON; CHARLTON, 2003).

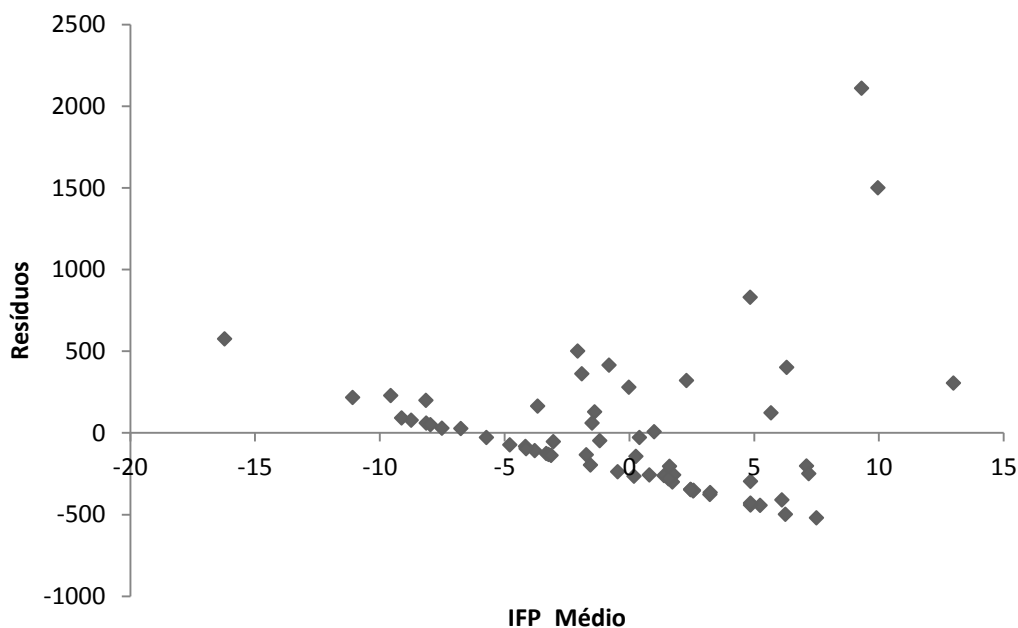


FIGURA 46. Presença de heterocedasticidade.

No entanto, observa-se que na escala de sub-bacias os aspectos da fragmentação e da subdivisão/ interdispersão, estão mais relacionados com o aporte de sedimentos enquanto na escala da bacia as métricas relacionadas à composição e configuração possuem maior influência. O resultado da diferença dos efeitos da análise de escala com a qualidade de água coaduna com demais estudos que indicam principais métricas da paisagem que afetam os índices de qualidade da água em diferentes áreas de fontes de poluição e em escalas distintas diferem entre si (PENG; LI, 2021; WU; LU, 2021). Não obstante, na escala das sub-bacias as relações entre as métricas da paisagem e qualidade de água são mais evidenciadas (ZHOU; WU; PENG, 2012; WU; LU, 2021).

Nesse sentido, os resultados vão ao encontro do estudo de ZIEGLER et al. (2007) que aponta que a fragmentação e seu arranjo espacial e é responsável pela mudança do comportamento hidrológico afetando o carregamento de sedimentos. Mais recentemente os trabalhos de FANG (2020) e JIANG et al. (2020) também observaram que o aumento das métricas que aferem o estado da fragmentação e isolamento contribuem positivamente para o aumento do aporte de sedimentos nas sub-bacias.

4.4 Modelo Teórico de Aporte de Sedimentos

4.4.1 Análise das variáveis sociais

Na pesquisa realizada pela PDAD-DF cada setor censitário é uma amostra com estatísticas representativas da população residente no setor (Figura 47) (CODEPLAN, 2015). Uma vez que o estudo busca relacionar as características físicas das sub-bacias com os aspectos físicos, buscou-se realizar a interpolação desses dados por meio do espaço geográfico.

A teoria a respeito de diferentes métodos para interpolar dados sócios demográficos registra, basicamente, duas vertentes de métodos: o de métodos de interpolação de pontos e o de interpolação de áreas (LAM, 1983; WU; QIU; WANG, 2005). Uma vez que intenção foi obter dos dados sociais referentes às sub-bacias a interpolação por pontos se fez mais adequada uma vez que essa permite a obtenção dos dados sociais sem interferência da área do setor.

Apesar da existência de estudos que demonstrem resultados mais acurados da interpolação de dados socioeconômicos com modelos que utilizam dados auxiliares, como os métodos disamétricos, para o presente estudo a escolha de métodos da Krigagem ordinária apresentou resultados satisfatórios para os objetivos propostos uma vez que modelo inclui as correlações espaciais dos atributos (JAKOB, 2003; MOURA HIRYE et al., 2016). Isso se dá, pois de acordo com AUCHINCLOSS et al. (2007) a modelagem espacial por meio de interpolação em ambiente GIS pode prevê razoavelmente bem os dados faltantes, pois de forma geral há autocorrelação entre os setores amostrados. De acordo com GOODCHILD; ANSELIN; DEICHMANN (1993) a presença de autocorreção espacial entre as variáveis socioeconômicas é fundamental para garantir que diferentes formas de aproximação discreta serão aceitavelmente precisas.

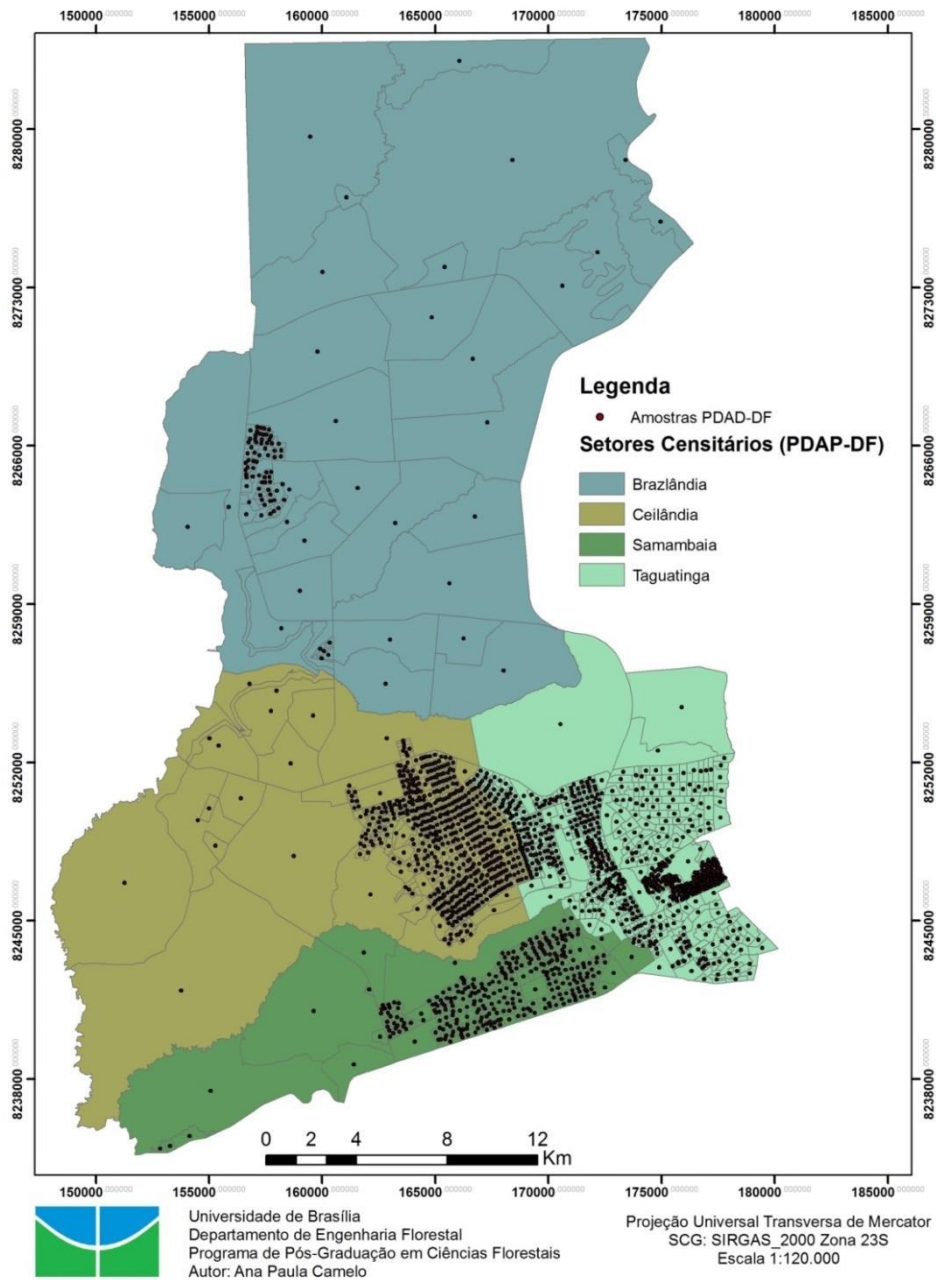


FIGURA 47. Distribuição dos setores censitários e seus centroides (pontos).

Neste estudo, o tamanho da amostra e sua distribuição espacial permitiram a aferição de autocorrelação pelo índice Local de Moran sendo verificada a presença de autocorrelação espacial para as variáveis Renda e Escolaridade nos dados brutos da PDAD-DF (Tabela 21).

TABELA 21. Índice de autocorrelação espacial das variáveis Renda e Escolaridade.

Variável	Índice de Moran	Z-score	P-value	Clusterizada
Renda	0,42	29,03	0,00	Sim
Escolaridade	0,14	10,08	0,00	Sim

Verificada a autocorrelação, foi realizada a interpolação dos valores das variáveis Renda e Escolaridade sendo gerados dois mapas que estão dispostos na Figura 48. A PDAD-DF utiliza valores contínuos para discriminar a renda, ou seja, os valores variam de R\$ 0,00 a R\$ 11.000,00 (limite local). É importante ressaltar que conforme o Decreto nº 8,381 de 2014, em 2015 o valor do salário mínimo (SM) vigente era de R\$ 788,00. Já a escala utilizada para avaliar a escolaridade é uma escala linear onde os menores valores representam pessoas com menor nível de escolaridade.

No presente estudo optou-se pela seguinte classificação da escala valores 0-3 representam respectivamente 1 - pessoas iletradas, 2- pessoas sem educação formal, mas que sabem ler e escrever e 3 que concluíram o processo de alfabetização já adultos (EJA). Valores entre 4 e 14 variam na graduação da educação formal até o ensino médio, sendo o maior valor atribuído ao ensino médio, os valores inseridos no intervalo de 15-19 representam a educação superior formal, sendo 15 o ensino superior incompleto e 19 pós-graduação no nível de doutorado.

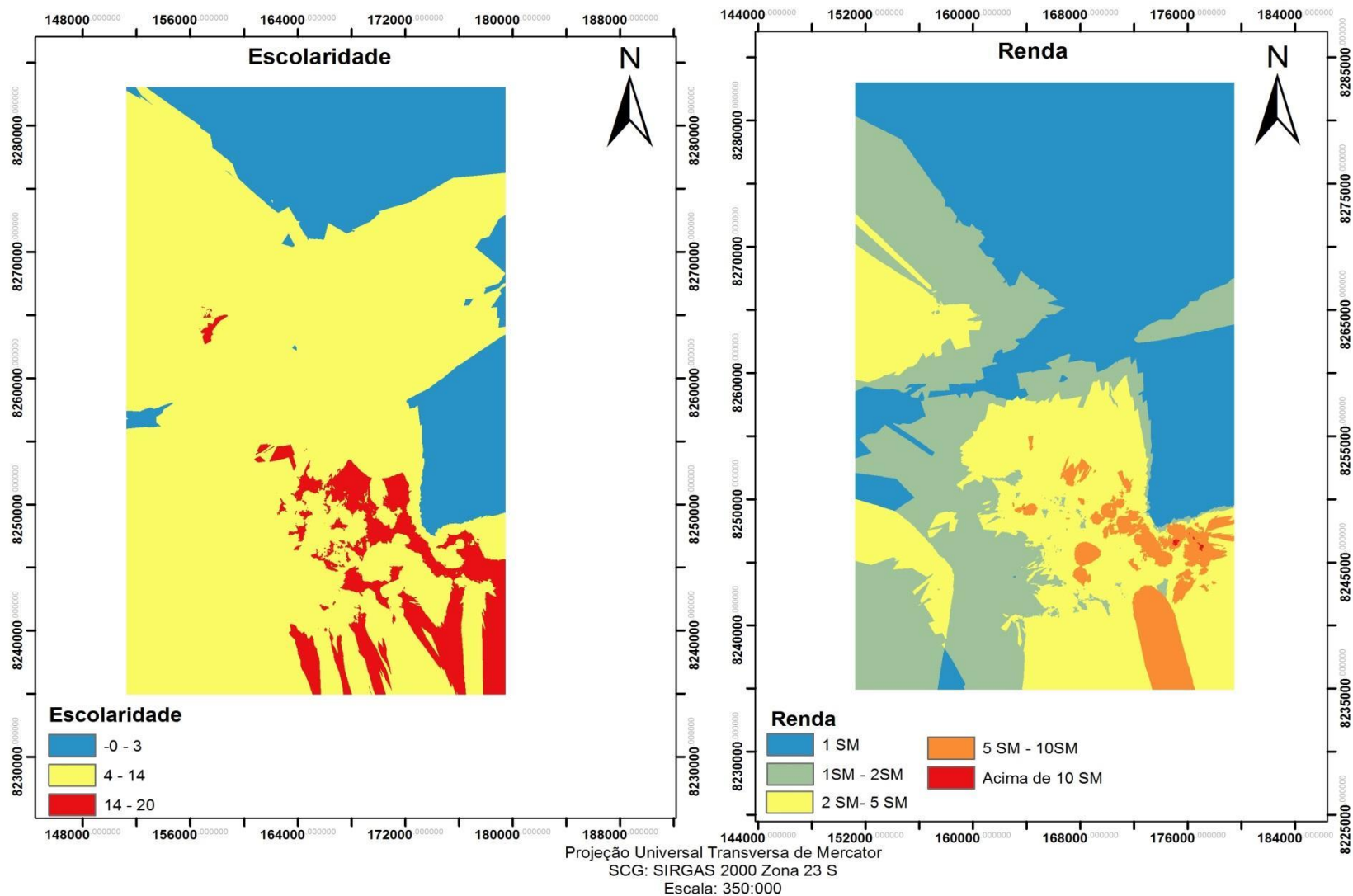


FIGURA 48. Mapa de interpolação dos valores das variáveis Escolaridade e Renda.

Após o processo de interpolação dos dados foi realizado a obtenção das estatísticas descritivas de cada sub-bacia. Nesse sentido foram selecionados os valores máximos de cada variável analisada, pois esses possuíam maior aderência com os valores finais retratados pela PDAD-DF no ano de 2015. Os valores obtidos para cada sub-bacia estão dispostos no apêndice 5.

Conforme pode ser observado nas Figuras 49a e 49b devido à utilização do método de interpolação de Krigagem ordinária, áreas como a Área 1 da Floresta Nacional de Brasília, apresentaram dados tanto de Renda como Escolaridade. Em uma análise mais purista tais erros poderiam ter sido minimizados com a aplicação de modelos disamétricos para aferir maior acurácia (CASTRO; ROIG; NEUMANN, 2019).

Todavia, essa Unidade de Conservação possui em seu interior um setor censitário e sua circunvizinhança é formada pela Região Administrativa de Taguatinga, chácaras e atualmente condomínios irregulares. De acordo com o Plano de Manejo da Floresta Nacional de Brasília próxima a BR-070, encontra-se localizado o Núcleo Rural Córrego dos Currais, com algumas propriedades que adentram a FLONA (ICMBIO, 2016). Não obstante, em 2010 foram identificadas 25 propriedades localizada no núcleo rural Córrego dos Currais e em 2011 em vistoria realizada pelo ICMBio constatou-se a presença de 03 chácaras com características de condomínios residenciais e parcelamento do solo no interior da área 1 da Floresta Nacional e em 2016 o Plano de Manejo identificou em campo 04 propriedades na área (ICMBIO, 2016).

A existência desses conglomerados urbanos em desenvolvimento é decorrente da pressão urbana em regiões rurais que geram adensamentos urbanos e condomínios irregulares (PADOVESI-FONSECA et al., 2010). De acordo com MARQUES; DE ARAÚJO; DINIZ (2016) o novo rural brasileiro representa um amplo mercado imobiliário que envolve a classe média e baixa através dos condomínios horizontais e loteamentos privados que muitas vezes os empreendimentos são instalados em desacordo com a legislação, tendo como principal motivação interesses econômicos (SILVA, 2011). Devido à cultura de dispersão urbanística implantada no DF há uma demanda por novas zonas de habitação de baixa densidade uma vez que conforme salientado por (ESPINDOLA; CARNEIRO; FAÇANHA, 2017) as áreas de alta densidade demográfica estão localizadas principalmente em zonas periféricas. Dessa forma, a avaliação constante das métricas da paisagem é fundamental para garantir a qualidade da água (WU et al., 2012; HASSAN et al., 2015).

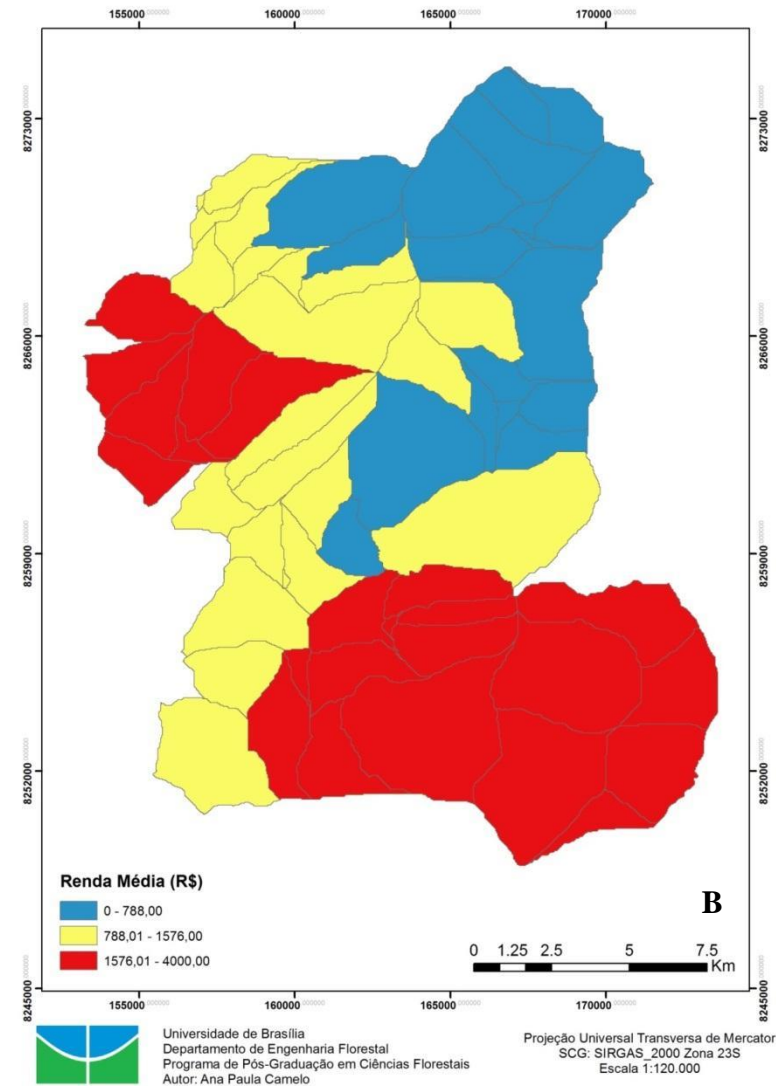
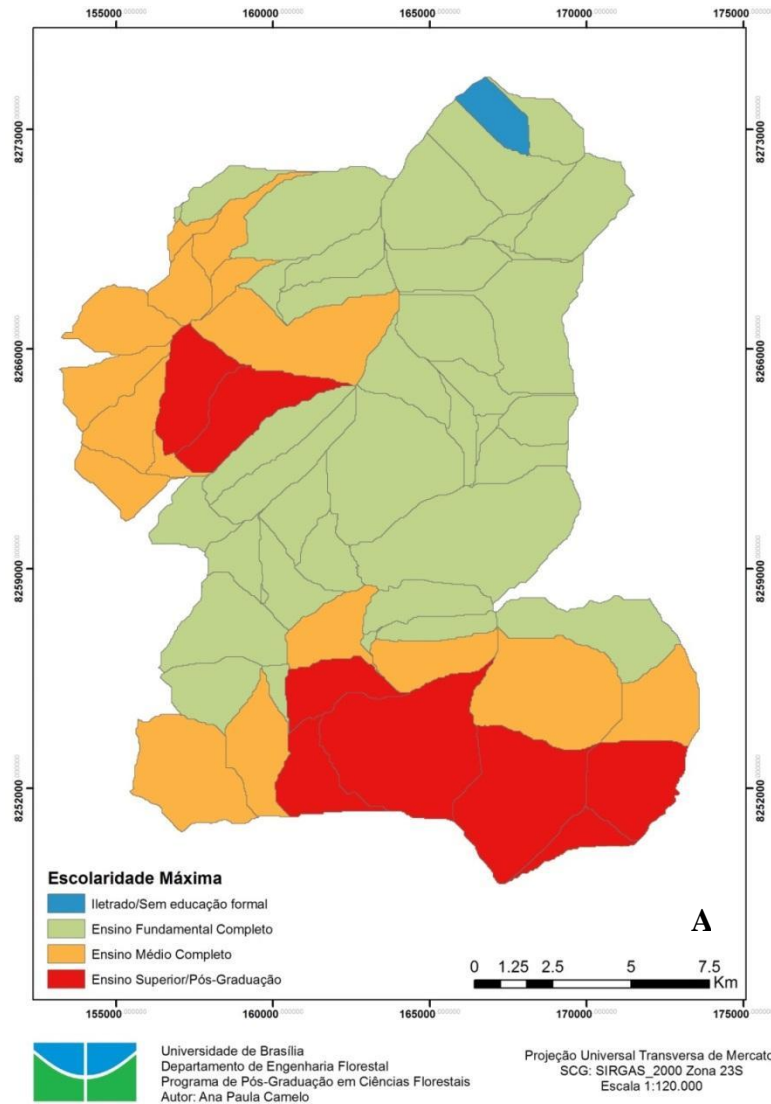


FIGURA 49. Distribuição das variáveis Escolaridade (A) e Renda (B) nas sub-bacias.

A divisão territorial do Distrito Federal permite a existência de núcleos rurais inseridos ou muito próximos de áreas urbanas consolidadas, nesse sentido há a interpretação da impossibilidade da divisão dicotômica do rural e urbana, pautada na premissa que eles se misturam na constituição da sociedade tratando-se de um espaço *continuum* do rural ao urbano (PINTOR et al., 2020). No entanto, apesar da proximidade física, persiste na sociedade uma grande desigualdade de condições que gera um quadro de franco desfavorecimento da população rural em relação à urbana, no que se refere às condições de vida, trabalho e saúde (CARNEIRO et al., 2012).

Essa desigualdade é explicitada ao observar os dados de Escolaridade e Renda da região em estudo. Na região menos de 20% das sub-bacias possuem moradores com nível superior, sendo que esses moradores estão concentrados nas áreas urbanas (figura 50). O resultado obtido pela interpolação por meio da Krigagem Ordinária foi compatível com os obtidos pela PDAD-DF que informa que nas regiões de Taguatinga (19,28%), Ceilândia (15,20%) e Brazlândia (16,4%) (CODEPLAN, 2015).

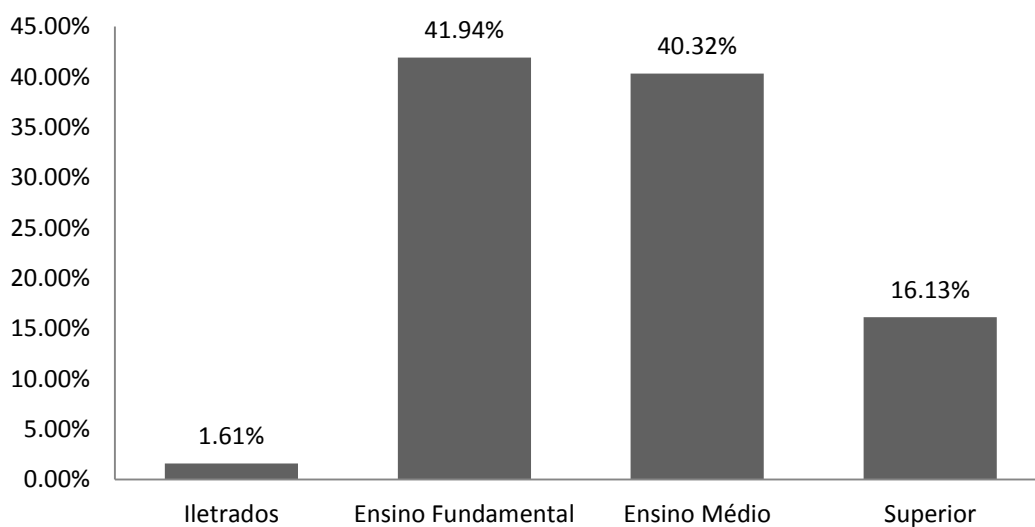


FIGURA 50. Distribuição das classes de escolaridade na bacia.

Resultado similar também foi obtido para a variável Renda onde as áreas com maiores rendas estão concentradas nas áreas urbanas e 79,03% das áreas são ocupadas com populações que recebem entre 2 a 5 Salários Mínimos (SM) sendo que esse percentual de famílias com renda até 5 salários mínimos é menor na região de Taguatinga (Figura 51).

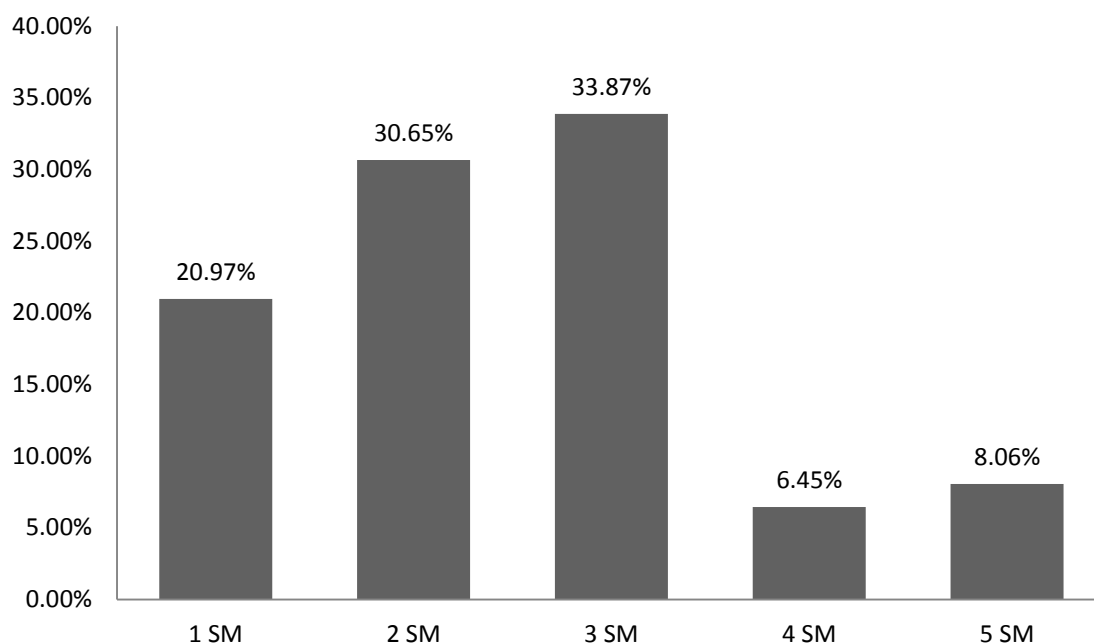


FIGURA 51. Distribuição das classes de renda na bacia.

Dentre as variáveis estudadas a região de Taguatinga é a que apresenta melhores índices de Escolaridade e Renda. Essas variáveis também são refletidas ao avaliar o Índice de Desenvolvimento Humano, medida comparativa de riqueza, alfabetização, educação, esperança de vida, natalidade e outros fatores para os diversos países do mundo, sendo uma maneira padronizada de avaliação e medida do bem-estar de uma população, que varia de 0 a 1 sendo que quanto mais próximo de um melhor. Nesse caso Taguatinga apresenta um IDH de 0,855 enquanto Brazlândia que é a Região Administrativa com maior representatividade na área de estudo possui um IDH de 0,761 (PNUD, 2021).

Além disso, de acordo com a CODEPLAN (2015), o índice de Gini do DF em 2015 era de 0,582, sendo superior ao índice brasileiro que era de 0,518. O índice de Gini é uma medida de desigualdade econômica, ou seja, mostra quão concentrada é a renda de uma determinada população. Quando o índice está mais próximo de 1, maiores são as desigualdades, maior é a concentração de renda.

Recentemente CABRAL; YANNOULAS (2021) calcularam o índice para as Regiões Administrativas do DF com base na PDAD 2018 e sendo 0,49 para Ceilândia, Taguatinga e 0,56 para Samambaia. Esse autores identificaram que há uma segregação educacional entre a população do DF, que colocam, de um lado, elevada renda per capita e melhor infraestrutura escolar, e, de outro lado, muitas famílias que necessitam de um benefício para garantir a

subsistência frequentando poucas escolas e em condições precárias. Dessa forma, os resultados obtidos no estudo confirmam a grande desigualdade de condições existente no DF.

Em alguns casos cidades com maiores índices de educação formal podem apresentar atitudes mais sustentáveis, principalmente aqueles com acesso ao ensino superior. O ensino superior estimula a discussão e reflexões mais apuradas a respeito de assuntos que não são tratados detalhadamente em outras instâncias inferiores do ensino, nesse sentido a conscientização ambiental pode ser intensificada (SANCHES, 2014). Dentre o rol de atitudes mais sustentáveis está a coleta seletiva de resíduos sólidos, e como observado por BERGUENMAYER; SILVA; BESERRA (2020) no Distrito Federal dentre as Regiões Administrativas prevalentemente de classe média Taguatinga é a que mais possui a maior porcentagem de recicláveis (77,47) na coleta seletiva, ou seja, é a RA que está fazendo a segregação de forma mais adequada.

4.4.2 Modelo *logit*

Apesar da elaboração do IFP, para análise do modelo teórico optou-se por utilizar os valores das componentes principais de forma a discernir qual aspecto da paisagem mais influencia a geração do aporte de sedimentos na bacia. Portanto, a partir do modelo teórico *logit*, foram estimadas probabilidades relativas ao aporte de sedimentos das sub-bacias considerando as variáveis explicativas. Na Tabela 22 está disposto o resultado do modelo preliminar, ou seja, sem a exclusão das variáveis propostas.

TABELA 22. Resultados obtidos pela estimação do modelo *logit*, a 5% de significância.

Variáveis explicativas do modelo	Coefficientes (β)	Erro padrão	Z	P > Z	Odds Ratio
Constante	12,98	21,69	0,60	0,55	4,33E+05
CP ₁	0,29	0,52	0,56	0,58	1,34
CP ₂	1,94**	0,68	2,83	0,00468	6,93
CP ₃	-0,28	0,50	-0,57	0,57	0,75
CP ₄	0,41	0,68	0,61	0,55	1,51
LS	0,17	0,20	0,85	0,40	1,18
Escolaridade	-0,91*	0,37	-2,45	0,01423	0,40
Renda	0,00	0,00	0,56	0,57	1,00
Erodibilidade	553,93**	209,43	2,65	0,00817	3,72E+240
Erosividade	0,00	0,00	-0,63	0,53	1,00

*(p<0,05) e **(p<0,01)

Posteriormente, o modelo teórico foi submetido à seleção das variáveis pelo método *stepwise* sendo nele observada a presença de variáveis sem poder explicativo. Inicialmente foram analisadas conjuntamente o teste de Wald (Z e $P > |Z|$), nesse sentido, o teste de Wald indicou como significativo somente as variáveis CP₂ (Chi-quadrado = 8,00; Prob > chi2 = 0,0047), Escolaridade (Chi-quadrado = 6,01; Prob > chi2 = 0,0142) e Erodibilidade (Chi-quadrado = 7,00; Prob > chi2 = 0,0082). Posteriormente, utilizando a função *stepwise* em ambas às direções (*forward* e *backward*), foi observado que as variáveis Renda, CP₁, CP₃, CP₄, LS Rr se apresentaram não significativas a 1% e, também multicolinearidade no caso das variáveis sociais, por isso estas foram excluídas do modelo *logit* ($p > 0,01$). Os resultados obtidos são mostrados na Tabela 23.

TABELA 23. Resultados obtidos pela estimação do modelo *logit*, a 1% de significância.

Variáveis explicativas do modelo	Coefficientes (β)	Erro padrão	Z	P>z	Odds Ratio
Constante	-1,49	2,37	-0,63	0,53	2,25E-01
CP ₂	1,84**	0,61	3,03	0,00	6,32E+00
Escolaridade	-0,58***	0,16	-3,63	0,00	5,60E-01
Erodibilidade	468,84**	159,15	2,95	0,00	4,11E+203

($p < 0,01$) e *($p < 0,001$)

Após o processo *stepwise* e retirada das variáveis, foi realizado o teste de VIF, em que os valores obtidos ficaram abaixo de 10, constatando-se que não havia multicolinearidade no modelo estimado (Apêndice 6).

As medidas de aferição de ajuste do modelo *logit* mais comumente empregadas são o Pseudo R² de McFadden e o Pseudo R² de Nagelkerke. De acordo com Menard (2002) devemos ser menos exigentes com o modelo logístico do que com o modelo linear em termos de variância explicada pelo R². Não obstante, de acordo com LIU; ROBINSON (2016) Pseudo R² é uma entre várias medidas de adequação e um ajuste relativamente bom deve fornecer o valor acima de 0,2.

O poder explicativo da variável dependente ($SED_{sub-bacia}$), representado no modelo pelos Pseudo R², é compatível com estudos que utilizaram regressões logísticas para relacionar fenômenos que representam interações de variáveis hidrológicas e pedológicas (WU, 2015; BEL et al., 2017; SULAIMAN et al., 2017). Dentre eles destaca-se o trabalho de

OZDEMIR; ALTURAL (2013) que utilizaram o modelo *logit* para obtenção de áreas susceptíveis a deslizamento de terra na Turquia com R² de Nagelkerke de 0,575.

TABELA 24. Parâmetros de avaliação de desempenho do modelo logíst. a 1% de significância.

McFadden R²	Nagelkerke R²	LR chi2 (5)	AIC	Log Verossimilhança
0,435	0,601	36,70	55,63	-23,81

Em termos de ajuste geral do modelo, um dos principais testes utilizados é o de Hosmer e Lemeshow (2000). Um resultado não significativo ($p > 0,05$) sugere que o modelo estimado com as variáveis independentes é melhor do que o modelo nulo. Neste caso, o teste de Hosmer-Lemeshow revelou que a adequação da equação pode ser aceita devido à significância do Chi-quadrado ser maior que 0,05. No modelo ajustado, o teste de Hosmer-Lemeshow apresentou o valor de chi-quadrado de 7,47 e a significância foi de 0,487, que é superior a 0,05 ratificando a adequação do modelo.

No tocante as predições realizadas corretamente pelo modelo o valor obtido 1% de significância, 79,03% das predições corretas, o modelo assemelhou-se ao trabalho de ADITIAN; KUBOTA; SHINOHARA (2018) que utilizou a regressão logística baseada no modelo U.S.L. E para avaliar a susceptibilidade de ocorrência de deslizamento de terras na região de Ambon na Indonésia e obteve 68% das predições preditas corretamente.

Quanto à análise dos sinais, os parâmetros estimados (CP₂ e K) apresentaram sinais positivos, o que significa que, ao apresentarem variações positivas, há um aumento na probabilidade do aporte de sedimentos da sub-bacia ser acima do valor de referência, que é 20 toneladas.

Nesse sentido, a variável CP₂ é mais sensível a mudanças causadas por ações antrópicas uma vez que a erodibilidade é uma característica física do solo sendo sua variabilidade associada a sua localização. De forma geral a componente responsável por mensurar a Subdivisão e isolamento da paisagem aumenta à medida que há mudança do uso da terra. Conforme discutido no item 4.2.1 a transformação da paisagem da bacia ocorre com a presença de manchas transitórias seja na diminuição das classes FSC e FP ou expansão do uso Agrícola e de Formações Florestais. Isso implica em maiores valores da CP₂ uma vez que há um aumento das métricas que compõe a CP₂.

O mesmo não ocorreu com a variável Escolaridade, que apresentou sinal negativo, demonstrando que quanto mais anos de estudo da população residente na bacia, menor a probabilidade de grandes quantidades de aporte de sedimentos. Nesse sentido os resultados corroboram com o trabalho de PETRESCU-MAG; PETRESCU; AZADI (2020) que observou que agricultores mais idosos e com menos escolaridade são os que possuem menor percepção dos serviços ecossistêmicos hídricos e pedológicos. Os agricultores reconhecem a erosão do solo como um problema ambiental e os perigos associados a ela, no entanto muitas vezes a preocupação não se traduz em uma implementação substancial de medidas de boas práticas de manejo do solo em suas terras (BAMUTAZE et al., 2021). Não obstante, de acordo com BIELDERS; RAMELOT; PERSOONS (2003) agricultores com um nível de educação mais alto também são mais propensos a implementar medidas de controle da erosão do que agricultores com menor nível educacional.

Ainda em relação ao nível educacional da população, a literatura correlata indica que as populações com menores níveis educacionais tendem ter menos atitudes de pró-conservação seja pela necessidade imediata ou pela falta de conhecimento das consequências de ações predatórias ao meio ambiente (GODOY; GROFF; O'NEILL, 1998; CASTILHO et al., 2018; SATHLER; ADAMO; LIMA, 2018). Dessa forma, infere-se que a falta de investimento educacional na população da área agrícola é um fator que propicia a ocorrência de danos ambientais irreversíveis.

Observando a razão de chances (*Odds Ratio*) das variáveis explicativas, verifica-se que, em sub-bacias com elevados níveis de Subdivisão e isolamento (CP2), a probabilidade de possuir maiores valores de aporte de sedimentos são 6,32 maiores do que nas que apresentam menor fragmentação. Nesse sentido, pode-se afirmar que subdivisão da paisagem natural é um dos principais vetores causadores da perda de solo e aporte de sedimentos nas bacias que possuem predominância agrícola. Isso porque a alteração do uso expõe a fragilidade do solo a diversas intempéries que ocasionarão os processos erosivos.

Não obstante, se na área da sub-bacia a média da escolaridade é baixa, a área possui 0,5 vezes mais chances de aumento da taxa de aporte de sedimentos. Nesse sentido é importante investir em programas que visem à educação da população para adoção de boas práticas de manejo visto que o investimento em educação da população residente é um ponto chave para obter sucesso na redução de tais contaminantes (SLESACK; CORCORAN; ROSSMAN, 2018).

Porém a variável que possui maior influência na probabilidade de ocorrência de maiores aportes de sedimento é a média da erodibilidade do solo da bacia. Conforme SPERA

et al. (2003) 80,5% dos solos da região do Alto Curso do Rio Descoberto são aptos a lavouras anuais, pois são solos bem estruturados, e isso conduz à região a elevada pressão de ocupação antrópica, no entanto, esses autores ressaltam que o manejo inadequado desses solos pode causar graves danos ambientais. No entanto, os solos mais frágeis da região estão localizados na região do Rodeador que também sofrem com ações de mudança do uso da terra que intensificam essas fragilidades (VALENTIN, 2008).

Contudo, os resultados obtidos neste estudo coadunam com os dispostos por NUNES; ROIG (2016) que indicam a práticas de manejo e de conservação associadas às práticas agrícolas, assim como políticas de contenção da expansão descontrolada, devem ser aplicadas em áreas de sensibilidade ambiental da bacia do Alto Curso do Descoberto. Não obstante, conforme observado previamente as variáveis apresentam dependência espacial. Nesse sentido, após a seleção dos parâmetros do modelo global ele foi avaliado pelo GWLR.

4.4.3 Modelo GWLR

Conforme observado nas análises estatísticas prévias, confirma-se a necessidade do uso do modelo GWLR, para incorporar fatores agregados de modo a explicar a formação dos padrões identificados através dos índices previamente calculados e sua relação espacial. Com a aplicação do modelo de regressão geograficamente ponderada buscou-se identificar a nível local, pela variação da proximidade espacial, como as variáveis independentes conseguem predizer a relação entre a variável dependente. Esta análise é confirmatória mostrando que a nível local existem diferenças entre os valores de desmatamento no município. Os resultados do modelo GWLR são apresentados na tabela 25.

TABELA 25. Resultados da regressão logística geograficamente ponderada.

Parâmetros	Valores
Tamanho do <i>bandwidth</i> (distância em graus decimais)	0,06
Log likelihood	-10,44
AIC	48,14
Pseudo R ²	0,62
Tipo de Kernel	Gaussiano Fixo
Método de Bandwith	Otimização pelo menor valor de AIC

O modelo GWLR no software GWR4,0 afere a performance do modelo por meio da análise do Pseudo R² de Mcfadden, AIC e Log de Verossimilhança, no caso o modelo geograficamente ponderado gerado obteve um Pseudo R² médio de 0,62, variando entre 0,45 a 0,76, AIC de 48,14 e Log de Verossimilhança de -10,44.

Comparando os dois modelos observa-se que o Pseudo R² do GWLR é superior ao modelo global, além disso, o AIC do modelo geograficamente ponderado é menor que o modelo global, uma vez que o AIC afere a perda de informações do modelo, quanto menor o valor desse parâmetro maior a qualidade do modelo, nesse sentido o GWLR também se mostrou superior ao modelo global (RL). Não obstante o Log de Verossimilhança do modelo GWLR também é inferior ao da RL indicando a superioridade do modelo. As estatísticas resumidas para estimativas de parâmetros GWLR são mostradas na Tabela 26.

TABELA 26. Resumo estatístico dos coeficientes das variáveis locais da GWLR.

	Média	Mínimo	Máximo	Quartil Inferior	Mediana	Quartil Superior
Constante	0,62	-7,33	7,58	-2,24	0,89	3,65
Erodibilidade	411,43	222,03	732,95	304,74	396,87	505,62
CP ₂	2,13	0,45	2,88	1,86	2,34	2,56
Escolaridade	-0,69	-1,18	-0,33	0,79	-0,68	-0,54

A distribuição espacial dos coeficientes locais das variáveis utilizadas no modelo está disposta na Figura 51. Conforme esperado, devido à presença de autocorrelação espacial das variáveis essa autocorrelação é perceptível na distribuição dos coeficientes locais, de forma que há uma setorização desses coeficientes na bacia.

Tendo como exemplo as sub-bacias n° 52,53, 56, 60, 61 e 62 é possível observar a atenuação dos coeficientes tanto do variável subdivisão e isolamento da paisagem (CP₂) e da influência da escolaridade (Figura 52, B e C). De maneira similar é possível observar nas sub-bacias n° 1, 2, 3, 8,9, e 13 (Figura 52 C) a maior influência da variável escolaridade, uma vez que nelas estão concentradas as áreas com menor escolaridade e renda conforme observado nas Figuras 48a e 48b.

Ainda em relação às sub-bacias n° 52,53, 56, 60, 61 e 62, os elevados coeficientes da variável Erodibilidade nessas sub-bacias é decorrente da presença dos Gleissolos Háplicos. De acordo com SPERA et al. (2003) esses solos são solos hidromórficos que ocupam as depressões da paisagem. São solos mal drenados e morfologicamente pouco desenvolvidos,

com presença do lençol freático próximo a superfície. Essas características conferem a esses solos uma tendência maior a erosão do que aos Cambissolos e Latossolos que são predominantes na região do Rodeador.

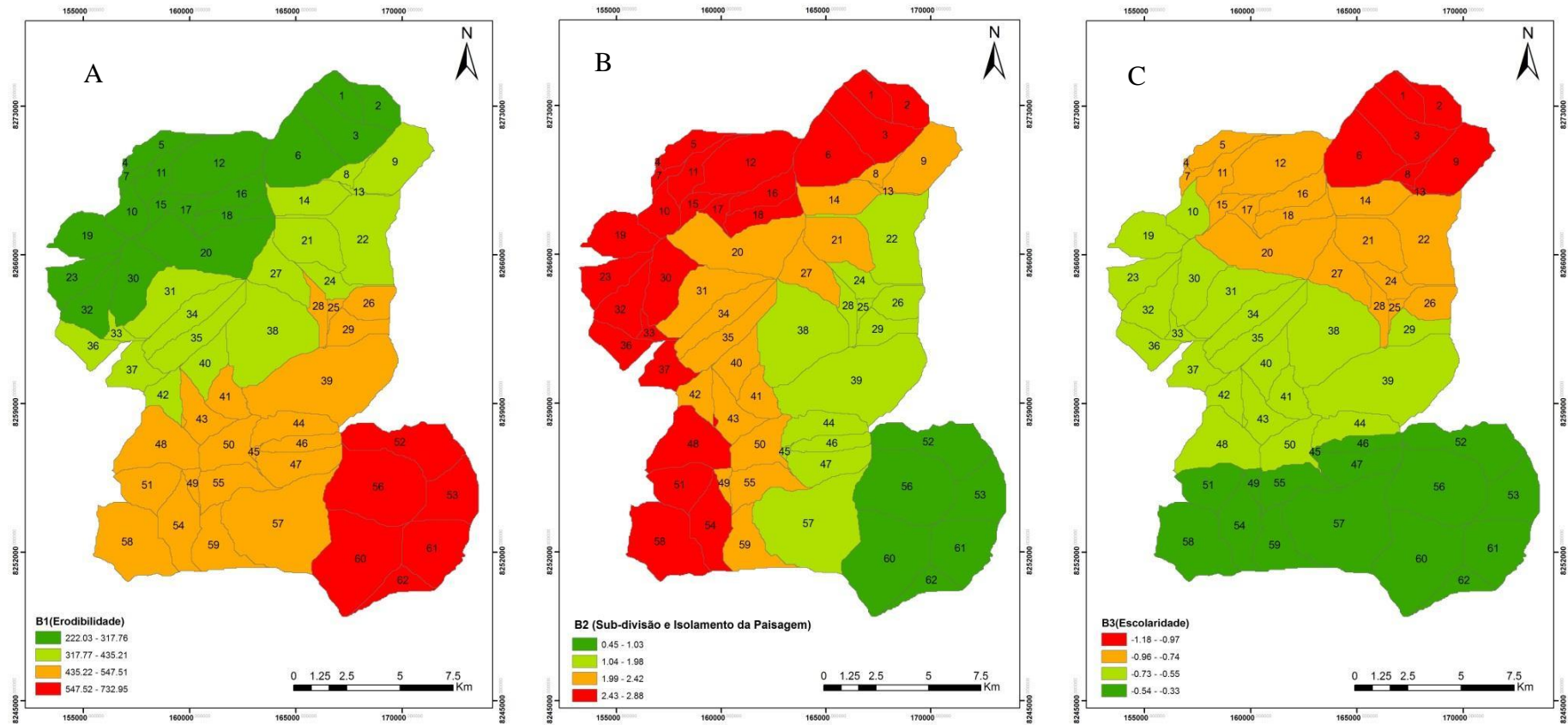


FIGURA 52. Distribuição dos coeficientes locais das variáveis Erodibilidade (A), CP2 (B) e Escolaridade (C).

Na Figura 53 está disposta a distribuição do Pseudo R^2 na bacia. A diferença dos valores do Pseudo R^2 significa que em algumas regiões as variáveis do modelo explicaram de maneira diferenciada a espacialidade distribuída diferentemente da utilização da modelagem por regressão convencional, onde seria atribuído o mesmo valor para todas as sub-bacias. Assim, foi verificado que as variáveis inseridas no modelo explicam a variável dependente conforme o Pseudo R^2 local atribuído a cada sub-bacia. Ressalta-se que mesmo nos locais onde o R^2 de Mcfadden teve seu menor valor, esse ainda é superior ao obtido pelo modelo global.

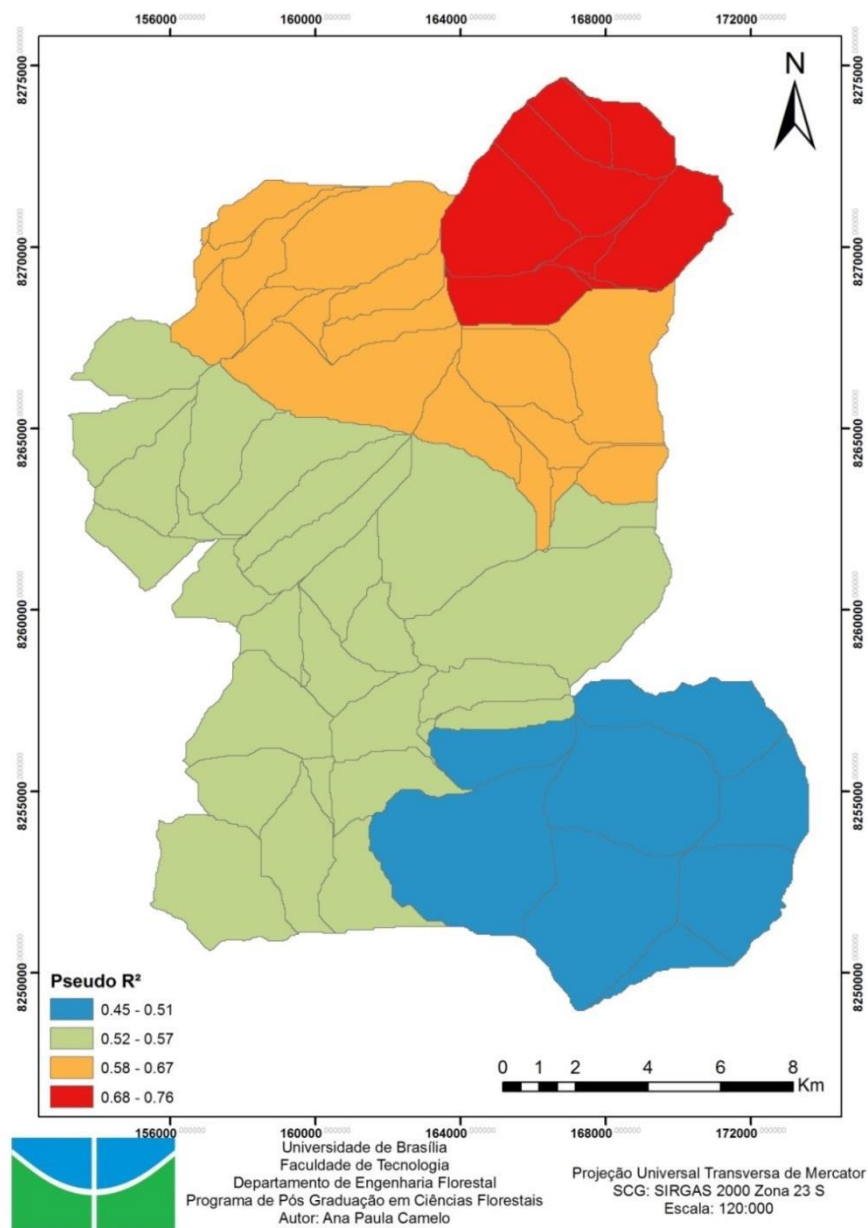


FIGURA 53. Distribuição dos Pseudo- R^2 obtido pelo modelo GWLR.

Além da análise do Pseudo R², AIC e Log de Verossimilhança, a acurácia do modelo passou de 79,04% para 83,87%. Tal relação de superioridade do modelo GWLR em relação ao modelo global fica evidenciada na análise do desvio em relação aos graus de liberdade (Degree of Freedom – DOF) do modelo, onde o valor da diferença 1,3 indica que há diferença entre o modelo global e local sendo o local o que apresenta melhor desempenho. O resultado da robustez do modelo indica quanto ele é aplicável na prática, uma vez que quanto menor o desvio, maior a robustez do modelo (NAKAYA et al., 2014). Na tabela 27 está disposto o resultado da variabilidade a diferença do modelo global com o modelo de regressão logística geograficamente ponderado. Uma vez que o GWLR apresenta um valor de desvio/DOF = 0,70 que é menor ao do modelo global (desvio/DOF = 0,82) ele é considerado mais acurado (tabela 27).

TABELA 27. Resultado da variabilidade da diferença do modelo LR e o modelo GWLR.

Fonte	Desvio	DOF	Desvio/DOF
Modelo Global	47,63	58,00	0,82
Modelo GWLR	32,32	46,20	0,70
Diferença	15,31	11,80	1,30

Por sua vez a Tabela 28 mostra os resultados da variabilidade das variáveis presentes no modelo em função da diferença do desvio, da diferença do DOF (grau de liberdade) e da diferença do critério (NAKAYA, 2015). A região de rejeição do teste chi-quadrado com DOF = 1 e DOF=2 e um nível de significância de 0,05 é $\Delta D(k) > 3,841$ e $\Delta D(k) > 5,991$, de acordo com a tabela de distribuição do chi-quadrado. Com base em $\Delta D(k)$, mostrado como ‘Diferença de desvio, $\Delta D(k)$ ’ na tabela, é possível concluir que a variabilidade geográfica das variáveis são estatisticamente significativas ao nível de 5%. Ou seja, diferença do critério com sinal negativo sugere que há variabilidade espacial das variáveis no modelo, sendo o modelo espacial com efeitos locais mais adequado para representação do fenômeno.

TABELA 28. Testes de variabilidade geográfica de coeficientes locais.

Variável	Diferença do	Diferença do DOF	Diferença do
	desvio		Critério
	$\Delta D_{(k)}$		(ΔAIC_k)
Constante	3,12	1,46	-0,20
Erodibilidade	8,55	1,97	-4,60
CP ₂	15,63	1,53	-12,58
Escolaridade	17,77	0,61	-16,56

A análise autocorrelação espacial demonstra que no GWLR os resíduos não estão clusterizados o índice de Moran obtido foi de 0,079 com z-score de 1,021 e p-value de 0,307. Por outro lado, o modelo de regressão logística apresentou um índice de Moran de 0,20 com z-score de 2,882 e p-value de 0,022, que indica que os resíduos estão clusterizados. Ou seja, o modelo GWLR se mostrou superior em todas as comparações realizadas o que indica a sua superioridade para predir o aporte de sedimento na bacia. Na figura 54 está disposto o resultado final obtido pelo modelo GWLR.

De acordo com o modelo GWRL a região do Rodeador é a que possui maior probabilidade de aporte de sedimentos. Trabalhos prévios na área indicam a necessidade de intervenções na área do Ribeirão Rodeador no sentido de reduzir a carga de sedimentos que impacta diretamente no reservatório de abastecimento haja vista que 9% da água do reservatório é oriunda desse afluente (VALENTIN, 2008; CHELOTTI et al., 2019; SILVA et al., 2019).

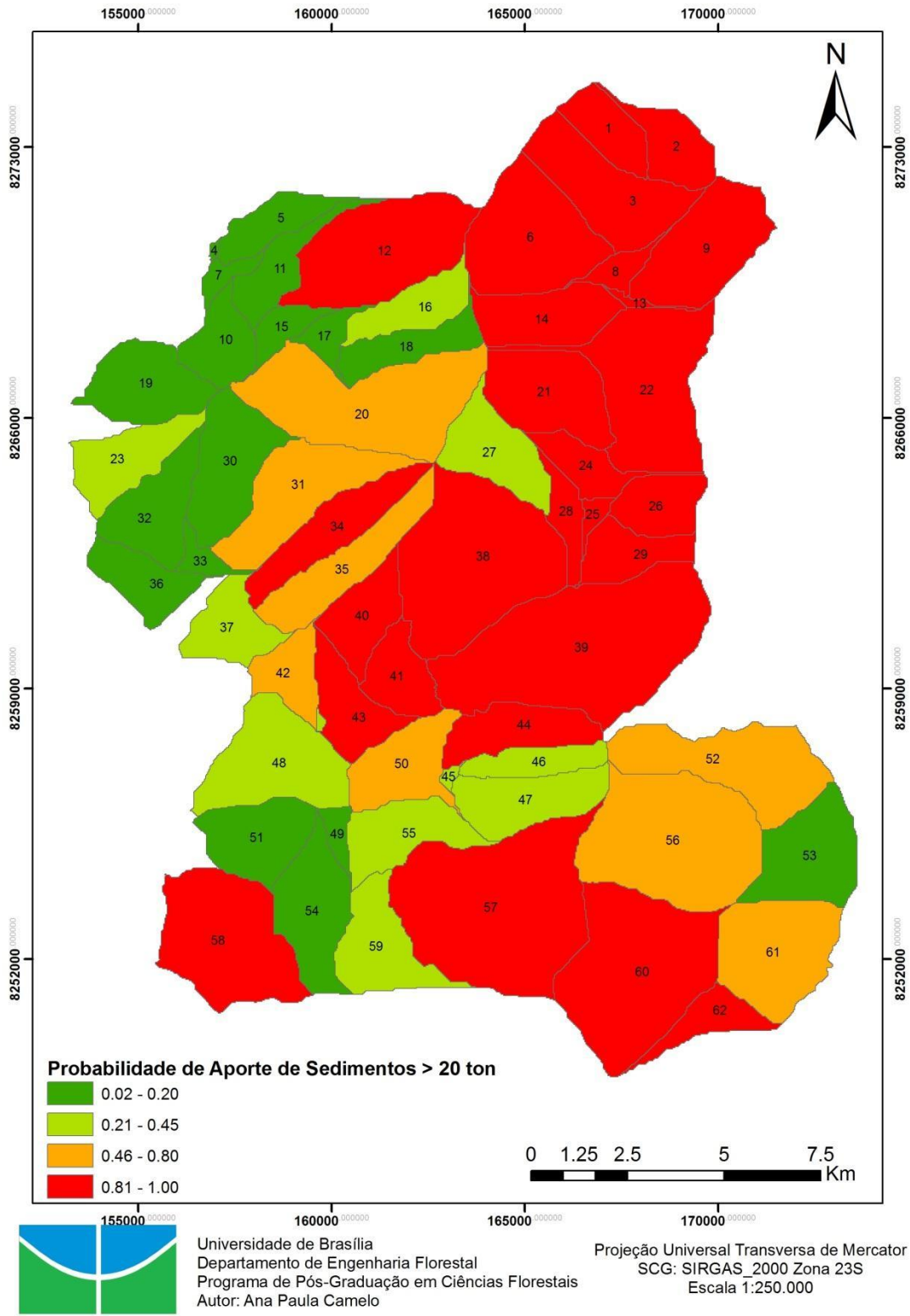


FIGURA 54. Distribuição das probabilidades de aporte de sedimento na bacia do Alto Curso do Rio Descoberto.

Porém, as sub-bacias nº 12, 34, 57, 58, 60 e 62 também apresentam risco similar e necessitam de intervenções no sentido de dirimir o aporte de sedimento uma vez que a presença de sedimentos nos corpos hídricos em decorrência de más práticas de manejo e causa extremamente importante da deterioração da qualidade da água, levando a problemas estéticos, custos mais elevados de tratamento da água, declínio dos recursos pesqueiros e grave degradação ecológica dos ambientes aquáticos (BILOTTA; BRAZIER, 2008; KEMP et al., 2011).

Modelos de previsão de perda de solos e aporte de sedimentos têm se valido de modelos logísticos e modelos geograficamente ponderados para obtenção de resultados mais acurados (POLYKRETIS; CHALKIAS, 2018; GOYES-PEÑAFIEL; HERNANDEZ-ROJAS, 2021). Isso porque o uso dessas técnicas permite ao modelador uma maior liberdade na escolha de variáveis de influência em comparação com modelos lineares que possuem premissas mais rígidas. Não obstante o uso desses modelos permite uma gestão direcionada às áreas prioritárias, nas palavras de LINTERN et al. (2018) a gestão eficaz da qualidade da água requer uma compreensão sólida de como e por que a qualidade da água difere através do espaço, tanto dentro como entre as bacias hidrográficas.

Ressalta-se que conforme o MMA (2018) a área da BACRD é uma área classificada como tendo uma área de importância Extremamente Alta para conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade brasileira. Todavia, devido às ameaças de conversação o MMA (2018) também a classifica com prioridade extremamente alta para ações voltadas a conservação. Dessa maneira, o uso desses modelos permitem ao gestor público a visualização de áreas prioritárias – bacias prioritárias - para ação e implementação de políticas públicas voltadas exclusivamente para redução de sedimentação e, portanto, melhoria da qualidade de água, estando assim de acordo com o que é preconizado pela PNRH, ou seja, adoção de planejamento por bacias hidrográficas.

Apesar da escassa literatura a respeito do uso de modelos do tipo GWLR para previsão do aporte de sedimentos em bacias hidrográficas o trabalho de LIU et al. (2020) que utilizaram o modelo para identificar áreas produtoras de elementos traços potencialmente tóxicos em zonas estuárias indica que esse tipo de modelo destaca as fontes locais específicas, o que torna possível para o governo desenvolver soluções regionais direcionadas.

O direcionamento das políticas públicas a áreas específicas é possível por que o GWLR constrói uma ligação direta entre a relação da fonte de poluição e fatores determinantes a partir da obtenção direta das correlações espaciais não estacionárias entre tal relação e fatores latentes de influência (LIU et al., 2020; FENG et al., 2021). Dessa maneira,

tendo conhecimento das sub-bacias que necessitam de maior investimento os gestores podem direcionar os recursos disponíveis de forma a aperfeiçoar o gerenciamento integrado dos recursos hídricos.

5. CONCLUSÕES

Aludindo ao navio de Teseu, apesar das bacias permanecerem geograficamente no mesmo local, em relação aos serviços ecossistêmicos hidrológicos que foram analisados nesse estudo, é possível concluir que a fragmentação do uso e cobertura da terra altera o provimento de tais serviços de tal sorte que não se pode garantir que após essa alteração se trate da mesma bacia. Isso porque as alterações do uso e cobertura da terra causam mudanças profundas no ciclo hidrológico.

Não obstante, a ocorrência do processo de alteração do uso e cobertura da terra em uma área influencia suas adjacências de tal sorte que essas também sofrerão alterações. Assim sendo, é improvável que os serviços hidrológicos ecossistêmicos permaneçam os mesmos. Ainda que haja intervenções humanas nas áreas alteradas, tais como as BPM's, nem todos os serviços ecossistêmicos serão devidamente restaurados.

Com os resultados alcançados, pôde-se chegar às conclusões descritas a seguir.

A. Da dinâmica do uso da terra na BACRD:

Ao longo do período estudado a bacia apresenta uma grande variabilidade na composição da paisagem, mas mantendo a quantidade de classes de uso, sendo alterada a sua configuração. De forma geral as classes FSC e FP apresentam um processo de retalhamento com manchas transitórias, a classe Agrícola e FF estão em expansão com manchas transitórias e o uso da terra referente à classe Urbano está em expansão sem manchas transitórias. Entre essas classes o uso preponderante é o uso Agrícola, que se expande na bacia em detrimento principalmente das Formações Savânicas e Campestres.

As métricas da paisagem permitiram observar de forma global que na bacia há uma tendência de aumento da fragmentação de alguns dos usos da bacia e da dominância de uma classe de uso. De toda forma para um maior entendimento dos processos do uso da terra é fundamental a análise em conjuntos dos dois níveis.

Foi observado que há uma tendência à autocorrelação das sub-bacias quanto à configuração e composição do uso da terra, com a formação de clusters bem definidos de zonas com maiores e menores mudanças do uso da terra.

O Índice de Fragmentação da Paisagem elaborado com intuito de servir como métrica de comparação apresentou uma relação com as alterações das políticas públicas de ordenamento territorial, sendo uma ferramenta com potencial para aferir os impactos dessas políticas na paisagem.

B. Do aporte de sedimentos na bacia:

Com o uso do modelo InVest SDR calibrado foi observada uma tendência à diminuição do aporte de sedimentos. Para a calibração do modelo a divisão da bacia em grandes regiões melhora a acurácia da calibração refletida nos parâmetros PBIAS, COE e RSMR. Isso é decorrente do fato de cada região apresentar características distintas de declividade, uso da terra e pedologia.

Como o modelo conta apenas com um parâmetro de calibração, o parâmetro K_b , esse é extremamente sensível, recomendando-se a calibração por meio do erro mínimo absoluto.

Foi observada a diminuição do aporte de sedimentos, juntamente com tendências na redução das vazões assim como da precipitação na bacia. Recomenda-se que estudos futuros avaliem a redução das vazões em relação às métricas da paisagem para maiores entendimentos dos processos hidrossedimentológicos de forma a avaliar se a diminuição do aporte de sedimentos ao longo do tempo está vinculada a configuração e composição da paisagem.

C. Da relação entre a fragmentação da paisagem os aspectos sociais com aporte de sedimentos:

Foi observado que tanto o IPF quanto as demais componentes guarda relações com o aporte de sedimentos. No entanto, a avaliação de cada componente do índice, que reflete características de um aglomerado de métricas, é mais apropriada para avaliação dos fatores que implicam o maior aporte de sedimentos. Nesse sentido, a componente que avalia a Subdivisão e o Isolamento da paisagem foi que demonstrou maior relação direta com o aporte de sedimento ($R^2=0,43$, $p<0,01$).

Foi demonstrado que, a 1% de significância, as variáveis Subdivisão e o Isolamento da paisagem (CP_2), Escolaridade e Erodibilidade do Solo contribuem para explicar o aporte de sedimentos ser superior a 20 ton (1) ou não (0). Nesse sentido em sub-bacias com elevados níveis de Subdivisão e Isolamento (CP_2), a probabilidade de possuir maiores valores de aporte de sedimentos são 6,32 maiores do que nas que apresentam menor fragmentação. A variável Escolaridade tem uma relação inversa com o aporte de sedimentos, ou seja, áreas com menor grau de escolaridade foram as que apresentaram maior aporte de sedimentos.

No entanto, a variável com maior influência foi a erodibilidade dos solos, porém esse fator é um fator inerente das sub-bacias, impassível de mudanças. Sendo assim, para melhorar/diminuir o aporte de sedimentos somente as duas primeiras variáveis são aptas a sofrer mudanças no aspecto de gerenciamento integrado dos recursos hídricos da região.

D. Do modelo obtido:

Uma vez detectada a presença de autocorrelação das variáveis, tanto físicas, quanto sociais, utilizadas no modelo, a adoção do modelo GWLR é mais apropriada para avaliar esse tipo de relação uma vez que propicia um melhor ajuste aos dados da amostra e permite incorporar os aspectos de variabilidade espacial. Sendo essa acurácia demonstrada por meio da comparação dos parâmetros de ajuste do modelo global e local.

5.1 Questões de Pesquisa Revisitada

Questão 1: *Quais são os fatores de composição da paisagem determinantes na produção de sedimento nas sub-bacias da área de estudo?*

Inicialmente é importante destacar que de acordo com os resultados obtidos pela análise conclui-se que os fatores de composição da paisagem que influenciam a produção de sedimentos variam conforme a escala de análise utilizada. Esse fato é relevante para o manejo integrado dos recursos hídricos, pois permite ao gestor decidir o nível de escala do gerenciamento.

O índice de fragmentação da paisagem elaborado no estudo – IFP - demonstrou relação significativa com a produção de sedimentos, todavia o índice não permite a distinção, ou melhor, a identificação, dos fatores da paisagem que tem influência no aporte de sedimentos, assim sendo optar pela avaliação dos componentes desse índice de forma desagregada é a maneira mais direta de mensurar os componentes que influenciam essa relação.

Nesse sentido, a componente do índice que se destacou na avaliação da produção de sedimentos foi a componente que afere a subdivisão e o isolamento da paisagem. Essa componente avalia o fato das manchas serem disjuntas. Nessa componente destacam-se as métricas do número de manchas (NP), o total de bordas (TE), o índice de forma da paisagem (LSI), o número de áreas núcleo disjuntas (NDCA) e a média do índice de proximidade (PROX_MN).

Questão 2: *Quais os fatores ambientais e socioeconômicos a serem considerados e como eles afetam a produção de sedimento nas sub-bacias?*

Os fatores socioeconômicos avaliados estatisticamente nesse estudo foram a Renda e a Escolaridade obtidas por meio da PDAD-DF. Foi observado que entre elas havia uma forte correlação que impede que ambas fossem utilizadas para avaliação da produção de sedimentos. Essa constatação observada entre esses dois fatores é percebida historicamente em países com elevado grau de desigualdade como o Brasil, onde quanto mais elevado for o percentil de renda considerado, maior é a contribuição da diferença de escolaridade para a diferença de renda (SALVATO; FERREIRA; DUARTE, 2010; SANTOS, 2015; LEE; LEE, 2018).

Nesse sentido, a modelagem realizada indicou a utilização da variável Escolaridade como fator que pode reduzir a propensão da produção de sedimentos. E permitiu a inferência de que o efeito da escolaridade no aporte de sedimentos pode estar relacionado diretamente à aderência da população a medidas de boas práticas de manejo durante o período analisado, conforme é apresentado na base de dados do Censo Agropecuário de 2017. Na bacia estudada a maior parte da população é composta por pessoas que possuem o ensino fundamental (41,94%) e ensino médio (40,32%) o que impacta na adoção de atitudes de pró-conservação seja pela necessidade imediata ou pela falta de conhecimento das consequências de ações predatórias ao meio ambiente

5.2 Hipóteses Revisitadas

H0₁: *A qualidade de água da bacia hidrográfica é afetada pela fragmentação da paisagem natural.*

Hipótese aceita. Foi constatado que áreas com maior nível de fragmentação possuem maiores aportes de sedimentos. Não obstante essas áreas apresentam autocorrelação espacial, ou seja, estão próximas fisicamente.

H0₂: *As bacias ocupadas por populações com piores condições socioeconômicas têm os recursos hídricos mais afetados.*

Hipótese aceita. Foi constatado que áreas com menores níveis educacionais há a ocorrência dos maiores aportes de sedimentos. E assim como observado na aferição da fragmentação da paisagem essas áreas apresentam autocorrelação espacial.

5.3 Oportunidades para novos estudos

O estudo permitiu evidenciar as relações entre a fragmentação da paisagem, as condições sociais e o aporte de sedimentos. Todavia estudos que avaliem a configuração espacial das manchas de uso da terra podem apresentar contribuições relevantes para a compreensão dos processos de ocupação das sub-bacias. Não obstante, trabalhos que visem avaliar o ponto de equilíbrio entre a fragmentação da paisagem e o aporte de sedimentos são essenciais para avaliar o nível aceitável de desmatamento nas sub-bacias de forma a não prejudicar os serviços ambientais.

Além disso, o estudo permitiu observar a relação das políticas públicas de ordenamento territorial com o Índice de Fragmentação da Paisagem. Nesse sentido, estudos que visem relacionar temporalmente essa relação podem agregar conhecimentos fundamentais no direcionamento de novas políticas públicas a serem adotadas de forma a melhor preservar os recursos hídricos.

Por fim, com as evidências de que há influência do grau de escolaridade no aporte de sedimentos há oportunidades para estudos que avaliem a disposição a adoção de técnicas de BPM junto aos agricultores familiares e quais os fatores limitantes dessa disposição à adoção de tais técnicas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADITIAN, A., KUBOTA, T., SHINOHARA, Y. Comparison of GIS-based landslide susceptibility models using frequency ratio, logistic regression, and artificial neural network in a tertiary region of Ambon, Indonesia. **Geomorphology**, v. 318, p. 101-111, 2018.
- AHLQVIST, O., SHORTRIDGE, A. Spatial and semantic dimensions of landscape heterogeneity. **Landscape Ecology**, v. 25, n. 4, p. 573-590, 2010.
- AHMADI MIRGHAED, F., SOURI, B., MOHAMMADZADEH, M., SALMANMAHINY, A., MIRKARIMI, S.H. Evaluation of the relationship between soil erosion and landscape metrics across Gorgan Watershed in northern Iran. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 11, p. 643, 2018.
- AL-JAWAD, J.Y., ALSAFFAR, H.M., BERTRAM, D., KALIN, R.M. A comprehensive optimum integrated water resources management approach for multidisciplinary water resources management problems. **Journal of Environmental Management**, v. 239, p. 211-224, 2019.
- ALAM, A.H.M.B., UNAMI, K., FUJIHARA, M. Holistic water quality dynamics in rural artificial shallow water bodies. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 676-684, 2018.
- ALBUQUERQUE, P.H.M., MEDINA, F.A.S., SILVA, A.R. Regressão logística geograficamente ponderada aplicada a modelos de Credit Scoring. **Revista Contabilidade & Finanças**, v. 28, n. 73, p. 93-112, 2017.
- ALEWELL, C., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., PANAGOS, P. Using the USLE: Chances, challenges and limitations of soil erosion modelling. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 203-225, 2019.
- ALÍPAZ, S.M.F. Quantificação e valoração econômica dos serviços ambientais redutores de sedimentação na bacia do Ribeirão a Pipiripau. p. 2010.
- ALMEIDA, R.A., ROSA, D.R.Q., FERREIRA, R.G., DELAZARI, F.T., ALMEIDA, I.A. Nota Técnica: ANÁLISE morfométrica de uma sub-bacia do rio Piracicaba (MG) utilizando sistemas de informação geográfica. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 25, n. 4, p. 372-380, 2017.
- ÁLVAREZ MARTÍNEZ, J.-M., SUÁREZ-SEOANE, S., CALABUIG, E.L. Modelling the risk of land cover change from environmental and socio-economic drivers in heterogeneous and changing landscapes: The role of uncertainty. **Landscape and Urban Planning**, v. 101, n. 2, p. 108-119, 2011.

- ALVES, W.D.S., MARTINS, A.P., PÔSSA, É.M., MOURA, D.M.B., MORAIS, W.A., FERREIRA, R.S., SANTOS, L.N.S. Geotechnologies applied in the analysis of land use and land cover (LULC) transition in a hydrographic basin in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 22, p. 100495, 2021.
- ANACHE, J.A.A., FLANAGAN, D.C., SRIVASTAVA, A., WENDLAND, E.C. Land use and climate change impacts on runoff and soil erosion at the hillslope scale in the Brazilian Cerrado. **Science of The Total Environment**, v. 622-623, p. 140-151, 2018.
- ANESEYEE, A.B., ELIAS, E., SOROMESSA, T., FEYISA, G.L. Land use/land cover change effect on soil erosion and sediment delivery in the Winike watershed, Omo Gibe Basin, Ethiopia. **Science of The Total Environment**, v. 728, p. 138776, 2020.
- ANJINHO, P.D.S., BARBOSA, M.A.G.A., COSTA, C.W., MAUAD, F.F. Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: A Brazilian basin case study. **Land Use Policy**, v. 100, p. 104946, 2021.
- ANSELIN, L. Exploring spatial data with GeoDaTM: a workbook. **Urbana**, v. 51, n. 61801, p. 309, 2004.
- ANSELIN, L., SYABRI, I., KHO, Y. GeoDa: an introduction to spatial data analysis. In: (Ed.). **Handbook of applied spatial analysis**: Springer, 2010. p.73-89.
- ARAGAW, H.M., GOEL, M.K., MISHRA, S.K. Hydrological responses to human-induced land use/land cover changes in the Gidabo River basin, Ethiopia. **Hydrological Sciences Journal**, p. 1-16, 2021.
- ARCOVA, F., CESAR, S., CICCIO, V. Qualidade da água em microbacias recobertas por floresta de Mata Atlântica, Cunha, São Paulo. **Revista do Instituto Florestal de São Paulo**, v. 10, n. 2, p. 185-96, 1998.
- ARNOLD, J.G., MORIASI, D.N., GASSMAN, P.W., ABBASPOUR, K.C., WHITE, M.J., SRINIVASAN, R., SANTHI, C., HARMEL, R., VAN GRIENSVEN, A., VAN LIEW, M.W. SWAT: Model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, v. 55, n. 4, p. 1491-1508, 2012.
- ASSELMAN, N.E.M. Fitting and interpretation of sediment rating curves. **Journal of Hydrology**, v. 234, n. 3, p. 228-248, 2000.
- ATASOY, M. Monitoring the urban green spaces and landscape fragmentation using remote sensing: a case study in Osmaniye, Turkey. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 12, p. 713, 2018.
- AUCHINCLOSS, A.H., ROUX, A.V.D., BROWN, D.G., RAGHUNATHAN, T.E., ERDMANN, C.A. Filling the gaps: spatial interpolation of residential survey data in the estimation of neighborhood characteristics. **Epidemiology**, v. 18, n. 4, p. 469, 2007.
- AYT OUGOUGDAL, H., KHEBIZA, M.Y., MESSOULI, M., BOUNOUA, L., KARMAOUI, A. Delineation of vulnerable areas to water erosion in a mountain region

- using SDR-InVEST model: A case study of the Ourika watershed, Morocco. **Scientific African**, v. 10, p. e00646, 2020.
- BAI, Y., OCHUODHO, T.O., YANG, J. Impact of land use and climate change on water-related ecosystem services in Kentucky, USA. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 51-64, 2019.
- BALDISSERA, G.C. Aplicabilidade do modelo de simulação hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a bacia hidrográfica do Rio Cuiabá/MT. **Cuiabá-MT, Brazil: Universidade Federal do Mato Grosso**, v. 67, p. 2005.
- BAMUTAZE, Y., MUKWAYA, P., OYAMA, S., NADHOMI, D., NSEMIRE, P. Intersecting RUSLE modelled and farmers perceived soil erosion risk in the conservation domain on mountain Elgon in Uganda. **Applied Geography**, v. 126, p. 102366, 2021.
- BATTAGLIN, W.A., GOOLSBY, D.A. Using GIS and logistic regression to estimate agricultural chemical concentrations in rivers of the Midwestern USA. **IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences**, v. 235, p. 253-260, 1996.
- BEL, C., LIÉBAULT, F., NAVRATIL, O., ECKERT, N., BELLOT, H., FONTAINE, F., LAIGLE, D. Rainfall control of debris-flow triggering in the Réal Torrent, Southern French Prealps. **Geomorphology**, v. 291, p. 17-32, 2017.
- BENRA, F., FRUTOS, A., GAGLIO, M., ÁLVAREZ-GARRETÓN, C., FELIPE-LUCIA, M., BONN, A. Mapping water ecosystem services: Evaluating InVEST model predictions in data scarce regions. **Environmental Modelling & Software**, p. 104982, 2021.
- BERGUENMAYER, A.M., OLIVEIRA SILVA, B.M., BESERRA, T.T. A renda per capita e a relação com a produção de resíduos sólidos urbanos do Distrito Federal. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 54414-54427, 2020.
- BERTONI, J., LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: 1999.
- BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global. Esboço metodológico. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 8, p. 2004.
- BICALHO, C.C. **Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na bacia do rio Descoberto**. 2006. 123p. Dissertação de Mestrado (Mestre). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2006.
- BIELDERS, C.L., RAMELOT, C., PERSOONS, E. Farmer perception of runoff and erosion and extent of flooding in the silt-loam belt of the Belgian Walloon Region. **Environmental Science & Policy**, v. 6, n. 1, p. 85-93, 2003.
- BILOTTA, G.S., BRAZIER, R.E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. **Water Research**, v. 42, n. 12, p. 2849-2861, 2008.

- BIRCOL, G.A.C., SOUZA, M.P.D., FONTES, A.T., CHIARELLO, A.G., RANIERI, V.E.L. Planning by the rules: A fair chance for the environment in a land-use conflict area. **Land Use Policy**, v. 76, p. 103-112, 2018.
- BONANOMI, J., TORTATO, F.R., GOMES, R.D.S.R., PENHA, J.M., BUENO, A.S., PERES, C.A. Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 1, p. 26-31, 2019.
- BOONGALING, C.G.K., FAUSTINO-ESLAVA, D.V., LANSIGAN, F.P. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. **Land Use Policy**, v. 72, p. 116-128, 2018.
- BORSELLI, L., CASSI, P., SANCHIS, P.S. Soil erodibility assessment for applications at watershed scale. **Manual of methods for soil and land evaluation**, Science Publisher, p. 98-117, 2009.
- BORSELLI, L., CASSI, P., TORRI, D. Prolegomena to sediment and flow connectivity in the landscape: A GIS and field numerical assessment. **Catena**, v. 75, n. 3, p. 268-277, 2008.
- BOUGUERRA, S., JEBARI, S. Identification and prioritization of sub-watersheds for land and water management using InVEST SDR model: Rmelriver basin, Tunisia. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 10, n. 15, p. 348, 2017.
- BRAGA, B. **Introdução à engenharia ambiental**. 2ª ed. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.
- BRASIL. **Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos** Brasília: Diário Oficial da União 1997.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria Nº 2.914**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. BRASIL Brasília: Diário Oficial da União 2011.
- BRASIL. **Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012**. Brasília: Diário Oficial da União 2012.
- BRIAK, H., MRABET, R., MOUSSADEK, R., ABOUMARIA, K. Use of a calibrated SWAT model to evaluate the effects of agricultural BMPs on sediments of the Kalaya river basin (North of Morocco). **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 2, p. 176-183, 2019.
- BRITO, L.D.L., SRINIVASAN, V.S., SILVA, A.D.S., GHEYI, H.R., GALVÃO, C.D.O., HERMES, L.C. Influência das atividades antrópicas na qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio Salitre. **Embrapa Semiárido - Artigo em periódico indexado (ALICE)**, p. 2005.
- BRUNSDON, C., FOTHERINGHAM, A.S., CHARLTON, M.E. Geographically weighted regression: a method for exploring spatial nonstationarity. **Geographical Analysis**, v. 28, n. 4, p. 281-298, 1996.

- BUTSIC, V., SHAPERO, M., MOANGA, D., LARSON, S. Using InVEST to assess ecosystem services on conserved properties in Sonoma County, CA. **California Agriculture**, v. 71, n. 2, p. 81-89, 2017.
- CABACINHA, C.D., CASTRO, S.S., GONÇALVES, D.A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, v. 40, n. 4, p. 2010.
- CABRAL, E.D.A., YANNOULAS, S.C. SOCIO-EDUCATIONAL SEGREGATION IN THE FEDERAL DISTRICT OF BRAZIL. **Revista Brasileira de Educação**, v. 26, p. 2021.
- CADA, G.F., HUNSAKER, C.T. Cumulative impacts of hydropower development: Reaching a watershed in impact assessment. **Environ. Profess.**, v. 12, n. 1, p. 2-8, 1990.
- CAESB. **Relatório Final de Operação da Rede Sedimentométrica**. Brasília, Distrito Federal: 1989.
- CALEGARI, L., MARTINS, S.V., GLERIANI, J.M., SILVA, E., BUSATO, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, v. 34, p. 871-880, 2010.
- CÂMARA, G., CARVALHO, M.S., CRUZ, O.G., CORREA, V. Análise espacial de áreas. **Análise espacial de dados geográficos**, v. 2, p. 2004.
- CAMPOS, J.N.B. A gestão integrada dos recursos hídricos: uma perspectiva histórica. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 1, p. 111-121, 2013.
- CANHOLI, A. **Drenagem urbana e controle de enchentes**. 2ª ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2014.
- CARDOSO, A.T., COELHO FILHO, J.A.P. Produção de sedimento em suspensão na bacia hidrográfica do Alto Guaporé, município de Pontes e Lacerda-MT. **Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 13, n. 1, p. 2017.
- CARDOSO, S.J., QUADRA, G.R., RESENDE, N.D.S., ROLAND, F. O papel dos sedimentos nos ciclos de carbono e poluentes em ecossistemas aquáticos. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. 2019.
- CARMENTA, R., COOMES, D.A., DECLERCK, F.A.J., HART, A.K., HARVEY, C.A., MILDER, J., REED, J., VIRA, B., ESTRADA-CARMONA, N. Characterizing and evaluating integrated landscape initiatives. **One Earth**, v. 2, n. 2, p. 174-187, 2020.
- CARNEIRO, F.F., HOEFEL, M.G., SILVA, M.A.M., NEPOMUCENO, A.R., VILELA, C., AMARAL, F.R., CARVALHO, G.P.M., BATISTA, J.L., LOPES, P.A. Mapeamento de vulnerabilidades socioambientais e de contextos de promoção da saúde ambiental na comunidade rural do Lamarão, Distrito Federal, 2011. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, v. 37, n. 125, p. 143-148, 2012.

- CARVALHO, F.M.V., DE MARCO, P., FERREIRA, L.G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392-1403, 2009.
- CARVALHO, N. Hidrossedimentologia Prática. Rio de Janeiro. **Interciência**, v. 2008, p. 599p, 2008.
- CASTILHO, L.C., VLEESCHOUWER, K.M., MILNER-GULLAND, E., SCHIAVETTI, A. Attitudes and behaviors of rural residents toward different motivations for hunting and deforestation in protected areas of the Northeastern Atlantic Forest, Brazil. **Tropical Conservation Science**, v. 11, p. 1940082917753507, 2018.
- CASTRO, K.B., ROIG, H.L., NEUMANN, M.R.B. Comparação entre diferentes métodos de interpolação zonal para estimativa populacional: estudo de caso das áreas urbanas do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 71, n. 1, p. 207-232, 2019.
- CAVAZZANA, G.H., SOUZA, D.L., ZUBCOV, H.T., MAGALHÃES FILHO, F.J.C. Transporte de sedimentos na bacia cênica do rio formoso em Bonito/Ms/Sediment transport in the scenic beautiful river basin in Bonito/Ms. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 7, p. 10470-10479, 2019.
- CECCONELLO, S.T.,CENTENO, L.N.,GUEDES, H.A.S. Water quality index modified by using multivariate analysis: a case study of Pelotas Stream, RS, Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 5, p. 973-978, 2018.
- ČERKASOVA, N., UMGIESSER, G., ERTÜRK, A. Modelling framework for flow, sediments and nutrient loads in a large transboundary river watershed: A climate change impact assessment of the Nemunas River watershed. **Journal of Hydrology**, v. 598, p. 126422, 2021.
- CHAVES, H.M.L. Incertezas na predição da erosão com a usle: impactos e mitigação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 2021-2029, 2010.
- CHELOTTI, G., MARTINEZ, J.-M., ROIG, H., OLIVETTI, D. Space-temporal analysis of suspended sediment in low concentration reservoir by remote sensing= Analise espaço-temporal dos sedimentos em suspensão em reservatório de baixa concentração por meio de sensoriamento remoto. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, p. 2019.
- CIOTOLI, G., VOLTAGGIO, M., TUCCIMEI, P., SOLIGO, M., PASCULLI, A., BEAUBIEN, S.E., BIGI, S. Geographically weighted regression and geostatistical techniques to construct the geogenic radon potential map of the Lazio region: A methodological proposal for the European Atlas of Natural Radiation. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 166, p. 355-375, 2017.
- CODEPLAN. Pesquisa distrital por amostra de domicílios do Distrito Federal - PDAD-DF-2015. 2015. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/pdad-2015/>>. Acesso em: 5 de março de 2019.

- CODEPLAN. Atlas do Distrito Federal. Brasília, p. 114, 2017. Disponível em: < <http://www.codeplan.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/05/Atlas-do-Distrito-Federal-2017.pdf> >.
- COLLINS, D.B.G., BRAS, R.L. Climatic and ecological controls of equilibrium drainage density, relief, and channel concavity in dry lands. **Water Resources Research**, v. 46, n. 4, p. 2010.
- CONG, W., SUN, X., GUO, H., SHAN, R. Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 106089, 2020.
- CORDEIRO, G.M., DEMÉTRIO, C.G. Modelos lineares generalizados e extensões. **Sao Paulo**, v. 33, p. 2008.
- COSTA, G.G.D. **As regiões administrativas do Distrito Federal de 1960 a 2011**. 2011. (Doutorado). Programa de Pesquisa e Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2011.
- COSTA, L.C., CUNHA, A.P.M.A., ANDERSON, L.O., CUNNINGHAM, C. New approach for drought assessment: A case study in the northern region of Minas Gerais. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 53, p. 102019, 2021.
- COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, v. 24, n. 1, p. 109-137, 2004.
- CRAWFORD, N.H., LINSLEY, R.K. Digital Simulation in Hydrology' Stanford Watershed Model 4. p. 1966.
- CUI, L., LI, R., ZHANG, Y., MENG, Y., ZHAO, Y., FU, H. A geographically and temporally weighted regression model for assessing intra-urban variability of volatile organic compounds (VOCs) in Yangpu district, Shanghai. **Atmospheric Environment**, v. 213, p. 746-756, 2019.
- DAKHLALLA, A.O., PARAJULI, P.B. Assessing model parameters sensitivity and uncertainty of streamflow, sediment, and nutrient transport using SWAT. **Information Processing in Agriculture**, v. 6, n. 1, p. 61-72, 2019.
- MORAIS, R.C.S., SALES, M.C.L. Estimativa do potencial natural de erosão dos solos da bacia hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 1, p. 84-105, 2017.
- DECLERCK, S., DE BIE, T., ERCKEN, D., HAMPEL, H., SCHRIJVERS, S., VAN WICHELEN, J., GILLARD, V., MANDIKI, R., LOSSON, B., BAUWENS, D. Ecological characteristics of small farmland ponds: associations with land use practices at multiple spatial scales. **Biological Conservation**, v. 131, n. 4, p. 523-532, 2006.
- DENNEDY-FRANK, P.J., MUENICH, R.L., CHAUBEY, I., ZIV, G. Comparing two tools for ecosystem service assessments regarding water resources decisions. **Journal of Environmental Management**, v. 177, p. 331-340, 2016.

- DESMET, P.J.J., GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 427, 1996.
- DEVIA, G.K., GANASRI, B.P., DWARAKISH, G.S. A Review on hydrological models. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 1001-1007, 2015.
- DIAS, F.P.M., HÜBNER, R., NUNES, F.D.J., LEANDRO, W.M., XAVIER, F.A.D.S. Effects of land-use change on chemical attributes of a Ferralsol in Brazilian Cerrado. **Catena**, v. 177, p. 180-188, 2019.
- DIAS, L.C.P., MACEDO, M.N., COSTA, M.H., COE, M.T., NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 4, p. 108-122, 2015.
- DINDA, S. Environmental Kuznets Curve Hypothesis: A Survey. **Ecological Economics**, v. 49, n. 4, p. 431-455, 2004.
- EMATER. Informações Agropecuárias do Distrito Federal 2015. 2015. Disponível em: <<http://www.emater.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/06/relatrio-2015.pdf>>. Acesso em: 18 de maio de 2021.
- EPA. **National Management Measures to Control Nonpoint Source Pollution from Urban Areas** Washington, DC 2005.
- ESPINDOLA, G.M.D., CARNEIRO, E.L.N.D.C., FAÇANHA, A.C. Four decades of urban sprawl and population growth in Teresina, Brazil. **Applied Geography**, v. 79, p. 73-83, 2017.
- ESTEVES, F.D.A. **Fundamentos de limnologia**. Ed.2. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.
- FALCÃO, K.D.S., PANACHUKI, E., MONTEIRO, F.D.N., MENEZES, R.S., RODRIGUES, D.B.B., SONE, J.S., OLIVEIRA, P.T.S. Surface runoff and soil erosion in a natural regeneration area of the Brazilian Cerrado. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 8, n. 2, p. 124-130, 2020.
- FAN, C., MYINT, S. A comparison of spatial autocorrelation indices and landscape metrics in measuring urban landscape fragmentation. **Landscape and Urban Planning**, v. 121, p. 117-128, 2014.
- FAN, X., SHI, C., ZHOU, Y., SHAO, W. Sediment rating curves in the Ningxia-Inner Mongolia reaches of the upper Yellow River and their implications. **Quaternary International**, v. 282, p. 152-162, 2012.
- FANG, H. Impact of land use changes on catchment soil erosion and sediment yield in the northeastern China: A panel data model application. **International Journal of Sediment Research**, v. 35, n. 5, p. 540-549, 2020.

- FARIAS, M.H.C.S., BELTRÃO, N.E.S., SANTOS, C.A., CORDEIRO, Y.E.M. Impacto dos assentamentos rurais no desmatamento da Amazônia. **Mercator**, v. 17, p. 2018.
- FELFILI, J., SILVA JRr, M. Biogeografia do bioma cerrado: estudo fitofisionômico na Chapada do Espigão Mestre do São Francisco. p. 2001.
- FENG, Z., JIN, X., CHEN, T., WU, J. Understanding trade-offs and synergies of ecosystem services to support the decision-making in the Beijing–Tianjin–Hebei region. **Land Use Policy**, v. 106, p. 105446, 2021.
- FERNANDES, A.A.T., FIGUEIREDO FILHO, D.B., ROCHA, E.C., NASCIMENTO, W.S. Leia este artigo se você quiser aprender regressão logística. **Revista de Sociologia e Política**, v. 28, n. 74, p. 1-20, 2020.
- FERREIRA, K.C.D., LOPES, F.B., ANDRADE, E.M., MEIRELES, A.C.M., SILVA, G.S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agrônômica**, v. 46, n. 2, p. 277-286, 2015.
- FERREIRA, L.M., FERREIRA, A.G. Aplicação de um modelo de erosão hídrica do solo à escala da unidade de intervenção florestal com a utilização de um Sistema de Informação Geográfica. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 38, p. 587-597, 2015.
- FERRIGO, S. **Análise de consistência dos parâmetros do modelo swat obtidos por calibração automática—estudo de caso da bacia do lago descoberto-DF**. 2014. 164p. Mestrado (Mestre). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2014.
- FICHERA, C.R., MODICA, G., POLLINO, M. Land Cover classification and change-detection analysis using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. **European Journal of Remote Sensing**, v. 45, n. 1, p. 1-18, 2012.
- FIGUERÊDO, K.S., PEREIRA, M.T.J., NICK, C., SILVA, I.R., OLIVEIRA, T.S. Long-term changes in organic matter stocks and quality in an Oxisol under intensive vegetable cultivation. **Catena**, v. 188, p. 104442, 2020.
- FORMAN, R.T.T. Ecologically Sustainable Landscapes: The Role of Spatial Configuration. In: ZONNEVELD, I.S., FORMAN, R.T.T. (EdS.). **Changing Landscapes: An Ecological Perspective**. New York, NY: Springer, 1990. p. 261-278.
- FOTHERINGHAM, A.S., BRUNSDON, C., CHARLTON, M. **Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships**. John Wiley & Sons, 2002.
- FOTHERINGHAM, A.S., BRUNSDON, C., CHARLTON, M. **Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships**. John Wiley & Sons, 2003.
- FRANCISCO, R.A., VALENTIN, E.F., SOUZA, N., WALDE, D. Erosion modeling in hydrographic pilot basins in Brasília (Federal District), Brazil. **London: The Geological Society of London, Paper**, n. 427, p. 2006.

- FRAZIER, A.E., KEDRON, P. Landscape metrics: Past progress and future directions. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 2, n. 3, p. 63-72, 2017.
- FROMANT, G., LE DANTEC, N., PERROT, Y., FLOCH, F., LEBOURGES-DHAUSSY, A., DELACOURT, C. Suspended sediment concentration field quantified from a calibrated MultiBeam EchoSounder. **Applied Acoustics**, v. 180, p. 108107, 2021.
- FU, B., WANG, S., LIU, Y., LIU, J., LIANG, W., MIAO, C. Hydrogeomorphic ecosystem responses to natural and anthropogenic changes in the Loess Plateau of China. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 45, p. 223-243, 2017.
- GAGLIO, M., ASCHONITIS, V., CASTALDELLI, G., FANO, E.A. Land use intensification rather than land cover change affects regulating services in the mountainous Adige river basin (Italy). **Ecosystem Services**, v. 45, p. 101158, 2020.
- GAO, J., LI, S. Detecting spatially non-stationary and scale-dependent relationships between urban landscape fragmentation and related factors using geographically weighted regression. **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 292-302, 2011.
- GARCIA, A.S., SAWAKUCHI, H.O., FERREIRA, M.E., BALLESTER, M.V.R. Landscape changes in a neotropical forest-savanna ecotone zone in central Brazil: The role of protected areas in the maintenance of native vegetation. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 16-23, 2017.
- GARRETT, R.D., KOH, I., LAMBIN, E.F., WAROUX, Y.P., KASTENS, J.H., BROWN, J.C. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 53, p. 233-243, 2018.
- GARRIDO, J.W.A., SOUSA, T.M.I.D., ISMAEL, L.L., CRISPIM, D.L., FERREIRA, P.M.D.L., QUEIROZ, M.M.F.D. Determinação das curvas-chave de descargas de sedimentos em suspensão na bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 69-75, 2018.
- GASCON, C., LAURANCE, W., LOVEJOY, T.E. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia Central. **Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais: Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento**. 1ª ed. Petrópolis: Vozes, p. 112-127, 2001.
- GDF. **Lei Complementar nº 17, de 28 de janeiro de 1997**. Aprova o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal - PDOT e dá outras providências 1997.
- GEORGANOS, S., ABDI, A.M., TENENBAUM, D.E., KALOGIROU, S. Examining the NDVI-rainfall relationship in the semi-arid Sahel using geographically weighted regression. **Journal of Arid Environments**, v. 146, p. 64-74, 2017.
- GERI, F., ROCCHINI, D., CHIARUCCI, A. Landscape metrics and topographical determinants of large-scale forest dynamics in a Mediterranean landscape. **Landscape and Urban Planning**, v. 95, n. 1, p. 46-53, 2010.

- GMACH, M.-R., DIAS, B.O., SILVA, C.A., NÓBREGA, J.C.A., LUSTOSA-FILHO, J.F., SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 14, p. e00178, 2018.
- GODOY, R., GROFF, S., O'NEILL, K. The role of education in neotropical deforestation: Household evidence from Amerindians in Honduras. **Human Ecology**, v. 26, n. 4, p. 649-675, 1998.
- GOMES, E., BANOS, A., ABRANTES, P., ROCHA, J., KRISTENSEN, S.B.P., BUSCK, A. Agricultural land fragmentation analysis in a peri-urban context: From the past into the future. **Ecological Indicators**, v. 97, p. 380-388, 2019.
- GOODCHILD, M.F., ANSELIN, L., DEICHMANN, U. A framework for the areal interpolation of socioeconomic data. **Environment and Planning A**, v. 25, n. 3, p. 383-397, 1993.
- GOYES-PEÑAFIEL, P., HERNANDEZ-ROJAS, A. Landslide susceptibility index based on the integration of logistic regression and weights of evidence: A case study in Popayan, Colombia. **Engineering Geology**, v. 280, p. 105958, 2021.
- GRECCHI, R.C., GWYN, Q.H.J., BÉNIÉ, G.B., FORMAGGIO, A.R., FAHL, F.C. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v. 55, p. 300-312, 2014.
- GREENE, E.A., LAMOTTE, A.E., CULLINAN, K.-A. **Ground-water vulnerability to nitrate contamination at multiple thresholds in the Mid-Atlantic Region using spatial probability models**. US Department of the Interior, US Geological Survey, 2005.
- GÜÇLÜ, Y.S. Improved visualization for trend analysis by comparing with classical Mann-Kendall test and ITA. **Journal of Hydrology**, v. 584, p. 124674, 2020.
- GUJARATI, D.N., PORTER, D.C. **Econometria Básica-5**. Amgh Editora, 2011.
- GUPTA, H.V., SOROOSHIAN, S., YAPO, P.O. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 4, n. 2, p. 135-143, 1999.
- HAIR, J.F., BLACK, W.C., BABIN, B.J., ANDERSON, R.E., TATHAM, R.L. **Análise multivariada de dados**. 6a ed., Porto Alegre: Bookman, 2009.
- HAMEL, P., BREMER, L.L., PONETTE-GONZÁLEZ, A.G., ACOSTA, E., FISHER, J.R.B., STEELE, B., CAVASSANI, A.T., KLEMZ, C., BLAINSKI, E., BRAUMAN, K.A. The value of hydrologic information for watershed management programs: The case of Camboriú, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 705, p. 135871, 2020.
- HAMEL, P., CHAPLIN-KRAMER, R., SIM, S., MUELLER, C. A new approach to modeling the sediment retention service (InVEST 3.0): Case study of the Cape Fear catchment, North Carolina, USA. **Science of the Total Environment**, v. 524-525, p. 166-177, 2015.

- HAMEL, P., FALINSKI, K., SHARP, R., AUERBACH, D.A., SÁNCHEZ-CANALES, M., DENNEDY-FRANK, P.J. Sediment delivery modeling in practice: Comparing the effects of watershed characteristics and data resolution across hydroclimatic regions. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 1381-1388, 2017.
- HAMEL, P., VALENCIA, J., SCHMITT, R., SHRESTHA, M., PIMAN, T., SHARP, R.P., FRANCESCONI, W., GUSWA, A.J. Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar. **Journal of Environmental Management**, v. 270, p. 110792, 2020.
- HAN, B., REIDY, A., LI, A. Modeling nutrient release with compiled data in a typical Midwest watershed. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107213, 2021.
- HAN, J., GAO, J., LUO, H. Changes and implications of the relationship between rainfall, runoff and sediment load in the Wuding River basin on the Chinese Loess Plateau. **Catena**, v. 175, p. 228-235, 2019.
- HASSAN, Z.U., SHAH, J.A., KANTH, T.A., PANDIT, A.K. Influence of land use/land cover on the water chemistry of Wular Lake in Kashmir Himalaya (India). **Ecological Processes**, v. 4, n. 1, p. 9, 2015.
- HONG, B., LIMBURG, K.E., ERICKSON, J.D., GOWDY, J.M., NOWOSIELSKI, A.A., POLIMENI, J.M., STAINBROOK, K.M. Connecting the ecological-economic dots in human-dominated watersheds: Models to link socio-economic activities on the landscape to stream ecosystem health. **Landscape and Urban Planning**, v. 91, n. 2, p. 78-87, 2009.
- HONGYU, K., SANDANIELO, V.L.M., OLIVEIRA JUNIOR, G.J. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **E&S Engineering and Science**, v. 5, n. 1, p. 83-90, 2016.
- HORN, J.L. A rationale and test for the number of factors in factor analysis. **Psychometrika**, v. 30, n. 2, p. 179-185, 1965.
- HOSMER, D.W., HOSMER, T., LE CESSIE, S., LEMESHOW, S. A comparison of goodness-of-fit tests for the logistic regression model. **Statistics in Medicine**, v. 16, n. 9, p. 965-980, 1997.
- HOSMER, D.W., LEMESHOW, S. **Applied logistic regression**. Wiley New York, 2000.
- HOUSH, M., OSTFELD, A. An integrated logit model for contamination event detection in water distribution systems. **Water Research**, v. 75, p. 210-223, 2015.
- HU, B., WANG, H., YANG, Z., SUN, X. Temporal and spatial variations of sediment rating curves in the Changjiang (Yangtze River) basin and their implications. **Quaternary International**, v. 230, n. 1, p. 34-43, 2011.
- HU, M., LI, Z., YUAN, M., FAN, C., XIA, B. Spatial differentiation of ecological security and differentiated management of ecological conservation in the Pearl River Delta, China. **Ecological Indicators**, v. 104, p. 439-448, 2019.

- HUANG, B., WU, B., BARRY, M. Geographically and temporally weighted regression for modeling spatio-temporal variation in house prices. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 24, n. 3, p. 383-401, 2010.
- HUBER, R.A. The role of populist attitudes in explaining climate change skepticism and support for environmental protection. **Environmental Politics**, v. 29, n. 6, p. 959-982, 2020.
- IBGE. **Arranjos populacionais e concentrações urbanas no Brasil** Rio de Janeiro: IBGE: 167 p. 2016.
- ICMBIO. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Brasília** Brasília. I & II 2016.
- JAKOB, A.A.E. **Análise socio-demográfica da constituição do espaço urbano da Região Metropolitana da Baixada Santista no período 1960-2000**. 2003. 234p. (Doutorado). Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2003.
- JAMES, J.N., GROSS, C.D., DWIVEDI, P., MYERS, T., SANTOS, F., BERNARDI, R., FARIA, M.F.D., GUERRINI, I.A., HARRISON, R., BUTMAN, D. Land use change alters the radiocarbon age and composition of soil and water-soluble organic matter in the Brazilian Cerrado. **Geoderma**, v. 345, p. 38-50, 2019.
- JANG, M., KANG, C.-D. Urban greenway and compact land use development: A multilevel assessment in Seoul, South Korea. **Landscape and Urban Planning**, v. 143, p. 160-172, 2015.
- JARA-ROJAS, R., BRAVO-URETA, B.E., ENGLER, A., DÍAZ, J. An analysis of the joint adoption of water conservation and soil conservation in Central Chile. **Land Use Policy**, v. 32, p. 292-301, 2013.
- JIA, H., YAO, H., TANG, Y., YU, S.L., FIELD, R., TAFURI, A.N. LID-BMPs planning for urban runoff control and the case study in China. **Journal of Environmental Management**, v. 149, p. 65-76, 2015.
- JIANG, C., ZHAO, L., DAI, J., LIU, H., LI, Z., WANG, X., YANG, Z., ZHANG, H., WEN, M., WANG, J. Examining the soil erosion responses to ecological restoration programs and landscape drivers: A spatial econometric perspective. **Journal of Arid Environments**, v. 183, p. 104255, 2020.
- JOIA, P.R., ANUNCIACÃO, V.S.D., PAIXÃO, A.A.D. Implications of land use and occupation for environmental planning and management of the Aquidauana River Basin, Mato Grosso do Sul. **Interações**, v. 19, n. 2, p. 343-358, 2018.
- JUSYS, T. Fundamental causes and spatial heterogeneity of deforestation in Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 75, p. 188-199, 2016.
- KASSAWMAR, T., ECKERT, S., HURNI, K., ZELEKE, G., HURNI, H. Reducing landscape heterogeneity for improved land use and land cover (LULC) classification across

- the large and complex Ethiopian highlands. **Geocarto International**, v. 33, n. 1, p. 53-69, 2018.
- KEMP, P., SEAR, D., COLLINS, A., NADEN, P., JONES, I. The impacts of fine sediment on riverine fish. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 11, p. 1800-1821, 2011.
- KHANCHOUL, K., ALTSCHUL, R., ASSASSI, F. Estimating suspended sediment yield, sedimentation controls and impacts in the Mellah Catchment of Northern Algeria. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 2, n. 3, p. 257-271, 2009.
- KISAKA, T.B. **Integridade ecológica em córregos de floresta de galeria do bioma Cerrado**. 2015. 90p. (Mestre). Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento Rural Universidade de Brasília, Brasília, 2015.
- KONG, L., ZHENG, H., RAO, E., XIAO, Y., OUYANG, Z., LI, C. Evaluating indirect and direct effects of eco-restoration policy on soil conservation service in Yangtze River Basin. **Science of the Total Environment**, v. 631-632, p. 887-894, 2018.
- KUMARASIRI, A.D.T.N., UDAYAKUMARA, E.P.N., JAYAWARDANA, J.M.C.K. Impacts of soil erosion and forest quality on water quality in Samanalawewa watershed, Sri Lanka. **Modeling Earth Systems and Environment**, p. 2021.
- LAFORTEZZA, R., BROWN, R.D. A framework for landscape ecological design of new patches in the rural landscape. **Environmental Management**, v. 34, n. 4, p. 461-473, 2004.
- LAM, N.S.-N. Spatial interpolation methods: a review. **The American Cartographer**, v. 10, n. 2, p. 129-150, 1983.
- LAM, N.S.N., CHENG, W., ZOU, L., CAI, H. Effects of landscape fragmentation on land loss. **Remote Sensing of Environment**, v. 209, p. 253-262, 2018.
- LANG, S., BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. Oficina de Textos, 2009.
- LANGARUDI, S.P., MAXWELL, C.M., BAI, Y., HANSON, A., FERNALD, A. Does socioeconomic feedback matter for water models? **Ecological Economics**, v. 159, p. 35-45, 2019.
- LEE, J.-W., LEE, H. Human capital and income inequality. **Journal of the Asia Pacific Economy**, v. 23, n. 4, p. 554-583, 2018.
- LEE, J.E., LINTNER, B.R., BOYCE, C.K., LAWRENCE, P.J. Land use change exacerbates tropical South American drought by sea surface temperature variability. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 19, p. 2011.
- LEH, M.D.K., SHARPLEY, A.N., SINGH, G., MATLOCK, M.D. Assessing the impact of the MRBI program in a data limited Arkansas watershed using the SWAT model. **Agricultural Water Management**, v. 202, p. 202-219, 2018.

- LEI, J.-C., WANG, S., WU, J., WANG, J.-W., XIONG, X. Land-use configuration has significant impacts on water-related ecosystem services. **Ecological Engineering**, v. 160, p. 106133, 2021.
- LEITAO, A.B., AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v. 59, n. 2, p. 65-93, 2002.
- CHAVES, H.M.L., PIAU, L.P. Efeito da variabilidade da precipitação pluvial e do uso e manejo do solo sobre o escoamento superficial e o aporte de sedimento de uma bacia hidrográfica do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 2008.
- LEITE, G.F.M. **Processos ecológicos em zonas ripárias: o efeito da integridade da vegetação ripária sobre as comunidades aquáticas em riachos de cabeceira**. 2013. (Mestrado). Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
- LI, H., PENG, J., YANXU, L., YI, NA, H. Urbanization impact on landscape patterns in Beijing City, China: A spatial heterogeneity perspective. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 50-60, 2017.
- LI, Y., LI, Y., QURESHI, S., KAPPAS, M., HUBACEK, K. On the relationship between landscape ecological patterns and water quality across gradient zones of rapid urbanization in coastal China. **Ecological Modelling**, v. 318, p. 100-108, 2015.
- LI, Z. Watershed modeling using arc hydro based on DEMs: a case study in Jackpine watershed. **Environmental Systems Research**, v. 3, n. 1, p. 11, 2014.
- LI, Z., XU, X., ZHU, J., XU, C., WANG, K. Effects of lithology and geomorphology on sediment yield in karst mountainous catchments. **Geomorphology**, v. 343, p. 119-128, 2019.
- LIAO, C., TESFA, T., DUAN, Z., LEUNG, L.R. Watershed delineation on a hexagonal mesh grid. **Environmental Modelling & Software**, v. 128, p. 104702, 2020.
- LIBEROFF, A.L., FLAHERTY, S., HUALDE, P., ASOREY, M.I.G., FOGEL, M.L., PASCUAL, M.A. Assessing land use and land cover influence on surface water quality using a parametric weighted distance function. **Limnologica**, v. 74, p. 28-37, 2019.
- LIMA, J.E.F.W. Situação e perspectivas sobre as águas do cerrado. **Ciência e Cultura**, v. 63, n. 3, p. 27-29, 2011.
- LIMA, R.N.D.S., ROTUNNO FILHO, O.C., RIBEIRO, C.B.D.M., BARBOSA, C.C.F. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 2016.
- LIN, Y., CHEN, X., HUANG, L., ZHU, C., SHAHTAHMASSEBI, A., ZHANG, J., SHEN, S., PENG, R., DENG, J., WANG, K. Fine-scale mapping of urban ecosystem service

- demand in a metropolitan context: a population-income-environmental perspective. **Science of the Total Environment**, p. 146784, 2021.
- LINTERN, A., WEBB, J., RYU, D., LIU, S., BENDE-MICHL, U., WATERS, D., LEAHY, P., WILSON, P., WESTERN, A. Key factors influencing differences in stream water quality across space. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 5, n. 1, p. e1260, 2018.
- LISBÔA, L.S.S. **Padrões de uso e cobertura do solo na Floresta Nacional do Tapajós e seu entorno**. 2016. Universidade de São Paulo 2016.
- LIU, H., LIU, Y., WANG, K., ZHAO, W. Soil conservation efficiency assessment based on land use scenarios in the Nile River Basin. **Ecological Indicators**, v. 119, p. 106864, 2020.
- LIU, J., ZHANG, X., XIA, J., WU, S., SHE, D., ZOU, L. Characterizing and explaining spatio-temporal variation of water quality in a highly disturbed river by multi-statistical techniques. **SpringerPlus**, v. 5, n. 1, p. 1171, 2016.
- LIU, K., SONG, C., KE, L., JIANG, L., MA, R. Automatic watershed delineation in the Tibetan endorheic basin: A lake-oriented approach based on digital elevation models. **Geomorphology**, v. 358, p. 107127, 2020.
- LIU, Y., FEI, X., ZHANG, Z., LI, Y., TANG, J., XIAO, R. Identifying the sources and spatial patterns of potentially toxic trace elements (PTEs) in Shanghai suburb soils using global and local regression models. **Environmental Pollution**, v. 264, p. 114171, 2020.
- LIU, Y., WEI, X., LI, P., LI, Q. Sensitivity of correlation structure of class- and landscape-level metrics in three diverse regions. **Ecological Indicators**, v. 64, p. 9-19, 2016.
- LIU, Z., ROBINSON, G.M. Residential development in the peri-urban fringe: The example of Adelaide, South Australia. **Land Use Policy**, v. 57, p. 179-192, 2016.
- LONGLEY, P.A., GOODCHILD, M.F., MAGUIRE, D.J., RHIND, D.W. **Sistemas e ciência da informação geográfica**. Bookman Editora, 2009.
- LOPES, E.R.D.N., SOUZA, J.C., SOUSA, J.A.P., ALBUQUERQUE FILHO, J.L., LOURENÇO, R.W. Determinantes socioeconômicos e ambientais no potencial urbano da bacia hidrográfica do rio Una, Ibiúna, SP. **REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA**, v. 10, n. 2, p. 07-22, 2016.
- LOPES, M.M., NEVES, F.F. A gestão de recursos hídricos no Brasil: Um panorama geral dos estados. **FACEF Pesquisa-Desenvolvimento e Gestão**, v. 20, n. 3, p. 2017.
- LOPES, M.M., SILVA, A.M.R.C. O arcabouço institucional para o gerenciamento dos recursos hídricos no estado de São Paulo. **FACEF Pesquisa-Desenvolvimento e Gestão**, v. 19, n. 2, p. 2016.
- LOPES, T.R., MOURA, L.B., NASCIMENTO, J.G., FRAGA JUNIOR, L.S., ZOLIN, C.A., DUARTE, S.N., FOLEGATTI, M.V., SANTOS, O.N.A. Priority areas for forest restoration aiming at the maintenance of water resources in a basin in the Cerrado/Amazon ecotone, Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 101, p. 102630, 2020.

- LÓPEZ-VICENTE, M., BEN-SALEM, N. Computing structural and functional flow and sediment connectivity with a new aggregated index: A case study in a large Mediterranean catchment. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 179-191, 2019.
- LORENZON, A.S., FRAGA, M.D.S., MOREIRA, A.R., ULIANA, E.M., SILVA, D.D.D., RIBEIRO, C.A.A.S., BORGES, A.C. Influência das características morfométricas da bacia hidrográfica do rio Benevente nas enchentes no município de Alfredo Chaves-ES. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 195-206, 2015.
- MA, X., ZHANG, J., DING, C., WANG, Y. A geographically and temporally weighted regression model to explore the spatiotemporal influence of built environment on transit ridership. **Computers, Environment and Urban Systems**, v. 70, p. 113-124, 2018.
- MACARTHUR, R.H., WILSON, E.O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press, 2016.
- MAIDMENT, D.R. **Handbook of hydrology**. McGraw-Hill New York, 1993.
- MAINALI, J., CHANG, H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. **Journal of Hydrology**, v. 564, p. 26-40, 2018.
- MALAGUTTI, C.J. Loteamentos clandestinos no Distrito Federal: caminhos alternativos para sua aceitação. **Brasília-gestão urbana: conflitos e cidadania**. Brasília, Ed. UnB, p. 1999.
- MALLICK, H., PADHAN, H., MAHALIK, M.K. Does skewed pattern of income distribution matter for the environmental quality? Evidence from selected BRICS economies with an application of Quantile-on-Quantile regression (QQR) approach. **Energy Policy**, v. 129, p. 120-131, 2019.
- MANDER, Ü., UUEMAA, E., ROOSAARE, J., AUNAP, R., ANTROP, M. Coherence and fragmentation of landscape patterns as characterized by correlograms: A case study of Estonia. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 1, p. 31-37, 2010.
- MAPBIOMAS. **Coleção 3.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. 2018.
- MARQUES, A.D.L., ARAÚJO, D.C., DINIZ, L.S. Novo rural brasileiro nos brejos do estado da Paraíba. **Revista Geotemas**, v. 6, n. 2, p. 47-58, 2016.
- MAVROMMATI, G., BITHAS, K., PANAYIOTIDIS, P. Operationalizing sustainability in urban coastal systems: A system dynamics analysis. **Water Research**, v. 47, n. 20, p. 7235-7250, 2013.
- MCGARIGAL, K. Landscape Pattern Metrics. In: (Ed.). **Wiley StatsRef: Statistics Reference Online**, 2014.

- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A., ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps** University of Massachusetts, Amherst 2012.
- MCGARIGAL, K., CUSHMAN, S.A., NEEL, M.C., ENE, E. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps** 2002.
- MELO, A.S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota neotropica**, v. 8, p. 0-0, 2008.
- MELO, S.C.D., FILHO, J.C.D.A., CARVALHO, R.M.C.M.D.O. Curvas-chave de descargas de sedimentos em suspensão no Baixo São Francisco. **Revista Brasileira de Geografia Física; v. 13, n. 3 (2020): Revista Brasileira de Geografia Física**, p. 2020.
- MESQUITA, L.F.G., LINDOSO, D., RODRIGUES FILHO, S. Crise hídrica no Distrito Federal: o caso da bacia do Rio Preto. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 23, p. 2018.
- METZGER, J.P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-14, 2001.
- MIAO, Y., DAI, T., YANG, X., SONG, J. Landscape fragmentation associated with the Qingzang Highway and its influencing factors—A comparison study on road sections and buffers. **Geography and Sustainability**, v. 2, n. 1, p. 59-67, 2021.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, M. Ecosystems and human well-being. **Synthesis**, p. 2005.
- MILLER, J.D., BREWER, T. Refining flood estimation in urbanized catchments using landscape metrics. **Landscape and Urban Planning**, v. 175, p. 34-49, 2018.
- MILLER, J.D., STEWART, E., HESS, T., BREWER, T. Evaluating landscape metrics for characterising hydrological response to storm events in urbanised catchments. **Urban Water Journal**, v. 17, n. 3, p. 247-258, 2020.
- MITCHELL, M.G., BENNETT, E.M., GONZALEZ, A. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: current knowledge and research gaps. **Ecosystems**, v. 16, n. 5, p. 894-908, 2013.
- MITCHELL, M.G.E., SUAREZ-CASTRO, A.F., MARTINEZ-HARMS, M., MARON, M., MCALPINE, C., GASTON, K.J., JOHANSEN, K., RHODES, J.R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015.
- MITEVA, D., HAWTHORNE, P., KENNEDY, C., HAMEL, P., BAUMGARTEN, L. **Hydrologic models applied to the Brazilian Cerrado**. 2014.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Biomass: Cerrado – áreas prioritárias**. 2018. Disponível em: <http://areasprioritarias.mma.gov.br/2-atualizacao-das-areas-prioritarias> Acesso em: 06 jan. 2022.

- MOHANAKAVITHA, T., DIVAHAR, R., MEENAMBAL, T., SHANKAR, K., RAWAT, V.S., HAILE, T.D., GADAFI, C. Dataset on the assessment of water quality of surface water in Kalingarayan Canal for heavy metal pollution, Tamil Nadu. **Data in Brief**, v. 22, p. 878-884, 2019.
- MORAN, P.A. The interpretation of statistical maps. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, v. 10, n. 2, p. 243-251, 1948.
- MORANDI, D.T., FRANÇA, L.C.D.J., MENEZES, E.S., MACHADO, E.L.M., SILVA, M.D., MUCIDA, D.P. Delimitation of ecological corridors between conservation units in the Brazilian Cerrado using a GIS and AHP approach. **Ecological Indicators**, v. 115, p. 106440, 2020.
- MORIASI, D.N., ARNOLD, J.G., VAN LIEW, M.W., BINGNER, R.L., HARMEL, R.D., VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.
- MOURA HIRYE, M.C., AMARAL, S., MONTEIRO, A.M.V., ALVES, D.S. Interpolação de dados censitários para análise da ocupação intraurbana em Altamira (PA) em 2000 e 2010. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 8, p. 2016.
- MSUYA, T.S., LALIKA, M.C.S. Linking ecohydrology and integrated water resources management: Institutional challenges for water management in the Pangani Basin, Tanzania. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 18, n. 2, p. 174-191, 2018.
- MUNZ, N.A., BURDON, F.J., DE ZWART, D., JUNGHANS, M., MELO, L., REYES, M., SCHÖNENBERGER, U., SINGER, H.P., SPYCHER, B., HOLLENDER, J., STAMM, C. Pesticides drive risk of micropollutants in wastewater-impacted streams during low flow conditions. **Water Research**, v. 110, p. 366-377, 2017.
- NAJAFI, S., DRAGOVICH, D., HECKMANN, T., SADEGHI, S.H. Sediment connectivity concepts and approaches. **Catena**, v. 196, p. 104880, 2021.
- NAKAYA, T. Geographically weighted generalised linear modelling. **Geocomputation: A practical primer**, v. 217, p. 20, 2015.
- NAKAYA, T., CHARLTON, M., LEWIS, P., BRUNSDON, C., YAO, J., FOTHERINGHAM, S. GWR4 windows application for geographically weighted regression modeling. **Tempe: Geoda Center, Arizona State University**, p. 2014.
- NEUFELDT, H., RESCK, D.V.S., AYARZA, M.A. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. **Geoderma**, v. 107, n. 3, p. 151-164, 2002.
- NIEMANDT, C., GREVE, M. Fragmentation metric proxies provide insights into historical biodiversity loss in critically endangered grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 235, p. 172-181, 2016.

- NKEKI, F.N., ASIKHIA, M.O. Geographically weighted logistic regression approach to explore the spatial variability in travel behaviour and built environment interactions: Accounting simultaneously for demographic and socioeconomic characteristics. **Applied Geography**, v. 108, p. 47-63, 2019.
- NÓBREGA, R.L.B., ZIEMBOWICZ, T., TORRES, G.N., GUZHA, A.C., AMORIM, R.S.S., CARDOSO, D., JOHNSON, M.S., SANTOS, T.G., COUTO, E., GEROLD, G. Ecosystem services of a functionally diverse riparian zone in the Amazon–Cerrado agricultural frontier. **Global Ecology and Conservation**, v. 21, p. e00819, 2020.
- NOLTE, C., DE WAROUX, Y.L.P., MUNGER, J., REIS, T.N., LAMBIN, E.F. Conditions influencing the adoption of effective anti-deforestation policies in South America's commodity frontiers. **Global Environmental Change**, v. 43, p. 1-14, 2017.
- NOVOA, J., CHOKMANI, K., LHISSOU, R. A novel index for assessment of riparian strip efficiency in agricultural landscapes using high spatial resolution satellite imagery. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 1439-1451, 2018.
- NOWOSAD, J., STEPINSKI, T.F. Information theory as a consistent framework for quantification and classification of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 9, p. 2091-2101, 2019.
- NUNES, J.F., ROIG, H.L. Modelagem dos conflitos de uso e ocupação do solo como ferramenta para o planejamento territorial: o caso da bacia do alto curso do rio Descoberto DF/GO. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 68, n. 7, p. 1285-1301, 2016.
- OECD, FOOD, NATIONS, A.O.O.T.U. **OECD-FAO Agricultural Outlook 2014**. 2014.
- OLIVEIRA, P.T.S.D., SOBRINHO, T.A., STEFFEN, J.L., RODRIGUES, D.B.B. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. p. 2010.
- OLIVEIRA, S.N., CARVALHO JÚNIOR, O.A., GOMES, R.A.T., GUIMARÃES, R.F., MCMANUS, C.M. Deforestation analysis in protected areas and scenario simulation for structural corridors in the agricultural frontier of Western Bahia, Brazil. **Land Use Policy**, v. 61, p. 40-52, 2017.
- OLIVEIRA, V.A.D., MELLO, C.R.D., BESKOW, S., VIOLA, M.R., SRINIVASAN, R. Modeling the effects of climate change on hydrology and sediment load in a headwater basin in the Brazilian Cerrado biome. **Ecological Engineering**, v. 133, p. 20-31, 2019.
- ONU. Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil. 2015. Acesso em: 03 de março de 2021.
- OUYANG, W., SKIDMORE, A.K., HAO, F., WANG, T. Soil erosion dynamics response to landscape pattern. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 6, p. 1358-1366, 2010.
- OZDEMIR, A., ALTURAL, T. A comparative study of frequency ratio, weights of evidence and logistic regression methods for landslide susceptibility mapping: Sultan Mountains, SW Turkey. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 64, p. 180-197, 2013.

- PADOVESI-FONSECA, C., CORRÊA, A.C.G., LEITE, G.F.M., JOVELI, J.C., COSTA, L.S., PEREIRA, S.T. Diagnóstico da sub-bacia do ribeirão Mestre d'Armas por meio de dois métodos de avaliação ambiental rápida, Distrito Federal, Brasil Central. **Ambiente & Água**, v. 5, n. 1, p. 2010.
- PAILLER, S. Re-election incentives and deforestation cycles in the Brazilian Amazon. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 88, p. 345-365, 2018.
- PARAJULI, P., JAYAKODY, P., SASSENATH, G., OUYANG, Y. Assessing the impacts of climate change and tillage practices on stream flow, crop and sediment yields from the Mississippi River Basin. **Agricultural Water Management**, v. 168, p. 112-124, 2016.
- PARDO, I., DELGADO, C., ABRAÍN, R., GÓMEZ-RODRÍGUEZ, C., GARCÍA-ROSELLÓ, E., GARCÍA, L., REYNOLDSON, T.B. A predictive diatom-based model to assess the ecological status of streams and rivers of Northern Spain. **Ecological Indicators**, v. 90, p. 519-528, 2018.
- PARK, D., KANG, H., JUNG, S.H., ROESNER, L.A. Reliability analysis for evaluation of factors affecting pollutant load reduction in urban stormwater BMP systems. **Environmental Modelling & Software**, v. 74, p. 130-139, 2015.
- PARK, Y., GULDMANN, J.-M. Measuring continuous landscape patterns with Gray-Level Co-Occurrence Matrix (GLCM) indices: An alternative to patch metrics? **Ecological Indicators**, v. 109, p. 105802, 2020.
- PAUDEL, K.P., ZAPATA, H., SUSANTO, D. An empirical test of environmental kuznets curve for water pollution. **Environmental and Resource Economics**, v. 31, n. 3, p. 325-348, 2005.
- PEIXOTO, R.D.A.O., PEREIRA, C.E., SALLA, M.R., ALAMY FILHO, J.E., NISHIMURA, A. Determinação da relação entre vazões líquida e sólida e análise de fatores que influenciam a dinâmica do transporte de sedimentos na Bacia Hidrográfica do Rio Jordão (UPGRH-PN 1). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 921-931, 2020.
- PENG, S., LI, S. Scale relationship between landscape pattern and water quality in different pollution source areas: A case study of the Fuxian Lake watershed, China. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107136, 2021.
- PENG, Y., MI, K., QING, F., XUE, D. Identification of the main factors determining landscape metrics in semi-arid agro-pastoral ecotone. **Journal of Arid Environments**, v. 124, p. 249-256, 2016.
- PEREIRA, D.R., ULIANA, E.M., MARTINEZ, M.A., SILVA, D.D. Desempenho de um modelo hidrológico concentrado e de um semidistribuído na previsão de vazões diárias. **Irriga**, v. 21, n. 2, p. 409, 2018.
- PERERA, K.H.K., UDESHANI, W.A.C., PIYATHILAKE, I.D.U.H., WIMALASIRI, G.E.M., KADUPITIYA, H.K., UDAYAKUMARA, E.P.N., GUNATILAKE, S.K. Assessing soil quality and soil erosion hazards in the Moneragala District, Sri Lanka. **SN Applied Sciences**, v. 2, n. 12, p. 2175, 2020.

- PETRESCU-MAG, R.M., PETRESCU, D.C., AZADI, H. A social perspective on soil functions and quality improvement: Romanian farmers' perceptions. **Geoderma**, v. 380, p. 114573, 2020.
- PHAM, H.V., SPEROTTO, A., TORRESAN, S., ACUÑA, V., JORDA-CAPDEVILA, D., RIANNA, G., MARCOMINI, A., CRITTO, A. Coupling scenarios of climate and land-use change with assessments of potential ecosystem services at the river basin scale. **Ecosystem Services**, v. 40, p. 101045, 2019.
- PINO, F.A. Modelos de decisão binários: uma revisão. **Revista de Economia Agrícola**, v. 54, n. 1, p. 43-57, 2007.
- PINTOR, E., PINTOR, G.M.Z., OLIVEIRA, G.B., STADUTO, J.A.R. Repensando a classificação do espaço rural do Centro-Oeste brasileiro. **COLÓQUIO-Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 17, n. 2, p. 208-223, 2020.
- PIYATHILAKE, I.D.U.H., SUMUDUMALI, R.G.I., UDAYAKUMARA, E.P.N., RANAWEERA, L.V., JAYAWARDANA, J.M.C.K., GUNATILAKE, S.K. Modeling predictive assessment of soil erosion related hazards at the Uva province in Sri Lanka. **Modeling Earth Systems and Environment**, p. 2020.
- PNUD. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal, 2010 - Todos os Estados do Brasil. 2021. Disponível em: < <https://www.br.undp.org/content/brazil/pt/home/> >. Acesso em: 4 de maio de 2021.
- POLYKRETIS, C., CHALKIAS, C. Comparison and evaluation of landslide susceptibility maps obtained from weight of evidence, logistic regression, and artificial neural network models. **Natural Hazards**, v. 93, n. 1, p. 249-274, 2018.
- PORRAS, I.T., GRIEG-GRAN, M., NEVES, N. **All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries**. London: International Institute for Environment and Development (IIED), 2008.
- PRODANOFF, J.H.A. **Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano**. 2005. 266p. (Doutor). COPPE/UFRJ, UFRJ, Rio de Janeiro, 2005.
- QI, S.S., HAO, F.H., OUYANG, W., CHENG, H.G. Characterizing landscape and soil erosion dynamics under pipeline interventions in Southwest China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1863-1871, 2012.
- QIU, F., LALIBERTÉ, L., SWALLOW, B., JEFFREY, S. Impacts of fragmentation and neighbor influences on farmland conversion: A case study of the Edmonton-Calgary Corridor, Canada. **Land Use Policy**, v. 48, p. 482-494, 2015.
- QUADRA, G.R., TEIXEIRA, J.R.P.V.A., BARROS, N., ROLAND, F., AMADO, A.M. Water pollution: one of the main Limnology challenges in the Anthropocene. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, p. 2019.

- RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. **Food Policy**, v. 38, p. 146-155, 2013.
- RAO, E., XIAO, Y., OUYANG, Z., ZHENG, H. Changes in ecosystem service of soil conservation between 2000 and 2010 and its driving factors in southwestern China. **Chinese Geographical Science**, v. 26, n. 2, p. 165-173, 2016.
- RAVAN, S.A., ROY, P. Landscape ecological analysis of a disturbance gradient using geographic information system in the Madhav National Park, Madhya Pradesh. **Current Science**, p. 309-315, 1995.
- REATTO, A., MARTINS, É.D.S., CARDOSO, E.A., SPERA, S.T., JÚNIOR, C., GUIMARÃES, R., SILVA, A.V., FARIAS, M.F.R. Levantamento de reconhecimento de solos de alta intensidade do alto curso do Rio Descoberto, DF/GO, escala 1: 100.000. **Embrapa Cerrados-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, p. 2003.
- REATTO, A., MARTINS, E.D.S., FARIAS, M.F.R., SILVA, A.V., CARVALHO JÚNIOR, O. Mapa pedológico digital: SIG atualizado do Distrito Federal escala 1: 100.000 e uma síntese do texto explicativo. **Embrapa Cerrados-Documents (INFOTECA-E)**, p. 31, 2004.
- REDHEAD, J.W., MAY, L., OLIVER, T.H., HAMEL, P., SHARP, R., BULLOCK, J.M. National scale evaluation of the InVEST nutrient retention model in the United Kingdom. **Science of the Total Environment**, v. 610-611, p. 666-677, 2018.
- RENARD, K.G. **Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)**. United States: US Department of Agriculture, 1997. 404p.
- RIBEIRO, J., WALTER, B. **As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado**. 2008. 289-556p.
- RICE, E.W., BAIRD, R.B., EATON, A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23A Ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2013.
- RICE, E.W., BAIRD, R.B., EATON, A.D., CLESCERI, L.S. Standard methods for the examination of water and wastewater. **Washington: APHA, AWWA, WPCR**, v. 1496, p. 2012.
- RICKLEFS, R.E. A economia da natureza. In: (Ed.). **A economia da natureza**, 2003.
- RIDZUAN, S. Inequality and the environmental Kuznets curve. **Journal of Cleaner Production**, v. 228, p. 1472-1481, 2019.
- RIGHETTO, A.M., MOREIRA, L.F.F., SALES, T.D. Manejo de águas pluviais urbanas. **Rio de Janeiro: ABES**, v. 4, p. 2009.
- RISAL, A., PARAJULI, P.B. Quantification and simulation of nutrient sources at watershed scale in Mississippi. **Science of the Total Environment**, v. 670, p. 633-643, 2019.

- RITTER, L.M.O., MORO, R.S. As bases epistemológicas da ecologia da paisagem. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 3, n. 3, p. 2012.
- ROBINSON, H.S., WECKWORTH, B. Chapter 29 - Landscape Ecology: Linking Landscape Metrics to Ecological Processes. In: MCCARTHY, T., MALLON, D. (Ed.). **Snow Leopards**: Academic Press, 2016. p.395-405.
- RODRIGUES-FILHO, S., VERBURG, R., BURSZTYN, M., LINDOSO, D., DEBORTOLI, N., VILHENA, A.M.G. Election-driven weakening of deforestation control in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 43, p. 111-118, 2015.
- RODRIGUES, J.A.M., VIOLA, M.R., ALVARENGA, L.A., MELLO, C.R., CHOU, S.C., OLIVEIRA, V.A., UDDAMERI, V., MORAIS, M.A.V. Climate change impacts under representative concentration pathway scenarios on streamflow and droughts of basins in the Brazilian Cerrado biome. **International Journal of Climatology**, v. 40, n. 5, p. 2511-2526, 2020.
- RUGGIERO, P.G.C., PFAFF, A., NICHOLS, E., ROSA, M., METZGER, J.P. Election cycles affect deforestation within Brazil's Atlantic Forest. **Conservation Letters**, v. 14, n. 5, p. e12818, 2021.
- SADEGHI, S.H.R., MIZUYAMA, T., MIYATA, S., GOMI, T., KOSUGI, K., FUKUSHIMA, T., MIZUGAKI, S., ONDA, Y. Development, evaluation and interpretation of sediment rating curves for a Japanese small mountainous reforested watershed. **Geoderma**, v. 144, n. 1, p. 198-211, 2008.
- SALAZAR, A., KATZFEY, J., THATCHER, M., SYKTUS, J., WONG, K., MCALPINE, C. Deforestation changes land-atmosphere interactions across South American biomes. **Global and Planetary Change**, v. 139, p. 97-108, 2016.
- SALVATO, M.A., FERREIRA, P.C.G., DUARTE, A.J.M.A. O impacto da escolaridade sobre a distribuição de renda. **Estudos Econômicos**, v. 40, p. 753-791, 2010.
- SANCHES, K.L. **Uma abordagem econômica ao marketing verde no Bioma Cerrado**. 2014. (Doutorado). Pós Graduação em Ciências Florestais, UnB, Brasília, 2014.
- SANDS, G.R., PODMORE, T.H. A generalized environmental sustainability index for agricultural systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 79, n. 1, p. 29-41, 2000.
- SANFORD, L. Democratization, Elections, and Public Goods: The Evidence from Deforestation. **American Journal of Political Science**, v. n/a, n. n/a, p. 2021.
- SANTAROSA, E., PENTEADO JUNIOR, J., GOULART, I.D.R. Transferência de tecnologia florestal: cultivo de eucalipto em propriedades rurais: diversificação da produção e renda. **Embrapa Florestas-Fôlder/Folheto/Cartilha (INFOTECA-E)**, p. 2014.
- SANTOS, J.A.F. Mudanças de renda no Brasil: fatores espaciais, setoriais, educacionais e de status social. **Sociedade e Estado**, v. 30, p. 749-772, 2015.

- SANTOS, M. **Pensando o espaço do homem**. Edusp, 2004.
- SAPKOTA, T.B., JAT, M.L., ARYAL, J.P., JAT, R., KHATRI-CHHETRI, A. Climate change adaptation, greenhouse gas mitigation and economic profitability of conservation agriculture: Some examples from cereal systems of Indo-Gangetic Plains. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 14, n. 8, p. 1524-1533, 2015.
- SATHLER, D., ADAMO, S.B., LIMA, E.E. Deforestation and local sustainable development in Brazilian Legal Amazonia. **Ecology and Society**, v. 23, n. 2, p. 2018.
- SAYEMUZZAMAN, M., JHA, M.K. Seasonal and annual precipitation time series trend analysis in North Carolina, United States. **Atmospheric Research**, v. 137, p. 183-194, 2014.
- SCHIER, R.A. Trajetórias do conceito de paisagem na geografia. **Raega-O Espaço Geográfico em Análise**, v. 7, p. 2003.
- SCHUELER, T. **Controlling UrbanRunoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs**". Metropolitan Information Center, Metropolitan Washington, Council of Governments, Washington, DC Washington, DC 1987.
- SCHUWIRTH, N., HONTI, M., LOGAR, I., STAMM, C. Multi-criteria decision analysis for integrated water quality assessment and management support. **Water Research X**, v. 1, p. 100010, 2018.
- SCHWIEDER, M., LEITÃO, P.J., BUSTAMANTE, M.M.C., FERREIRA, L.G., RABE, A., HOSTERT, P. Mapping Brazilian savanna vegetation gradients with Landsat time series. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 52, p. 361-370, 2016.
- SEDIGHI, F., DARVISHAN, A.K., ZARE, M.R. Effect of watershed geomorphological characteristics on sediment redistribution. **Geomorphology**, v. 375, p. 107559, 2021.
- SEDUH. Geoportal de dados espaciais. Infraestrutura de Dados Espaciais - IDE/DF., 2019. Disponível em: < <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/> >. Acesso em: 4 de fevereiro de 2019.
- SERPA, A. Milton Santos e a paisagem: parâmetros para a construção de uma crítica da paisagem contemporânea. **Paisagem e Ambiente**, n. 27, p. 131-138, 2010.
- SFB. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural. Brasília - DF, 2020. Disponível em: < <http://www.car.gov.br/publico/imoveis/index> >. Acesso em: 20 de Agosto.
- SHARP, R., TALLIS, H., RICKETTS, T., GUERRY, A., WOOD, S., CHAPLIN-KRAMER, R., NELSON, E., ENNAANAY, D., WOLNY, S., OLWERO, N. InVEST 3.8. 8 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund. p. 2016.
- SHARPLEY, A.N. Agriculture, Nutrient Management and Water Quality☆. In: (Ed.). **Reference Module in Life Sciences**: Elsevier, 2018.

- SHEN, Z., HOU, X., LI, W., AINI, G., CHEN, L., GONG, Y. Impact of landscape pattern at multiple spatial scales on water quality: A case study in a typical urbanised watershed in China. **Ecological Indicators**, v. 48, p. 417-427, 2015.
- SHI, P., ZHANG, Y., LI, Z., LI, P., XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena**, v. 151, p. 182-190, 2017.
- SHI, W., XIA, J., ZHANG, X. Influences of anthropogenic activities and topography on water quality in the highly regulated Huai River basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 21, p. 21460-21474, 2016.
- SHIMRAH, T., SARMA, K., VARGA, O.G., SZILARD, S., SINGH, S.K. Quantitative assessment of landscape transformation using earth observation datasets in Shirui Hill of Manipur, India. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 15, p. 100237, 2019.
- SHRESTHA, N.K., WANG, J. Predicting sediment yield and transport dynamics of a cold climate region watershed in changing climate. **Science of the Total Environment**, v. 625, p. 1030-1045, 2018.
- SILVA, A.M. **Erosão e hidrossedimentologia em bacia hidrográficas**. RiMa, 2003.
- SILVA, A.M., ALVARES, C.A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. **Geociências**, v. 24, n. 1, p. 33-41, 2007.
- SILVA, A.M., SILVA, J.F.C.B.C., HENRIQUES, I.G.N., SILVA, R.M. Estimativa da produção de sedimentos na bacia do reservatório Epitácio Pessoa–PB. **Revista OKARA: Geografia em Debate**, v. 11, n. 2, p. 225-236, 2017.
- SILVA, C.R.D. ,CHAVES, H.M.L., CAMELO, A.P. Calibração e validação da equação universal de perda de solos modificada (MUSLE) utilizando dados hidrossedimentológicos locais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1431-1439, 2011.
- SILVA, E.M.S., CANGIANO, M.R., CUNHA, L.S., GUIGUER, N. Condicionantes para elaboração de um modelo conceitual hidrogeológico da sub-bacia do Ribeirão Rodeador, bacia do rio Descoberto/DF, como ferramenta para a gestão integrada de recursos hídricos. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 04, p. 1635-1648, 2019.
- SILVA, M., SILVA, J.D., BORGES, E. Análises de componentes principais para elaborar índices de desempenho no setor público. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 33, n. 3, p. 291-309, 2015.
- SILVA, M.F. Tendências recentes dos estudos de cidades médias no Brasil: metropolização do espaço na microrregião de Conselheiro Lafaiete, Congonhas-Minas Gerais1. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 7, p. 10043-10060, 2019.
- SILVA, V. Produção do espaço urbano: condomínios horizontais e loteamentos fechados em Cuiabá-MT. **Revista Geográfica de América Central**, v. 2, p. 1-17, 2011.

- ŠÍMOVÁ, P., GDULOVÁ, K. Landscape indices behavior: a review of scale effects. **Applied Geography**, v. 34, p. 385-394, 2012.
- SINGH, K.P., MALIK, A., SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—a case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, n. 1-2, p. 355-374, 2005.
- SINGH, V.P., WOOLHISER, D.A. Mathematical modeling of watershed hydrology. **Journal of Hydrologic Engineering**, v. 7, n. 4, p. 270-292, 2002.
- SITH, R., WATANABE, A., NAKAMURA, T., YAMAMOTO, T., NADAOKA, K. Assessment of water quality and evaluation of best management practices in a small agricultural watershed adjacent to Coral Reef area in Japan. **Agricultural Water Management**, v. 213, p. 659-673, 2019.
- SLESACK, R.A., CORCORAN, J., ROSSMAN, R. A holistic monitoring approach for water quality BMP and forest watershed risk assessment. **Journal of Forestry**, v. 116, n. 3, p. 283-290, 2018.
- SOK, T., OEURNG, C., KAING, V., SAUVAGE, S., KONDOLF, G.M., SÁNCHEZ-PÉREZ, J.M. Assessment of suspended sediment load variability in the Tonle Sap and Lower Mekong Rivers, Cambodia. **Catena**, v. 202, p. 105291, 2021.
- SOUSA, J.S.B., LONGO, M.G., SANTOS, B.A. Landscape patterns of primary production reveal agricultural benefits from forest conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 136-145, 2019.
- SPERA, S.T., REATTO, A., MARTINS, E.D.S., CARDOSO, E.A., CARVALHO Jr., O., GUIMARÃES, R., FARIAS, M., SILVA, A. **Aptidão agrícola das terras da Bacia do Alto Curso do Rio Descoberto, DF/GO, escala de 1: 100.000**. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF, 2003.
- STEINKE, V.A., SANO, E.E., STEINKE, E.T., NASCIMENTO, R.D.O. O desenvolvimento dos estudos geomorfológicos no Distrito Federal. **Geografia**, v. 32, n. 1, p. 107-120, 2007.
- STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, v. 38, n. 6, p. 913-920, 1957.
- STUHLMACHER, M., TURNER, B., FRAZIER, A.E., KIM, Y., LEFFEL, J. Institutional shifts and landscape change: the impact of the Período Especial on Cuba's land system architecture. **Journal of Land Use Science**, v. 15, n. 5, p. 690-706, 2020.
- SU, S., XIAO, R., ZHANG, Y. Multi-scale analysis of spatially varying relationships between agricultural landscape patterns and urbanization using geographically weighted regression. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 360-375, 2012.
- SULAIMAN, M.S., SINNAKAUDAN, S.K., NG, S.F., STROM, K. Occurrence of bed load transport in the presence of stable clast. **International Journal of Sediment Research**, v. 32, n. 2, p. 195-209, 2017.

- SUN, Y., GUO, Q., LIU, J., WANG, R. Scale effects on spatially varying relationships between urban landscape patterns and water quality. **Environmental Management**, v. 54, n. 2, p. 272-287, 2014.
- SYVITSKI, J.P., MOREHEAD, M.D., BAHR, D.B., MULDER, T. Estimating fluvial sediment transport: The rating parameters. **Water Resources Research**, v. 36, n. 9, p. 2747-2760, 2000.
- SZABÓ, S., TÚRI, Z., MÁRTON, S. Factors biasing the correlation structure of patch level landscape metrics. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 1-10, 2014.
- TENG, H.-F., HU, J., ZHOU, Y., ZHOU, L.-Q., SHI, Z. Modelling and mapping soil erosion potential in China. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 18, n. 2, p. 251-264, 2019.
- TIAN, Y., JIM, C.Y., TAO, Y., SHI, T. Landscape ecological assessment of green space fragmentation in Hong Kong. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 10, n. 2, p. 79-86, 2011.
- TIMOTHY, O.T.D., STEPHAN, M., DEBORAH, O.T., ANSEL, N.G., NATOYA, L.R. Evaluation of waste dynamics at the local level: The search for a new paradigm in national waste management. **Environmental Challenges**, p. 100130, 2021.
- TIWARI, S., JHA, S.K., SIVAKUMAR, B. Reconstruction of daily rainfall data using the concepts of networks: Accounting for spatial connections in neighborhood selection. **Journal of Hydrology**, v. 579, p. 124185, 2019.
- TOPODATA. **Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. 2019.
- TRAN, H., NGUYEN, Q., KERVYN, M. Factors influencing people's knowledge, attitude, and practice in land use dynamics: A case study in Ca Mau province in the Mekong delta, Vietnam. **Land Use Policy**, v. 72, p. 227-238, 2018.
- TRIGUEIRO, W.R., NABOUT, J.C., TESSAROLO, G. Uncovering the spatial variability of recent deforestation drivers in the Brazilian Cerrado. **Journal of Environmental Management**, v. 275, p. 111243, 2020.
- TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. 2ª Ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2005.
- TUCCI, C.E.M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 97-112, 2008.
- VALENTIN, E.F.D. Modelagem dinâmica de perdas de solo: o caso do Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto-DF/GO. p. 2008.
- VALENTINI, J.F. **Estimativa da descarga sólida de sedimentos em um trecho do Rio Caí-RS**. 2019. (Bacharel). Engenharia Civil Universidade Federal de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS., 2019.
- VARELLA, C.A.A. Análise multivariada aplicada as ciencias agrárias. **Pós-Graduação em Agronomia-CPGA_CS, Seropédica-RJ**, 2008. Disponível em: <

<http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/varella/Downloads/multivariada%20aplicada%20as%20ciencias%20agrarias/Aulas/analise%20de%20componentes%20principais.pdf> >.

- VIANA, J.F.D.S., MONTENEGRO, S.M.G.L., SILVA, B.B., SILVA, R.M., SOUSA, W.S. Modelagem hidrológica da bacia hidrográfica do Rio Pirapama-PE utilizando o modelo SWAT. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 3, n. 1, p. 155-172, 2018.
- VICENTE, V.M.B. **Análise de mudanças institucionais na política de ordenamento territorial urbano no Distrito Federal (1991-2009)**. 2012. (Doutorado). Pós-Graduação em Administração, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2012.
- VICENTE, V.M.B., CALMON, P.C.D.P., ARAÚJO, S.M.V.G.D. Analisando mudanças institucionais na política de ordenamento territorial urbano do Distrito Federal à luz do modelo das coalizões de defesa. **Organizações & Sociedade**, v. 24, p. 135-156, 2017.
- VIDOLIN, G.P., BIONDI, D., WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 515-525, 2011.
- VIEIRA, R.R.S., PRESSEY, R.L., LOYOLA, R. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, v. 233, p. 152-161, 2019.
- VIGIAK, O., BORSELLI, L., NEWHAM, L.T.H., MCINNES, J., ROBERTS, A.M. Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, v. 138, n. 1, p. 74-88, 2012.
- VILLELA, S.M., MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. Ed. McGraw-Hill, 1975.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG, 1996.
- VORPAHL, P., ELSENBEEER, H., MÄRKER, M., SCHRÖDER, B. How can statistical models help to determine driving factors of landslides? **Ecological Modelling**, v. 239, p. 27-39, 2012.
- WANG, Q., LIU, R., MEN, C., GUO, L., MIAO, Y. Temporal-spatial analysis of water environmental capacity based on the couple of SWAT model and differential evolution algorithm. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 155-166, 2019.
- WANG, Y., XIAO, Z., AURANGZEIB, M., ZHANG, X., ZHANG, S. Effects of freeze-thaw cycles on the spatial distribution of soil total nitrogen using a geographically weighted regression kriging method. **Science of the Total Environment**, v. 763, p. 142993, 2021.
- WANG, Y., ZIV, G., ADAMI, M., MITCHARD, E., BATTERMAN, S.A., BUERMANN, W., MARIMON, B.S., MARIMON JUNIOR, B.H., REIS, S.M., RODRIGUES, D., GALBRAITH, D. Mapping tropical disturbed forests using multi-decadal 30 m optical satellite imagery. **Remote Sensing of Environment**, v. 221, p. 474-488, 2019.

- WEAR, D.N., LIU, R., FOREMAN, J.M., SHEFFIELD, R.M. The effects of population growth on timber management and inventories in Virginia. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n. 1-3, p. 107-115, 1999.
- WEI, L., LUO, Y., WANG, M., SU, S., PI, J., LI, G. Essential fragmentation metrics for agricultural policies: Linking landscape pattern, ecosystem service and land use management in urbanizing China. **Agricultural Systems**, v. 182, p. 102833, 2020.
- WISCHMEIER, W.H., MANNERING, J.V. Relation of soil properties to its erodibility. **Soil Science Society of America Journal**, v. 33, n. 1, p. 131-137, 1969.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. **Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning.**, p. 1978.
- WITTMER, I.K., BADER, H.P., SCHEIDEGGER, R., SINGER, H., LÜCK, A., HANKE, I., CARLSSON, C., STAMM, C. Significance of urban and agricultural land use for biocide and pesticide dynamics in surface waters. **Water Research**, v. 44, n. 9, p. 2850-2862, 2010.
- WONG, Y.L., LEWIS, L. The disappearing environmental kuznets curve: A study of water quality in the Lower Mekong Basin (LMB). **Journal of Environmental Management**, v. 131, p. 415-425, 2013.
- WORRALL, F., KOLPIN, D.W. Aquifer vulnerability to pesticide pollution—combining soil, land-use and aquifer properties with molecular descriptors. **Journal of Hydrology**, v. 293, n. 1-4, p. 191-204, 2004.
- WORRALL, F., WOOFF, D., MCINTYRE, P. A simple modelling approach for water quality: The example of an estuarine impoundment. **Science of the Total Environment**, v. 219, n. 1, p. 41-51, 1998.
- WU, C.-H. Landslide susceptibility mapping by using landslide ratio-based logistic regression: A case study in the southern Taiwan. **Journal of Mountain Science**, v. 12, n. 3, p. 721-736, 2015.
- WU, D. Spatially and temporally varying relationships between ecological footprint and influencing factors in China's provinces Using Geographically Weighted Regression (GWR). **Journal of Cleaner Production**, v. 261, p. 121089, 2020.
- WU, J., LU, J. Spatial scale effects of landscape metrics on stream water quality and their seasonal changes. **Water Research**, p. 116811, 2021.
- WU, J., STEWART, T.W., THOMPSON, J.R., KOLKA, R.K., FRANZ, K.J. Watershed features and stream water quality: Gaining insight through path analysis in a Midwest urban landscape, U.S.A. **Landscape and Urban Planning**, v. 143, p. 219-229, 2015.
- WU, M.Y., XUE, L., JIN, W.B., XIONG, Q.X., AI, T.C., LI, B.L. Modelling the linkage between landscape metrics and water quality indices of hydrological units in Sihuan basin,

- Hubei province, China: An allometric model. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 2131-2145, 2012.
- WU, S.-S., QIU, X., WANG, L. Population estimation methods in GIS and remote sensing: A review. **GIScience & Remote Sensing**, v. 42, n. 1, p. 80-96, 2005.
- XU, L., XU, X., MENG, X. Risk assessment of soil erosion in different rainfall scenarios by RUSLE model coupled with information diffusion model: A case study of Bohai Rim, China. **Catena**, v. 100, p. 74-82, 2013.
- YAMAMOTO, J.K., LANDIM, P.M.B. **Geoestatística: conceitos e aplicações**. Oficina de textos, 2015.
- YAN, W., CHEN, H., WANG, Y., CHEN, C. The effect of landscape complexity on water quality in mountainous urbanized watersheds: a case study in Chongqing, China. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 17, n. 2, p. 165-193, 2021.
- YAN, Y., GUAN, Q., WANG, M., SU, X., WU, G., CHIANG, P., CAO, W. Assessment of nitrogen reduction by constructed wetland based on InVEST: A case study of the Jiulong River Watershed, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 133, p. 349-356, 2018.
- YANG, M., LI, X., HU, Y., HE, X. Assessing effects of landscape pattern on sediment yield using sediment delivery distributed model and a landscape indicator. **Ecological Indicators**, v. 22, p. 38-52, 2012.
- YANG, S., BAI, Y., ALATALO, J.M., WANG, H., JIANG, B., LIU, G., CHEN, J. Spatio-temporal changes in water-related ecosystem services provision and trade-offs with food production. **Journal of Cleaner Production**, v. 286, p. 125316, 2021.
- YANG, Y., LI, Z., LI, P., REN, Z., GAO, H., WANG, T., XU, G., YU, K., SHI, P., TANG, S. Variations in runoff and sediment in watersheds in loess regions with different geomorphologies and their response to landscape patterns. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 15, p. 517, 2017.
- YANG, Y., WONG, K.K.F. Spatial distribution of tourist flows to China's cities. **Tourism Geographies**, v. 15, n. 2, p. 338-363, 2013.
- YUAN, Y., CAVE, M., ZHANG, C. Using Local Moran's I to identify contamination hotspots of rare earth elements in urban soils of London. **Applied Geochemistry**, v. 88, p. 167-178, 2018.
- YUSOF, N.F., LIHAN, T., IDRIS, W.M.R., RAHMAN, Z.A., MUSTAPHA, M.A., YUSOF, M.A.W. Spatially distributed soil losses and sediment yield: A case study of Langat watershed, Selangor, Malaysia. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 212, p. 104742, 2021.
- ZAWADZKA, J., GALLAGHER, E., SMITH, H., CORSTANJE, R. Ecosystem services from combined natural and engineered water and wastewater treatment systems: Going beyond water quality enhancement. **Ecological Engineering: X**, v. 2, p. 100006, 2019.

- ZHANG, C., YANG, Y. Modeling the spatial variations in anthropogenic factors of soil heavy metal accumulation by geographically weighted logistic regression. **Science of the Total Environment**, v. 717, p. 137096, 2020.
- ZHANG, J., LI, S., DONG, R., JIANG, C., NI, M. Influences of land use metrics at multi-spatial scales on seasonal water quality: A case study of river systems in the Three Gorges Reservoir Area, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 206, p. 76-85, 2019.
- ZHANG, L., LU, W., HOU, G., GAO, H., LIU, H., ZHENG, Y. Coupled analysis on land use, landscape pattern and nonpoint source pollution loads in Shitoukoumen Reservoir watershed, China. **Sustainable Cities and Society**, v. 51, p. 101788, 2019.
- ZHANG, S., FAN, W., LI, Y., YI, Y. The influence of changes in land use and landscape patterns on soil erosion in a watershed. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 34-45, 2017.
- ZHANG, W., WEI, X., JINHAI, Z., YULIANG, Z., ZHANG, Y. Estimating suspended sediment loads in the Pearl River Delta region using sediment rating curves. **Continental Shelf Research**, v. 38, p. 35-46, 2012.
- ZHANG, Y., BI, Z., ZHANG, X., YU, Y. Influence of landscape pattern changes on runoff and sediment in the Dali river watershed on the loess plateau of China. **Land**, v. 8, n. 12, p. 180, 2019.
- ZHANG, Y., LIU, Y., PAN, J., ZHANG, Y., LIU, D., CHEN, H., WEI, J., ZHANG, Z., LIU, Y. Exploring spatially non-stationary and scale-dependent responses of ecosystem services to urbanization in Wuhan, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 9, p. 2989, 2020.
- ZHANG, Y., YAN, J., LIU, L. Impact of Qinghai-Xizang Highway on land use and landscape pattern change. **Acta Geographica Sinica**, v. 57, n. 3, p. 266-273, 2002.
- ZHOU, M., DENG, J., LIN, Y., BELETE, M., WANG, K., COMBER, A., HUANG, L., GAN, M. Identifying the effects of land use change on sediment export: Integrating sediment source and sediment delivery in the Qiantang River Basin, China. **Science of the Total Environment**, v. 686, p. 38-49, 2019.
- ZHOU, P., HUANG, J., PONTIUS, R.G., HONG, H. New insight into the correlations between land use and water quality in a coastal watershed of China: Does point source pollution weaken it? **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 591-600, 2016.
- ZHOU, T., WU, J., PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: A case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, v. 23, p. 166-175, 2012.
- ZHU, C., ZHANG, X., ZHOU, M., HE, S., GAN, M., YANG, L., WANG, K. Impacts of urbanization and landscape pattern on habitat quality using OLS and GWR models in Hangzhou, China. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106654, 2020.

ZIEGLER, A.D., GIAMBELLUCA, T.W., PLONDKE, D., LEISZ, S., TRAN, L.T., FOX, J., NULLET, M.A., VOGLER, J.B., TROUNG, D.M., DUC, V.T. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: Buffering of Hortonian overland flow. **Journal of Hydrology**, v. 337, n. 1, p. 52-67, 2007.

ZIMMERMANN, P., TASSER, E., LEITINGER, G., TAPPEINER, U. Effects of land-use and land-cover pattern on landscape-scale biodiversity in the European Alps. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 139, n. 1, p. 13-22, 2010.

APÊNDICE

1. Memorial de Cálculo das Métricas da paisagem

1.1 Métricas da paisagem nível de manchas

AREA	
$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	$a_{ij} =$ área (m ²) da mancha ij.
Descrição	ÁREA é igual à área (m ²) da mancha, dividido por 10.000 (para converter em hectares).
Unidade	Hectares
Amplitude	AREA > 0, sem limite.
Comentários	A área de cada fragmento que compreende um mosaico de paisagem é talvez a informação mais importante e útil contida na paisagem. Essa informação é a base para muitos dos índices de mancha, classe e paisagem.

1.2 Métricas da paisagem nível da Classe

CLASSE AREA	
$CA = \sum_{j=1}^a a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	$a_{ij} =$ área (m ²) da mancha ij.
Descrição	CA = CA é igual à soma das áreas (m ²) de todas as manchas da classe analisada, dividido por 10.000 (para converter em hectares); ou seja, área total da classe.
Unidade	Hectares
Amplitude	CA > 0, sem limite. CA se aproxima de 0 conforme o tipo de mancha se torna cada vez mais raro na paisagem.
Comentários	A área da classe é uma medida da composição da paisagem; especificamente, quanto da paisagem é composta por um tipo de mancha específico. Além de seu valor interpretativo direto, a área de classe é usada nos cálculos para muitas das métricas de classe e paisagem.

PLAND	
$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^a a_{ij}}{A} (100)$	$P_i =$ proporção da paisagem ocupada por tipo de mancha (classe) i $a_{ij} =$ área (m ²) da mancha ij. $A =$ área total da paisagem (m ²)
Descrição	PLAND é a soma das áreas (m ²) de todas as manchas do tipo de mancha correspondente, dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100 (para converter

	em porcentagem); em outras palavras, PLAND é igual à porcentagem da paisagem composta pelo tipo de mancha correspondente.
Unidade	Porcentagem
Amplitude	$0 < PLAND \leq 100$ PLAND se aproxima de 0 quando o tipo de patch correspondente (classe) se torna cada vez mais raro na paisagem.
Comentários	A porcentagem da paisagem quantifica a abundância proporcional de cada tipo de mancha na paisagem. Como a área total da classe, é uma medida da composição da paisagem importante em muitas aplicações ecológicas.

LPI	
$PLAND = \frac{(a_{ij})}{A} (100)$	a_{ij} = área (m ²) da mancha ij. A= área total da paisagem (m ²)
Descrição	LPI é igual à área (m ²) da maior mancha do tipo de mancha correspondente dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100 (para converter para uma porcentagem); em outras palavras, LPI é igual à porcentagem da paisagem composta pela maior mancha.
Unidade	Porcentagem
Amplitude	$0 < LPI \leq 100$ LPI se aproxima de 0 quando a maior mancha do tipo de mancha correspondente é cada vez menor. LPI = 100 quando toda a paisagem consiste em uma única mancha do tipo de mancha correspondente; ou seja, quando a maior mancha abrange 100% da paisagem.
Comentários	A porcentagem da paisagem quantifica a abundância proporcional de cada tipo de mancha na paisagem. Como a área total da classe, é uma medida da composição da paisagem importante em muitas aplicações ecológicas.

ED	
$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10.000)$	e_{ik} = comprimento total (m) da borda na paisagem envolvendo o tipo de mancha (classe) i A= área total da paisagem (m ²)
Descrição	ED é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de borda envolvendo o tipo de mancha correspondente, dividido pela área total da paisagem (m ²), multiplicado por 10.000 (para converter para hectares).
Unidade	Metros por Hectare
Amplitude	$ED \geq 0$, sem limite.

	ED = 0 quando não há borda de classe na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e borda da paisagem, se presente, consistem no tipo de classe e o usuário não especificou a profundidade da borda.
Comentários	A densidade da borda no nível de classe tem a mesma utilidade e limitações que a Borda Total, exceto que a densidade da borda relata o comprimento da borda por unidade de área que facilita a comparação entre paisagens de tamanhos variados.

AREA_MN	
$AREA = a_{ij} \left(\frac{1}{10.000} \right)$	$a_{ij} =$ área (m ²) da mancha ij.
Descrição	AREA é igual à área (m ²) do patch, dividido por 10.000 (para converter em hectares). MN = designação da média estatística do parâmetro
Unidade	Hectares
Amplitude	AREA > 0, sem limite.
Comentários	A área de cada fragmento que compreende um mosaico de paisagem é talvez a informação mais importante e útil contida na paisagem.

TCA	
$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$	$a_{ij}^c =$ área central (m ²) da mancha ij com base nas profundidades de borda especificadas (m).
Descrição	O TCA é igual à soma das áreas centrais de cada mancha (m ²) da classe, dividido por 10.000 (para converter em hectares).
Unidade	Hectares
Amplitude	TCA ≥ 0, sem limite. TCA = 0 quando cada localização dentro de cada mancha da classe está dentro da (s) distância (s) de profundidade de borda especificada (s). O TCA se aproxima da área total de classe (CA) conforme a (s) distância (s) de profundidade da borda especificada (s) diminui e os formatos dos remendos são simplificados.
Comentários	A área núcleo total é definida da mesma forma que a área do núcleo (CORE) no nível de mancha, mas aqui a área do núcleo é agregada (somada) a todos as manchas da classe correspondente.

NDCA	
$NDCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$	n_{ij}^c = número de áreas centrais disjuntas da mancha ij com base nas profundidades d bordas (m).
Descrição	NDCA é igual à soma do número de áreas centrais disjuntas da mesma classe contidas na paisagem
Unidade	Adimensionais
Amplitude	NDCA ≥ 0, sem limite. NDCA = 0 quando TCA = 0 (cada localização dentro de cada mancha da classe está dentro da (s) distância (s) de profundidade de borda especificada (s)). NDCA > 1 quando, devido à complexidade do formato da mancha, um remendo contém mais de 1 área central.
Comentários	O número de áreas centrais disjuntas é uma alternativa ao número de manchas quando faz sentido tratar as áreas centrais como patches funcionalmente distintos.

CORE_MN	
$CORE = a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$	a_{ij}^c = área central (m ²) da mancha ij com base nas profundidades de borda especificadas (m). n_i = número total de áreas centrais MN = designação da média estatística do parâmetro
Descrição	CORE é igual à área (m ²) dentro da mancha que está além da distância de profundidade de borda especificada do perímetro da mancha, dividida por 10.000 (para converter em hectares).
Unidade	Hectares
Amplitude	CORE ≥ 0, sem limite. CORE = 0 quando cada localização dentro de cada mancha da classe está dentro da (s) distância (s) de profundidade de borda especificada (s). CORE se aproxima de AREA conforme a (s) distância (s) de profundidade da borda especificada (s) diminui e conforme o formato da mancha é simplificado.
Comentários	A <i>área do núcleo</i> representa a área na mancha maior do que a distância especificada da profundidade da borda do perímetro.

ENN_MN	
$ENN_{MN} = \frac{\sum_{j=1}^n h_{ij}}{n_i}$	h_{ij} = distância (m) da mancha ij a mancha vizinha mais próxima da mesma classe, com base na distância de ponta a ponta da mancha, calculada do centro ao centro. n_i = número total de manchas da classe
Descrição	ENN é igual à distância (m) para a mancha vizinha mais próxima do mesmo tipo.
Unidade	Metros
Amplitude	ENN > 0, sem limite. ENN se aproxima de 0 conforme a distância para o vizinho mais próximo diminui.
Comentários	A <i>distância euclidiana do vizinho mais próximo</i> é talvez a medida mais simples do contexto da mancha e tem sido usada extensivamente para quantificar o isolamento da mancha

PROX_MN	
$PROX = \sum_{g=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$	a_{ijs} = área (m ²) do patch ijs dentro da vizinhança especificada (m) h_{ijs}^2 = distância (m) entre o patch ijs e o patch ijs, com base na distância borda a borda. MN = designação da média estatística do parâmetro
Descrição	PROX é igual à soma da área da mancha (m ²) dividida pela distância borda-a-borda mais próxima ao quadrado (m ²) entre a mancha e a mancha focal de toda a classe correspondente cujas bordas estão dentro de uma distância especificada (m). Essa métrica é calculada tanto para o nível de classe quanto de paisagem.
Unidade	Adimensionais
Amplitude	PROX ≥ 0. PROX = 0 se um patch não tiver vizinhos do mesmo tipo de patch dentro do raio de busca especificado. PROX aumenta à medida que a vizinhança (definida pelo raio de busca especificado) é cada vez mais ocupada por patches do mesmo tipo e à medida que essas manchas se tornam mais próximos e contíguos (ou menos fragmentados) na distribuição. O limite superior do PROX é afetado pelo raio de busca e a distância mínima entre manchas.
Comentários	A <i>distância euclidiana do vizinho mais próximo</i> é talvez a medida mais simples do contexto da mancha e tem sido usada extensivamente para quantificar o isolamento da mancha

NP	
$NP = n_i$	n_i = número de manchas na paisagem da classe especificada.
Descrição	NP é igual ao número de manchas da classe especificada.
Unidade	Adimensional
Amplitude	$NP \geq 1$, sem limite. NP = 1 quando a paisagem contém apenas 1 mancha da classe correspondente; ou seja, quando a classe consiste em uma única mancha.
Comentários	O número de patches de um determinado tipo de mancha é uma medida simples da extensão da subdivisão ou fragmentação. Embora o número de manchas em uma classe possa ser fundamentalmente importante para vários processos ecológicos, muitas vezes ele tem valor interpretativo limitado por si só porque não transmite informações sobre a área, distribuição ou densidade das manchas.

LPI	
$NP = (a_{ij})(100)$	a_{ij} = área (m^2) da mancha ij . A = área total da paisagem (m^2)
Descrição	LPI é igual à área (m^2) da maior mancha na paisagem dividida pela área total da paisagem (m^2), multiplicada por 100 (para converter para uma porcentagem); em outras palavras, LPI é igual à porcentagem da paisagem compreendida pela maior mancha. Essa métrica é calculada em nível de classe e paisagem.
Unidade	Porcentagem
Amplitude	$0 < LPI \leq 100$ LPI se aproxima de 0 quando a maior mancha na paisagem é cada vez menor. LPI = 100 quando toda a paisagem consiste em uma única mancha; ou seja, quando a maior mancha abrange 100% da paisagem.
Comentários	<i>O índice de maior mancha</i> quantifica a porcentagem da área total da paisagem composta pela maior mancha. Como tal, é uma medida simples de domínio

1.3 Métricas em nível da Paisagem

LSI	
$LSI = \frac{e_i}{e_i}$	<p>e_i = comprimento total da borda (ou perímetro) da classe i em termos de número de superfícies de células; inclui todos os limites da paisagem e segmentos de borda de fundo envolvendo a classe i.</p> <p>e_i = comprimento total mínimo da borda (ou perímetro) da classe i em termos de número de superfícies de células</p>
Descrição	<p>LSI é igual ao comprimento total da borda (ou perímetro) envolvendo a classe correspondente, dado em número de superfícies de células, dividido pelo comprimento mínimo de borda de classe (ou perímetro) possível para uma classe agregada ao máximo, também dado em número de superfícies de células, que é alcançado quando a classe é agrupada ao máximo em um único patch compacto. Se a_i é a área da classe i (em termos de número de células) [note, isso é equivalente à soma das áreas de manchas em todos os patches da classe i] e n é o lado do maior quadrado inteiro menor que a_i (denotado em $n = \text{int} \sqrt{a_i}$), então a borda ou perímetro mínimo da classe i, $\text{min-}e_i$, assumirá uma das três formas:</p> <p>$\text{min-}e_i = 4n$, quando $m = 0$, ou $\text{min-}e_i = 4n + 2$, quando $n^2 < a_i \leq n(1 + n)$, ou $\text{min-}e_i = 4n + 4$, quando $a_i > n(1 + n)$.</p>
Unidade	Adimensional
Amplitude	LSI = 1 quando a paisagem consiste em um único quadrado ou mancha maximamente compacto da classe correspondente; O LSI aumenta sem limite à medida que o tipo de mancha se torna mais desagregado.
Comentários	O <i>índice de formato de paisagem</i> fornece uma medida simples de agregação de classe ou aglomeração e, como tal, é muito semelhante ao índice de agregação.
ED	
$ED = \frac{E}{A}(10.000)$	<p>E = comprimento total (m) da borda na paisagem A = área total da paisagem (m^2)</p>
Descrição	ED é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos da paisagem, dividido pela área total da paisagem (m^2), multiplicado por 10.000 (para converter para hectares).
Unidade	Metros por Hectare
Amplitude	$ED \geq 0$, sem limite.

	ED = 0 quando não há borda na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e borda da paisagem, se presente, consistem em uma única mancha e não foi especificada a borda da paisagem.
Comentários	A densidade da borda no nível de classe tem a mesma utilidade e limitações que a Borda Total, exceto que a densidade da borda relata o comprimento da borda por unidade de área que facilita a comparação entre paisagens de tamanhos variados.

TE	
$TE = E$	$E =$ comprimento total (m) da borda na paisagem
Descrição	TE é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos da paisagem.
Unidade	Metros
Amplitude	TE ≥ 0, sem limite. TE = 0 quando não há borda na paisagem;
Comentários	O Total de Bordas é uma medida absoluta do comprimento total da borda de um tipo de manchas específico. Em aplicações que envolvem a comparação de paisagens de tamanhos variados, esse índice pode não ser tão útil quanto à densidade da borda.

NDCA	
$NDCA = \sum_{i=j}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$	$n_{ij}^c =$ número de áreas centrais disjuntas da mancha ij com base nas profundidades d bordas (m).
Descrição	NDCA é igual à soma do número de áreas centrais disjuntas contidas em cada fragmento na paisagem; isto é, o número de áreas centrais disjuntas contidas na paisagem.
Unidade	Adimensionais
Amplitude	NDCA ≥ 0, sem limite. NCA = 0 quando TCA = 0 (ou seja, cada localização dentro de cada mancha está dentro da (s) distância (s) de profundidade de borda especificada (s) dos perímetros da mancha); em outras palavras, quando não há áreas centrais. NDCA > 1 quando, devido ao tamanho e forma da mancha, existe pelo menos uma área central.
Comentários	O número de áreas centrais disjuntas é uma alternativa ao número de manchas quando faz sentido tratar as áreas centrais como manchas funcionalmente distintas.

NP	
$NP = N$	$N =$ número total de manchas na paisagem.
Descrição	NP é igual ao número de manchas da classe especificada.
Unidade	Adimensional
Amplitude	<p>$NP \geq 1$, sem limite.</p> <p>NP = 1 quando a paisagem contém apenas 1 mancha da classe correspondente; ou seja, quando a classe consiste em uma única mancha.</p>
Comentários	O número de patches de um determinado tipo de mancha é uma medida simples da extensão da subdivisão ou fragmentação. Embora o número de manchas em uma classe possa ser fundamentalmente importante para vários processos ecológicos, muitas vezes ele tem valor interpretativo limitado por si só porque não transmite informações sobre a área, distribuição ou densidade das manchas.

PD	
$PD = \frac{N}{A}(10.000)(100)$	$N =$ número total de manchas na paisagem. $A =$ área total da paisagem (m ²)
Descrição	PD é igual ao número de manchas na paisagem, dividido pela área total da paisagem (m ²), multiplicado por 10.000 e 100 (para converter para 100 hectares).
Unidade	Número por 100 hectares
Amplitude	<p>PD > 0, limitado pelo tamanho da célula.</p> <p>O PD é, em última análise, limitado pelo tamanho do pixel da imagem raster, porque o PD máximo é atingido quando cada célula é um fragmento separado.</p>
Comentários	A densidade do patch é um aspecto limitado, mas fundamental, do padrão da paisagem. A densidade do patch tem a mesma utilidade básica que o número de patches como um índice, exceto que expressa o número de patches por unidade de área, o que facilita as comparações entre paisagens de tamanhos variados.

CONTAG	
$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left[(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right] * \left[\ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right]}{2 \ln \ln (m)} \right] \quad (100)$	
<p>P_i= proporção da paisagem ocupada por tipo de mancha (classe) i. g_{ik}= número de adjacências (junções) entre pixels de tipos de manchas (classes) i e k com base no método de contagem dupla. m = número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem, incluindo a borda da paisagem, se presente.</p>	
Descrição	<p>CONTAG é igual a menos a soma da abundância proporcional de cada tipo de mancha multiplicada pela proporção de adjacências entre as células desse tipo de mancha e outro tipo de mancha, multiplicada pelo logaritmo da mesma quantidade, somado sobre cada tipo de adjacência único e cada tipo de patch; dividido por 2 vezes o logaritmo do número de tipos de mancha; multiplicado por 100 (para converter em porcentagem).</p>
Unidade	Porcentagem
Amplitude	<p>$0 < CONTAG \leq 100$ CONTAG se aproxima de 0 quando os tipos de mancha são desagregados ao máximo (ou seja, cada célula é um tipo de mancha diferente) e intercalados (proporções iguais de todas as adjacências de pares). CONTAG = 100 quando todos os tipos de mancha são agregados ao máximo; ou seja, quando a paisagem consiste em uma única mancha.</p>
Comentários	<p>O contágio está inversamente relacionado à densidade da borda. Quando a densidade das bordas é muito baixa, por exemplo, quando uma única classe ocupa uma grande porcentagem da paisagem, o contágio é alto e vice-versa. Além disso, observe que o contágio é afetado tanto pela dispersão quanto pela interspersão dos tipos de manchas.</p>

IJI	
$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_i}{E} \right) \right] * \left[\ln \left(\frac{e_i}{E} \right) \right]}{\ln \ln (0,5[m(m-1)])} \quad (100)$	
<p>e_i= comprimento total da borda (ou perímetro) na paisagem entre os tipos de manchas (classes) i e k E= comprimento total (m) da borda na paisagem m = número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem, incluindo a borda da paisagem, se presente.</p>	

Descrição	IJI é a interdispersão observada sobre a interdispersão máxima possível para um determinado número de tipos de patch.
Unidade	Porcentagem
Amplitude	$0 < IJI \leq 100$ O IJI se aproxima de 0 quando a distribuição de adjacências entre os tipos de patch exclusivos se torna cada vez mais desigual. IJI = 100 quando todos os tipos de mancha são igualmente adjacentes a todos os outros tipos de mancha.
Comentários	O índice de interdispersão e justaposição são baseados em adjacências de mancha, não em adjacências de células como o índice de contágio. Como tal, ele não fornece uma medida de agregação de classe como o índice de contágio, mas de isola a interdispersão ou mistura de tipos de mancha.

SPLIT	
$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m a_{ij}^2}$	a_{ij} = área (m ²) da mancha ij. A = área total da paisagem (m ²)
Descrição	SPLIT é igual à área total da paisagem (m ²) ao quadrado dividido pela soma da área da mancha (m ²) ao quadrado, somada em todas as manchas na paisagem.
Unidade	Adimensional
Amplitude	$1 \leq SPLIT \leq \text{número de células na paisagem ao quadrado}$ SPLIT = 1 quando a paisagem consiste em uma única mancha. O SPLIT aumenta à medida que a paisagem é cada vez mais subdividida em manchas menores e atinge seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo; ou seja, quando cada célula é uma mancha separada.
Comentários	A métrica SPLIT é baseada na distribuição cumulativa da área da mancha e é interpretada como o número de malha efetivo, ou número de manchas com um tamanho de manchas constante quando a paisagem é subdividida em patches S, onde S é o valor do índice de divisão.

DIVISION	
$DIVISION = \left[1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right]$	a_{ij} = área (m ²) da mancha ij. A = área total da paisagem (m ²)
Descrição	DIVISION é igual a 1 menos a soma da área da mancha (m ²) dividida pela área total da paisagem (m ²), quantidade ao quadrado, somada em todas as manchas na paisagem.
Unidade	Adimensional
Amplitude	$0 \leq DIVISION \leq 1$ DIVISION = 0 quando a paisagem consiste em uma mancha única. DIVISION atinge seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo; ou seja, quando cada célula é uma mancha separada.
Comentários	A métrica DIVISION é baseada na distribuição cumulativa da área da mancha e é interpretada como a probabilidade de que dois pixels escolhidos aleatoriamente na paisagem não estejam situados na mesma mancha. Observe a semelhança com o índice de diversidade de Simpson, só que aqui a soma é através da área proporcional de cada mancha, ao invés da área proporcional de cada tipo de mancha na paisagem. Note, DIVISION é redundante com o tamanho efetivo da malha (MESH).

PR	
$PR = m$	m = número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem
Descrição	PR é igual ao número de diferentes tipos de remendo presentes dentro do limite da paisagem.
Unidade	Adimensional
Amplitude	$PR \geq 1$, sem limite.
Comentários	A riqueza do patch é talvez a medida mais simples da composição da paisagem, mas observe que ela não reflete as abundâncias relativas dos tipos de manchas. Observe que essa métrica é redundante com a densidade de riqueza de manchas e com a riqueza relativa de manchas.
PRD	
$PRD = \frac{m}{A}(10,000)(100)$	m = número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem A = área total da paisagem (m ²)
Descrição	PR é igual ao número de diferentes tipos de remendo

	presentes dentro do limite da paisagem dividido pela área total da paisagem (m ²).
Unidade	Número por 100 hectares
Amplitude	PRD ≥ 0, sem limite.
Comentários	A <i>densidade de riqueza de manchas</i> padroniza a riqueza para uma base por área, o que facilita a comparação entre as paisagens.

SHDI	
$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i * \ln(P_i))$	P _i = proporção da paisagem ocupada por tipo de mancha (classe) i
Descrição	SHDI é igual a menos a soma, em todos os tipos de mancha, da abundância proporcional de cada tipo de mancha multiplicado por essa proporção.
Unidade	Adimensional
Amplitude	SHDI ≥ 0, sem limite SHDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 mancha (ou seja, nenhuma diversidade). O SHDI aumenta à medida que o número de diferentes tipos de mancha (ou seja, PR) aumenta e / ou a distribuição proporcional de área entre os tipos de patch torna-se mais equitativa.
Comentários	O <i>índice de diversidade de Shannon</i> é uma medida popular de diversidade em ecologia de comunidade, aplicada aqui a paisagens. O índice de Shannon é um pouco mais sensível a tipos de manchas raras do que o índice de diversidade de Simpson.
SHEI	
$SHEI = \frac{\sum_{i=1}^m (P_i * \ln(P_i))}{\ln(m)}$	P _i = proporção da paisagem ocupada por tipo de mancha (classe) i m = número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem
Descrição	SHEI é o Índice de Diversidade de Shannon observado dividido pelo Índice de Diversidade de Shannon máximo para o número de tipos de manchas (classes) presentes na paisagem.
Unidade	Adimensional
Amplitude	SHDI ≥ 0, sem limite SHDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 mancha (ou seja, nenhuma diversidade). O SHDI aumenta à medida que o número de diferentes tipos de mancha (ou seja, PR) aumenta e / ou a distribuição proporcional de área entre os tipos de patch torna-se mais equitativa.

Comentários	O <i>índice de uniformidade de Shannon</i> é expresso de forma que uma distribuição uniforme da área entre os tipos de manchas resulte em uniformidade máxima. Como tal, a uniformidade é o complemento do domínio.
-------------	---

2. Testes de Normalidade e Variância

Valores dos testes de normalidade e Kruskal-Wallis para as métricas em nível de classe das sub-bacias do Alto Descoberto (Classe Agrícola):

Métrica	Shapiro-Wilk		Kruskall -Wallis	
	Z	P	Chi-quadrado	P
CA	13.188	0.00000	1875.478	0.0001
PLAND	9.604	0.00000	1564.355	0.0001
NP	13.579	0.00000	1362.023	0.0001
LPI	10.223	0.00000	1476.965	0.0001
ED	6.242	0.00000	1475.044	0.0001
LSI	8.771	0.00000	1709.717	0.0001
AREA_MN	16.107	0.00000	1466.091	0.0001
TCA	14.46	0.00000	1775.591	0.0001
CORE_MN	16.464	0.00000	1542.051	0.0001
PROX_MN	14.903	0.00000	1520.569	0.0001
ENN_MN	15.703	0.00000	857.981	0.0001

Valores dos testes de normalidade e Kruskal -Wallis para as métricas em nível de classe das sub-bacias do Alto Descoberto (Classe Formações Savânicas e Campestres):

Métrica	Shapiro-Wilk		Kruskall -Wallis	
	Z	P	Chi-quadrado	P
CA	14.188	0.00000	1861.739	0.0001
PLAND	10.697	0.00000	1536.038	0.0001
NP	10.847	0.00000	1723.234	0.0001
LPI	12.721	0.00000	1489.705	0.0001

ED	8.794	0.00000	1313.063	0.0001
LSI	7.289	0.00000	1751.463	0.0001
AREA_MN	16.155	0.00000	1607.302	0.0001
TCA	15.437	0.00000	1758.92	0.0001
CORE_MN	16.577	0.00000	1690.243	0.0001
PROX_MN	14.608	0.00000	748.368	0.0001
ENN_MN	14.608	0.00000	748.368	0.0001

Valores dos testes de normalidade e Kruskal -Wallis para as métricas em nível de classe das sub-bacias do Alto Descoberto (Classe Formações Florestais):

Métrica	Shapiro-Wilk		Kruskal -Wallis	
	Z	P	Chi-quadrado	P
CA	12.368	0.00000	1670.309	0.0001
PLAND	12.316	0.00000	1426.018	0.0001
NP	11.952	0.00000	1625.699	0.0001
LPI	13.762	0.00000	1551.717	0.0001
ED	10.975	0.00000	1378.788	0.0001
LSI	7.511	0.00000	1682.462	0.0001
AREA_MN	14.724	0.00000	1563.121	0.0001
TCA	16.229	0.00000	1163.237	0.0001
CORE_MN	16.648	0.00000	1151.112	0.0001
PROX_MN	14.774	0.00000	1238.514	0.0001
ENN_MN	15.837	0.00000	731.514	0.0001

Valores dos testes de normalidade e Kruskal -Wallis para as métricas em nível de classe das sub-bacias do Alto Descoberto (Classe Floresta Plantada):

Métrica	Shapiro-Wilk		Kruskal -Wallis	
	Z	P	Chi-quadrado	P
CA	10.881	0.00000	628.649	0.0001

PLAND	10.382	0.00000	615.686	0.0001
NP	12.197	0.00000	543.068	0.0001
LPI	11.242	0.00000	595.735	0.0001
ED	9.696	0.00000	656.316	0.0001
LSI	9.45	0.00000	604.002	0.0001
AREA_MN	12.22	0.00000	502.054	0.0001
TCA	11.457	0.00000	577.729	0.0001
CORE_MN	12.737	0.00000	521.771	0.0001
PROX_MN	11.83	0.00000	484.999	0.0001
ENN_MN	13.875	0.00000	406.582	0.0001

Valores dos testes de normalidade e Kruskall -Wallis para as métricas em nível de classe das sub-bacias do Alto Descoberto (Classe Urbano):

Métrica	Shapiro-Wilk		Kruskall -Wallis	
	Z	P	Chi-quadrado	P
CA	14.874	0.00000	938.436	0.0001
PLAND	14.675	0.00000	932.786	0.0001
NP	12.185	0.00000	740.26	0.0001
LPI	14.841	0.00000	934.966	0.0001
ED	13.486	0.00000	720.489	0.0001
LSI	10.258	0.00000	689.024	0.0001
AREA_MN	15.29	0.00000	834.147	0.0001
TCA	14.178	0.00000	594.339	0.0001
CORE_MN	14.729	0.00000	589.863	0.0001
PROX_MN	15.351	0.00000	583.158	0.0001
ENN_MN	14.127	0.00000	488.087	0.0001

Valores dos testes de normalidade e Kruskall -Wallis para as métricas em nível de paisagem das sub-bacias do Alto Descoberto (Classe Urbano):

Métrica	Shapiro-Wilk		Kruskall -Wallis	
	Z	P	Chi-quadrado	P
NP	11.182	0.00000	1858.685	0.0001
PD	15.75	0.00000	1778.759	0.0001
LPI	9.96	0.00000	1019.030	0.0001
TE	12.045	0.00000	1916.446	0.0001
ED	9.374	0.00000	1426.976	0.0001
LSI	7.448	0.00000	1715.034	0.0001
NDCA	11.193	0.00000	1716.313	0.0001
PROX_MN	13.806	0.00000	1659.768	0.0001
CONTAG	5.251	0.00000	1298.727	0.0001
IJI	3.443	0.00000	1271.608	0.0001
DIVISION	11.729	0.00000	1085.269	0.0001
PR*	-0.65	0.74219	1344.811	0.0001
PRD	17.133	0.00000	1972.343	0.0001
SHDI	5.833	0.00000	1393.637	0.0001
SHEI	4.994	0.00000	1287.918	0.0001

*Distribuição normal detectada a 95% de significância.

2.1 Correlação de Spearman entre as métricas da paisagem no nível de classe para toda a bacia.

CLASSE – AGRO

	CA	PLAND	NP	LPI	ED	LSI	AREA_MN	TCA	CORE_MN	PROX_MN	ENN_MN
CA	1										
PLAND	1.0000*	1									
NP	-0.5917*	-0.5917*	1								
LPI	0.8069*	0.8069*	-0.3984*	1							
ED	0.8355*	0.8355*	-0.1847	0.7060*	1						
LSI	0.1109	0.1109	0.5374*	0.0589	0.5528*	1					
AREA_MN	0.9230*	0.9230*	-0.7839*	0.7855*	0.6613*	-0.152	1				
TCA	0.9730*	0.9730*	-0.6696*	0.8089*	0.7581*	-0.0315	0.9488*	1			
CORE_MN	0.9137*	0.9137*	-0.7903*	0.8073*	0.6464*	-0.1919	0.9891*	0.9540*	1		
PROX_MN	0.7927*	0.7927*	-0.6240*	0.4702*	0.5952*	0.0415	0.7508*	0.7903*	0.7504*	1	
ENN_MN	-0.4573*	-0.4573*	0.0018	-0.4875*	-0.3883*	-0.0742	-0.3585*	-0.4738*	-0.3690*	-0.2923	1

*Significativo a 95%

CLASSE – FSC

	CA	PLAND	NP	LPI	ED	LSI	AREA_MN	TCA	CORE_MN	PROX_MN	ENN_MN
CA	1										
PLAND	1.0000*	1									
NP	-0.2516	-0.2516	1								
LPI	0.6759*	0.6759*	-0.1083	1							
ED	0.8528*	0.8528*	0.0016	0.4799*	1						
LSI	0.3238	0.3238	0.4476*	-0.0389	0.6907*	1					
AREA_MN	0.7500*	0.7500*	-0.7919*	0.4634*	0.4823*	-0.0851	1				
TCA	0.8270*	0.8270*	0.0464	0.8001*	0.6238*	0.1145	0.4645*	1			
CORE_MN	0.8375*	0.8375*	-0.5923*	0.6430*	0.5141*	-0.1145	0.9165*	0.7234*	1		
PROX_MN	0.8524*	0.8524*	-0.5496*	0.6928*	0.6351*	0.0343	0.8681*	0.6351*	0.8548*	1	
ENN_MN	-0.7931*	-0.7931*	0.023	-0.4779*	-0.7589*	-0.5109*	-0.4927*	-0.6847*	-0.5835*	-0.6157*	1

*Significativo a 95%

CLASSE – FF

	CA	PLAND	NP	LPI	ED	LSI	AREA_MN	TCA	CORE_MN	PROX_MN	ENN_MN
CA	1										
PLAND	1.0000*	1									
NP	0.7102*	0.7102*	1								
LPI	0.3192	0.3192	0.2973	1							
ED	0.9609*	0.9609*	0.8100*	0.2666	1						
LSI	0.8629*	0.8629*	0.8701*	0.1555	0.9556*	1					
AREA_MN	0.6403*	0.6403*	0.0387	0.3004	0.5254*	0.3302	1				
TCA	0.7161*	0.7161*	0.4450*	0.6755*	0.5843*	0.4073*	0.6210*	1			
CORE_MN	0.4508*	0.4508*	0.0756	0.6378*	0.2875	0.0758	0.6710*	0.8867*	1		
PROX_MN	0.7339*	0.7339*	0.4759*	0.5539*	0.6907*	0.5508*	0.6347*	0.8077*	0.6669*	1	
ENN_MN	-0.6044*	-0.6044*	-0.6271*	0.1758	-0.6581*	-0.6919*	-0.1359	-0.181	0.1153	-0.2855	1

*Significativo a 95%

CLASSE – FP

	CA	PLAND	NP	LPI	ED	LSI	AREA_MN	TCA	CORE_MN	PROX_MN	ENN_MN
CA	1										
PLAND	1.0000*	1									
NP	-0.5917*	-0.5917*	1								
LPI	0.8069*	0.8069*	-0.3984*	1							
ED	0.8355*	0.8355*	-0.1847	0.7060*	1						
LSI	0.1109	0.1109	0.5374*	0.0589	0.5528*	1					
AREA_MN	0.9230*	0.9230*	-0.7839*	0.7855*	0.6613*	-0.152	1				
TCA	0.9730*	0.9730*	-0.6696*	0.8089*	0.7581*	-0.0315	0.9488*	1			
CORE_MN	0.9137*	0.9137*	-0.7903*	0.8073*	0.6464*	-0.1919	0.9891*	0.9540*	1		
PROX_MN	0.7927*	0.7927*	-0.6240*	0.4702*	0.5952*	0.0415	0.7508*	0.7903*	0.7504*	1	
ENN_MN	-0.4573*	-0.4573*	0.0018	-0.4875*	-0.3883*	-0.0742	-0.3585*	-0.4738*	-0.3690*	-0.2923	1

*Significativo a 95%

CLASSE – URBANO

	CA	PLAND	NP	LPI	ED	LSI	AREA_MN	TCA	CORE_MN	PROX_MN	ENN_MN
CA	1										
PLAND	1.0000*	1									
NP	0.174	0.174	1								
LPI	0.8118*	0.8118*	-0.0877	1							
ED	0.1728	0.1728	0.9422*	-0.143	1						
LSI	-0.0836	-0.0836	0.9151*	-0.3539*	0.9555*	1					
AREA_MN	0.1815	0.1815	-0.9174*	0.3479*	-0.8763*	-0.9489*	1				
TCA	0.8329*	0.8329*	-0.226	0.8807*	-0.2838	-0.5197*	0.5438*	1			
CORE_MN	0.2818	0.2818	-0.8678*	0.4896*	-0.8630*	-0.9579*	0.9763*	0.6601*	1		
PROX_MN	-0.0505	-0.0505	-0.3644*	0.129	-0.3580*	-0.3031	0.3195	0.0849	0.2924	1	
ENN_MN	0.008	0.008	-0.8477*	0.134	-0.8038*	-0.8152*	0.8566*	0.3148	0.7878*	0.3693*	1

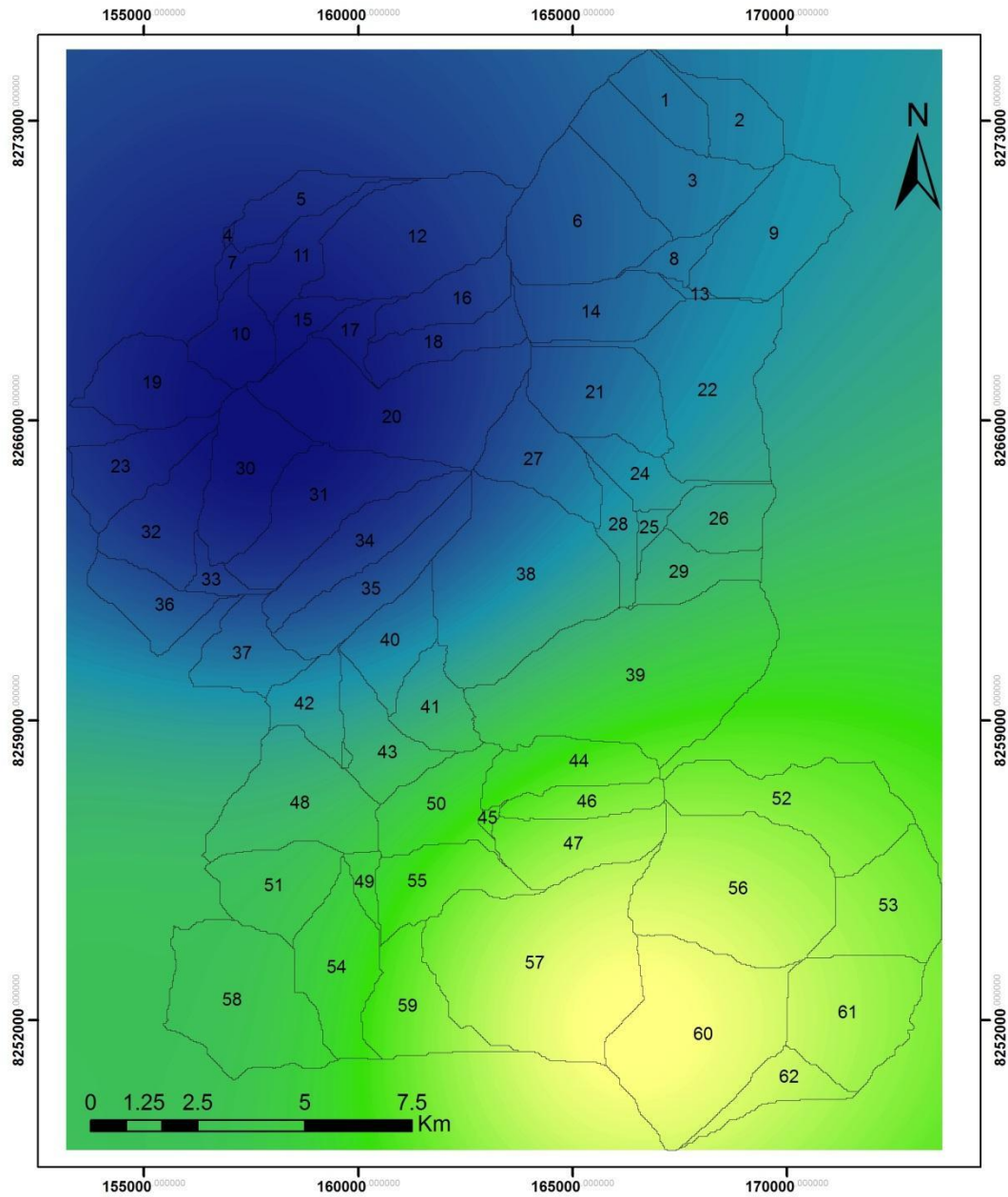
*Significativo a 95%

2.2 Correlação de Spearman entre as métricas no nível de paisagem para toda a bacia.

	NP	PD	LPI	TE	ED	LSI	NDCA	PROX_MN	CONTAG	IJI	DIVISION	PR	PRD	SHDI	SHEI
NP	1														
PD	1.0000*	1													
LPI	-0.5415*	-0.5415*	1												
TE	0.7919*	0.7919*	-0.5609*	1											
ED	0.7919*	0.7919*	-0.5609*	1.0000*	1										
LSI	0.7919*	0.7919*	-0.5609*	1.0000*	1.0000*	1									
NDCA	0.5513*	0.5513*	-0.3746*	0.8543*	0.8543*	0.8543*	1								
PROX_MN	-0.4383*	-0.4383*	0.8980*	-0.3552*	-0.3552*	-0.3552*	-0.1714	1							
CONTAG	-0.3750*	-0.3750*	0.3524	-0.6871*	-0.6871*	-0.6871*	-0.6601*	0.1081	1						
IJI	0.1754	0.1754	-0.1185	0.2843	0.2843	0.2843	0.1758	-0.0302	-0.7649*	1					
DIVISION	0.5910*	0.5910*	-0.9602*	0.6692*	0.6692*	0.6692*	0.5146*	-0.8329*	-0.4337*	0.1091	1				
SPLIT	0.5899*	0.5899*	-0.9597*	0.6690*	0.6690*	0.6690*	0.5150*	-0.8319*	-0.4339*	0.1093	0.9999*				
PR
PRD
SHDI	0.1867	0.1867	-0.2194	0.4883*	0.4883*	0.4883*	0.5107*	-0.0089	-0.9560*	0.8161*	0.2813	.	.	1	
SHEI	0.1867	0.1867	-0.2194	0.4883*	0.4883*	0.4883*	0.5107*	-0.0089	-0.9560*	0.8161*	0.2813	.	.	1.0000*	1

* Significativo a 95%

3. Input InVEST (EROSIVIDADE e ERODIBILIDADE)



Projeção Universal Transversa de Mercator
 SCG: SIRGAS_2000 Zona 23_S
 Escala:120:000



Universidade de Brasília
 Departamento de Engenharia Florestal
 Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais
 Autor: Ana Paula Camelo

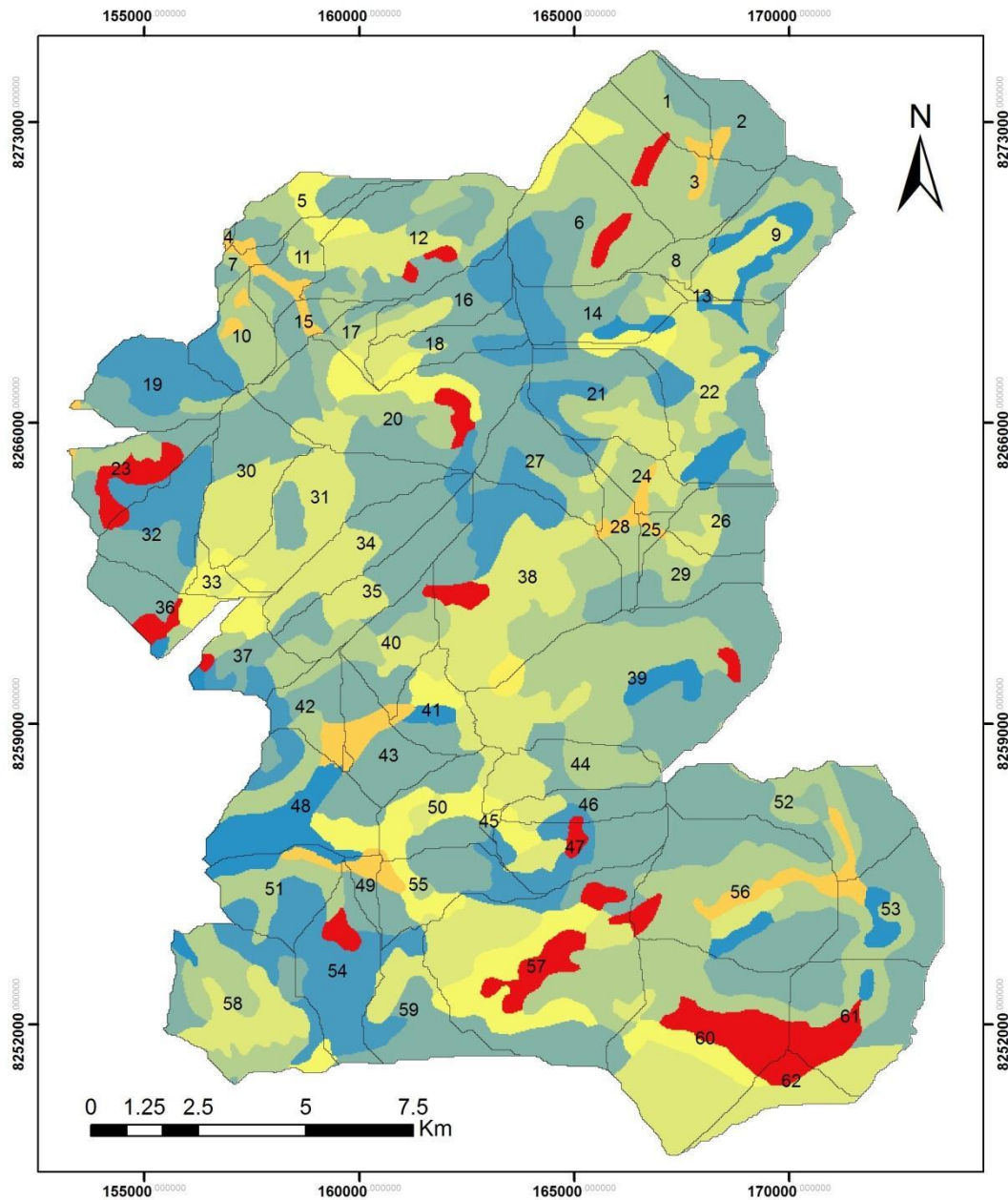
Legenda

R (MJ • mm • ha⁻¹ • h⁻¹)



BACRD

Sub-bacias



Projeção Universal Transversa de Mercator
 SCG: SIRGAS_2000 Zona 23_S
 Escala:120:000



Universidade de Brasília
 Departamento de Engenharia Florestal
 Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais
 Autor: Ana Paula Camelo

Legenda

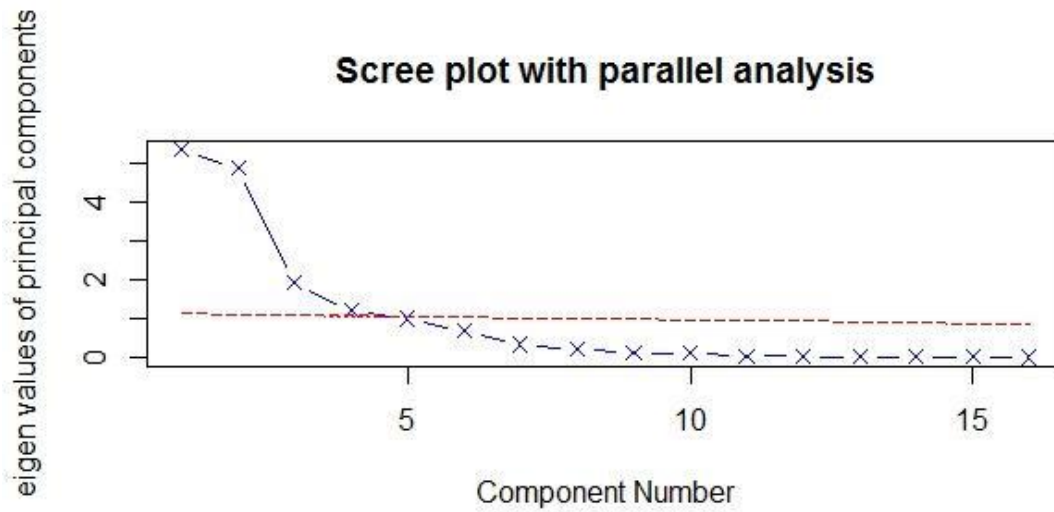
$K (t \cdot ha \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot ha^{-1} \cdot mm^{-1})$



BACRD

Sub-bacias

4. Resultado preliminar da Análise de Componentes Principais.



Parallel analysis suggests that the number of components = 4

Componente	Autovalor	Porcentagem da Variância	Porcentagem da variância Acumulada
CP 1	5.37	33.54	33.54
CP 2	4.89	30.54	64.08
CP 3	1.93	12.05	76.13
CP 4	1.21	7.54	83.67
CP 5	1.01	6.32	89.99
CP 6	0.69	4.33	94.32
CP 7	0.34	2.11	96.43
CP 8	0.21	1.32	97.76
CP 9	0.13	0.80	98.55
CP 10	0.11	0.68	99.23
CP 11	0.05	0.30	99.54
CP 12	0.02	0.14	99.68
CP 13	0.02	0.12	99.80
CP 14	0.02	0.11	99.90
CP 15	0.01	0.09	99.99
CP 16	0.00	0.01	100.00

COMUNALIDADES ROTACIONADA

	Dim.1	Dim.2	Dim.3	Dim.4
RC1	0	0	0	1
RC2	0.963207	0.03602	0.000774	0
RC3	0.026151	0.548606	0.425243	0
RC4	0.010642	0.415374	0.573983	0

5. Estatística Descritiva das Variáveis Sociais

ESTATISTICA DESCRITIVA VARIÁVEL RENDA

Sub-Bacia	Mínimo	Máximo	Amplitude	Média	Desvio Padrão
1	376.33	376.33	0.00	376.33	0.00
2	376.33	564.50	188.17	401.14	63.66
3	376.33	564.50	188.17	465.29	93.94
4	1240.25	1315.25	75.00	1313.90	9.98
5	515.92	1315.25	799.33	1141.69	165.21
6	328.83	752.67	423.83	492.22	84.90
7	957.92	1482.50	524.58	1346.90	67.13
8	564.50	564.50	0.00	564.50	0.00
9	564.50	564.50	0.00	564.50	0.00
10	1315.25	1583.50	268.25	1437.42	68.50
11	515.92	1395.42	879.50	1210.39	163.91
12	327.75	1249.58	921.83	721.37	275.92
13	564.50	564.50	0.00	564.50	0.00
14	442.00	752.67	310.67	641.53	98.33
15	957.92	1396.42	438.50	1246.00	111.40
16	328.83	1024.58	695.75	692.68	185.54
17	907.25	1316.25	409.00	1016.12	50.23
18	442.00	1095.42	653.42	792.49	110.89
19	1397.00	2195.42	798.42	1844.16	219.88
20	654.50	1941.08	1286.58	1123.25	194.75
21	564.50	1190.83	626.33	800.62	116.63
22	376.33	752.67	376.33	575.82	49.91
23	1610.58	2549.83	939.25	2254.36	154.89
24	376.33	1190.83	814.50	637.84	201.81
25	376.33	564.50	188.17	492.75	90.55
26	376.33	564.50	188.17	459.38	92.85
27	564.50	1449.83	885.33	1006.66	217.59
28	376.33	1002.67	626.33	578.06	93.62
29	376.33	659.67	283.33	554.32	50.58
30	1074.33	2706.00	1631.67	1969.77	410.32

31	1002.67	2594.58	1591.92	1781.76	322.91
32	1600.08	2477.25	877.17	2206.10	188.28
33	1556.42	2639.75	1083.33	2325.87	249.37
34	1002.67	1723.08	720.42	1496.95	170.94
35	1096.75	1723.08	626.33	1347.52	125.21
36	1556.42	2411.25	854.83	2251.15	145.92
37	1034.92	1744.58	709.67	1405.55	182.47
38	376.33	1440.83	1064.50	762.44	234.54
39	543.00	1750.67	1207.67	896.70	237.13
40	538.17	1473.08	934.92	954.49	205.14
41	538.17	788.17	250.00	725.10	74.91
42	603.83	1363.42	759.58	954.94	225.86
43	603.83	1284.92	681.08	901.72	115.57
44	770.50	2961.50	2191.00	1665.10	635.77
45	2624.67	2741.33	116.67	2686.23	58.24
46	1616.67	2878.17	1261.50	2260.23	393.19
47	1628.17	3718.83	2090.67	2491.03	536.43
48	603.83	978.83	375.00	832.44	99.01
49	958.00	2786.17	1828.17	1761.59	733.60
50	770.50	2948.67	2178.17	1905.67	774.37
51	791.33	1145.50	354.17	943.78	106.71
52	983.00	2923.17	1940.17	1893.60	388.70
53	566.33	3747.83	3181.50	1804.61	779.15
54	958.00	2957.33	1999.33	1867.62	647.42
55	2291.33	3968.83	1677.50	2834.21	262.11
56	1637.50	3861.00	2223.50	2888.55	443.23
57	1204.42	3989.67	2785.25	2920.41	509.31
58	778.17	1638.67	860.50	1050.59	193.48
59	1223.17	3213.67	1990.50	2409.37	668.97
60	1423.08	4686.50	3263.42	3360.19	645.84
61	1249.17	4623.00	3373.83	3224.52	714.33
62	1509.50	4623.00	3113.50	3197.83	439.12

6. Estatística descritiva variável escolaridade

Sub-Bacia	Mínimo	Máximo	Amplitude	Média	Desvio Padrão
1	2	3	1	2	0
2	2	4	2	3	1
3	2	5	2	3	1
4	10	11	1	11	0
5	5	11	6	9	1
6	2	5	3	3	1
7	8	13	4	11	1
8	4	5	1	4	0
9	4	5	1	5	0
10	11	13	2	13	0
11	5	13	8	10	2
12	3	10	7	6	2
13	4	5	1	5	0
14	3	6	2	5	1
15	9	13	4	11	1
16	3	10	7	6	2
17	9	11	2	10	0
18	3	11	8	7	2
19	12	14	2	13	0
20	5	13	9	9	2
21	4	7	3	5	1
22	3	6	2	5	0
23	10	14	4	12	1
24	3	7	4	4	1
25	3	4	1	4	0
26	3	5	2	4	1
27	4	10	6	6	1
28	3	6	3	4	1
29	3	5	2	4	0
30	12	15	3	13	1
31	5	14	9	11	2
32	11	14	3	12	1
33	11	13	3	12	1
34	5	11	5	9	2
35	6	10	4	8	1
36	9	13	4	11	0
37	6	12	5	9	1
38	3	8	6	5	1
39	4	8	5	6	1
40	4	9	5	6	1
41	4	7	3	6	1
42	6	9	4	8	1

43	6	9	4	8	1
44	6	11	4	8	1
45	10	12	1	11	1
46	6	10	4	8	1
47	6	12	6	9	2
48	5	9	3	7	1
49	8	12	4	10	1
50	7	13	6	9	2
51	6	10	3	8	1
52	3	10	7	7	1
53	2	13	11	7	3
54	8	12	5	10	1
55	10	14	5	12	1
56	6	14	7	10	2
57	7	15	8	13	1
58	5	12	7	7	2
59	11	14	3	13	1
60	11	15	4	14	1
61	5	16	11	13	2
62	12	16	4	14	1

7. Resultado do teste do fator de inflação da variância (vif)

	Sedimentos	CP ₂	CP ₄	Fator LS	Escolaridade	Erodibilidade	Erosividade
VIF	1,96	1,55	1,50	1,45	2,10	1,34	1,23