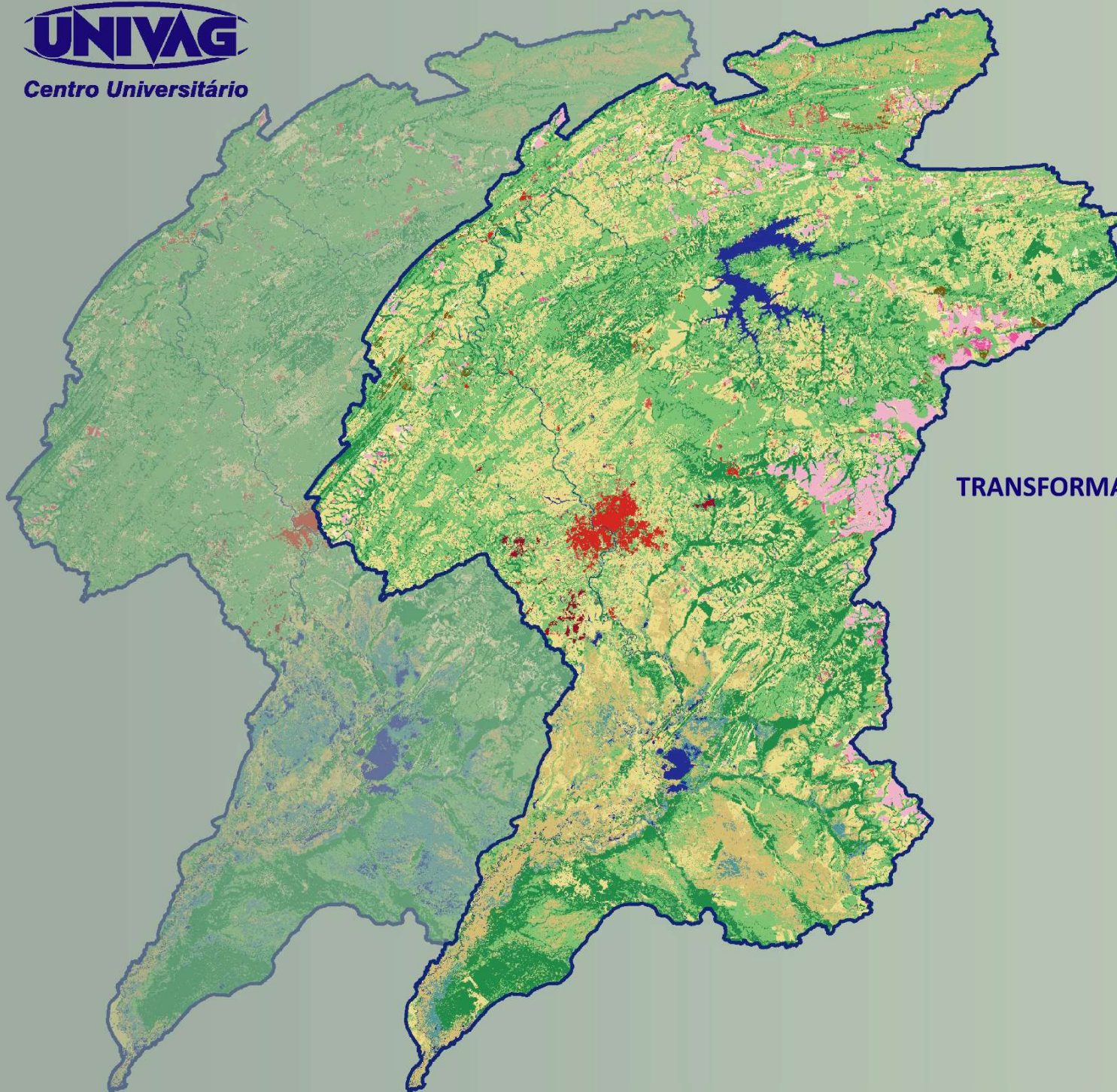




**TRANSFORMAÇÕES NA PAISAGEM E SUSTENTABILIDADE
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ:
UMA ANÁLISE 1985 A 2023**

Marcelo Luiz Perini Tarachuk
2025

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU
MESTRADO ACADÊMICO EM ARQUITETURA E URBANISMO**

TRANSFORMAÇÕES NA PAISAGEM E SUSTENTABILIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ: UMA ANÁLISE 1985 A 2023

MARCELO LUIZ PERINI TARACHUK

**Várzea Grande - MT
2025**

TRANSFORMAÇÕES NA PAISAGEM E SUSTENTABILIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ: UMA ANÁLISE 1985 A 2023

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação Stricto Sensu em Arquitetura e Urbanismo do UNIVAG (Centro Universitário de Várzea Grande/MT) como parte do requisito à obtenção do título de Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo.

Área de concentração: Arquitetura, Cidade e Território.
Linha de pesquisa: Desenvolvimento Territorial e Local

Mestrando: Marcelo Luiz Perini Tarachuk

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/3595667011590667>

Docente orientador: Dr.^a Jeane Aparecida de Rombi Godoy

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/0523103672261680>

Coorientadora: Dr.^a Diana Carolina Jesus de Paula

Lattes: <http://lattes.cnpq.br/1250796395513644>

Ficha catalográfica elaborada por Douglas Rios (CRB1/1610)

Biblioteca Silva Freire – Univag Centro Universitário

T177t

Tarachuk, Marcelo Luiz Perini.

Transformações na Paisagem e Sustentabilidade na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá: Uma Análise 1985 a 2023 / Marcelo Luiz Perini Tarachuk. - - Várzea Grande-MT: Univag; PUC-Campinas, 2025.
477 fls.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Jeane Aparecida de Rombi Godoy
Co-orientadora: Prof^ª Dr^ª Diana Carolina Jesus de Paula

Dissertação (Mestrado) Univag/PUC-Campinas, Curso de Pós-Graduação Mestrado Acadêmico em Arquitetura e Urbanismo – Área de concentração: Arquitetura, Cidade e Território - Linha de Pesquisa: Desenvolvimento Territorial e Local – Várzea Grande-MT, 2025.

1. Bacia Hidrográfica. 2. Ecologia da paisagem. 3. Métricas da paisagem.
4. Planejamento regional. 5. Sustentabilidade.

CDU 72
CDD 720

AGRADECIMENTO

Esta pesquisa foi possível pelo esforço coletivo de várias pessoas e pelo apoio institucional que ao longo do processo foram fundamentais para a conclusão deste projeto.

Gostaria de agradecer:

Às Professoras orientadoras pelas valiosas contribuições e pelo acompanhamento durante todo o processo;

Aos demais professores que ministraram aulas no curso de Pós-Graduação, cujos ensinamentos forneceram inspiração para esta pesquisa;

Ao Governo do Estado de Mato Grosso, que apoiou a participação no programa;

Com a ajuda destes atores, fica aqui minha singela contribuição para melhorar a vida daqueles que habitam a região da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá.

ATA DA DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Aos 19 dias do mês de dezembro do ano de dois mil e vinte e cinco, às 14:00 horas, reuniu-se por meio de videoconferência a Comissão Examinadora de Dissertação do Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu – Mestrado Acadêmico em Arquitetura e Urbanismo do Centro Universitário de Várzea Grande – UNIVAG, com a finalidade de proceder à defesa pública da dissertação apresentada pelo(a) discente Marcelo Luiz Perini Tarachuk, matrícula nº 0980100822, como requisito final para a obtenção do TÍTULO DE MESTRE.

A dissertação, intitulada "TRANSFORMAÇÕES NA PAISAGEM E SUSTENTABILIDADE NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ: UMA ANÁLISE 1985 A 2023", está vinculada à Área de Concentração "Arquitetura, Cidade e Território", dentro da Linha de Pesquisa "Desenvolvimento Local e Territorial".

A sessão foi iniciada com a exposição do trabalho pelo discente, conforme as normas regulamentares do Programa, sob orientação da Profa. Dra. Jeane Ap. Rombi de Godoy. Em seguida, a banca procedeu à arguição, composta pelos seguintes membros:

Presidente: Profa. Dra. Jeane Aparecida Rombi de Godoy – PPGAU/UNIVAG
Coorientadora: Profa. Dra. Diana Carolina de Jesus de Paula – PPGAU/UNIVAG
1º Membro Avaliador: Prof. Dr. Edson Piroli (UNESP- Ourinhos/SP)
2º Membro Avaliador: Profa. Dra. Sandra Medina Benini (PPGAU/UNIVAG)

Após a arguição e as devidas respostas do candidato, a banca examinadora reuniu-se em sessão reservada para deliberação, atribuindo o seguinte parecer final:

(X) Aprovado(a)
() Aprovado(a) com restrições
() Reprovado(a)

Nada mais havendo a tratar, a Presidente da Banca deu por encerrados os trabalhos, sendo lavrada a presente ata, que segue assinada por todos os membros da banca e pelo(a) discente.

Várzea Grande, 19 de dezembro de 2025

Documento assinado digitalmente
JEANE APARECIDA ROMBI DE GODOY
Data: 19/12/2025 13:27:47-0300
Verifique em <https://validar.jb.gov.br>

Profa. Dra. Jeane Ap. Rombi de Godoy
Presidente
CPF: 096.084.418-03

Documento assinado digitalmente
DIANA CAROLINA JESUS DE PAULA
Data: 26/12/2025 08:55:14-0300
Verifique em <https://validar.jb.gov.br>

Profa. Dra. Diana Carolina de Jesus de Paula
Coorientadora
CPF: 939.481.581-34

Documento assinado digitalmente
MARCELO LUIZ PERINI TARACHUK
Data: 23/12/2025 15:06:30-0300
Verifique em <https://validar.jb.gov.br>

Marcelo Luiz Perini Tarachuk
Discente
CPF: 740.256.869-53

Documento assinado digitalmente
EDSON LUIS PIROLI
Data: 27/12/2025 09:51:13-0300
Verifique em <https://validar.jb.gov.br>

Prof. Dr. Edson Luis Piroli
1º Membro Avaliador
CPF: 58213856015

Documento assinado digitalmente
SANDRA MEDINA BENINI
Data: 27/12/2025 21:45:59-0300
Verifique em <https://validar.jb.gov.br>

Profa. Dra. Sandra Medina Benini
2º Membro Avaliador
CPF: 158.727.678-03

DEDICATÓRIA

Ainda recordo o dia em que pela primeira vez aprendi a ler, foi ao lado de minha mãe que pacientemente me ensinou como as palavras se articulavam e a partir daquele dia um novo universo se descortinou;

O processo de aprendizado foi sendo construído graças a inúmeras professoras que com carinho e dedicação me conduziram pela minha infância e juventude, criando as bases do que sou;

Na fase adulta pude contar com a constante presença e suporte de minha esposa, que me trouxe ao cenário no qual esta pesquisa se desenvolve;

E durante os estudos conduzidos durante esta pesquisa, a contribuição fundamental de minhas professoras orientadoras;

Portanto esta pesquisa é dedicada a essas mulheres especiais, que tornaram tudo isso possível.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Plano geral do subúrbio de Riverside - Illinois, 1869	51
Figura 2: Prospect Park, Brooklyn, 1871	52
Figura 3: Modelo cidade jardim, Ebenezer Howard	54
Figura 4: Perfil de Vale, Patrick Geddes, 1905	57
Figura 5: Área de planejamento RPNY	61
Figura 6: RPNY - Legenda dos mapas da "The Graphic Regional Plan.	61
Figura 7: RPNY - Estudo de "perfil de vale" do The Graphic Regional Plan	62
Figura 8: Mapas temáticos da região da State Island individualizados por temas: A) erosão do solo, B) topografia e C) drenagem de água.	66
Figura 9: Mapa resultante da sobreposição de atributos	67
Figura 10: Proposta Final.	67
Figura 11: Bacias hidrográficas de Mato Grosso e Bacia do Rio Cuiabá	102
Figura 12: Sub Bacias hidrográficas Adjacentes a Bacia do Rio Cuiabá	105
Figura 13: Mapa Altimétrico da Bacia do Rio Cuiabá	106
Figura 14: Biomas da BHRC	108
Figura 15: Municípios inclusos na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá	110
Figura 16: Região Metropolitana de Cuiabá	112
Figura 17: Rios formadores do APM Manso	115
Figura 18: Pantanal Matogrossense e B.H. do Rio Cuiabá	118
Figura 19: Fluxograma de desenvolvimento da metodologia de pesquisa	128
Figura 20: Representação gráfica das regras de 4 e 8 vizinhos	137
Figura 21: Imagem de satélite Parque mãe Bonifácia, Cuiabá / MT	170

Figura 22: Composição em formato raster de classes da cobertura e uso da terra.....	171
Figura 23: Imagem vetorial de classes da cobertura e uso da terra.....	171
Figura 24: satélites utilizados em cada amostra anual.....	172
Figura 25: Fluxograma criação banco de dados série histórica coleção 9 MapBiomas.....	177
Figura 26: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 1985.	187
Figura 27: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 1990	189
Figura 28: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 1995.	192
Figura 29: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2000.	195
Figura 30: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2005.	198
Figura 31: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2010.	201
Figura 32: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2015.	204
Figura 33: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2020.	207
Figura 34: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2023.	210
Figura 35: Matriz da paisagem classe Savana 1985.....	358
Figura 36: Matriz da paisagem classe Savana 2023.....	358
Figura 37: Alteração de classe de cobertura e uso da terra 1985 - 2023.....	359
Figura 38: Matriz Floresta (1.1) e Savana (1.2) - 1985.....	360
Figura 39: Matriz Floresta (1.1) e Savana (1.2) - 2023.....	360
Figura 40: Áreas de conversão de Savana (1.1) para Pastagens (3.1)	362
Figura 41: Formação Campestre (2.2) - 1985	363
Figura 42: Formação Campestre (2.2) - 2023	363
Figura 43: Rios e Lagos (5.1) - 1985	365
Figura 44: Rios e Lagos (5.1) - 2023	365

Figura 45: Índice de Vitalidade de Pastagem 2022 (Agroicone - LAPIG)	393
Figura 46: Áreas urbanizadas (classe 4.2 e 4.4) 1985	394
Figura 47: Áreas urbanizadas (classe 4.2 e 4.4) 2023	394
Figura 48: Classe Savana (1.2) - Acorizal / MT 1985	410
Figura 49: Classe Savana (1.2) - Acorizal / MT 2023	410
Figura 50: Classe Pastagem (3.1) - Acorizal / MT 1985.....	411
Figura 51: Classe Pastagem (3.1) - Acorizal / MT 2023.....	411
Figura 52: Unidades de Conservação e Terras Indígenas BHRC	416
Figura 53: CARs Requeridos até outubro de 2025.....	431
Figura 54: CARs validados até 23 de outubro de 2025 na BHRC	432
Figura 55: Áreas de Uso consolidado em 2012 conforme Lei n.º 12.651.....	434
Figura 56: Savana em Área de Uso consolidado - 2023.....	436
Figura 57: Formação Savânica em Áreas de Reservas Legais validadas	437
Figura 58: Área de Reserva Legal em CARs validados (outubro de 2023)	438
Figura 59: Formação Savânica no interior de CARs requeridos.....	439
Figura 60: Formação Savânica (classe 1,2) em UCs de Proteção Integral	441
Figura 61: Formação Savânica (classe 1,2) em UCs de Uso Sustentável	443
Figura 62: Terras Indígenas na BHRC	444
Figura 63: TIs Guatos e Perigara	444

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Área da Classe 1985 / hectares	188
Gráfico 2: Área da classe 1990 / hectares	190
Gráfico 3: Área da classe 1995 / hectares	193
Gráfico 4: Área da classe 2000 / hectares	196
Gráfico 5: Área da classe 2005 / hectares	199
Gráfico 6: Área da classe 2010 / hectares	202
Gráfico 7: Área da classe 2015 / hectares	205
Gráfico 8: Área da classe 2020 / hectares	208
Gráfico 9: Área da classe 2023 / hectares	211
Gráfico 10: C1 - Composição da paisagem por classes (hectares).....	225
Gráfico 11: C2 - porcentagem de cada classe na paisagem (PLAND- percentage of Landscape) - % da paisagem.....	227
Gráfico 12: C3 - Maior índice de manchas em porcentagem (LPI - Largest Patch Index) - % da paisagem.....	230
Gráfico 13: C4 - Variação da borda total em quilômetros por classe (TE) 1985 - 2023 - kilometros	234
Gráfico 14: L1 - Variação de área total em hectares da imagem raster da área de estudo BHRC (TA - Total Área) - hectares.....	237
Gráfico 15: L2 - Área total da classe e Maior índice de mancha em porcentagem (LPI - Largest Patch Index)	238
Gráfico 16: L3 - Variação da borda total de todas as classes em quilômetros (TE - Total Edge).....	239
Gráfico 17: L4 - Densidade de borda de todas as classes em metros / hectare (ED - Edge Density)	241
Gráfico 18: C1 - Dimensão fractal de classes individualizadas (PAFRAC - Área Fractal Dimension).....	243
Gráfico 19: L1 - Dimensão Fractal da paisagem (PAFRAC - Area Fractal Dimension).....	246
Gráfico 20: C1 - Área total do núcleo de classes em hectares individualizadas (TCA - Total Core Área) - hectares	248
Gráfico 21: C2 - Variação da porcentagem de área central de cada classe na composição da paisagem (CPLAND) - % da paisagem.....	252

Gráfico 22: C3 - Variação no número de áreas centrais disjuntas por classe (NDCA - Number of Disjunct Core Areas).....	255
Gráfico 23: C4 - Variação da densidade da área do núcleo disjunto (n.º/ha.)	258
Gráfico 24: L1 - Área Total do Núcleo em hectares (TCA - Total Core Área).....	260
Gráfico 25: L2 - Variação de número de Áreas Centrais disjuntas (NDCA - Number of Disjunct Core Areas).....	262
Gráfico 26: L3 - Variação da densidade da área do núcleo disjunto (DCAD Disjunct Core Area Density))	263
Gráfico 27: C1 - Variação das densidades de bordas ponderadas por contraste (CWED - Contrast-Weighted Density).	267
Gráfico 28: C2 - Variação do índice de contraste de borda de cada classe individualizada (TECI - Total Edge Contrast Index)	269
Gráfico 29: L1 - Variação da densidade de borda ponderada por contraste (CWED - Contrast-Weighted Edge Density).	271
Gráfico 30: L2 - Índice de contraste total da borda (TECI - Total Edge Contrast Index).	272
Gráfico 31: C1 - Índice de Intercalação e Justaposição em % (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index).....	277
Gráfico 32: C2 - Porcentagem de adjacências semelhantes - % (PLDJ - Percentage of like Adjacencies)	279
Gráfico 33: C3 - Índice de Agregação (AI - Aggregation Index).....	281
Gráfico 34: C4 - Índice de Aglomeração - % (CLUMPY - Clumpiness Index)	283
Gráfico 35: C5 - Índice de forma de paisagem (LSI - Landscape Shape Index)	285
Gráfico 36: C6 - Índice de forma de paisagem normalizado (nLSI - Normalized Landscape Shape Index)	287
Gráfico 37: C7 - Índice de coesão da mancha (COHESION - Patch Cohesion Index)	289
Gráfico 38: C8 - Número de manchas (NP - Number of Patches).....	291
Gráfico 39: C9 - Densidade de Manchas (PD) 1985 -2023	293
Gráfico 40: C10 - Índice de divisão da paisagem (DIVISION - Landscape Division Index).....	295
Gráfico 41: C11 - Índice de divisão em hectares (SPLIT - Splitting Index).....	297
Gráfico 42: C12 - Tamanho de malha efetivo (MESH - Effective Mesh Size).....	299
Gráfico 43: C13 - Índice de Conectividade (CONNECT - Connectance Index).....	301
Gráfico 44: L1 - Índice de contágio (CONTAG - Contagion Index).....	303

Gráfico 45: L2 - Índice de Intercalação e Justaposição (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index).....	305
Gráfico 46: L3 - Porcentagem de adjacências semelhantes (PLDJ - Percentage of Like Adjacencies)	306
Gráfico 47: L4 - Índice de agregação (AI - Aggregation Index)	308
Gráfico 48: L5 - Índice de forma da paisagem (LSI - Landscape Shape Index).....	310
Gráfico 49: L6 - Índice de coesão da mancha (COHESION - Patch Cohesion Index).....	311
Gráfico 50: L7 - Número de manchas (NP - Number of patches)	313
Gráfico 51: L8 - Densidade de manchas (PD - Patch Density).....	314
Gráfico 52: L9 - Índice de divisão da paisagem (DIVISION - Landscape Division Index)	316
Gráfico 53: L10 - Índice de Divisão (SPLIT - Splitting Index).....	318
Gráfico 54: L11 - Tamanho de malha efetivo (MESH - Effective Mesh Size)	319
Gráfico 55: L30 - Índice de conectividade (CONNECT - Connectance Index)	321
Gráfico 56: L1 - Número de classes mapeadas - Riqueza de manchas (PR - Patch Richnes).....	323
Gráfico 57: L2 - Densidade de riqueza de manchas (PRD - Patch Richness Density).....	324
Gráfico 58: L3 - Riqueza relativa de manchas (RPR - Relative Patch Richness)	325
Gráfico 59: L4 - Índice de Diversidade de Shannon (SHDI - Shannon's Diversity Index)	326
Gráfico 60: L5 - Índice de diversidade de Simpson (SIDI - Simpson's Diversity Index)	327
Gráfico 61: L6 - Índice de Diversidade de Simpson Modificado (MSIDI - Modified Simpson's Diversity Index).	328
Gráfico 62: L7 - Índice de Shannon (SHEI - Shannon's Evenness Index)	330
Gráfico 63: L9 - Índice de uniformidade de Simpson Modificado (MSIEI - Modified Simpson's Evenness Index)	331
Gráfico 64: Área Rios e Lagos em hectares.....	364
Gráfico 65: Porcentagem da classe Rio e Lagos na BHRC	364
Gráfico 66: Densidade de borda classe 1.2 Formação Savânica (ED - C9).....	366
Gráfico 67: Densidade de borda (ED - L4).....	367

Gráfico 68: Dimensão Fractal classe 1.2 Savana.....	372
Gráfico 69: Dimensão Fractal da paisagem (PAFRAC - L1).....	373
Gráfico 70: Densidade de borda ponderada por contraste classe 1.2 Formação Savânica	382
Gráfico 71: Densidade de borda ponderada por contraste classe 1.1 Formação Florestal	383
Gráfico 72: Densidade de borda ponderada por contraste classe 3.1 Pastagem.....	384
Gráfico 73: Número de manchas (NP - C8) de Formação Savânica (1.2) - série 1985 - 2023.....	402
Gráfico 74: Número de manchas (NP - C8) de Rio / Lagos (5.1) - série 1985 - 2023	402

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Variação na composição das classes de cobertura e uso da terra na BHRC entre 1985 e 2023	214
Tabela 2: número total de manchas de todas as classes / ano	216
Tabela 3: Área em hectares por classe de cobertura e uso da terra - série histórica 1985 - 2023	223
Tabela 4: C2 - porcentagem de cada classe na paisagem (PLAND- percentage of Landscape).....	228
Tabela 5: C3 - Maior índice de manchas em porcentagem (LPI - Largest Patch Index).....	232
Tabela 6: Variação de valores em metros/hectares da densidade de borda por classe	236
Tabela 7: Tabela de ponderação de contraste de bordas para combinações de classes	265
Tabela 8: Tabela de ponderação de similaridade para combinações de classes nas métricas de agregação.....	275
Tabela 9: Variação de valores em quilômetros da soma dos comprimentos de bordas por classe.....	368
Tabela 10: Variação percentual da borda de classes 1985 - 2023.....	369
Tabela 11: Variação percentual no número de áreas disjuntas por classe 1985 -2023	376
Tabela 12: Número e Área total Centrais Disjuntas e área central disjuntada classe Rio / Lagos - 1985 - 2023	380
Tabela 14: Variação percentual de adjacências semelhantes 1985-2023	389
Tabela 13: Variação do número de manchas por classe 1985 - 2023	401
Tabela 15: Quadro de áreas comparativo Licenciamento Ambiental e Formação Savânica	445

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Termos e definições relacionadas a escala.....	87
Quadro 2: Aplicações do Fragstats© em estudos acadêmicos da estrutura da paisagem	131
Quadro 3: Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra - SCUT.....	133
Quadro 4: Particularidades comparativas sistema Scut x MapBiomas	134
Quadro 5: Métricas de paisagem baseadas na área e borda de manchas	141
Quadro 6: Métricas de paisagem baseados na forma	143
Quadro 7: Métricas de paisagem baseadas na área central das manchas.....	145
Quadro 8: Métricas da paisagem baseadas no contraste entre manchas	149
Quadro 9: Métricas de paisagem na agregação de manchas.....	153
Quadro 10: Métricas de paisagem baseadas na diversidade de manchas - Fragstats© v 4.3	162
Quadro 11: Métricas de Composição da Paisagem calculadas pelo Fragstats©.....	165
Quadro 12: Métricas de Configuração da Paisagem calculadas pelo Fragstats©	167
Quadro 13: Classes de uso e ocupação da terra no Bioma Cerrado	175
Quadro 14: Métricas utilizadas em cada nível de análise	178
Quadro 15: Número de classes mapeadas em cada ano da série temporal	186
Quadro 16: Métricas de composição da paisagem	342
Quadro 17: Síntese comparativa (CPLAND 1985 - 2023).....	344
Quadro 18: Variação na riqueza de classes (PR).....	345
Quadro 19: Variação de densidade de riqueza de manchas (PRD)	346
Quadro 20: Variação de densidade de riqueza relativa de manchas (RPR)	346

Quadro 21: Variação no índice de diversidade de Shannon (SHDI).....	347
Quadro 22: Variação índice de diversidade de Simpson (SIDI).....	348
Quadro 23: Variação índice de Simpson modificado (MSIDI).....	348
Quadro 24: Variação índice de uniformidade de Shannon (SHEI).....	349
Quadro 25: Variação do índice de uniformidade de Simpson modificado (MSIEI)	349
Quadro 26: Métricas de configuração da paisagem.....	352
Quadro 27: Processos, evidências e consequências dos padrões identificados na BHR.....	370
Quadro 28: Síntese comparativa (NDCA 1985 - 2023)	377
Quadro 29: Quadro síntese da variação do NDCA 1985 -2023	377
Quadro 30: Quadro síntese da variação do DCDA 1985 -2023.....	378
Quadro 31: Quadro de relação DCAD, NDCA e CPLAND	378
Quadro 32: Síntese das tendências por classe (1985-2023).....	383
Quadro 33: Correlação CWED x TECI (nível de contraste médio).....	384
Quadro 34: Síntese temporal da variação do CWED (1985 - 2023).....	385
Quadro 35: síntese interpretativa por classe, da variação do TECI entre os anos de 1985-2023.....	386
Quadro 36: Síntese interpretativa da variação do TECI (1985-2023).....	387
Quadro 37: Quadro Comparativo TECI x CWED.....	387
Quadro 38: Integração TECI x CWED: contraste e complexidade da paisagem	387
Quadro 39: Síntese temporal da variação de IJI	388
Quadro 40: Síntese da variação do índice de intercalação e justaposição sem distinção de classe	389
Quadro 41: Síntese temporal da variação de PLDJ (%).....	390
Quadro 42: Síntese da variação da porcentagem de adjacências semelhantes sem distinção de classes	390

Quadro 43: Síntese temporal variação do índice de Agregação	391
Quadro 44: Síntese variação do índice de agregação sem distinção de classe (AI)	391
Quadro 45: Síntese da variação de Índice de Aglomeração (CLUMPY)	395
Quadro 46: Síntese da variação do índice de contágio sem distinção de classe.....	396
Quadro 47: Variação do Índice de Forma da paisagem.....	397
Quadro 48: Síntese variação índice de forma da paisagem sem distinção de classe (LSI)	398
Quadro 49: Variação do índice de forma de paisagem normalizado (nLSI)	398
Quadro 50: Síntese da variação do índice de coesão da mancha (COHESION %)	399
Quadro 51: Síntese variação do índice de coesão da mancha sem distinção de classes (COHESION).....	400
Quadro 52: Síntese da variação do número de manchas na paisagem sem distinção de classes (NP)	400
Quadro 53: Variação no número de manchas (NP)	403
Quadro 54: Síntese da variação da densidade de manchas (PD)	404
Quadro 55: Síntese da variação da densidade de manchas na paisagem sem distinção de classes (PD)	405
Quadro 56: Síntese da variação do índice de divisão da paisagem (DIVISION).....	407
Quadro 57: Síntese da variação do índice de divisão da paisagem sem distinção de classe (DIVISION)	407
Quadro 58: Síntese da variação do índice de divisão (SPLIT)	408
Quadro 59: Síntese da variação do índice de divisão da paisagem sem distinção de classe (SPLIT)	409
Quadro 60: Síntese da variação do tamanho de malha efetivo (MESH)	413
Quadro 61: Síntese da variação do tamanho efetivo da malha da paisagem sem distinção de classes (MESH)	414
Quadro 62: Quadro síntese da tendência do CONNECT.....	414
Quadro 63: Síntese da variação do índice de conectividade da paisagem sem distinção de classe (CONNECT).....	415

SIGLAS E ABREVIações

ABRH: Associação Brasileira de Recursos Hídricos	NLMs: Neutral Landscape Models
ANA: Agência Nacional de Águas	NPS: National Park Service (EUA)
APM Manso: Aproveito Múltiplo do Manso	ONU: Organização da Nações Unidas
APP: Área de Preservação Permanente	PMM Patch Matrix Model
ATBD: Algorithm Theoretical Basis Document	PNRH: Política Nacional de Recursos Hídricos
BH: Bacia Hidrográfica	RMSP: Região Metropolitana de São Paulo
BHRC: Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá	RMVRC: Região Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá
CEEIBH: Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas	RPAA: Regional Planning Association of America
CIAMs: Congressos Internacionais de Arquitetura Moderna	RPNY: Regional Plan of New York and its Environs
CONAMA: Conselho Nacional de Meio Ambiente	RPPN: Reserva Particular do Patrimônio Natural
DNPM: Departamento Nacional de Produção Mineral	SEMA: Secretaria de Estado de Meio Ambiente do Estado de Mato Grosso
GM: Gradiente Model	SEPLAN: Secretaria de Estado de Planejamento de Mato Grosso
IBAMA: Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis	SEUC: Sistema Estadual de Unidades de Conservação
IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística	SGB: Serviço Geológico do Brasil
ICMBio: Instituto Brasileiro de Conservação da Biodiversidade	SIG: Sistema de Informações Geográficas
IPHAM: Instituto Brasileiro do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional	SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação
MMA: Ministério do Meio Ambiente	TNC: The Nature Conservancy
MVC: Mississippi Valley Committee	TVA: Tennessee Valley Authority
NASA: National Aeronautics and Space Administration	UFMT: Universidade Federal de Mato Grosso
NEPA: National Environmental Policy Act	UMM: Unidade Mínima de Mapeamento
	UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	41
CAPÍTULO 1 - A PAISAGEM E O PLANEJAMENTO: BASES HISTÓRICAS E FUNDAMENTOS DA ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA A SUSTENTABILIDADE	47
1.1 Concepções de Paisagem e Território	48
1.2 Origens e Evolução do Planejamento Urbano Regional	54
1.3 Planejamento Ambiental e Territorial Integrado	63
1.4 A Paisagem como Objeto de Planejamento	64
1.5 Ecologia da Paisagem e suas Abordagens	68
1.6 Fractais	70
1.7 Estrutura da paisagem	72
1.7.1 Hierarquia da paisagem	72
1.7.2 Biogeografia de ilhas	75
1.7.3 Teoria da neutralidade	76
1.7.4 Padrões espaciais e representações da heterogeneidade espacial	77
1.7.6 Efeito de borda	80
1.7.7 Funções e mudanças na paisagem	81
1.7.8 Relação Padrão e Processos na paisagem	82
1.7.9 Escala	85
1.8 Cobertura e uso da terra e Impactos Antrópicos	90
1.9 A Bacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento Sustentável	92
1.10 Considerações parciais	94
1.11 Referências Bibliográficas	96
CAPÍTULO 2 - BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ: CONTEXTO AMBIENTAL E TERRITORIAL	101
2.1 Caracterização Físico-Geográfica	103

2.2	Aspectos Hidrológicos e Ambientais	106
2.3	Dinâmicas Socioeconômicas e Pressões Antrópicas	109
2.4	Reservatório do Aproveitamento Múltiplo do Manso	114
2.5	Importância Estratégica para o Pantanal Mato-grossense	116
2.6	Desafios e Potenciais para a Sustentabilidade Regional	119
2.7	Considerações parciais	120
2.8	Referências Bibliográficas	122
CAPÍTULO 3 - ESTRATÉGIAS METODOLÓGICAS E FERRAMENTAS DE ANÁLISE DA PAISAGEM.....		126
3.1	Abordagem Sistêmica na Análise da Paisagem	127
3.2	Fragstats©: Conceitos, Funcionalidades e Aplicações.....	129
3.3	Classificação do Uso da terra: Sistema SCUT	132
1.7.9	Relação entre sistema SCUT (IBGE) e o projeto MapBiomas	133
1.7.10	Bases conceituais comuns	133
1.7.11	Diferenças estruturais entre SCUT e MapBiomas	134
1.7.12	Compatibilidade e complementariedade	134
1.7.13	Importância dessa relação para a ecologia da paisagem	134
3.4	Métricas de Paisagem utilizadas	135
3.4.1	Considerações sobre níveis de análise	138
3.4.2	Métricas baseadas na área e borda do patch	138
3.4.3	Métricas baseadas na forma do patch	142
3.4.4	Métricas baseadas na área central do patch.....	144
3.4.5	Métricas baseadas no contraste entre as manchas	147
3.4.6	Métricas baseadas na agregação entre manchas.....	150
3.4.7	Métricas baseadas na diversidade de manchas na paisagem	160
3.5	Quadro resumo das métricas utilizadas	164
3.6	Sistemas de Informações Geográficas (SIG).....	168

3.7	Projeto MapBiomass.....	171
3.8	Análise estatística / ferramentas e métricas.....	178
3.9	Considerações parciais	178
3.10	Referências Bibliográficas	180
CAPÍTULO 4 - ETAPAS METODOLÓGICAS: DA AQUISIÇÃO DE DADOS AO PROCESSAMENTO DE IMAGENS PARA ANÁLISE DA PAISAGEM		185
4.1	Definição do Recorte Espacial e Temporal.....	185
4.2	Síntese Comparativa da Evolução da Cobertura e Uso da terra (1985-2023)	212
4.3	Graus de Hemerobia na série histórica da BHRC (1985 - 2023).....	214
4.4	Aquisição e Processamento de dados rasters (1985 - 2023)	216
4.5	Considerações parciais	217
4.6	Referências Bibliográficas	218
CAPÍTULO 5 - PADRÕES E TENDÊNCIAS NA BHRC: RESULTADOS DAS MÉTRICAS DE COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM		221
5.1	Métricas baseadas na área e borda da mancha.....	221
5.1.1	Área total de cada classe em hectares (TA - Total Área) - C1.....	222
5.1.2	Porcentagem da paisagem de cada classe (PLAND - Percentage of Landscape) - C2.....	226
5.1.3	Maior índice de manchas por classe em % (LPI - Largest Patch Index) - C3	229
5.1.4	Borda Total de cada classe em quilômetros (TE - Total Edge) - C4	233
5.1.5	Densidade de borda de cada classe em metros / hectare (ED - Edge Density) - C5.....	235
5.1.6	Área Total em hectares da BHRC (TA - Total Area) - L1.....	237
5.1.7	Maior Índice de Mancha em porcentagem (LPI - Largest Patch Index) - L2	237
5.1.8	Borda Total de todas as manchas em quilômetros (TE - Total Edge) - L3	239
5.1.9	Densidade de Borda em metros / hectare (ED - Edge Density) - L4.....	240
5.2	Métricas baseadas na forma da mancha	242
5.2.1	Dimensão Fractal da relação Área/Perímetro em nível de classe (PAFRAC - Perimeter - Area Fractal Dimension) - C1	242
5.2.2	Dimensão Fractal da relação Área/Perímetro em nível de paisagem (PAFRAC - Perimeter - Area Fractal Dimension) - L1.....	245

5.3	Métricas baseadas na área central das manchas.....	248
5.3.1	Área Total do Núcleo em hectares (TCA - Total Core Area) - C1	248
5.3.2	Porcentagem da área central da paisagem (CPLAND - Core Area Percentage of Landscape) - C2	250
5.3.3	Número de áreas centrais disjuntas (NDCA - Number of Disjunct Core Areas) - C3	254
5.3.4	Densidade da área do núcleo disjunto (DCDA - Disjunct Core Area Density) - C4	256
5.3.5	Área Total do Núcleo em hectares (TCA - Total Core Area) - L1.....	260
5.3.6	Número de áreas centrais disjuntas (NDCA - Number of Disjunct Core Areas) - L2.....	261
5.3.7	Densidade da área do núcleo disjunto (DCAD - Disjunct Core Area Density) - L3	262
5.4	Métricas baseadas no contraste entre manchas	264
5.4.1	Densidade de borda ponderada por contraste (CWED - Contrast-Weighted Edge Density) - C1	266
5.4.2	Índice de contraste total da borda (TECI - Total Edge Contrast Index) - C2	268
5.4.3	Densidade de borda ponderada por contraste (CWED - Contrast-Weighted Edge Density) - L1.....	270
5.4.4	Índice de contraste total da borda (TECI - Total Edge Contrast Index) - L2.....	272
5.5	Métricas baseadas na agregação de manchas	273
5.5.1	Índice de Intercalação e Justaposição em porcentagem (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index) - C1.....	276
5.5.2	Porcentagem de adjacências semelhantes (PLADJ - Percentage of Like Adjacencies) - C2.....	278
5.5.3	Índice de agregação (AI - Aggregation Index) - C3	280
5.5.4	Índice de aglomeração - porcentagem (CLUMPY - Clumpiness Index) - C4	282
5.5.5	Índice de forma de paisagem - adimensional (LSI - Landscape Shape Index) - C5	284
5.5.6	Índice de forma de paisagem normalizado - adimensional (nLSI - normalized Landscape Shape Index) - C6	286
5.5.7	Índice de Coesão da mancha - porcentagem (COHESION - Patch Cohesion Index) - C7	288
5.5.8	Número de manchas (NP - Number of Patches) - C8	290
5.5.9	Densidade da mancha (PD - Patch Density) - C9	292
5.5.10	Índice de divisão da paisagem (DIVISION - Landscape Division Index) - C10	294
5.5.11	Índice de divisão - hectares (SPLIT - Splitting Index) - C11	296
5.5.12	Tamanho de malha efetivo (MESH - Effective Mesh Size) - C12	298
5.5.13	Índice de conectividade (CONNECT - Connectance Index) - C13.....	300
5.5.14	Índice de contágio calculado sem distinção de classes (CONTAG - Contagion Index) - L1	302
5.5.15	Índice de intercalação e justaposição calculado sem distinção de classes (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index) - L2.....	304
5.5.16	Porcentagem de adjacências semelhantes calculado sem distinção de classes (PLADJ - Percentage of Like Adjacencies) - L3.....	306
5.5.17	Índice de agregação calculado sem distinção de classes (AI - Aggregation Index) - L4.....	307
5.5.18	Índice de forma da paisagem calculado sem distinção de classes (LSI - Landscape Shape Index) - L5	309
5.5.19	Índice de coesão da mancha calculado sem distinção de classes (COHESION - Patch Cohesion Index) - L6	311
5.5.20	Número de manchas calculado sem distinção de classes (NP - Number of Patches) - L7.....	312

5.5.21	Densidade das manchas calculado sem distinção de classes (PD - Patch Density) - L8	314
5.5.22	Índice de divisão da paisagem calculado sem distinção de classes (DIVISION - Landscape Division Index) - L9.....	315
5.5.23	Índice de divisão calculado sem distinção de classes (SPLIT - Splitting Index) - L10	317
5.5.24	Tamanho de malha efetivo calculado sem distinção de classes (MESH - Effective Mesh Size) - L11.....	319
5.5.25	Índice de conectividade calculado sem distinção de classes (CONNECT - Connectance Index) - L30	320
5.6	Métricas baseadas na diversidade de manchas	321
5.6.1	Riqueza de manchas (PR - Patch Richness) - L1.....	322
5.6.2	Densidade de riqueza de manchas (PRD - Patch Richness Density) - L2	323
5.6.3	Riqueza relativa de manchas (RPR - Relative Patch Richness) - L3.....	324
5.6.4	Índice de diversidade de Shannon (SHDI - Shannon's Diversity Index) - L4	326
5.6.5	Índice de diversidade de Simpson (SIDI - Simpson's Diversity Index) - L5	327
5.6.6	Índice de diversidade de Simpson modificado (MSIDI - Modified Simpson's Diversity Index) - L6.....	328
5.6.7	Índice de uniformidade de Shannon (SHEI - Shannon's Evenness Index) - L7	329
5.6.8	Índice de uniformidade de Simpson modificado (MSIEI - Modified Simpson's Evenness Index) - L9	330
5.7	Considerações parciais	332
5.8	Referências Bibliográficas	334
CAPÍTULO 6 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E IMPLICAÇÕES PARA A SUSTENTABILIDADE		339
6.1	Análise Espacial e Temporal da Cobertura e uso da terra	340
6.2	Análise da composição da paisagem.....	341
6.2.1	Porcentagem da paisagem C2 (PLAD -Percentage of Landscape)	342
6.2.2	Porcentagem de área central da paisagem C2 (CPLAND - Core Area Percentage of Landscape)	343
6.2.3	Diversidade das manchas na paisagem	344
6.3	Análise da configuração da paisagem	349
6.3.1	Área e Borda.....	354
6.3.2	Forma da mancha.....	371
6.3.3	Área central da mancha	374
6.3.4	Contraste entre manchas	380
6.3.4	Agregação entre manchas	387
6.4	Dinâmicas de transição em paisagens de Savana	417

6.5	Propostas de manejo da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá	419
6.6	Considerações parciais	422
6.7	Referências Bibliográficas	424
CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES		427
7.1	Conclusões da Análise Diacrônica da Paisagem	427
7.1.1	Identificação e Intensificação da Fragmentação do Habitat	429
7.1.2	Implicações para a Hidrologia e Recursos Hídricos	446
7.1.3	Conclusão da Qualidade do Habitat e Sustentabilidade	447
7.2	Recomendações para Planejamento Territorial e Conservação	448
7.2.1	Proteção e salvaguarda dos remanescentes naturais	448
7.2.2	Restauração ecológica e reconexão da paisagem fragmentada	449
7.2.3	Planejamento territorial integrado e governança ambiental	449
7.2.4	Recomendações específicas para a sustentabilidade hídrica	450
7.3	Diretrizes para a Gestão do Espaço Regional	450
7.3.1	Governança Territorial Integrada e Multiescalar	450
7.3.2	Ordenamento Territorial Baseado em Funções Ecossistêmicas	450
7.3.3	Integração entre Planejamento Urbano, Rural e Ambiental	451
7.3.4	Manejo Sustentável das Atividades Agropecuárias	451
7.3.5	Recuperação da Conectividade Ecológica e Hidrológica	451
7.3.6	Monitoramento Ambiental Contínuo e Sistemas de Informação Territorial	452
7.3.7	Proteção, Educação Ambiental e Participação Social	452
7.4	Recomendações de Utilização da Metodologia	453
7.5	Considerações finais	454
7.4	Referências Bibliográficas	457
8	GLOSSÁRIO	461
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	469

RESUMO

Esta dissertação avalia as transformações espaciais e seus impactos na sustentabilidade da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) no período de 1985 a 2023. A BHRC, uma área de importância estratégica para o abastecimento da Região Metropolitana de Cuiabá e para a integridade do Pantanal Mato-grossense, tem sido palco de intensas modificações antrópicas. Para quantificar essas mudanças, foram utilizadas imagens *raster* da série histórica de cobertura e uso da terra (Coleção 9 do projeto MapBiomas), processadas no software Fragstats® 4.2 para a obtenção de métricas da paisagem sob a perspectiva da ecologia de paisagens. Os resultados revelam uma intensa modificação na estrutura da paisagem, marcada pela drástica redução de aproximadamente 35% da Formação Savânica (Cerrado), a principal classe natural da bacia. Concomitantemente, observou-se um significativo aumento da área de Pastagem (cerca de 700%) e da cultura da Soja (cerca de 618%). Essa conversão resultou em uma paisagem altamente fragmentada, caracterizada por maior contraste de bordas e pela simplificação da rede hídrica, evidenciada pela redução das áreas centrais disjuntas de rios e lagos. Embora os índices de diversidade da paisagem tenham apresentado um aumento numérico, esta heterogeneidade reflete, criticamente, uma proliferação de ambientes induzidos por perturbações antrópicas, em detrimento da integridade ecológica e da funcionalidade dos ecossistemas nativos. As transformações identificadas comprometem severamente os serviços ecossistêmicos cruciais, a biodiversidade e a resiliência socioambiental da BHRC. A pesquisa oferece um diagnóstico quantitativo consistente dessas dinâmicas, que é fundamental para subsidiar o planejamento territorial, o desenvolvimento sustentável e a formulação de propostas de manejo e restauração ecológica para a região, visando a conservação de seus recursos hídricos e da biodiversidade local e regional.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica, ecologia da paisagem, métricas da paisagem, planejamento regional, sustentabilidade.

ABSTRACT

This dissertation assesses spatial transformations and their impacts on the sustainability of the Cuiabá River Basin (BHRC) landscape from 1985 to 2023. The BHRC, an area of strategic importance for the supply of the Cuiabá Metropolitan Region and for the integrity of the Pantanal of Mato Grosso, has been the site of intense anthropogenic modifications. To quantify these changes, raster images from the historical series of land cover and use (Collection 9 of the MapBiomas project) were used, processed in Fragstats® 4.2 software to obtain landscape metrics from a landscape ecology perspective. The results revealed an intense change in the landscape structure, marked by a drastic reduction of approximately 35% of the Savannah Formation (Cerrado), the main natural class of the basin. Concomitantly, a significant increase in the area of pasture (approximately 700%) and soybean crops (approximately 618%) was observed. This conversion resulted in a highly fragmented landscape, characterized by greater edge contrast and the simplification of the water network, evidenced by the reduction of disjointed core areas of rivers and lakes. Although landscape diversity indices have shown a numerical increase, this heterogeneity critically reflects environmental behavior induced by anthropogenic disturbances, to the detriment of the ecological integrity and functionality of native ecosystems. These targeted transformations severely compromise crucial ecosystem services, biodiversity, and the socio-environmental resilience of the BHRC. This research offers a consistent quantitative diagnosis of these dynamics, which is essential for supporting territorial planning, sustainable development, and the formulation of management and ecological restoration proposals for the region, altering the conservation of its water resources and local and regional biodiversity.

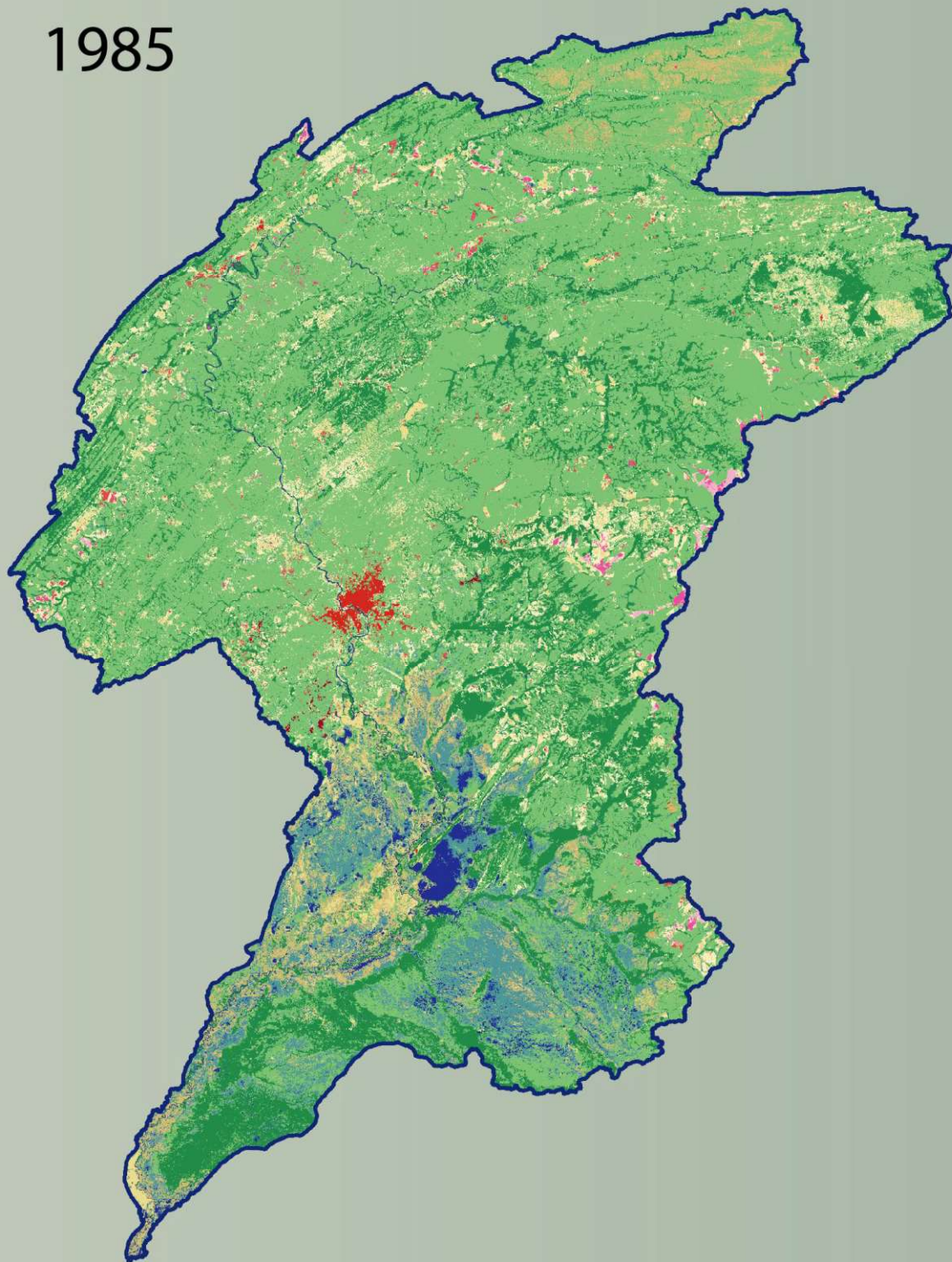
Keywords: Watershed, landscape ecology, landscape statistics, regional planning, sustainability

RESUMEN

Esta disertación evalúa las transformaciones espaciales y sus impactos en la sostenibilidad del paisaje de la Cuenca del Río Cuiabá (BHRC) de 1985 a 2023. La BHRC, un área de importancia estratégica para el abastecimiento de la Región Metropolitana de Cuiabá y para la integridad del Pantanal de Mato Grosso, ha sido el sitio de intensas modificaciones antropogénicas. Para cuantificar estos cambios, se utilizaron imágenes *raster* de la serie histórica de cobertura y uso de la tierra (Colección 9 del proyecto MapBiomass), procesadas en el software Fragstats® 4.2 para obtener métricas del paisaje desde una perspectiva de ecología del paisaje. Los resultados revelaron un intenso cambio en la estructura del paisaje, marcado por una drástica reducción de aproximadamente el 35% de la Formación Sabana (Cerrado), la principal clase natural de la cuenca. Concomitantemente, se observó un aumento significativo en el área de pastos (aproximadamente 700%) y cultivos de soja (aproximadamente 618%). Esta conversión resultó en un paisaje altamente fragmentado, caracterizado por un mayor contraste de bordes y la simplificación de la red hídrica, evidenciado por la reducción de las áreas centrales desarticuladas de ríos y lagos. Si bien los índices de diversidad del paisaje han mostrado un aumento numérico, esta heterogeneidad refleja críticamente el comportamiento ambiental inducido por perturbaciones antropogénicas, en detrimento de la integridad ecológica y la funcionalidad de los ecosistemas nativos. Estas transformaciones dirigidas comprometen gravemente los servicios ecosistémicos cruciales, la biodiversidad y la resiliencia socio ambiental del CRHB. Esta investigación ofrece un diagnóstico cuantitativo consistente de estas dinámicas, esencial para sustentar la planificación territorial, el desarrollo sostenible y la formulación de propuestas de gestión y restauración ecológica para la región, alterando la conservación de sus recursos hídricos y la biodiversidad local y regional.

Palabras clave: Cuenca hidrográfica, ecología del paisaje, estadísticas de paisaje, planificación regional, sostenibilidad

1985



I
N
T
R
O
D
U
Ç
Ã
O



INTRODUÇÃO

As paisagens são composições complexas e dinâmicas, resultantes de processos ecológicos, sociais, econômicos e culturais que se entrelaçam no tempo e no espaço. No contexto contemporâneo, marcado por intensas pressões antrópicas, rápidas transformações territoriais e crescentes desafios ambientais, torna-se imprescindível compreender essas dinâmicas a partir de abordagens interdisciplinares que permitam identificar os impactos da ocupação do solo sobre os ecossistemas e suas funções. Essa perspectiva é especialmente relevante em regiões de elevada sensibilidade ecológica, como as bacias hidrográficas, que desempenham papel estratégico na provisão de serviços ambientais essenciais à sustentabilidade regional.

A Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) localiza-se no estado de Mato Grosso e integra o sistema que alimenta o Pantanal Mato-Grossense, constituindo um território que sintetiza os dilemas da urbanização desordenada, da expansão agropecuária e da degradação ambiental. As alterações na cobertura e uso da terra nessa região têm afetado diretamente a estrutura da paisagem, comprometendo a conectividade ecológica, a integridade dos corpos d'água e a resiliência dos ecossistemas locais. Diante desse cenário, a análise das transformações espaciais ao longo do tempo torna-se fundamental para subsidiar o planejamento ambiental e territorial sustentável.

Nesta pesquisa, buscou-se compreender as transformações ocorridas na paisagem da BHRC no período de 1985 a 2023, por meio da aplicação de métricas da ecologia da paisagem e de técnicas de geoprocessamento. O foco recai sobre a identificação de padrões de fragmentação, conectividade, diversidade, agregação e contraste entre manchas presentes na estrutura espacial das classes de cobertura e uso da

O estudo da série histórica permite capturar um momento em que grande parte dos processos naturais ocorria com interferência relativamente menor de ações antrópicas (registrada no ano de 1985) e compará-lo com o ano de 2023, último registro da série histórica analisada

terra, de modo a revelar os processos territoriais em curso e suas implicações para a sustentabilidade da bacia.

A escolha da escala da bacia hidrográfica como unidade de análise se justifica pela sua relevância como recorte funcional para o planejamento ambiental integrado, permitindo uma leitura sistêmica da relação entre processos naturais e transformações antrópicas. A pesquisa fundamentou-se nos aportes teóricos da ecologia da paisagem, no planejamento ambiental e nas metodologias de análise espacial aplicadas à dinâmica do uso da terra ao longo do tempo.

Justificativa

A intensificação das alterações na cobertura vegetal natural, especialmente na formação Savânica (Cerrado), que constitui a matriz ecológica da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), resultou em uma redução total de 20,5 pontos percentuais, equivalente a uma diminuição relativa de aproximadamente 35,5% da cobertura original ao longo do período analisado. Esse processo foi impulsionado pelo crescimento urbano e pela conversão da cobertura da terra para fins agropecuários, destacando-se a expansão das pastagens, que apresentou um aumento absoluto de 22,6 pontos percentuais: em 1985, correspondia a 3,3% da área total da BHRC, e em 2023 passou a representar 25,9%, o que equivale a um crescimento relativo de cerca de 685% em relação à extensão original.

Tais transformações têm gerado impactos significativos sobre a estrutura ecológica da paisagem do Rio Cuiabá. Apesar de sua importância estratégica para a conservação dos recursos hídricos e da biodiversidade, a região ainda carece de estudos sistemáticos que revelem, de forma detalhada, como essas mudanças comprometem a sustentabilidade ambiental. A estrutura da paisagem possui relação direta com os processos ecológicos, assim como esses processos influenciam sua composição.

neste estudo. Essa comparação possibilita verificar a composição e a configuração da paisagem, de modo que ações relacionadas à recuperação da sustentabilidade regional da BHRC sejam planejadas a partir de um marco temporal que registra um momento anterior ao atual ciclo de

desenvolvimento econômico e social implementado a partir da década de 1990 no estado de Mato Grosso.

Nesse sentido, esta pesquisa mostra-se necessária para aprimorar o conhecimento sobre os processos de conversão do uso da terra que afetam a bacia hidrográfica e por sua contribuição potencial à formulação de políticas públicas voltadas ao ordenamento territorial, às ações de conservação e preservação ambiental e à gestão integrada de recursos hídricos.

Problema de Pesquisa

Como as transformações na cobertura e no uso da terra entre 1985 e 2023 impactaram a estrutura da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, e quais são as implicações dessas mudanças para a sustentabilidade regional?

Objetivo Geral

Analisar as transformações espaciais na estrutura da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá no período de 1985 a 2023, com base em métricas da ecologia da paisagem, de modo a avaliar os impactos dessas mudanças sobre a sustentabilidade ecológica e territorial da região.

Objetivos Específicos

- Caracterizar a estrutura físico-territorial da bacia hidrográfica, destacando seus principais componentes naturais e antrópicos;
- Mapear e classificar cobertura e no uso da terra em recortes temporais de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023;
- Aplicar métricas de paisagem para identificar padrões de fragmentação, conectividade, diversidade e coesão das classes de uso;

- Avaliar os processos espaciais e temporais de transformação da paisagem e suas implicações para a sustentabilidade regional;
- Subsidiar reflexões sobre estratégias de planejamento territorial e conservação ambiental;
- Embasar propostas de manejo integrado de bacias hidrográficas;
- Auxiliar nos estudos para a implementação de corredores ecológicos.

Estrutura da Dissertação

A presente dissertação está organizada em sete capítulos, articulados de modo a refletir a trajetória investigativa adotada, desde a construção teórica e metodológica até a análise empírica e as reflexões finais.

Capítulo 1 - Fundamentação Teórica e Contextualização da Paisagem

O primeiro capítulo apresenta o referencial teórico da pesquisa, abordando a evolução dos conceitos de paisagem, território e sustentabilidade ambiental. São discutidas as principais escolas do pensamento urbanístico e ecológico, desde as ideias de Patrick Geddes, Frederick Law Olmsted, Ian McHarg e Eugene Odum, até as bases contemporâneas da Ecologia da Paisagem. O texto evidencia como as transformações antrópicas reconfiguram o espaço geográfico e destaca a necessidade de compreender a paisagem como um sistema dinâmico e interdependente, unindo fatores naturais, sociais e econômicos.

Capítulo 2 - Caracterização da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá

Neste capítulo, a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) é caracterizada em seus aspectos físico-geográficos, hidrológicos, socioeconômicos e ambientais. A área é descrita como um território estratégico por integrar os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal,

abrangendo os municípios de Cuiabá e Várzea Grande. O texto analisa o papel do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso), a expansão urbana e o crescimento agropecuário como agentes de transformação ambiental. A seção também destaca a importância da BHRC para a manutenção dos fluxos hídricos do Pantanal e para o abastecimento regional, ressaltando os desafios de gestão e conservação.

Capítulo 3 - Procedimentos Metodológicos e Métricas da Paisagem

O terceiro capítulo define o método científico e os instrumentos técnicos utilizados para a análise espacial e temporal da paisagem. Baseia-se na Ecologia da Paisagem e utiliza métricas espaciais calculadas com o software Fragstats®, aliado aos dados do Projeto MapBiomias (Coleção 9). São apresentadas as principais métricas adotadas — de área, forma, borda, contraste, agregação e diversidade, e sua relevância para mensurar a fragmentação, a conectividade e a heterogeneidade da paisagem. O capítulo estabelece o vínculo entre teoria e prática, demonstrando como as métricas podem traduzir em números os processos ecológicos e territoriais.

Capítulo 4 - Construção do Banco de Dados e Processamento das Imagens

Este capítulo detalha as etapas de aquisição, recorte e processamento das imagens *raster*, que compõem a base empírica da pesquisa. Foram utilizadas nove imagens quinquenais (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023) derivadas do MapBiomias, compatibilizadas com a classificação da cobertura e uso da terra segundo o IBGE (2013). O texto descreve o fluxo técnico de preparação dos dados e geração dos mapas temáticos e tabelas de áreas, que sustentam as análises quantitativas dos capítulos seguintes. Além disso, relaciona os períodos históricos de transformação da paisagem com marcos econômicos e de infraestrutura, como a consolidação da soja, pecuária e a expansão urbana.

Capítulo 5 - Resultados: Métricas da Paisagem e Dinâmica Espacial

O quinto capítulo apresenta os resultados quantitativos das métricas calculadas para a BHRC entre 1985 e 2023. Os dados revelam tendências de fragmentação e substituição das formações naturais por usos agropecuários e urbanos. As formações savânicas (Cerrado) diminuíram de 57,8% para 37,3%, enquanto as pastagens aumentaram de 3,3% para 25,9%. As métricas de borda, contraste e área central indicam perda de conectividade e aumento da irregularidade espacial da paisagem.

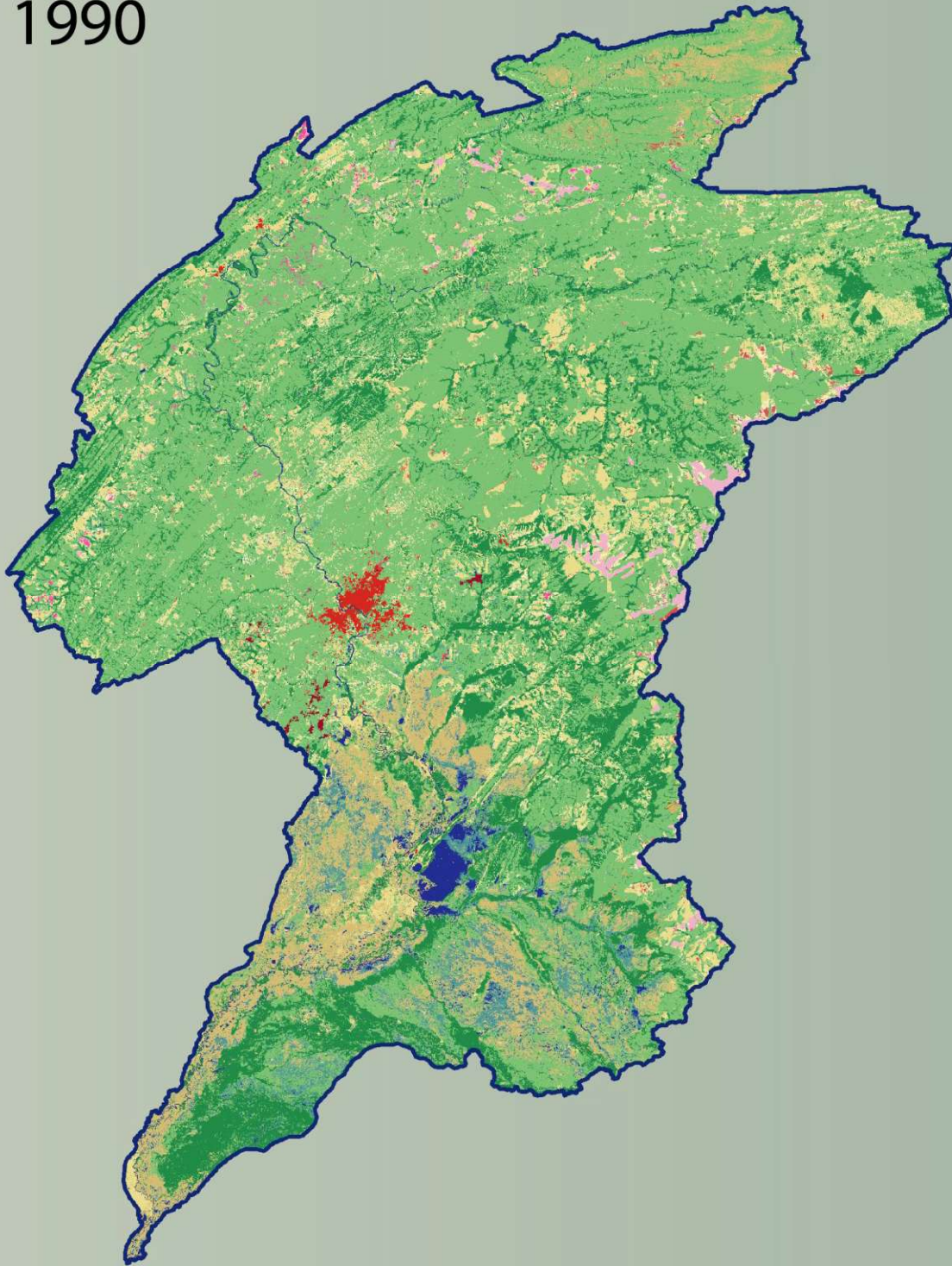
Capítulo 6 - Discussão dos Resultados e Implicações para a Sustentabilidade

Neste capítulo, os resultados obtidos são interpretados à luz da Ecologia da Paisagem e do Planejamento Ambiental. A análise discute a fragmentação, a homogeneização da matriz produtiva e a perda da diversidade ecológica. Destaca-se o uso das métricas como ferramenta de diagnóstico territorial, capaz de subsidiar políticas de reconectividade ecológica, restauração ambiental e ordenamento territorial sustentável. O texto reforça que a integração entre geotecnologia, ecologia e gestão pública é essencial para reverter os processos de degradação observados.

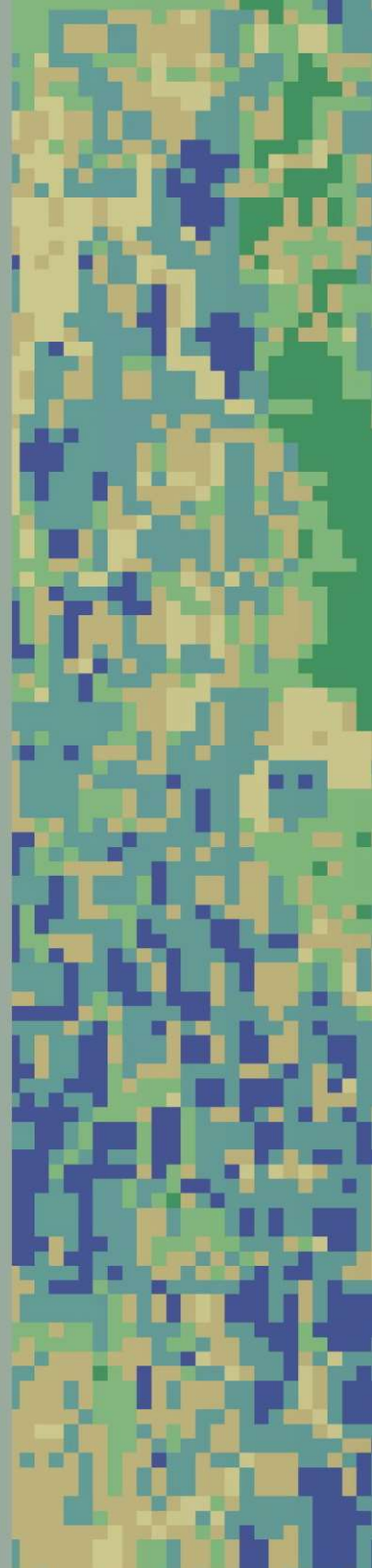
Capítulo 7 - Considerações Finais

O último capítulo sintetiza as principais conclusões da pesquisa e reafirma a relevância da BHRC como território crítico para a sustentabilidade ambiental do Estado de Mato Grosso. Demonstra que, entre 1985 e 2023, a bacia sofreu profundas transformações estruturais, caracterizadas por perda de vegetação nativa, expansão da agropecuária e pressão urbana. O estudo conclui que a análise temporal da paisagem é um instrumento eficaz para compreender e planejar o uso sustentável do território. Recomenda-se a adoção de planos integrados de gestão de bacias hidrográficas, o fortalecimento de políticas públicas de restauração ecológica e a incorporação das métricas espaciais no planejamento ambiental regional.

1990



C
A
P
Í
T
U
L
O
1



CAPÍTULO 1 - A PAISAGEM E O PLANEJAMENTO: BASES HISTÓRICAS E FUNDAMENTOS DA ECOLOGIA DA PAISAGEM PARA A SUSTENTABILIDADE

A análise da estrutura da paisagem sob a ótica da Ecologia da Paisagem oferece um instrumental metodológico capaz de aprofundar a compreensão dos processos espaciais que moldam territórios complexos, especialmente quando se amplia a escala de observação para unidades funcionais mais abrangentes, como bacias hidrográficas. Ao integrar métricas desenvolvidas originalmente no campo da Ecologia da Conservação, essa abordagem possibilita um olhar qualificado sobre a interface entre áreas rurais e urbanas, constituindo uma via promissora para o planejamento territorial sustentável, uma preocupação que se intensificou progressivamente desde o advento da urbanização industrial no século XIX.

Esta dissertação resgata elementos centrais da evolução histórica do Urbanismo, destacando como os desafios contemporâneos impostos pelas mudanças climáticas globais recolocam as questões da resiliência ecológica e da sustentabilidade das cidades no centro da agenda do planejamento. Sob essa perspectiva, a análise diacrônica da paisagem, isto é, a avaliação das transformações ocorridas ao longo do tempo, permite compreender as condições ecológicas prévias à intensificação da ocupação humana, bem como os processos que conduziram à atual configuração fragmentada da paisagem. Essa compreensão histórica e ecológica fornece subsídios relevantes para orientar a restauração dos ecossistemas, aproximando-os de estados mais funcionais e próximos das condições naturais originais.

O próprio conceito de “paisagem” carrega uma longa tradição etimológica vinculada à ideia de “terra” e “território”. Em diversas línguas europeias, sua origem remete diretamente ao espaço habitado: *Landschaft* (alemão) deriva de *Land*; *landscape* (inglês) também se refere a *land*; *paysage* (francês) de *pays*; *paesaggio* (italiano) de *paese*; e “paisagem” no português deriva de “país”. Como observa Schek (2008), a paisagem não se limita a uma configuração física, mas expressa uma dimensão simbólica,

perceptiva e cultural, representando o modo como os grupos humanos significam, vivenciam e se apropriam do território que habitam. Assim, a paisagem é simultaneamente estrutura ecológica e construção cultural.

O planejamento regional, por sua vez, emerge historicamente no final do século XIX como resposta às severas condições sanitárias e ambientais observadas nas cidades industriais europeias e norte-americanas. A rápida expansão urbana, marcada pela migração massiva da população rural para centros fabris, resultou em áreas densamente ocupadas, carentes de infraestrutura, degradadas ambientalmente e com sérias deficiências de habitabilidade. Esse processo alterou profundamente os padrões de cobertura e uso da terra, produzindo novas paisagens urbanas que refletiam, sobretudo, a exploração intensiva dos recursos naturais e a ausência de ordenamento territorial adequado.

Nesse contexto, diversos movimentos e pensadores surgem na segunda metade do século XIX propondo soluções baseadas na recomposição da relação entre cidade e natureza. Entre eles, destaca-se Frederick Law Olmsted (1822-1903), considerado um dos precursores do ambientalismo e do planejamento paisagístico moderno. Sua defesa da importância do contato direto com a natureza para a saúde física e mental das populações urbanas, materializada em projetos como o Central Park de Nova Iorque, influenciaria profundamente a conformação da futura teoria do planejamento regional. Olmsted antecipa ideias que seriam amplamente desenvolvidas no século XX, como a função social e ecológica da paisagem, a necessidade de considerar processos naturais no planejamento urbano e a visão sistêmica do território.

Assim, a Ecologia da Paisagem, ao consolidar ferramentas quantitativas e modelos analíticos capazes de integrar processos ecológicos e padrões espaciais, representa a continuidade científica dessa trajetória histórica. Ela permite compreender como os usos da terra se distribuem, como se organizam espacialmente e quais impactos produzem sobre a funcionalidade ecológica da paisagem, especialmente em regiões de alta complexidade ambiental, como a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá.

1.1 Concepções de Paisagem e Território

O conceito de paisagem pode ter várias definições conforme o campo de estudo. Uma discussão presente em vários livros sobre ecologia, remete a origem da palavra ao conceito de território ou região reconhecida por uma população que habita aquele local, conforme detalhado no início deste capítulo. Para os efeitos deste estudo, outras definições que não as relacionadas a ecologia da paisagem serão abordadas de forma breve em razão dos propósitos desta pesquisa. Porém é fundamental compreender que na língua Portuguesa, a paisagem pode se referir a um conceito relacionado ao valor estético de um determinado local fazendo menção a sua beleza cênica, conforme senso comum. O dicionário Michaelis (2025) define o termo como:

1. “Extensão de território e de seus elementos que se alcança num lance de olhar; panorama, vista”;
2. “Espaço com geografia e clima de determinado tipo: rural, urbana, montanhosa etc.”;
3. “Desenho, quadro, gravura, foto ou qualquer outra manifestação artística cujo tema principal é a representação de uma paisagem, geralmente de lugares campestres”;

Essas definições, amplamente difundidas, refletem uma percepção estética e subjetiva, de caráter pessoal, não alcançando a amplitude conceitual que o termo assume sob as perspectivas da Geografia e da Ecologia, nas quais “paisagem” possui um significado essencial e metodológico. Nos glossários de obras clássicas de ecologia, encontram-se definições mais técnicas, como:

1. “Grande área consistindo em um mosaico de diversos tipos de habitat” (Ricklefs, 2013, p. 530);
2. “Área heterogênea composta por um grupo de ecossistemas em interação que se repetem de modo similar por toda a área; formas de terra de uma região em sua totalidade; um nível regional de

organização entre o ecossistema e o bioma” (Odum, 2007, p. 530);

3. “Unidade especial que em seus efeitos estruturais e na sua estrutura é homogênea, ou seja, uniforme (conceito de homogeneidade); Unidade espacial que em pelo menos um fator seja heterogêneo (conceito de heterogeneidade); Objeto de pesquisa da análise da estrutura da paisagem” (Lang, 2009, p. 400);

O termo “paisagem” foi amplamente debatido por Karl Paffen (1914 - 1983), que a considerava o objeto central da pesquisa geográfica (1953 apud Lang, 2009, p. 86). Contudo, seu uso científico remonta a Alexander von Humboldt (1769 - 1859), pioneiro da geobotânica, que definiu “paisagem” como “Der Totalcharakter einer Erdgegend”, traduzido como o caráter total de uma região da Terra (Naveh, 1994, p. 4).

Uma discussão apresentada por Lang (2009) diz respeito sobre a percepção de homogeneidade ou heterogeneidade referente a caracterização do que poderíamos considerar uma paisagem para fins de estudos ecológicos. A definição de paisagem efetuada por Odum (2007, p. 530) evidencia esta dualidade ao introduzir ambas as palavras cujos significados são antagônicos, com abordagens válidas para a caracterização da paisagem. Neste sentido Lang (2009) exemplifica a discussão na seguinte passagem: “[...] aparentemente existem duas opiniões contrastantes a respeito do que constitui a paisagem no sentido científico. M. Turner e coautores ressaltam que paisagem constitui uma área na qual pelo menos um fator seja heterogêneo. E. Neef, por sua vez, assinala que uma paisagem se caracteriza pelo fato de que, nos seus efeitos e na sua estrutura, ela é homogênea, ou seja, uniforme (Lang, 2009, p. 84).

Lang (2009) amplia essa discussão ao observar que, para fins de estudo ecológico, há duas interpretações possíveis: a da homogeneidade, que enfatiza a uniformidade da paisagem, e a da heterogeneidade, que ressalta os elementos diferenciados que a compõem. Complementarmente

há uma outra discussão que evoca a interação entre componentes ambientais e sociais, entre natureza e mente (humana) como elementos constitutivos básicos de uma paisagem, ou seja, a paisagem como a integração de elementos tanto de caráter ecológico como de natureza antrópica, evitando uma dualidade excludente entre eles. Por fim Lang (2009) recupera a ligação do conceito de paisagem interligado ao conceito de Sistemas complexos em interação, como abordado por Leser (1997) que utiliza o termo paisagem como sinônimo de ecologia da paisagem e a concepção realizada pela escola de Leipzig-Dresden, a qual enfatiza as relações dos compartimentos formadores da paisagem como necessariamente sendo mais estreitas do que com seu entorno, para então ser possível a caracterização de uma paisagem para efeitos de estudos ecológicos (Lang, 2009).

As disciplinas de planejamento e a arquitetura da paisagem, emergem de preocupações não apenas ambientalistas, mas também sociais, de estudiosos como Frederick Law Olmsted (1822 - 1903) que se dedicaram à criação, ao planejamento e à conservação de áreas naturais buscando torná-las públicas e regidas por uma lógica de manutenção dos recursos naturais durante o processo de ocupação humana. Olmsted foi, portanto, um precursor do que hoje se entende por arquitetura da paisagem. Nascido nos Estados Unidos e com formação baseada na prática agrícola, teve seus primeiros insights ao visitar a Inglaterra, onde notou que grande parte das áreas livres destinadas ao lazer e à recreação eram de propriedade particular.

Em artigo de 1870, intitulado “Public Parks and the Enlargement of Towns”, preconizava a ideia de que tais áreas representavam um débito da municipalidade para com o cidadão. Fundamentado nesses pressupostos, Olmsted concebeu um plano de desenvolvimento municipal alicerçado em áreas livres compostas por diferentes escalas integradas a

uma malha de ruas e avenidas, os chamados parkways, projetados para proteger os recursos hídricos (Schek, 2008). Em virtude de suas preocupações com os espaços públicos e sua importância para o desenvolvimento de uma sociedade mais justa e harmônica, Olmsted incorporou determinados princípios que podem ser observados em seus projetos. A título de exemplo, pode-se citar a criação de áreas destinadas à conservação, como o Central Park em Nova York (1858), e o projeto Boston Emerald Necklace (1878 - 1895), uma importante rede de áreas que engloba parques, arboretos e matas ciliares, formando um mosaico urbano de áreas protegidas pela lei. Na carta endereçada a Edward Everett Hale, intitulada “Ruralizing the urban, Urbanizing the rustic” escrita em outubro de 1869, cuja reprodução consta na obra “Writings on Landscape, Culture, and Society”, um compilado de correspondências escritas no período de 1843 a 1893 por Olmsted, ele faz a seguinte observação:

I pursue my business, however, the laws of supply & demand compel me to work chiefly for the rich & to study rich men's wants, fashions and prejudices. I never lose an opportunity however, & sometimes, as you will see, force opportunity and strain patience even to urge principles, plan & measures tending to the ruralizing of all our urban population and the urbanizing of our rustic population. For it regard it as doubtful which of two slants toward savage condition is most to be deplored and to be struggled with, that which we see in the dense, poor quarters of our great cities & manufacturing towns or that which is impending over the scattered agricultural population of more especially the more sterile parts of the great West (Olmsted, 1869, p. 456).¹

11 Eu sigo meu negócio, no entanto, as leis da oferta e da procura me obrigam a trabalhar principalmente para os ricos e a estudar as necessidades, modas e preconceitos dos homens ricos. Eu nunca perco uma oportunidade, no entanto, e às vezes, como você verá, força a

oportunidade e esforço a paciência até mesmo para insistir em princípios, planos e medidas tendentes à ruralização de toda a nossa população urbana e à urbanização da nossa população rural. Pois considero duvidoso qual das duas inclinações em direção à condição

Em outra obra, intitulada “Parks: An encyclopedic view: 1861”, Olmsted apresenta um panorama geral sobre áreas livres destinadas ao lazer e ao compartilhamento de recursos ambientais para o atendimento de necessidades sociais. Tal abordagem sugere que, embora seja considerado um precursor dos projetos de sistemas de parques nos EUA, ele buscou inspiração em outros países e épocas. Nessa revisão histórica e geográfica, Olmsted explicita a vinculação entre a estratificação social e o acesso aos benefícios proporcionados por grandes áreas livres e preservadas, como ilustra a seguinte passagem, na qual relata um episódio em que o rei George II responde à sua esposa sobre a sugestão de privatizar o parque para uso exclusivo da realeza:

Even earlier than the reign of George II, the use of the park St. James in the suburbs of London had been so long enjoyed and was so highly valued by the people, that when the queen asked what it would cost to transform it to a garden, suitable to be attached to the palace which fronts upon it, closing it to the public, Horace Walpoe says that his father replied: "Only three crowns," meaning a revolution (Olmsted, 1861, p. 146).²

A preocupação com a distribuição equitativa dos benefícios gerados pelas áreas naturais é um tema recorrente nas ideias de Olmsted. Sua visão transcendia a mera oferta de lazer à população, vislumbrando, de forma embrionária, o conceito que hoje denominamos serviços ecossistêmicos, providos por essas áreas protegidas e de acesso público.

selvagem é mais deplorada e combatida, aquela que vemos nos bairros densos e pobres de nossas grandes cidades e vilas industriais ou aquela que está pairando sobre a população agrícola dispersa mais especialmente nas partes mais estéreis do grande Oeste. (Olmsted, 1869, p. 456, tradução própria).

2 Mesmo antes do reinado de Jorge II, o uso do parque St. James, nos subúrbios de Londres, era tão apreciado e tão valorizado pelo povo que, quando a rainha perguntou quanto custaria transformá-lo em um jardim, adequado para ser anexado ao palácio que fica de

Ao discorrer sobre a importância do parque Bois de Boulogne, situado no subúrbio de Paris, Olmsted menciona sua origem como uma antiga floresta real, outrora de uso exclusivo da realeza francesa. Em seguida, ele se dedica a uma detalhada descrição dos atributos pitorescos do local, como grandes lagos, suas margens ao longo do Rio Senna entre outros qualitativos para apontar seu uso para o suprimento de água para a população Parisiense. A citação “The water for this cascade, for the lakes, and for the sprinkling of the ground, is chiefly diverted from aqueducts constructed for the general supply of Paris.”³ (Olmsted, 1861, p. 150) evidencia sua visão, que conectava a estrutura social vigente em uma determinada época e região, ao acesso a essas áreas naturais e aos seus benefícios ambientais.

Com sua visão inovadora para a época, focada no replanejamento das cidades com vista a melhoria das condições de salubridade e de lazer para a população em geral, Olmsted inaugurou uma linha de pensamento que floresceria a partir dos Estados Unidos. Diferentemente da Europa, o país dispunha de vastas áreas livres e havia se desvinculado dos entraves ligados a posse da Terra, que no velho continente permanecia intrinsecamente ligada a realeza, monarcas, a nobreza em geral e seus descendentes, dificultando ações que beneficiassem políticas de caráter público. Essa perspectiva se evidencia em trechos do artigo intitulado “The greatest Glory of nature” de agosto de 1865 que defendia o ato de criação do Parque Nacional de Yosemite, decretado pelo Congresso Nacional Norte Americano:

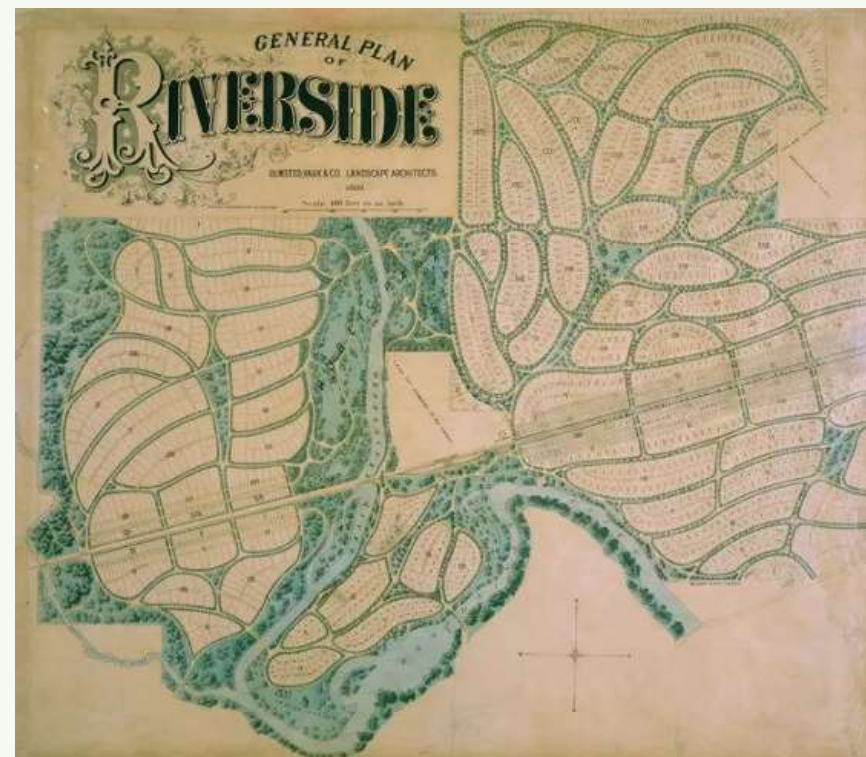
frente para ele, fechando-o ao público, Horace Walpoe diz que seu pai respondeu: "Apenas três coroas", significando uma revolução. (Olmsted, 1861, p. 146, tradução do autor).

3 A água para esta cascata, para os lagos e para a aspersão do solo, é principalmente desviada de aquedutos construídos para o abastecimento geral de Paris (Olmsted, 1861, p-150).

There are in the islands of Great Britain and Ireland more than one thousand private parks and notable grounds devoted to luxury and recreation. The value of these grounds amounts to many millions of dollars and the cost of this annual maintenance is greater than that of the national schools; their only advantage to the commonwealth is obtained through the recreation they afford to their owners with their families number less than one in six thousand of the whole population (Olmsted, 2015, p. 310). 4

Os projetos desenvolvidos por Olmsted, até hoje influenciam o planejamento urbano de várias cidades dos Estados Unidos, incluindo desde edificações como hospitais, abarcando terrenos institucionais, campi, zoológicos, estações ferroviárias, parques, propriedades privadas e loteamentos Norte Americanos⁵. A figura 1 ilustra a aplicação do conceito de conectividade e estruturação do planejamento urbano por meio das áreas verdes, configurando o que os ecólogos contemporâneos denominariam um corredor ecológico.

Figura 1: Plano geral do subúrbio de Riverside - Illinois, 1869



Fonte: National Park Service, EUA

Outro projeto emblemático da obra de Olmsted é a concepção do Prospect Park localizado no distrito do Brooklyn, em Nova York, ilustrado pela figura 2. Este empreendimento requalificou uma área degradada, visando proporcionar à população uma opção de lazer em espaço público,

4 Existem nas ilhas da Grã-Bretanha e Irlanda mais de mil parques privados e áreas notáveis dedicadas ao luxo e à recreação. O valor dessas áreas chega a muitos milhões de dólares e o custo de sua manutenção anual é maior do que o das escolas nacionais; sua única vantagem para a comunidade é obtida por meio da recreação que proporcionam aos seus

proprietários, já que suas famílias somam menos de uma em cada seis mil da população total. (Olmsted. 2015, p - 310, tradução do autor)

⁵National Park Service, EUA. Disponível em <https://www.nps.gov/frla/learn/historyculture/shaper-of-the-american-landscape.htm>. Acesso em 29 de novembro de 2024.

ampliando as áreas de convivência existentes na cidade de Nova York, que já contava com outro projeto de Olmsted, o Central Park.

Figura 2: Prospect Park, Brooklyn, 1871



Fonte: National Park Service, EUA

Em contrapartida às iniciativas de Olmsted ocorrida nos Estados Unidos, na Europa os primeiros princípios de preocupações relacionadas ao planejamento das cidades e que posteriormente seriam sintetizados sob o termo “Urbanismo”, podem ser remetidos a iniciativas como os *Grand Travaux* (1853 - 1870) de George Eugene Haussmann (1809 - 1891) em Paris. Embora destituída de uma preocupação ambientalista explícita, trata-se de uma ação de planejamento da cidade, com a abertura de grandes avenidas, associada a uma valorização imobiliária decorrente da melhoria da malha urbana. Contudo, o projeto não escapou de críticas, especialmente devido ao deslocamento de milhares de habitantes pobres

da cidade para as periferias de Paris, um efeito colateral que demonstra a complexidade e as nuances envolvidas nas ações de planejamento urbano.

Em Barcelona, Idelfonso Cerdá (1815 - 1876) elaborou um plano diretor para a cidade em 1858, caracterizados por amplas avenidas intercaladas por espaços livres que se organizam geometricamente em uma malha retilínea, sendo até os dias atuais facilmente percebida no traçado urbano da cidade. Também na Espanha, Arturo Soria y Mata (1844 - 1920) desenvolveu o conceito de cidade linear (1883) nos arredores de Madri, um protótipo de bairro experimental e planejado.

Na Inglaterra os estudos e trabalhos desenvolvidos por Ebenezer Howard (1850 - 1928) se debruçavam sobre a questão da insalubridade dos subúrbios, efeito resultante do processo de industrialização acelerada que ocorreu no país durante o século XIX. O principal extrato social afetado negativamente por essa transformação foi a classe trabalhadora, que habitava majoritariamente regiões degradadas associadas a baixa qualidade de vida. As soluções propostas por Howard procuravam levar o campo à cidade, pois ele considerava que o afastamento do homem moderno da natureza gerava degeneração da saúde humana (Pires, 2020).

Os questionamentos e preocupações de Howard sobre o desenvolvimento das cidades e o processo de urbanização acelerada da sociedade no século XIX, fica evidente na seguinte passagem: “Há, no entanto, uma questão sobre a qual praticamente não se manifestam quaisquer diferenças de opinião. É quase universalmente aceito por homens de todos os partidos, não somente na Inglaterra, mas em toda Europa, América e em nossas colônias, ser profundamente deplorável que pessoas continuem afluindo a cidades já superpovoadas, esvaziando ainda mais os distritos rurais” (Howard, 1996, p. 105).

Em outra passagem do livro icônico de Ebenezer Howard, Cidades Jardins de Amanhã (1898), originalmente intitulado “To-morrow: Path to a Real Reform”, vislumbra-se uma indicação das inquietações que afligiam a sociedade Inglesa da época. Havia uma crescente percepção das mudanças ocorridas resultantes da Revolução Industrial, especialmente acentuadas nessa região da Europa. Nessa passagem, ao citar uma declaração

proferida no Congresso Demográfico, pelo Dr. Rhodes, publicada pelo *The Times* em 15 de agosto de 1891, sobre a emigração que estava ocorrendo nos distritos agrícolas ingleses, é possível identificar as razões que motivaram a busca por soluções para os problemas contemporâneos a Howard:

No Lancashire e em outros distritos manufatureiros, 35% da população estava acima dos sessenta anos de idade, mas nos distritos agrícolas, esta proporção chegava a 60%. Muitas das choupanas eram tão repugnantes que não mereciam ser chamadas de casas, e as pessoas tão deterioradas fisicamente que não estavam em condições de realizar o trabalho executável por alguém sadio. A menos que se faça algo para melhorar a sorte dos trabalhadores agrícolas, o êxodo prosseguirá, com resultados futuros impronunciáveis (Howard, 1996, p. 106).

Ainda que os fatos narrados pelo editor da versão atualizada apresentem certa imprecisão da obra de Howard, eles oferecem uma visão da agenda política que permeava a elite Inglesa naquele momento da história. Howard, por sua vez, possuía uma forte inclinação social, aliada a uma percepção aguçada da necessidade de reaproximar o *homem urbano*, em especial o pertencente as classes trabalhadoras, do contato com a natureza. Não por acaso, ele aborda o problema de forma poética ao introduzir a solução, descrevendo um retorno idealizado ao campo:

De fato, a chave do problema de como reconduzir as pessoas para o campo, nossos belos campos, com sua cobertura celestial, o ar que os ventila, o sol que os aquece, a chuva e o orvalho que os umedecem, a verdadeira encarnação do amor divino pelo homem, é na verdade uma *Chave Mestra*, porque é a chave do portal através do qual, mesmo que apenas entreaberto, parecerá derramar-se um feixe de luz

sobre os males da intemperança, do trabalho excessivo, da ansiedade incessante, da pobreza opressora, isto é, sobre os verdadeiros limites da interferência governamental, lamentavelmente, e mesmo das relações do homem com o poder Supremo (Howard, 1996, p. 107).

Na sequência de todos estes questionamentos sobre a dualidade da vida dividida entre duas opções, campo ou cidade, Howard propõe uma terceira via para os problemas apresentados: a criação de uma *Cidade-Campo*, que mesclaria o que ambas têm de melhor.

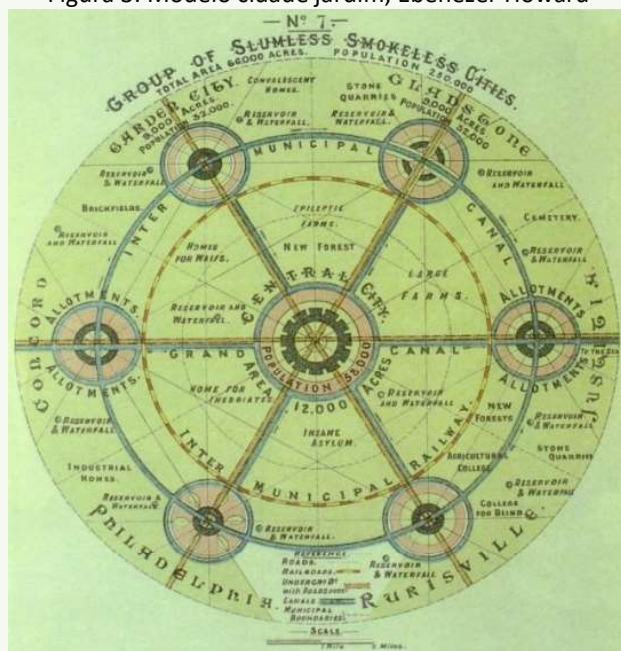
Uma análise mais detalhada do livro *Cidades Jardim de Amanhã*, revela que Howard ia muito além da questão da integração Homem - Natureza - Cidade. Ele dedicou capítulos inteiros para descrever o financiamento para viabilizar a aquisição de propriedades pela classe trabalhadora, os gastos com manutenção para tornar o empreendimento sustentável economicamente, a administração, a gestão de recursos e de resíduos sólidos da cidade pela produção rural, a relação entre a mão de obra urbana e a mão de obra do campo, e até mesmo um capítulo dedicado a uma campanha para abstinência de álcool (Howard, 1996).

A *Cidade Jardim de Amanhã*, portanto, era um empreendimento que transcendia as preocupações ambientais, as quais, embora não fossem secundárias, coexistiam com outras motivações contemporâneas à época de Howard. Estas o incentivaram a elaborar uma proposta abrangente do ponto de vista social, econômico e administrativo, que de certa forma se perdeu quando o modelo foi reproduzido em outras regiões. Permaneceu em aberto, também, a questão da escala de integração entre o espaço rural e o urbano, ainda que Howard tenha definido tamanhos bem específicos para a composição da Cidade Jardim, conforme a descrição a seguir: “A cidade Jardim, a ser construída próxima ao centro dos 2.400 ha., ocupa uma área de 400 ha., ou uma sexta parte do total, e pode ter uma forma circular com 1.240 jardas (1.133 m, ou aproximadamente três quartos de milha) de distância do centro à circunferência. (Howard, 1996, p. 114).

Independente da topografia ou das particularidades da composição paisagística local, as medidas adotadas por Howard, demonstram-se bastante rigorosas e pouco flexíveis. Ademais, o recorte espacial empregado não incorporava a ideia de região de planejamento, conceito que seria desenvolvido por outros planejadores inspirados na obra de Ebenezer Howard, os quais propuseram novas abordagens sobre a integração entre o campo e cidade.

A Figura 3 refere-se a um desenho contendo a disposição geométrica da cidade Jardim proposta por Howard. A aplicação prática do modelo de cidade jardim foi implementada na Inglaterra em Letchworth e posteriormente a 15 km desta, em um local denominado Welwin.

Figura 3: Modelo cidade jardim, Ebenezer Howard



Fonte: ArchDaily, maio 2021

O formato circular, com uma região central conectada através de uma via férrea central, foi uma das características do desenho da cidade jardim.

1.2 Origens e Evolução do Planejamento Urbano Regional

Na França, Claude Nicolas Forestier (1861 - 1930) propôs em 1908, o projeto Grandes Villes et Systèmes de Parcs, que abrangia um conjunto de áreas verdes e espaços livres destinados ao lazer, à educação e ao contato da população urbana com a natureza. Influenciado pelas ideias de Frederick Law Olmsted, Forestier alertava para o crescimento desordenado das cidades europeias e americanas. Seu trabalho destacou a necessidade de integrar sistemas de parques urbanos às estruturas territoriais das cidades, conceito que influenciou fortemente a consolidação do planejamento urbano como disciplina. Forestier também foi responsável pela disseminação do termo *urbanisme* na França, o que contribuiu para institucionalizar a prática do planejamento urbano moderno.

A inovação proposta por Forestier residia na diferença de escala de planejamento, a qual era maior que a proposta por Olmsted, e pelo fato de incorporar áreas que conectavam regiões que permeavam todo o tecido urbano. Forestier, também se inspirou nos trabalhos de Ebenezer Howard (1850 - 1928) sobre o desenvolvimento da ideia de cidades jardins, que de certa forma, foi uma precursora do conceito de planejamento do território em uma escala mais ampla, realizando uma passagem de visão de planejamento de sistema de parques e área livres localizados nos limites de uma cidade, para uma abrangência geográfica mais ampla, realizada em escala regional (Ragonha, 2019).

O sistema proposto por Forestier seria composto de grandes reservas e paisagens deixados em seu estado natural composto por parques suburbanos distribuídos regularmente segundo a necessidade das cidades, e dotados de árvores e gramados com o mínimo possível de ruas e ornamentos inúteis. Neste sistema, grandes parques urbanos serviriam como lugares para passeio e para o embelezamento das cidades, por sua

vez os pequenos parques se prestariam para áreas destinadas aos jogos e exercícios, ou puramente com funções ornamentais, distribuídos a não mais de 2.000m de distância de cada família. Além disso, áreas de recreação construídas a partir de pequenos terrenos com 2.000 a 3.000 m² e numerosamente distribuídos seriam ocupados por hortas-educadoras (Sakata, 2020).

Um outro conterrâneo de Forestier, considerado o fundador da escola Francesa de Geografia, Vidal de La Blache (1845 - 1918), foi um geógrafo de formação que se debruçou sobre o processo de planejamento regional. Porém, sua visão tinha um foco no desenvolvimento econômico e social, diferentemente de visões predominantemente ambientalistas de outros planejadores do espaço que atuavam contemporaneamente a ele. Blache, via a '*modernidade*', o que a época se chamava '*mundialização*', e atualmente é denominado '*globalização*', como uma grande modeladora da economia, em razão do encurtamento relativo das distâncias realizado graças aos avanços tecnológicos dos meios de transporte, cada vez mais rápidos e confiáveis.

Vários artigos escritos por La Blache embasam sua perspectiva de realização de um recorte regional do espaço, cujo elo central de coesão seriam os nodais econômicos e logísticos determinados pelo desenvolvimento econômico. Dentre estes artigos podemos citar: *Des divisions fondamentales du sol français* (As divisões fundamentais do solo francês) cuja teoria fora influenciada por conceitos desenvolvidos por Carl Ritter (1779 -1859), que trata da divisão regional da França para fins de planejamento, *La relativité des divisions régionales* (A relatividade das divisões regionais), no qual ele declara não haver mais isolamento após o desenvolvimento dos meios de transporte, e como contraponto cita a concentração e o processo de *metropolização* das grandes cidades com concentração demográfica e econômica, o que causou uma ruptura com antigos padrões de divisões territoriais (Marigner; Robic, 2007). Neste momento, desenvolvia-se a disciplina do urbanismo na França e os estudos que visavam trabalhar em uma escala maior que a escala da cidade (Ragonha, 2019, p. 37).

No ano de 1929 surge um novo movimento que versava sobre o planejamento das cidades, consolidado a partir dos Congressos Internacionais de Arquitetura Moderna (CIAMs), sendo que um destes congressos em especial, o 4º Congresso, realizado no ano de 1933 na cidade de Atenas, teve como manifesto final a criação de um documento intitulado '*A carta do urbanismo*', cujo texto abordava as inquietações de um grupo seletivo de arquitetos e urbanistas sobre as mudanças ocorridas nas cidades, cujo processo fora denominado à época pelo neologismo '*maquinização*' da sociedade.

As preocupações relatadas no documento se dirigiam a questões de circulação, em especial, a separação de fluxos de pedestres e de veículos automotores que trouxeram uma nova percepção do espaço físico e das distâncias ao permitir deslocamentos mais longos e mais velozes, a necessidade da elaboração de um estatuto da cidade que imporia regras de planejamento urbano com o ordenamento do crescimento da área urbana e a concepção de amplas áreas livres que privilegiassem os espaços públicos como parte da necessidade dos habitantes de acesso ao lazer e a recreação.

Neste momento, as grandes cidades Europeias e Norte Americanas já testemunhavam o avanço das atividades mecanizadas sobrepujando os antigos meios de produção e transporte não mecanizados. A cidade industrial e o modelo capitalista de lucros máximos se contrapunham a uma cidade social, que contemplasse todos os cidadãos e que, até aquele momento não tinha conseguido agrair todas as classes sociais com moradias dignas, que permitissem uma vida saudável e salubre, acarretando graves problemas que afetavam a vivência nos centros urbanos.

Em um trecho da carta de Atenas podemos verificar estas preocupações:

O urbanismo exprime a maneira de ser de uma época. Até agora, ele só atacou um único problema, o da circulação. Ele se contentou em abrir avenidas ou traçar ruas, constituindo assim quarteirões edificadas

cuja destinação é abandonada à aventura de iniciativas privadas. Essa é uma visão estreita e insuficiente da missão que lhe está destinada. O urbanismo tem quatro funções principais, que são: primeiramente, assegurar aos homens moradias saudáveis, isto é, locais onde o espaço, o ar puro e o sol, essas três, condições essenciais da natureza, lhe sejam largamente asseguradas; em segundo lugar, organizar os locais de trabalho, de tal modo que, ao invés de serem uma sujeição penosa, eles retomem seu caráter de atividade humana natural; em terceiro lugar, prover as instalações necessárias à boa utilização das horas livres, tornando-as benéficas e fecundas; em quarto lugar, estabelecer o contato entre essas diversas organizações mediante uma rede circulatória que assegure as trocas, respeitando as prerrogativas de cada uma. Essas quatro funções, que são as quatro chaves do urbanismo, cobrem um domínio imenso, sendo o urbanismo a consequência de uma maneira de pensar levada à vida pública por uma técnica de ação (IPHAM, Carta de Atenas, 1933, p. 29)

A carta de Atenas traz em seu escopo várias preocupações relacionadas a degradação dos elementos naturais pelo modelo até então adotado de cidade industrial, como descrito na segunda parte do documento e intitulado: *Estado atual crítico das cidades*. Na alínea c, há uma declaração sobre o crescimento e sua relação inversa com a qualidade ambiental, afirmando inclusive que esta degradação afetava a condição de salubridade e higiene das cidades modernas (IPHAM, Carta de Atenas, 1933, p. 7).

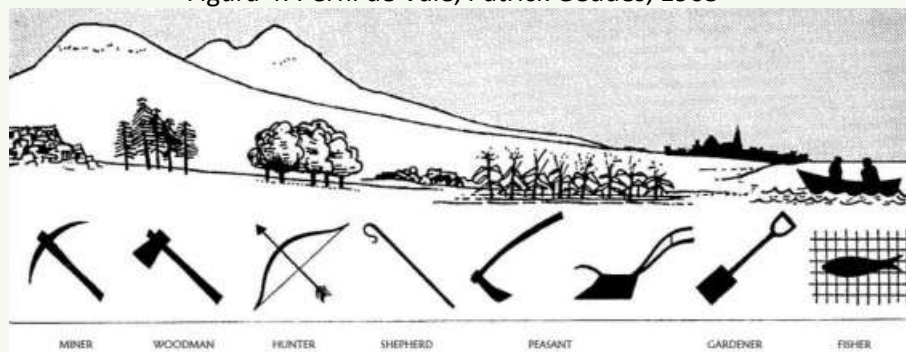
Por outro lado, a carta também abordava a relação entre os interesses particulares e os interesses coletivos, uma preocupação que afluía devido a influência de um modelo de crescimento pautado no capitalismo que visava o lucro máximo por parte do rentista e a

necessidade de um equilíbrio entre os interesses coletivos, que também deveriam respeitar a individualidade de cada cidadão (IPHAM, Carta de Atenas, 1933, p. 35). Esta pode ser considerada uma das primeiras manifestações técnicas dos urbanistas modernos relacionadas a concepção dos direitos difusos ambientais por parte da sociedade.

Porém o nascimento da disciplina de Planejamento Regional é creditado a Patrick Geddes (1854 - 1932), um biólogo nascido na Escócia cuja formação em botânica, incorporava a visão sistêmica das ciências biológicas para o urbanismo. Geddes preconizava o retorno das condições naturais do campo para o interior das cidades. A natureza do campo deveria demonstrar sua maior relevância deste espaço sobre o ambiente construído das cidades, uma vez que as dinâmicas de crescimento das cidades à época, era caracterizado pela crescente urbanização de áreas rurais de forma desordenada (Ragonha, 2019, p. 43).

Em seu livro *Cities in Evolution*, Geddes (1915) enfatiza que o “levantamento precede o plano”, ou seja, ele preconizava que antes da proposição de um plano de ordenamento urbanístico deveriam ser efetuados diversos outros levantamentos, como estudo da topografia, dos recursos naturais, da fauna e flora local entre outros. Para isto desenvolveu uma ferramenta denominada “perfil de vale” que era uma forma de representar em um corte longitudinal, as variações topográficas e ambientais que ocorriam ao longo de uma região mais ampla que os limites da cidade, preferencialmente na escala da bacia hidrográfica (Figura 4). A escala da bacia hidrográfica segundo Geddes, é a que mais representaria uma unidade integrada de planejamento direcionado ao objetivo de confeccionar um estudo adequado para compreender os ciclos naturais vitais e sua relação e consequências para o correto planejamento de uma cidade integrada ao espaço rural (Geddes, 1915).

Figura 4: Perfil de Vale, Patrick Geddes, 1905



Fonte: HALL, Peter. Geddes and the Anarchist Tradition. London: Routledge, 1996

A figura 4 demonstra uma característica fundamental na ferramenta de perfil de vale criado por Geddes, ao associar as características naturais como altitude, hidrografia e vegetação com as atividades econômicas desenvolvidas e a organização social da região.

Os neologismos de Patrick Geddes são reflexos de suas preocupações resultantes de um olhar diferenciado para o planejamento das cidades, como nesta passagem descrita na introdução do capítulo IV de seu livro "Cities in Evolution":

The industrial ageas twofold. A new industrial age is opening: significance of oil fuel, electric industries, etc. As "the stone Age" is now distinguished into two periods, "Paleolitich" and " Neolitic", so the "Industrial Age" requires distinction into its two phases also as "Paleotechnic" and "Neotechnic"". [...] Conception of physical economics, and of "natural resources" as no longer in mere monetary sense. Money notations

6 A era industrial é dupla. Uma nova era industrial está se abrindo: a importância do petróleo, das indústrias elétricas etc. Assim como a "Idade da Pedra" é agora dividida em dois períodos, "Paleolítico" e "Neolítico", a "Era Industrial" requer distinção em suas duas fases também, como "Paleotécnico" e "Neotécnico [...] Conceção de economia física e de

examined: passage from money wages to "Vital Budget": this conception needed to build the neotechnic town (Geddes, 1915, p. 60).⁶

Fica claro na visão de Geddes, a existência de uma necessária evolução da abordagem de como os recursos públicos deveriam ser gastos para que as cidades pudessem enfrentar os desafios existentes a época.

Outro termo cunhado por Geddes e que passou a ser amplamente utilizado foi "*Conurbação*" advindo de um texto inserido no capítulo II de seu livro (Cities in Evolution) em que ele discorre sobre o crescimento da cidade de Londres e o processo de surgimento de uma Grande Londres, que foi sendo interligada com outros polos urbanos localizados ao seu redor. A partir deste crescimento, Geddes faz referências sobre a gestão administrativa da cidade e seu conflito sobre as reais necessidades da população que habitava esta grande Londres, que extrapolavam os limites administrativos do município como suprimento de água, interligação de meios de transporte, necessidade de políticas públicas de saúde entre outros serviços que demandavam uma visão mais ampla do que o mero limite político administrativo:

To focus these developments, indeed transformations, of the geographic tradition of town and country in which we were brought up, and express them more sharply, we need some little extension of our vocabulary; for each new idea for which we have not yet a word deserves one. Some name, then, for these city-regions, these town aggregates, is wanted. Constellations we cannot call them; conglomerations is, alas! nearer the mark at present, but it may sound unappreciative; what of "Conurbations?" That

"recursos naturais" não mais no sentido meramente monetário. Notações monetárias examinadas: passagem do Orçamento monetário ao "Orçamento Vital": esta concepção necessária para construir a cidade neotécnica. (Geddes, 1915, p. 60, tradução própria).

perhaps may serve as the necessary word, as an expression of this new form of population-grouping, which is already, as it were subconsciously, developing new forms of social grouping and of definite government and administration by and by also (Geddes, 1915, p. 34).⁷

As influências de Patrick Geddes reverberaram nas obras do historiador Norte-americano Lewis Mumford (1895 - 1990) que escreveu vários livros sobre o planejamento urbano, e em Benton Mackaye (1879 - 1975) criador do *Appalachian Trail* (1921), uma trilha de aproximadamente 2.220 milhas que se estende por uma vasta região do Leste dos EUA, que tem funções de conservação da natureza, cuja metodologia empregada para a sua criação está baseada no estudo de perfil de vale desenvolvido por Guedes.

Destes conceitos seminais advindos das ciências biológicas e da visão sistêmica, surge o conceito do plano diretor urbanístico que incorpora as preocupações de um planejamento das cidades do século XX, advindo das experiências desenvolvidas principalmente nas cidades Europeias e Norte Americanas. Contudo, ainda consideravam de forma parcial a integração e as relações com o espaço rural. O modelo primordial de planejamento urbano tinha como base a escala da cidade e as preocupações em criar um ambiente mais salubre para os cidadãos que habitavam os espaços urbanos, com a finalidade de incorporar elementos da natureza na infraestrutura das cidades. Posteriormente, a partir da abordagem sistêmica, surge uma nova abordagem de planejamento do território, com consequências relacionadas a escala de planejamento.

⁷ Para focar estes desenvolvimentos, na verdade transformações, da tradição geográfica da cidade e do campo em que fomos criados, e expressá-los de forma mais nítida, precisamos de uma pequena extensão do nosso vocabulário, pois cada ideia nova para a qual ainda não temos uma palavra, esta ideia merece uma nova palavra. Procura-se, então, algum nome para essas cidades-regiões, esses agregados de cidades. Não podemos chamá-las de constelações; infelizmente, conglomerados é mais próximo da realidade no momento, mas

Introduzida nos Estados Unidos pelo biólogo escocês Patrick Geddes (1854 - 1932) cujas teorias recebiam uma influência da escola Francesa de ecologia, a ideia de conservação da natureza em uma escala sistêmica, introduziu uma nova escala territorial, a escala regional.

Da parceria entre Mackaye e Mumford, surgiu nos Estados Unidos na década de 1920 a Regional Planning Association of America (RPAA), que também contou com a participação de outros arquitetos como Clarence Stein (1882 - 1975), Charles Harris Whitaker (1872 - 1938) e Henry Wright (1878 - 1936) entre outros. O projeto que se iniciou como uma reunião para discutir os impactos da indústria nas cidades, contou com a participação de Geddes, que recém havia chegado da Europa. O encontro entre Geddes e Mackaye também foi um encontro de ideias originais que se complementavam por meio da concepção comum relacionada a conservação dos recursos naturais, da abordagem em escala regional para os estudos de base do planejamento da paisagem e do perfil de vale como uma proposta metodológica para a execução dos estudos iniciais. O grupo criador da RPAA incluía vários profissionais de diferentes áreas do conhecimento com um novo conceito para atingir um modelo de restauração de uma vida comunitária e equilibrada com o meio natural (Ragonha, 2019). A união destes profissionais foi possível graças a um primeiro encontro promovido por Stein que aproximou o heterogêneo grupo as ideias de Patrick Geddes, que fora convidado para proferir uma palestra sobre suas concepções de planejamento regional.

Desta forma, as ideias de Geddes que anteriormente estavam se desenvolvendo em solo Europeu, acabaram por se disseminar nos Estados Unidos. Mackaye inclusive identificou nos preceitos de Geddes, uma convergência com os ideários do projeto por ele desenvolvido denominado

pode soar pouco apreciativo; e que tal "Conurbações?" Isso talvez possa servir como a palavra necessária, como uma expressão desta nova forma de agrupamento populacional, que já está, por assim dizer, subconscientemente, desenvolvendo novas formas de agrupamento social e de governo e administração definidos aos poucos também. (Geddes, 1915, p. 34, tradução própria).

Appalachian Trail de 1921, que abarcava uma extensa área compreendida por uma região situada na cordilheira dos Apalaches entre o Maine e a Georgia no Oeste Americano, cujas ações tinham como foco considerações importantes sobre questões sociais e ambientais. O grupo caracterizou-se por uma independência intelectual e sem amarras institucionais, mas que por outro lado, não conseguiu sistematizar seus preceitos e colocá-los em prática de forma mais efetiva. Sua duração foi de aproximadamente uma década, compreendida entre os anos 1923 a 1933.

Contemporânea ao movimento RPAA, foi a iniciativa denominada Regional Plan of New York and its Environs (RPNY) que tinha um caráter executivo financiado pela *Russell Sage Foundation*, liderada pelo planejador Thomas Adams (1871 - 1940), um arquiteto britânico que se tornou pioneiro do planejamento urbano no Reino Unido e Canadá, oriundo do grupo formado por Ebenezer Howard. Inicialmente pretendia desenvolver o conceito de “*diffused recentralization*” (recentralização difusa) que seria a difusão das indústrias para outros distritos e uma posterior recentralização da produção para Manhattan. Como o plano inicial era utilizar o modal ferroviário para fazer esta interligação, o plano acabou sofrendo mudanças devido ao predomínio do modal rodoviário, o que trouxe consequências para a reavaliação do Plano. A área de abrangência da região de planejamento também possui uma configuração que chama a atenção por sua amplitude e por suas características físicas. Como o próprio nome indica, trata-se de uma área que compreende toda a cidade de Nova York e suas regiões circunvizinhas, que incluem a margem direita e esquerda do Rio Hudson, com 2.232 milhas quadradas no Estado de Nova York, 413 milhas quadradas no Estado de Connecticut e 2.883 milhas quadradas no Estado de New Jersey, incluindo ainda 57 milhas quadradas em *Staten Island* (RPNY, 1929, p. 126, volume 1).

8 1. Crescimento Populacional - É essencial para o bem-estar público que os padrões de saúde, conforto e segurança da população sejam elevados acima dos níveis atuais, em toda a extensão que se harmonize com a economia real, à medida que a população aumenta.

A RPNY tinha como premissas os seguintes eixos estruturadores que foram os guias para o desenvolvimento do plano (RPNY. The Graphic Regional Plan, 1929, p. 131 e 132, volume 1):

1. **“Growth of Population** - It is essential for public well-being that the percapita standards of health, comfort and safety of the population be raised above presente levels to the full extente that harmonizes with true economy, in proportion as the populations increase”;
2. **“Street Circulation** - It is essencial for convenience and efficiency in transaction of business that movement should be fast, have the least possible degree of interruption, and have ample space for parking”;
3. **“Use of land** - It is essential for the places of work and the places of residence to be conveniently related to one another so as to lessen unnecessary travel and yet to be separated enough so as to secure concentration of industry and business on the one hand, and pleasant and restful surroundings for dwellings on the other hand”
4. **“Bulk of Buildings** - It is essential for the prosperity of the community that concentration of buildings and economic activities should not be greater than clearly desirable for efficiency of industry, commerce and business, wich efficiency can only be secured in proportion as open space is maintained for health, within and surrounding buildings, and for movement of traffic to and from buildings”;⁸

2. Circulação Viária - É essencial para a conveniência e eficiência nas transações comerciais que o movimento seja rápido, tenha o menor grau possível de interrupção e tenha amplo espaço para estacionamento.

A ampliação da região de planejamento significava um maior conjunto de dados a serem analisados, mapas mais abrangentes e uma perspectiva da crescente preocupação com o processo de desenvolvimento da cidade de Nova York, que na década de 1920 já despontava como a maior cidade Norte Americana. O volume 1 do plano da RPNY destinava-se basicamente a estudos de escala macro, em especial as conexões viárias, fluxos de pessoas e comércio e outras questões de escala macro, como as normativas de cobertura e uso da terra, ou seja, abordagens sobre o desenvolvimento horizontal da região. O volume 2

tinha um foco na escala da arquitetura dos edifícios e o desenvolvimento vertical da metrópole, porém aderentes aos princípios abordados no volume 1. As 96 pranchas apontadas na malha quadriculada da figura 5, estão presentes na publicação *"The Graphic Regional Plan"* (1929), com desenhos manuais ricamente coloridos de acordo com uma legenda contendo facilidades de comunicação (trânsito, transportes e Usos da terra).

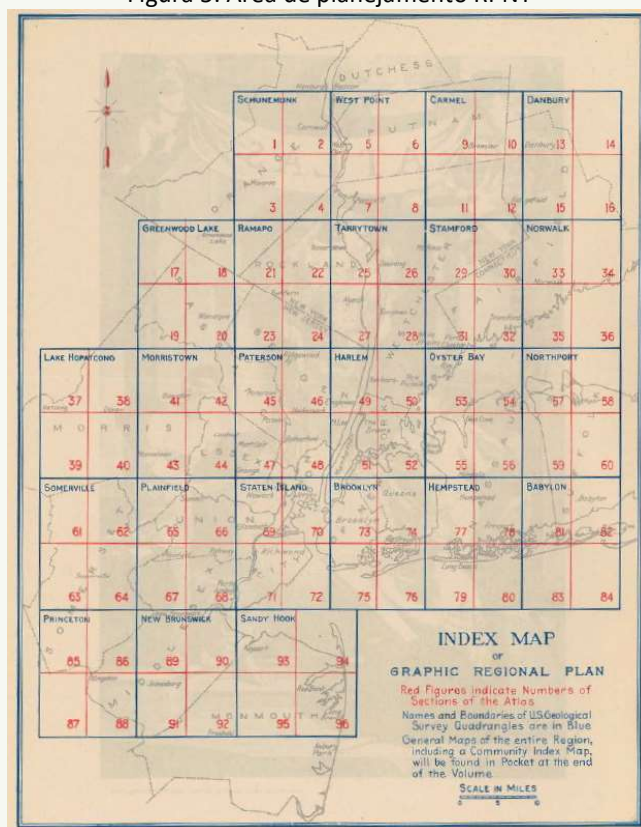
Uma ilustração das subdivisões da área encontra-se na figura 5. A figura 6 representa a legenda dos mapas do projeto RPNY.

3. Uso da terra - É essencial que os locais de trabalho e os locais de residência estejam convenientemente relacionados entre si, de modo a reduzir deslocamentos desnecessários, e ainda assim sejam separados o suficiente para garantir a concentração da indústria e dos negócios, por um lado, e um ambiente agradável e tranquilo para as moradias, por outro.

4. Volume de edifícios - É essencial para a prosperidade da comunidade que a concentração de edifícios e atividades econômicas não seja maior do que o claramente desejável para a

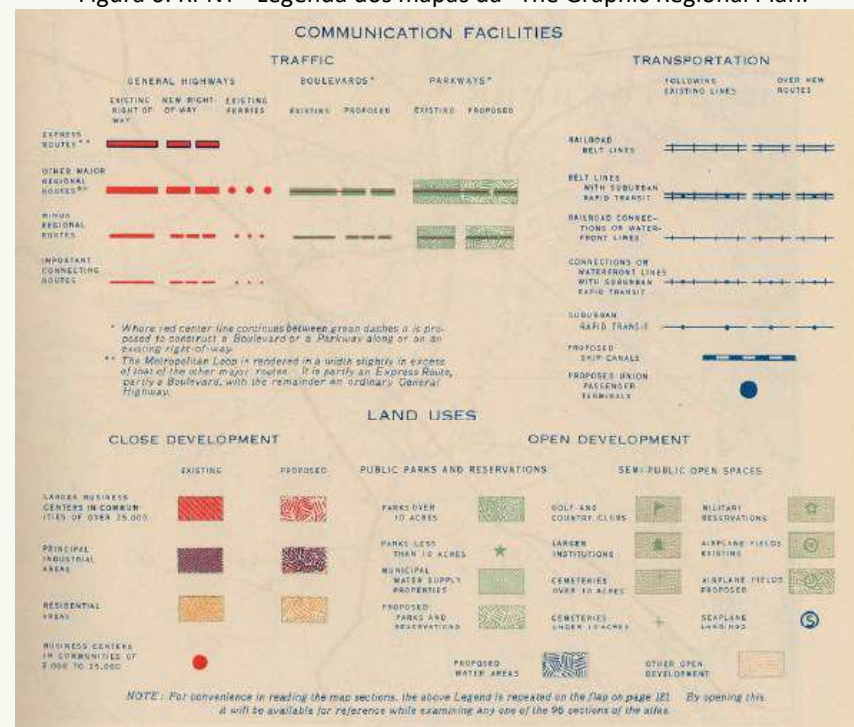
eficiência da indústria, comércio e negócios, eficiência essa que só pode ser assegurada na proporção em que o espaço aberto for mantido para a saúde, dentro e ao redor dos edifícios, e para o movimento do tráfego de e para os edifícios (RPNY, *The Graphic Regional Plan*, 1929, p. 131 e 132, volume 1, tradução do autor).

Figura 5: Área de planejamento RPNY



Fonte: The Graphic Regional Plan, 1929 volume I, p. 24

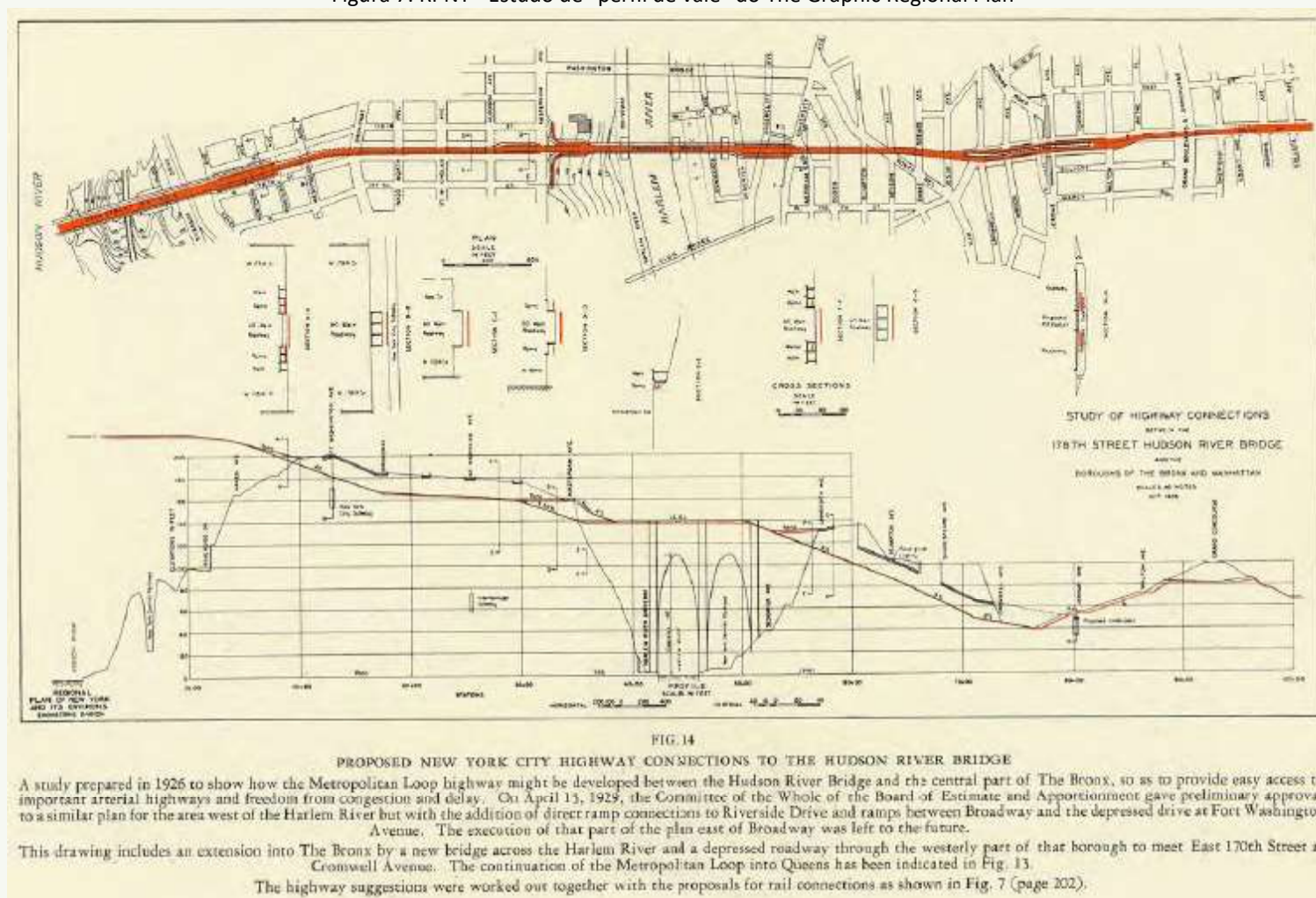
Figura 6: RPNY - Legenda dos mapas da "The Graphic Regional Plan."



Fonte: The Graphic Regional Plan, 1929 volume I, p. 25

Interessante notar que as legendas dos mapas e os estudos de “perfil de vale” que eram inovações introduzidas no processo de planejamento desenvolvidos por Patrick Geddes são observados nos trabalhos desenvolvidos no âmbito do RPNY, caracterizando sua influência sobre o grupo e em trabalhos posteriores desenvolvidos por Ian McHarg (1920 - 2001) anos depois. A figura 7 representa um estudo de perfil de vale desenvolvido para o projeto da RPNY.

Figura 7: RPNY - Estudo de "perfil de vale" do The Graphic Regional Plan



Fonte: The Graphic Regional Plan, 1929 volume I, p. 223

A figura é uma representação metodológica da abordagem realizada pela RPNY para a região de planejamento, que procurava executar primeiramente, um diagnóstico da situação existente na região de planejamento para posteriormente efetuar um prognóstico do potencial da região, para então traçar as diretrizes para o ordenamento territorial. Desta forma, com as iniciativas da RPAA e da RPNY surge uma escola que levaria sua influência para a Europa, em um caminho inverso ao trilhado até aquele período e que viria a reverberar globalmente.

Estas iniciativas aportaram no Brasil, em especial pela vinda no ano de 1942 da missão Cooke, iniciativa do governo Norte Americano liderada pelo engenheiro Morris Llewellyn Cooke (1872 - 1960), para apoiar o desenvolvimento do conceito de planejamento regional com as ideias adotadas nos projetos da *Tennessee Valley Authority* (TVA), para o vale do Rio Tenesse e no *Mississippi Valley Committee* (MVC), ambas desenvolvidas em regiões delimitadas por uma bacia hidrográfica.

1.3 Planejamento Ambiental e Territorial Integrado

Percebe-se que os movimentos ocorridos desde o século XIX até meados do século XX relacionados ao planejamento urbano e regional, foram determinantes para influenciar o surgimento de uma nova disciplina relacionada a gestão dos recursos ambientais, como pode-se observar pela citação no texto produzido por Scolombe (1983) sobre planejadores, a exemplo de Ian McHarg.

Rather than integrating biophysical concerns into urban and regional planning, a separate discipline and profession of environmental planning seems to have

99 Em vez de integrar preocupações biofísicas ao planejamento urbano e regional, parece ter surgido uma nova disciplina e profissão, a de planejamento ambiental. O desenvolvimento em separado do planejamento ambiental está intimamente ligado à avaliação de impacto ambiental nos Estados Unidos e a exigência do National Environmental Policy Act de 1969, sobre declarações de impacto ambiental (Caldwell 1982). O planejamento ambiental também tem raízes em métodos de pesquisa para identificar e

emerged. The separate development of environmental planning is closely linked to environmental impact assessment; and in the United States, to the 1969 National Environmental Policy Act's requirement of environmental impact statements in particular (CALDWELL, 1982). Environmental planning also has roots in survey methods for identifying and presenting biophysical constraints and opportunities in planning (e.g., McHARG, 1969). Both activities emphasize survey and inventory activities more than analysis (SCOLONBE, 1993, p. 291). 9

A publicação da National Environmental Policy Act (NEPA), em 1969, pelo Congresso norte-americano, constituiu-se em um marco para a introdução do planejamento ambiental nas políticas públicas estatais. Entre os propósitos de criação de uma política nacional voltada às questões ambientais, a declaração evidenciava a necessidade de harmonizar as relações entre o ser humano e o meio ambiente, promover o bem-estar social aliado à prevenção de danos ambientais e instituir um Conselho de Qualidade Ambiental. Aprovada pelo Senado e pela Câmara dos Deputados dos Estados Unidos, a NEPA representa a incorporação formal das preocupações ecológicas às políticas públicas, reconhecendo a importância da compreensão dos sistemas naturais e da preservação dos recursos ambientais como condições essenciais para a qualidade de vida das gerações presentes e futuras (NEPA, 2019).

A década de 1970 caracteriza-se pelo crescimento das preocupações com os cuidados ao meio ambiente, e o caso norte

apresentar restrições e oportunidades biofísicas no planejamento (por exemplo, McHarg, 1969). Ambas as atividades enfatizam atividades de pesquisa e inventário mais do que análise (Scolombe, 1993, p. 291. Tradução própria).

americano indica como o termo planejamento ambiental ganhou força a partir do final da década de 1960, em especial nos Estados Unidos. A partir da NEPA conceitos como sustentabilidade foram incorporadas as políticas públicas e as preocupações presentes na declaração permearam os debates sobre sustentabilidade que se seguiram.

Scolombe pontua algumas questões fundamentais que se seguiram a este movimento: “Existem limites ecológicos para o crescimento nesta região? Esta região pode ser (mais) autossuficiente? Quais são os vínculos e compensações entre sustentabilidade econômica, sociocultural e ecológica nesta região?” (Scolombe, 1993, p. 290), concluindo que um bom planejamento ambiental deveria responder a estas questões fundamentais. O mesmo autor cita Geddes (1915) e MacKey (1928) ressaltando o planejamento territorial e sua íntima ligação ao desenvolvimento econômico e social durante o século XX, ao que denominamos atualmente como planejamento ambiental.

Em 1992, o planejamento ambiental foi definido pela Organização das Nações Unidas (ONU) como um processo que analisa os recursos naturais e os considera como um componente essencial para as atividades humanas que estão localizadas sobre este substrato, culminando com uma melhora da qualidade de vida de seus habitantes (Santos, 2004).

Surge concomitantemente a este movimento, algumas críticas sobre o planejamento ambiental relacionadas a dicotomia existente entre os planejamentos desenvolvimentistas, que priorizam as questões econômicas e sociais e, por outro lado, o planejamento ambiental focado exclusivamente em fatores ecológicos, sem considerar que ambos devem ser levados em conta para que possam ser viáveis ao longo do tempo, ou seja, sustentáveis pelos pilares ambiental, social e econômico. Como consequência deste embate, alguns autores defendem que outras pautas

analisadas pelo processo de planejamento ambiental devem incluir o uso, controle e proteção ao meio ambiente, conciliando-o com pautas sociais, políticas e econômicas, denotando seu caráter holístico e sistêmico, minimizando conflitos entre agentes afetados pelo processo de planejamento ambiental (Santos, 2004).

1.4 A Paisagem como Objeto de Planejamento

Ian McHarg (1920 - 2001) foi um arquiteto paisagista de origem escocesa que trabalhou nos Estados Unidos e influenciou fortemente o desenvolvimento da disciplina de arquitetura da paisagem. McHarg presenciou mudanças significativas na paisagem de sua terra natal, descritas no capítulo “*The plight*” da renomada obra intitulada *Desing with Nature* (McHarg, 1992, p. 19 - 29). Neste capítulo, no qual relembra os tempos difíceis vividos em Glasgow, ele faz considerações sobre sua infância em contato com a natureza e como uma volta ao local anos após, o fez ficar preocupado com as alterações sofridas pelo distanciamento do homem de seu ambiente natural:

So, when first I encountered the problem of the place of nature in man's world it was not a beleaguered nature, but merely the local deprivation that was the industrial city. Scotland was wild enough, protected by those great conservators, poverty and inaccessibility. But this has changed dramatically in the intervening decades, so that today in Europe and the United States a great erosion has been accomplished wich has diminished nature-not only in the countryside at large, but within the enlarging cities and, not least, in man as a natural being (McHarg, 1992, p. 19). 10

10 Então, quando me deparei pela primeira vez com o problema do lugar da natureza no mundo do homem, não era uma natureza sitiada, mas meramente a privação local que era a cidade industrial. A Escócia era selvagem o suficiente, protegida por aqueles grandes conservadores, pobreza e inacessibilidade. Mas isso mudou drasticamente nas décadas

seguintes, de modo que hoje na Europa e nos Estados Unidos uma grande erosão foi realizada, o que diminuiu a natureza - não apenas no campo em geral, mas dentro das cidades em expansão e, não menos importante, no homem como um ser natural. (McHarg, 1992. p. 19. Tradução própria).

As preocupações de McHarg denotam sua perspectiva sistêmica em relação ao problema, pois além de considerar a ausência de ações para preservação e conservação do meio ambiente decorrente do processo de industrialização, faz um comentário sobre suas consequências na psique humana. A partir deste diagnóstico da situação podemos compreender melhor as motivações que se seguiram ao seu trabalho ao propor a integração sistêmica para a análise do processo de planejamento do território. No capítulo intitulado “*A step Forward*” (Um passo além), ele realiza uma série de estudos cartográficos, nos quais em cada prancha se encontram características distintas de uma região de estudo encomendada pelo New York City Department of Parks, a *Richmond Parkway*, localizada ao sul de Manhattan.

Estas preocupações contemporâneas aos estudos de McHarg ocorrem em um momento no qual o processo de crescimento das cidades a partir da Revolução Industrial, resultou em um incremento da população urbana e a concentração demográfica de diversos países. No Brasil por exemplo, entre 1950 e 2010 segundo o IBGE a população urbana saltou de aproximadamente 18,8 milhões de pessoas para quase 161 milhões neste espaço temporal de 60 anos, o que em termos percentuais significa uma participação de 36 % na década de 1950 para 84% em 2010, com tendência de aumento desta (Séries Históricas e Estatísticas, IBGE, 2022).

Uma discussão importante para entender o processo de integração ocorrido a partir da década de 1990 entre as diferentes tipologias de planejamento, como planejamento regional, urbano, ambiental, econômico, social entre outros, foi abordado por Scolombe (1993) ao ressaltar a concepção do conceito de ecossistema e sua incorporação em diversos ramos do conhecimento, tornando possível avançar no desenvolvimento de uma disciplina integrativa e mais responsiva aos desafios enfrentados pela humanidade no século XXI.

Uma abordagem conceitual para entender a integração entre os diversos modelos de planejamento é posicionar a disciplina relacionada aos estudos ecossistêmicos como o elo central a todas as demais tipologias de

planejamento, alocando a teoria ecossistêmica como a chave destinada a aperfeiçoar a metodologia adotada por planejadores dos espaços urbanos em consonância com a escala regional. Com este enfoque o processo de planejamento incluiria não somente estudos e abordagens sob a égide das Ciências Biológicas, mas igualmente, aquelas, inseridas nas Ciências Sociais e Exatas em seu escopo de estudo, tornando o processo de planejamento mais holístico e aderente as demandas atuais da sociedade (Scolombe, 1993).

Com o surgimento de sistemas informatizados de dados geográficos ocorre um salto na capacidade de interpretação e análise de várias informações relacionadas ao planejamento do território. Como exemplo do início deste desenvolvimento, podemos citar um estudo encomendado pelo Departamento de Parques da cidade de New York, datado de 1968 e intitulado “*The Least social cost corridor for Richmond Parkway*” (O corredor de menor custo social para a estrada parque Richmond), no qual McHarg coloca em prática um método que viria a inspirar o desenvolvimento dos atuais Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). Neste estudo, para a criação de uma estrada parque localizada na *State island*, ao sul da Ilha de Manhattan, com a intenção de realizar os estudos técnicos, McHarg que foi o coordenador do projeto, realizou a sobreposição de diversos mapas temáticos que incluíam características ecológicas, topográficas e sociais da área. Ao inserir este estudo como um capítulo em seu livro *Design with nature* (1992) ele descreve o processo:

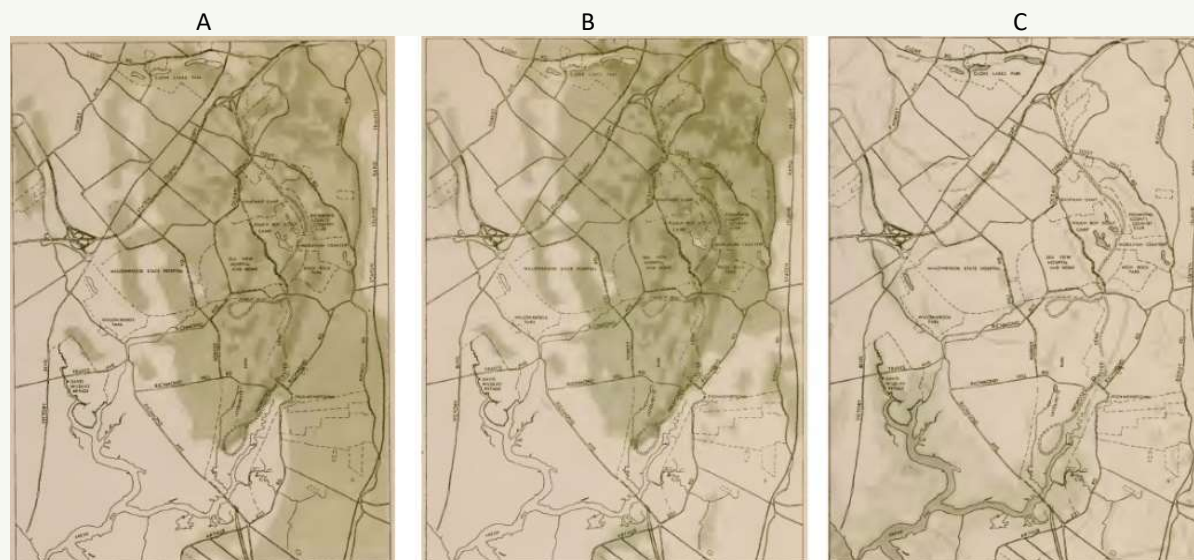
It is important to observe that the reader parallels the experience of the author at the beginning of the study. The method was known but the evidence was not. It was necessary to await its compilation, make the transparent maps, superimpose them over a light table and scrutinize them for their conclusion. One after another they were laid down, layer after layer of social values, an elaborate representation of the Island, like a complex X-ray photograph with dark and

light tones. Yet in the increasing opacity there were always lighter areas and we can see their conclusion (McHarg, 1992, p. 35).¹¹

As figuras 8a (erosão do solo), 8b (topografia) e 8c (drenagem de água), representam diferentes características relacionadas a região de

estudo e ressaltam um aspecto crucial da metodologia desenvolvida por McHarg.

Figura 8: Mapas temáticos da região da State Island individualizados por temas: A) erosão do solo, B) topografia e C) drenagem de água.



Fonte: The Least social cost corridor for Richmund Parkway, 1969, p 5 - 7

A sobreposição de mapas contendo diferentes dados espaciais (figuras 8a, 8b e 8c), conforme observado nos estudos de McHarg, é uma funcionalidade essencial dos atuais sistemas de informações geográficas

(SIGs) desenvolvidos a partir da década de 1970, cuja solução tecnológica baseou-se na sobreposição de arquivos vetoriais (*shapefiles*), imagens *rasters* (compostas por pixels) e tabelas de dados alfa numéricos,

¹¹¹¹ É importante observar que o leitor faz um paralelo com a experiência do autor no início do estudo. O método era conhecido, mas a evidência não. Era necessário aguardar sua compilação, fazer os mapas transparentes, sobrepô-los sobre uma mesa de luz e examiná-los para sua conclusão. Um após o outro, eles foram dispostos, camada após

camada de valores sociais, uma representação elaborada da Ilha, como uma complexa fotografia de raio-X com tons escuros e claros. No entanto, na opacidade crescente, sempre havia áreas mais claras e podemos ver sua conclusão (McHarg, 1992, p. 35, tradução própria).

permitindo o processamento de grandes quantidades de informações georreferenciadas oriundas de diferentes fontes e em diferentes formatos.

A aplicação prática das ideias de McHarg podem ser observadas nos mapas produzidos para os estudos da Estrada Parque de Richmond, os quais são apresentados nas Figuras 9 e 10. A figura 10, representa a solução encontrada por McHarg cuja análise é o resultado da sobreposição de

diferentes informações pertinentes ao estudo realizado, que tinha como objetivo verificar o traçado de uma rodovia com o menor custo ambiental e social possível, que poderia ser realizado de forma informatizada pelos SIGs disponíveis atualmente. A aplicação prática das ideias de McHarg podem ser observadas nos mapas produzidos para os estudos da Estrada Parque de Richmond (Figuras 9 e 10).

Figura 9: Mapa resultante da sobreposição de atributos



Fonte: The Least social cost corridor for Richmond Parkway, 1969, p 8.

A figura 9 representa uma sobreposição de atributos de diversas características (traçado de vias, topografia, drenagem de água etc.) e a figura 10 ilustra os resultados da análise que culminaram na proposta de criação da estrada Parque após a simulação de 4 possíveis cenários. Outras contribuições de McHarg para o processo de planejamento territorial, são

Figura 10:Proposta Final.



Fonte: The Least social cost corridor for Richmond Parkway, 1969, p 21.

suas abordagens sobre conceitos que viriam a ser descritos e nomeados alguns anos após seus trabalhos serem realizados, principalmente na década de 1990. Entre eles podemos citar uma observação sobre o que atualmente chamamos de serviços ambientais prestados pela natureza, claramente pontuados na seguinte passagem: *"A complete study would*

involve identifying natural processes that performed work for man...12" (McHarg, 1992, p. 57).

Além disto, MacHarg abordou conceitos como: a concepção de *layers* (camadas) sobrepostas para análises espaciais, os quais são largamente utilizados em programas informatizados de geoprocessamento; a abordagem sistêmica para embasar o processo de planejamento; uma visão holística do meio ambiente considerando a ecossfera global como o cenário mais amplo do processo de planejamento; a definição da bacia hidrográfica como uma abordagem metodológica para a definição da região de planejamento e a integração da natureza nos espaços urbanos a partir de uma perspectiva regional.

Em relação as novas tecnologias da informação, estas podem ser consideradas catalisadoras para o desenvolvimento do processo de integração do planejamento regional e o urbano em diferentes escalas de observação e atualmente são fundamentais para o alcance do potencial que fora preconizado por planejadores de décadas anteriores, como McHarg (1992).

Com o advento dos programas de geoprocessamento, sensoriamento remoto e imagens de satélite cada vez mais precisas, baratas e acessíveis, as ideias que antes estavam restritas a ambientes analógicos migraram para ambientes informatizados através dos novos softwares que se popularizaram, em especial os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) como o ArcGis© e o QGIS.

1.5 Ecologia da Paisagem e suas Abordagens

A partir do século XIX, consolidou-se um novo paradigma científico voltado à compreensão integrada dos fenômenos naturais e sociais: a abordagem sistêmica. Conforme define Franco, "Entende-se como concepção sistêmica, a maneira de ver todos os fenômenos ou

eventos interligados. A ciência se apropriou da palavra grega *systema* que significa reunião ou grupo, para designar um conjunto de elementos interligados de um todo, coordenados entre si de forma que funcione como uma estrutura organizada" (Franco, 1997, p. 91).

Embora suas raízes epistemológicas sejam atribuídas principalmente às ciências biológicas, área que experimentou um avanço significativo após o Iluminismo francês e a Revolução Industrial, foi apenas no século XX que o pensamento sistêmico se consolidou. O biólogo austríaco Ludwig von Bertalanffy (1901-1972), ao criticar a fragmentação excessiva do conhecimento científico em especialidades cada vez mais estreitas, propôs uma abordagem unificadora: a Teoria Geral dos Sistemas. Em sua formulação, Bertalanffy expressa preocupação com o isolamento disciplinar característico da ciência moderna:

Modern Science is characterized by its ever-increasing specialization, necessitated by the enormous amount of data, the complexity of techniques and of theoretical structures within every field. Thus, science is split into innumerable disciplines continually generating new subdisciplines. In consequence, the physicist, the biologist, the psychologist and the social scientist are, so to speak, encapsuled in their private universes, and it is difficult to get word from one cocoon to the other (Bertalanffy, 1968, p. 30)¹³.

Bertalanffy defendia que sistemas complexos apresentam propriedades emergentes, características que transcendem a simples soma de suas partes, impossíveis de serem compreendidas mediante análises isoladas. Essa perspectiva tornou-se central nos estudos ecológicos e abriu

1212 Um estudo completo envolveria a identificação de processos naturais que realizam trabalho para o homem (McHarg, 1992, p. 57 tradução própria)

13 A ciência moderna caracteriza-se pela sua crescente especialização, impulsionada pela enorme quantidade de dados, pela complexidade das técnicas e das estruturas teóricas em

cada área. Assim, a ciência divide-se em inúmeras disciplinas que continuamente geram novas subdisciplinas. Consequentemente, o físico, o biólogo, o psicólogo e o cientista social encontram-se, por assim dizer, isolados em seus universos particulares, sendo difícil a comunicação entre eles (Bertalanffy, 1968, p. 30 tradução própria).

caminho para abordagens interdisciplinares e transdisciplinares capazes de lidar com a complexidade dos fenômenos ambientais (Bertanfly, 1968).

Esse avanço conceitual permitiu o amadurecimento das primeiras preocupações ecológicas modernas. Em uma perspectiva histórica, os fundamentos primitivos da ecologia da paisagem podem ser identificados nos estudos sobre distribuição de espécies e zonas vegetais conduzidos por Alexander von Humboldt no século XIX, e, posteriormente, nas contribuições de Frederic Edward Clements (1874 - 1945), que investigou as sucessões ecológicas até seu estágio clímax em grandes regiões climáticas.

A ecologia, enquanto campo que estuda as relações entre os componentes bióticos e abióticos, tornou-se uma ponte metodológica entre as ciências naturais e as ciências sociais, especialmente em áreas como o planejamento regional, a arquitetura da paisagem e a ecologia da conservação. Esse enfoque integrador foi reforçado por Carl Troll, que introduziu o termo “*ecologia da paisagem*” (Landschaftsökologie) em 1939, contribuindo para a difusão de uma visão espacialmente orientada das relações ecológicas.

Eugene Odum, em Fundamentos de Ecologia, reforça a importância histórica e prática da disciplina ao afirmar: “A ecologia é de interesse prático desde o início da história da humanidade” (Odum, 2007, p. 2). Para Odum, o conceito de *sistema* definido como conjunto de componentes interdependentes funcionando dentro de um limite definido (Odum, 2007, p. 535), é fundamental para compreender a organização ecológica. Ele destaca que a ecologia opera predominantemente em níveis hierárquicos superiores ao organismo, abrangendo populações, comunidades, ecossistemas, paisagens, biomas e, finalmente, a Ecosfera. Nesse sentido, a paisagem ocupa posição estratégica ao integrar múltiplos sistemas que compartilham padrões e processos semelhantes. Como sintetizam Forman e Gordon: a paisagem corresponde “a uma área heterogênea composta de um agregado de ecossistemas em interação que

se repetem de maneira similar por toda sua extensão” (Forman e Gordon, 1986 apud Odum, p. 5).

A evolução histórica do conceito ganhou profundidade com a incorporação da dimensão temporal aos estudos ecológicos, especialmente após o trabalho seminal de Alex S. Watt, “Pattern and Process in the Plant Community” (1947). Ao integrar padrões espaciais e dinâmicas temporais, Watt forneceu as bases metodológicas para diferenciar a ecologia da paisagem das demais vertentes ecológicas, destacando o papel dos arranjos espaciais e da estrutura da paisagem.

Odum reforça a relevância da disciplina ao afirmar que “A ecologia da paisagem é um campo integrativo de estudo que une a teoria ecológica com a aplicação prática; trata da troca de materiais bióticos e abióticos entre os ecossistemas e investiga as ações humanas como respostas aos processos ecológicos e influências recíprocas” (Odum, 2007, p. 375). O autor ecoa o questionamento de Wiens (1992): “o que é realmente a ecologia da paisagem?” (Odum, 2007, p. 375), para enfatizar que o conceito de paisagem deve abarcar simultaneamente dimensões naturais e sociais.

Ricklefs (2013) reforça essa perspectiva ao definir paisagem como “uma grande área com muitos tipos diversos de habitat”, sendo a ecologia da paisagem o estudo dos padrões espaciais e de suas influências sobre indivíduos, populações, comunidades e ecossistemas (Ricklefs, 2013, p. 470).

No contexto norte-americano, a disciplina se confundiu com a arquitetura da paisagem, consolidada pela atuação de Ian McHarg. Em Design with Nature, o autor relata a influência direta de sua abordagem ecológica sobre políticas ambientais como o National Environmental Policy Act e o Environmental Impact Analysis:

The National Environmental Policy Act, EPA and Other legislative instruments emerged in wich the intent, and in several cases, the language, devived from

Design with Nature. The method produced the Environment Impact Analys” (MacHarg, 1969, p. v). A relação entre ser humano e natureza também foi destacada por Lewis Mumford na introdução da obra: “There still only a small shelf of books that deals with man’s relation to this environment as a whole...¹⁴ (MacHarg, 1969, p. vii).

A partir da década de 1990, a disciplina consolidou-se com contribuições fundamentais de Naveh e Lieberman (1984), Turner (1987), Hansen e di Castri (1992), Forman (1997), Barrett e Peles (1999), Klopatek e Gardner (1999) e Kimberly (2019). O amadurecimento teórico permitiu a adoção de metodologias padronizadas, amplamente utilizadas na Europa e nos Estados Unidos em estudos voltados ao planejamento regional, conciliando critérios ecológicos e antrópicos.

Com a consolidação da ecologia da paisagem surgiram duas correntes metodológicas distintas. A escola europeia concentrou-se na análise da cobertura e uso da terra e das relações humano-ambientais, influenciada pelo contexto político e econômico da integração continental. Como descreve With: “In many respects, the European view of landscapes, and thus of landscape ecology, is a reflection of the political and economic integration of Europe itself... shaped largely by common policies, such as the Common Agricultural Policy”¹⁵ (With, 2019, p. 6).

Já a escola americana teve origem no workshop de Allerton Park (1983), envolvendo ecólogos e geógrafos. Essa vertente enfatizou o estudo da relação entre padrões espaciais e processos ecológicos. Com base em

14 A Lei Nacional de Política Ambiental, a EPA e outros instrumentos legislativos surgiram, nos quais a intenção, e em vários casos a linguagem, derivaram do Design com a Natureza. O método produziu a Análise de Impacto Ambiental” (MacHarg, 1969, p. v). A relação entre ser humano e natureza também foi destacada por Lewis Mumford na introdução da obra: “There still only a small shelf of books that treat with man’s relation to this environment as a whole... (MacHarg, 1969, p. vii tradução própria).

With (2019), suas principais questões incluíam: como a heterogeneidade influencia fluxos ecológicos; como padrões da paisagem resultam de processos passados e presentes; como a heterogeneidade afeta a propagação de distúrbios como incêndios e como práticas de manejo podem se beneficiar de abordagens ecológicas (With, 2019, p. 7). A aplicação prática desses princípios pode ser observada no programa europeu Natura 2000, criado para proteger ecossistemas essenciais aos fluxos genéticos, energéticos e de matéria que ultrapassam fronteiras administrativas. Trata-se de um dos mais amplos exemplos de planejamento ambiental em escala continental.

1.6 Fractais

Uma das principais consequências do desenvolvimento da Ecologia da Paisagem foi o surgimento de diversos conceitos aplicáveis aos estudos dessa disciplina, entre eles a teoria dos fractais. A aplicação dessa teoria na análise da estrutura da paisagem foi realizada por Neel et al. (2004), que empregaram modelos neutros baseados em fractais em suas pesquisas sobre agregação e quantidade de habitat nas métricas da paisagem (With, 2019, p. 180). Além disso, a teoria mostrou-se particularmente adequada para a transposição de escalas de estudo, ampliando as possibilidades de avaliação multiescalar da estrutura da paisagem.

Fractais foram descritos como a geometria da natureza por Benoît Mandelbrot, matemático franco americano, em um livro denominado *The fractal geometry of nature* (1983) no qual ele aborda

15 Em muitos aspectos, a visão europeia das paisagens e portanto da ecologia da paisagem, é um reflexo da integração política e econômica da própria Europa... moldada em grande parte por políticas comuns, como a Política Agrícola Comum (With, 2019, p. 6 tradução própria).

como padrões reconhecíveis em uma escala são replicados em escalas superiores em vários elementos naturais, como arquitetura das plantas, formas de terrenos acidentados como cadeia de montanhas, ramificações de redes fluviais, estruturas funcionais de vegetais como plantas, entre outros. Como exemplo podemos citar os ramos de uma árvore que se subdividem em ramos menores até chegarem a escala de uma folha, cujas ramificações capilares parecem seguir o padrão geométrico encontrado na forma da árvore como um todo. A explicação matemática de como aplicar a teoria dos fractais para a ecologia das paisagens foi descrita por With (2019):

...are all familiar with the fact that the surface area (SA) of an object increases as the square, and volume (V) increases as the cube, of length (l). Thus, $SA = l^2$ and $V = l^3$, which we now recognize as the form of a power law. The scaling exponents here are the familiar Euclidian dimensions that describe basic geometric shapes: $D = 0$ is a point, $D = 1$ is a straight line, $D = 2$ is a plane, and $D = 3$ is a volume. Most properties in nature do not scale as whole numbers, however. For example, trees are not perfect cones, and animals do not move in perfectly straight lines. An animal's wanderings are likely bounded in space (such as by a territory or home-range boundary), but probably do not fully saturate the entire area so as to fill the two-dimensional plane. Thus, the pattern of movements lies somewhere between a straight line ($D = 1$) and a plane ($D = 2$); in other words, it occupies some

16 [...] todos estão familiarizados com o fato de que a área de superfície (AS) de um objeto aumenta com o quadrado, e o volume (V) aumenta com o cubo, de comprimento (l). Assim, $AS = l^2$ e $V = l^3$, que agora reconhecemos como a forma de uma lei de potência. Os expoentes de escala aqui são as dimensões euclidianas familiares que descrevem formas geométricas básicas: $D = 0$ é um ponto, $D = 1$ é uma linha reta, $D = 2$ é um plano e $D = 3$ é um volume. A maioria das propriedades na natureza não são escalonadas como números inteiros, no entanto. Por exemplo, as árvores não são cones perfeitos, e os animais não se movem em linhas perfeitamente retas. As andanças de um animal são provavelmente limitadas no

fractional or fractal dimension between 1 and 2 (e.g. $D = 1.6$) (With, 2019, p. 25)¹⁶.

O termo escalação foi utilizado por Lang e Blaschke (2015) para definir a alteração ou não de características geométricas em uma mudança de escala e sugerem uma análise da dimensão fractal para quantificar os valores desta mudança. With (2019) também pontua 3 processos que sugerem explicar a presença dos fractais na organização de estruturas naturais: a **economia de design** proporcionado pela geometria fractal devido a melhor distribuição de recursos em forma de rede proporcionada por esta solução com a hierarquização de ramificações, uma **criticidade auto-organizada** nas quais as interações entre componentes do sistema geram padrões que são reproduzidos em escalas superiores gerando efeitos cascata entre os níveis organizacionais e **processos estocásticos**¹⁷ como crescimento multiplicativo que seguem um padrão fractal.

A teoria dos fractais tem sido incorporada nos sistemas informatizados que calculam métricas da paisagem, principalmente na criação de modelos neutros que possam ser escalonados. Métricas como a dimensão fractal da área do perímetro tanto a nível de manchas individuais como a avaliação da dimensão fractal de toda uma classe de cobertura e uso da terra, já se encontram incorporadas em muitos softwares de análise da estrutura da paisagem.

espaço (como por um território ou limite de área de vida), mas provavelmente não saturam completamente toda a área de modo a preencher o plano bidimensional. Assim, o padrão de movimentos encontra-se em algum lugar entre uma linha reta ($D = 1$) e um plano ($D = 2$); em outras palavras, ocupa alguma dimensão fracionária ou fractal entre 1 e 2 (por exemplo, $D = 1,6$) (With, 2019, p. 25. Tradução do autor).

17 Sequência de eventos aleatórios que evoluem ao longo do tempo de forma imprevisível.

1.7 Estrutura da paisagem

Para tentar responder aos questionamentos levantados pelos planejadores, a análise da estrutura da paisagem nasce como um campo de estudo recente e que tem como finalidade estudar as estruturas e feições observáveis em uma paisagem e os processos ecológicos dela decorrentes, e também no sentido inverso identificar como os processos influenciam a composição da estrutura da paisagem caracterizando uma dinâmica de causa e efeito mutuamente influenciados. Segundo Blaschke e Lang (2009): “Trata-se do estudo do mosaico da paisagem que aparece como padrão e o ordenamento (*arrangement*) espacial específico das unidades de paisagem numa determinada seção de pesquisa. Trabalha com as feições espaciais / estruturais observáveis e mensuráveis na paisagem e caracteriza as suas condições, seu desenvolvimento e sua mudança temporal” (Blaschke e Lang, 2019, p104).

O desenvolvimento do conceito de estrutura da paisagem, principalmente ocorrido nos Estados Unidos por pesquisadores como Forman e Gordon (1986) e Turner (1989) desenvolveu-se rapidamente com a incorporação de sistemas informatizados que processam grandes quantidades de dados de informações georreferenciadas e ao sensoriamento remoto que popularizou as imagens de satélite, permitindo que um conjunto de métricas relacionadas a estrutura da paisagem fossem desenvolvidas, disseminadas e incorporadas a vários trabalhos que versam sobre o tema (Blaschke e Lang, 2019, p. 33).

Com o avanço da disciplina, uma questão central permaneceu no foco de atenção dos pesquisadores: qual a relação entre a interação de diferentes padrões estruturais da paisagem e como eles influenciam os processos existentes na formação e manutenção de uma paisagem ao longo do tempo? (Turner, 1989, p. 1). A estrutura, a função e as consequentes mudanças que ocorrem na paisagem são tratados por vários pesquisadores como os elementos e processos essenciais a serem considerados na análise da estrutura. Blaschke e Lang (2009) afirmam que a partir da compreensão da ordenação e da estruturação se torna possível

compreender a multiplicidade de uma paisagem e seguem o raciocínio classificando dois tipos de estrutura possíveis de serem abordadas; uma estrutura vertical e outra denominada horizontal.

A estrutura vertical, refere-se à atuação dos conjuntos de fatores que formam a paisagem e que interagem para formar uma determinada configuração local, incluindo a somatória de fatores bióticos e abióticos que juntos formam uma unidade homogênea e reconhecível na escala de trabalho, que foi denominada como ecótopo, cuja definição é: “...a manifestação espacial do ecossistema, que se observa, na dimensão tópica, segundo o conteúdo e a estrutura, como sendo homogêneo e, em função disso, como unidade espacial ecológica e como unidade básica de espaços naturais” (Blaschke e Lang, 2009, p. 107)

A estrutura horizontal da paisagem é a aparência que a paisagem possui ao ser observada em sua integralidade, em uma determinada escala de estudo que abarque o todo a ser considerado, que corresponde: “... ao padrão específico ou a apresentação externa da paisagem. Ela se origina por meio de um determinado ordenamento ou sequência (Catena) de unidades homogêneas da paisagem. A associação de tais unidades, equivalentes do ponto de vista hierárquico e de escala, determina a textura da paisagem...” (Blaschke et Lang, 2009, p. 107 e 108).

A discussão sobre a estrutura da paisagem por Blaschke e Lang (2009), segue o axioma corológico, ou seja, a distinção que existe entre os objetos geográficos em relação a sua localização espacial única, específica e particular de cada elemento no espaço, bem como a relação de cada elemento com a sua vizinhança. A partir destes conceitos surgem então as definições de **textura** da paisagem, relacionado a fatores abióticos, e de **mosaicos** da paisagem, relacionado a fatores bióticos.

1.7.1 Hierarquia da paisagem

O conceito de hierarquia surge a partir de discussões ligadas a ecologia e a geoeologia com o objetivo de permitir uma abordagem que

possa levar em conta as diferentes escalas espaciais e temporais necessárias para o estudo da estrutura da paisagem. Conforme pontuam Lechnio e Richling (2005): “Geoecology-related discussions have focused on the ability to provide systematic and universal landscape description in a variety of space and time scales, as well as in different functional systems. This requires the development of landscape schemes in the form of hierarchical structural and functional systems” (Lechnio; Richling, 2005, p. 5)18.

Advindo da teoria geral dos sistemas, abordado no tópico 1.5, o conceito de hierarquia organizacional dos subsistemas desenvolvido inicialmente pelo biólogo austríaco *Ludwig von Bertalanffy* (1901 - 1972), trata de sistemas naturais, que possuem multifunções e se organizam de forma hierárquica, em camadas ou níveis. O conceito foi incorporado pelos pesquisadores da estrutura da paisagem, pois aborda escalas, espaço temporais e como estas dimensões afetam a estrutura, os padrões e os processos existentes em uma área de estudo. Isso permitiu uma avaliação holística da paisagem em diferentes níveis e como os processos e padrões que ocorrem em uma determina escala influenciam escalas superiores e inferiores.

A partir dos conceitos de sistemas e de hierarquia organizacional dos subsistemas, surge uma abordagem que relaciona os padrões e processos existentes em uma paisagem em níveis organizados hierarquicamente, com implicações metodológicas para o estudo da

18 Discussões relacionadas à geoecologia têm se concentrado na capacidade de fornecer descrição sistemática e universal da paisagem em uma variedade de escalas de espaço e tempo, bem como em diferentes sistemas funcionais. Isso requer o desenvolvimento de esquemas de paisagem na forma de sistemas estruturais e funcionais hierárquicos (Lechnio, Richling, 2005, p. 5. Tradução do autor).

19 As paisagens frequentemente exibem irregularidades em uma variedade de escalas, e essas irregularidades às vezes são hierarquicamente aninhadas, nas quais pequenas manchas são aninhadas dentro de manchas maiores que, por sua vez, são aninhadas dentro de manchas ainda maiores. A estrutura de manchas aninhadas ocorre devido a mudanças nos tipos de processos que dão origem à irregularidade dentro de cada domínio de escala

estrutura. Para ilustrar esta questão, With (2019) faz um paralelo com um sistema hídrico, cuja composição varia pelas escalas de observação, indo de escalas menores e evoluindo em direção a escalas maiores.

Landscapes frequently exhibit patchiness across a range of scales, and this patchiness is sometimes hierarchically nested, in which small patches are nested within larger patches that in turn are nested within even larger patches. Nested patch structure comes about either because of changes in the types of processes that give rise to patchiness within each domain of scale (different processes, different domains), or because of changes in constraints on a particular process at different scales (same process, different constraints). Adjacent levels in a patch hierarchy are more likely to interact and to have a greater influence on each other than those that are separated by intervening levels of patchiness. Examples of nested patch structure in ecological systems abound. Streams and rivers are the canonical example of a hierarchically structured system. Microhabitats are nested within larger pools and rifes that in turn make up a stream reach. Reaches are nested within stream segments, and all of the segments together make up the stream system. (With, 2019, p. 29)19.

(processos diferentes, domínios diferentes) ou devido a mudanças nas restrições de um processo específico em diferentes escalas (mesmo processo, restrições diferentes). Níveis adjacentes em uma hierarquia de manchas têm mais probabilidade de interagir e ter uma influência maior uns sobre os outros do que aqueles que são separados por níveis intermediários de irregularidade. Exemplos de estrutura de manchas aninhadas em sistemas ecológicos são abundantes. Riachos e rios são o exemplo canônico de um sistema hierarquicamente estruturado. Microhabitats são aninhados dentro de piscinas e riachos maiores que, por sua vez, constituem um trecho de riacho. Os trechos são aninhados dentro de segmentos de riacho, e todos os segmentos juntos constituem o sistema de riacho. (With, 2019, p. 29. Tradução própria).

A partir de uma observação da paisagem pela ótica da organização hierárquica dos sistemas, observou-se o surgimento de propriedades emergentes a cada nível superior, o que levantou questões sobre a diferença entre organização estrutural e organização do sistema. Empiricamente, pesquisadores encontraram evidências de que apesar da repetição de determinados padrões estruturais em diferentes escalas, novas propriedades inexistentes em uma escala menor, eram de fato observados quando se passava a hierarquias superiores.

Para responder a esta questão, Brown (2002) publicou um artigo intitulado *The fractal nature of nature: Power laws, ecological complexity and biodiversity*, no qual aborda uma questão fundamental para os estudos ecológicos referente aos padrões existentes na diversidade da vida e na busca por leis gerais que pudessem ser aplicadas a várias escalas.

Underlying the diversity of life and the complexity of ecology is order that reflects the operation of fundamental physical and biological processes. Power laws describe empirical scaling relationships that are emergent quantitative features of biodiversity. These features are patterns of structure or dynamics that are self-similar or fractal-like over many orders of magnitude. Power laws allow extrapolation and prediction over a wide range of scales. Some appear to be universal, occurring in virtually all taxa of organisms and types of environments. They offer clues to underlying mechanisms that powerfully constrain

2020 Subjacente à diversidade da vida e à complexidade da ecologia está uma ordem que reflete o funcionamento de processos físicos e biológicos fundamentais. As leis de potência descrevem relações de escala empíricas que são características quantitativas emergentes da biodiversidade. Essas características são padrões de estrutura ou dinâmica que são autos similares ou semelhantes a fractais em várias ordens de magnitude. As leis de potência permitem extrapolação e previsão em uma ampla gama de escalas. Algumas parecem ser universais, ocorrendo em praticamente todos os grupos de organismos e tipos de ambientes. Elas oferecem pistas sobre os mecanismos subjacentes que restringem fortemente a biodiversidade. Em muitas estruturas da vida e da ecologia em geral, padrões

biodiversity. In many structures of life and ecology in general, patterns of structure present at one scale are reproduced at another scale, allowing for an extrapolation of magnitudes. (Brown *et al*, 2002, p. 619)20.

Uma proposta metodológica para lidar com a dimensão fractal e a escala de estudo foi apresentada por Lang e Blaschke (2009), ao conceberem um método denominado “escalação”, definido como “a manutenção ou a alteração de características geométricas na mudança de escala” (Lang; Blaschke, 2009, p. 165). O que resulta desta discussão é que apesar dos modelos fractais explicarem determinados padrões, nem sempre é possível estabelecer uma correlação direta entre a hierarquia de padrões com a hierarquia de organização de uma paisagem em diferentes escalas, sem que haja um embasamento teórico que comprove esta similaridade. Sobre esse assunto, With (2019) comenta: “If a landscape exhibits hierarchical patch structure, might we then conclude that it is also a hierarchically organized system? Unfortunately, evidence that the landscape exhibits nested patch structure is not sufficient to conclude that it is also hierarchically organized, although it might be” (WITH, 2019, p. 30)21.

Isso denota que algumas lacunas ainda estão abertas e constituem um campo futuro para pesquisas mais aprofundadas. Neste sentido a utilização da escala apropriada nos estudos da ecologia de paisagem, estão relacionadas a validação de leis universais que possam

de estrutura presentes em uma escala são reproduzidos em outra escala, permitindo uma extrapolação de magnitudes. (Brown *et al*, 2002, p. 619. Tradução do autor).

21 Se uma paisagem exibe estrutura de manchas hierárquicas, poderíamos então concluir que ela é também um sistema hierarquicamente organizado? Infelizmente, a evidência de que a paisagem exibe estrutura de patch aninhada não é suficiente para concluir que ela também é organizada hierarquicamente, embora possa ser (With, 2019, p. 30. Tradução própria).

explicar de forma inequívoca como padrões e processos existentes em escalas inferiores se refletem e mesmo impactam padrões e processos existentes em escalas superiores, neste sentido Brown (2002) coloca os desafios subjacentes para esta disciplina:

One of the greatest challenges to modern science is to develop a unified theory of biodiversity. Can the variety of living things and ecological systems be explained in terms of relatively simple laws or principles? We are optimistic. We see evidence for such principles in the emergent general features of biodiversity, including the power laws that apply to biology and ecology. In our view, such 'scaling laws' are mathematical descriptions of important patterns in nature. But they are not scientific laws, because they do not describe the processes or mechanisms that give rise to the patterns. The spiral patterns of stars in a galaxy or water in a drain are not physical laws but the emergent outcomes of physical laws operating in complex systems containing many particulate interacting components (BROWN. 2002, p. 621)22.

A teoria dos fractais apesar de não responder totalmente os questionamentos advindos da organização hierárquica dos sistemas, foi aplicada pelos teóricos da ecologia da paisagem para a criação de modelos neutros, úteis para o desenvolvimento das métricas da paisagem.

22 Um dos maiores desafios para a ciência moderna é desenvolver uma teoria unificada da biodiversidade. A variedade de seres vivos e sistemas ecológicos pode ser explicada em termos de leis ou princípios relativamente simples? Estamos otimistas. Vemos evidências de tais princípios nas características gerais emergentes da biodiversidade, incluindo as leis de potência que se aplicam à biologia e à ecologia. Em nossa opinião, tais "leis de escala" são descrições matemáticas de padrões importantes na natureza. Mas elas não são leis

1.7.2 Biogeografia de ilhas

A Teoria da Biogeografia de Ilhas constitui um dos referenciais centrais para a compreensão dos padrões espaciais que estruturam a paisagem e para a aplicação das métricas que avaliam suas funções ecológicas. Desenvolvida por Robert MacArthur e Edward O. Wilson nos anos de 1960 (MacArthur & Wilson, 1963; 1967), essa teoria parte do pressuposto de que o número de espécies presentes em uma ilha resulta de um equilíbrio dinâmico entre dois processos fundamentais; a imigração de novas espécies provenientes de uma fonte colonizadora e a extinção local das espécies já estabelecidas.

Esse equilíbrio é influenciado diretamente pelas características espaciais das ilhas, especialmente seu tamanho e seu grau de isolamento, variáveis que determinam as taxas de colonização, a probabilidade de extinção e a manutenção da diversidade biológica.

Quando transportada para o campo da Ecologia da Paisagem, a teoria permite compreender fragmentos de habitat como "ilhas" inseridas em uma matriz antrópica. Assim, métricas como tamanho de mancha, isolamento, conectividade, densidade de borda e área de núcleo encontram respaldo teórico na dinâmica colonização / extinção prevista por MacArthur e Wilson, constituindo-se em ferramentas essenciais para avaliar a resiliência dos remanescentes, a persistência das espécies sensíveis à área e a viabilidade dos processos ecológicos em paisagens fragmentadas.

A partir da teoria, surgiram princípios basilares para a criação e aplicação das métricas de paisagem, conforme pontua Odum (2007):

científicas, porque não descrevem os processos ou mecanismos que dão origem aos padrões. Os padrões espirais de estrelas em uma galáxia ou água em um ralo não são leis físicas, mas os resultados emergentes de leis físicas que operam em sistemas complexos contendo muitos componentes de interação particulada (Brown, 2002, p. 621. Tradução do autor).

Assim, a teoria da biogeografia de ilhas enuncia que o número de espécies de um dado táxon (insetos, aves ou mamíferos) presente em uma ilha ou em uma mancha representa um equilíbrio dinâmico entre a taxa de imigração de novas espécies colonizadoras daquele táxon e a taxa de extinção das espécies previamente estabelecidas. Os princípios ecológicos baseados na teoria da biogeografia de ilhas ajudam os planejadores e gestores de recursos a planejar a preservação da natureza. Quando uma área de preservação deve ser talhada de uma matriz de paisagens homogêneas, os seguintes princípios de paisagem são frequentemente utilizados no projeto de preservação, a fim de maximizar a riqueza de espécies e minimizar o papel da perturbação e dos efeitos de borda sobre os processos ecológicos:

- Uma mancha grande é melhor que várias manchas pequenas com o mesmo tamanho total;
- Os corredores que conectam manchas isoladas são preferíveis a uma ausência total de corredores; e
- Manchas circulares ou quadradas que maximizam a relação área-perímetro são preferíveis a manchas retangulares e prolongadas com muita borda. (Odum, 2007, p. 391 e 392).

As métricas da paisagem posteriormente desenvolvidas por pesquisadores da estrutura da paisagem utilizaram estes conceitos basilares advindos da ecologia. Os conceitos igualmente são utilizados para justificar as propostas de intervenção na paisagem com a finalidade de promover a conservação e preservação dos recursos e processos naturais.

23 Representação teórica da estrutura da paisagem, com base em alguma distribuição matemática, gráfica ou estatística, utilizada para fornecer uma linha de base estatística para avaliar padrões reais de paisagem (como um modelo nulo) ou para explorar o efeito do padrão de paisagem nos processos ecológicos (With, 2019, p. 562. Tradução do autor).

1.7.3 Teoria da neutralidade

A teoria da neutralidade foi desenvolvida primeiramente por Robert Gardner derivada da teoria da percolação. Ela é baseada em mapas gerados a partir de imagens *rasters* que geram uma paisagem artificial estabelecida por meio de um algoritmo matemático, o qual cria uma distribuição espacial. Segundo With (2019) um modelo de paisagem neutro é definido como: “Theoretical representation of landscape structure, based on some mathematical, graphical, or statistical distribution, used to provide a statistical baseline for evaluating real landscape patterns (as a null model) or for exploring the effect of landscape pattern on ecological processes” (With, 2019, p. 562)²³.

Partindo do pressuposto que funções existentes na paisagem derivam de padrões espaciais nela contido, o modelo neutro é útil para criar uma paisagem base (criada matematicamente) que serve como elemento comparativo entre o que se espera estatisticamente e o que realmente é observado na realidade. Essa base comparativa permite estabelecer comparações entre paisagens que se modificaram ao longo do tempo de forma mensurável pelos programas de análise da estrutura da paisagem.

A teoria da neutralidade é uma ferramenta aplicável quando se utilizam análises espaciais sobre padrões de mapas categóricos, que podem adotar duas abordagens diferentes: o modelo biogeográfico de ilhas e o modelo de mosaico de paisagens (McGarigal, 2023)²⁴. No modelo de mosaico de paisagens o foco da análise são os processos e os organismos existentes no seu interior e como eles interagem e reagem às mudanças ocorridas nos padrões existentes. No modelo Biogeográfico de ilhas a região de recorte de estudo é tratada como uma ilha isolada inserida em

24 Disponível em: <https://fragstats.org/index.php/background/perspectives-on-categorical-map-patterns>

uma matriz neutra, o que permite a aplicação de métricas estatísticas para avaliar o grau de conectividade, agregação, contraste e distribuição entre as manchas dos elementos constituintes da paisagem a partir da base comparativa. Conforme descreve With (2019):

At first glance, a random landscape may appear to be a poor model of landscape structure, in that real landscapes are unlikely to be formed by random processes and exhibit a random distribution of habitats or land uses. That is precisely the point, however. The use of random NLMs is less about whether or not real landscapes are random, then the extent to which they behave as if they are (i.e. they exhibit properties similar to those generated by a random distribution of land covers and land uses). Random NLMs can therefore provide a baseline (a null model) for evaluating how and when landscape pattern matters (i.e. when do we need a more complex model of landscape pattern?) (With, 2019, p. 215)²⁵

De forma generalista, modelos neutros podem ser considerados padrões que se esperariam em uma paisagem caso não existissem processos ocorrendo no seu interior com manchas distribuídas uniformemente. Em função dessa característica, são utilizados por diversos programas informatizados de análise da estrutura da paisagem, para o cálculo de métricas de manchas, classes e da paisagem como um todo integrado.

25 À primeira vista, uma paisagem aleatória pode parecer um modelo pobre de estrutura da paisagem, na medida em que é improvável que as paisagens reais sejam formadas por processos aleatórios e exibam uma distribuição aleatória de habitats ou usos da terra. No entanto, é precisamente essa a questão. O uso de NLMs (Neutral Landscape Models) aleatórios é menos sobre se as paisagens reais são aleatórias ou não, do que até que ponto elas se comportam como se fossem (ou seja, exibem propriedades semelhantes às geradas por uma distribuição aleatória de coberturas e usos da terra). Os NLMs aleatórios podem,

1.7.4 Padrões espaciais e representações da heterogeneidade espacial

Paisagens possuem uma dinâmica espacial e temporal que torna complexa a tarefa de representá-la em uma folha de papel, uma tela de computador, ou qualquer outro meio que seja necessário para realizar um estudo aprofundado dos padrões existentes em sua malha, sem que ocorram simplificações em relação ao ambiente real. Para uma representação útil com finalidade de análises computacionais, McGarigal e Ene (2023)²⁶ definem classes básicas de padrões de paisagens, que permitem a passagem de padrões da paisagem para ambientes informatizados, estas classes são basicamente:

- **Padrões de Pontos espaciais:** São coleções de entidades nos quais a localização geográfica é o interesse primário, nos quais inexistem atributos quantitativos e qualitativos associados a esta entidade;
- **Padrões de Redes lineares:** É constituída por elementos lineares que se conectam formando redes conectadas através de nós. O foco das análises, assim como nos pontos espaciais, é a localização geográfica da estrutura e não nas características qualitativas e quantitativas da estrutura. Para efeitos de análise espacial, a matriz subjacente é considerada neutra, ou seja, desconsideram-se os efeitos que a matriz possa ter sobre a rede linear;

portanto, fornecer uma linha de base (um modelo nulo) para avaliar como e quando o padrão da paisagem é importante (ou seja, quando precisamos de um modelo mais complexo de paisagem (With, 2019, p. 215. Tradução do autor)

²⁶ Disponível em: <https://fragstats.org/index.php/background/classes-of-landscape-pattern>. Acessado em 20 de agosto de 2024.

- **Padrões de Superfície:** O foco nesta classe é a representação quantitativa dos elementos da paisagem de forma contínua sem que haja limites específicos entre os fragmentos, como no caso da representação de um terreno. Outra denominação utilizada é de *gradiente de paisagem*, sendo que a altura da superfície representa um valor de algum atributo específico. Sobre este padrão McGarigal et al (2009) observa que as métricas desenvolvidas para descrever padrões de superfície abordam tanto o caráter espacial quanto não espacial como um todo, inclusive variações nos valores da distribuição vertical e seu arranjo espacial. O objetivo desta representação é fornecer uma representação métrica única de toda a superfície.
- **Padrões de Mapas categóricos, temáticos ou coropléticos:** A representação através de mapas categóricos tem seu foco de interesse no mosaico de manchas discretas (classes descritivas) que compõem a paisagem. As classes são caracterizadas por limites definidos, sejam em representações vetoriais (linhas de polígonos) ou *rasterizadas* (ruptura abrupta de valor da célula adjacente disposta em uma grade).

Em um artigo de 2001 intitulado, *O que é ecologia de paisagens?* Metzger faz uma relação entre a estrutura espacial de unidades da paisagem e suas funções:

O ponto central da análise em ecologia de paisagens é o reconhecimento da existência de uma dependência espacial entre as unidades da paisagem: o

funcionamento de uma unidade depende das interações que ela mantém com as unidades vizinhas (e.g., diferentes tipos de habitats). A ecologia de paisagens seria assim uma combinação de uma análise espacial da geografia com um estudo funcional da ecologia (Metzger, 2001, p. 5).

Os mapas categóricos comumente utilizados em análises de paisagem, em especial em ambientes informatizados, podem ser classificados na divisão em duas grandes classes, as quais possuem implicações diretas sobre as análises que utilizam métricas da paisagem segundo McGarigal et al (2023).

No **modelo biogeográfico de ilha**, os mapas são produzidos com o foco em uma classe específica de mancha, as quais são consideradas como *ilhas isoladas no oceano* apoiadas em um substrato (matriz) neutra, inóspita, daí a nomenclatura deste conceito. Como a matriz é desconsiderada, seus efeitos sobre a organização, função e influência sobre as manchas é nulo, simplificando as análises das métricas da paisagem. Blaschke e Lang (2009) abordam este conceito e o definem como *modelo neutro*, pois a partir da análise da paisagem com uma base tomada como isenta de processos, não haveria interferência da matriz na formação de padrões e nos processos da paisagem, focando os estudos nos atributos das manchas. Um ponto fraco desta abordagem é que esta simplificação pode tornar-se exagerada quando se observam os padrões reais encontrados na natureza, visto que a matriz de fato interfere nos organismos.

Por outro lado, no **modelo de mosaico da paisagem**, a matriz passa a ser considerada como elemento que interfere nos padrões e processos da composição da paisagem, e o conjunto formado por mancha, corredor e matriz assume contornos mais complexos, com implicações sobre a compreensão das interações entre os organismos. Porém, este tipo de abordagem tornam os estudos das métricas muito mais complexos e

prescindem de uma avaliação pormenorizada sobre os impactos dos organismos e a paisagem.

1.7.5 Conceito de Mancha, corredor e matriz

Uma derivação do conceito de biogeografia de ilhas e da existência de metapopulações²⁷ foi a concepção do modelo de manchas surgido inicialmente no final de 1960, a partir de estudos realizados a mão, retratando paisagens que sofreram interferência humana ao longo do tempo como exemplificado por With:

Long before orbiting earth satellites and computer-based mapping software, Curtis created by hand using land survey records and his own observations a time-series of maps that depicted a landscape in transition. Over the course of a century, the Cadiz Township was transformed from nearly continuous deciduous forest to a predominantly agricultural landscape in which the forest had been reduced to a patchwork of small fragments dotting the landscape (With, 2019, p. 51)²⁸.

MacArthur & Wilson escreveram em 1967 um livro que versava sobre a teoria da biogeografia de ilha e utilizaram os desenhos feitos por Curtis para ilustrar o conceito. Em um artigo pioneiro produzido no ano de 1981, intitulado *Patches and Structural Components for a Landscape Ecology* (Manchas e componentes estruturais para uma ecologia

²⁷ Metapopulações: Grupo de subpopulações de uma população vivendo em locais separados, mas com troca ativa de indivíduos entre si (Odum, 2007, p. 527)

²⁸28 Muito antes de orbitar satélites terrestres e software de mapeamento baseado em computador, Curtis criou à mão - usando registros de levantamento de terra e suas próprias observações - uma série temporal de mapas que retratavam uma paisagem em transição. Ao longo de um século, o município de Cádiz foi transformado de uma floresta caducifolia quase contínua em uma paisagem predominantemente agrícola, na qual a floresta foi

paisagística), Forman e Godron (1971) ressaltaram uma característica especial da estrutura da paisagem conforme se depreende do seguinte trecho:

The overwhelming number of species exhibits an aggregated or clustered distribution of individuals (Chessel 1978, Greig-Smith 1964, Kershaw 1973), and even in random and regular species distributions, some aggregations of individuals normally are present in a surrounding area of lower density (Godron, 1966, 1971). This basic aggregation pattern of individuals of a species underlies the patchiness of vegetation and animal communities so commonly seen in nature (Forman; Godron, 1981, p 733)²⁹.

Utilizando este raciocínio os autores concluem que manchas são agrupamentos de indivíduos cercados por uma matriz de outra comunidade diferente que os cerca. A partir da concepção de manchas distribuídas no espaço advindos da teoria da biogeografia de ilhas, surge uma nova abordagem que incorpora os conceitos de manchas inseridas em uma matriz e interligadas através de corredores que as conectam.

Forman (1981, p. 734) então, elaborou uma classificação dos tipos possíveis de manchas, conforme os mecanismos responsáveis por sua constituição;

reduzida a uma colcha de retalhos de pequenos fragmentos pontilhando a paisagem (With, 2019, p. 51. Tradução do autor).

²⁹ O número esmagador de espécies exibe uma distribuição agregada ou agrupada de indivíduos (Chessel 1978, Greig-Smith 1964, Kershaw 1973), e mesmo em distribuições aleatórias e regulares de espécies, algumas agregações de indivíduos normalmente estão presentes em uma área circundante de menor densidade (Godron 1966, 1971). Esse padrão básico de agregação de indivíduos de uma espécie fundamenta a irregularidade da vegetação e das comunidades animais tão comumente vistas na natureza (Forman, Gordon, 1981, p 733. Tradução do autor).

- **Manchas de perturbação pontual:** aquelas produzidas por distúrbios pontuais e que acabam afetando uma pequena área de uma matriz;
- **Manchas remanescentes:** caracterizadas como o oposto da mancha de distúrbio, pois são grandes perturbações que afetaram a matriz e circundaram uma comunidade residual;
- **Manchas de recursos ambientais:** caracteriza-se por ser uma mancha que não foi gerada por distúrbios ocorridos no seu entorno, mas por ser uma mancha que abriga determinadas espécies agrupadas em seu interior que contrastam com a matriz;
- **Manchas de introdução:** são manchas cuja ação antrópica introduziu elementos alheios a matriz ou a manchas de origem natural,
- **Manchas efêmeras:** são causadas por agrupamentos de indivíduos de forma temporária, porém a origem da causa do agrupamento se relaciona causas naturais;

A partir da concepção de manchas distribuídas no espaço advindos da teoria da biogeografia de ilhas, surge uma nova abordagem que incorpora os conceitos de manchas inseridas em uma matriz e interligadas através de corredores que as conectam.

1.7.6 Efeito de borda

A observação da paisagem a partir da composição e distribuição das manchas possibilitou identificar que, nos limites entre elas, ocorrem processos ecológicos que influenciam as interações entre os organismos presentes em uma mancha e aqueles existentes nas manchas adjacentes. Esse fenômeno passou a ser conhecido como efeito de borda, definido como uma resposta de plantas e animais ao local onde duas ou mais

comunidades ou ecossistemas se encontram, geralmente causando um aumento na diversidade biótica ao longo da borda (Odum, 2009, p. 520).

O local onde ocorre esse contato entre diferentes manchas, responsável pelo aumento da biodiversidade local, seja pela interpolação de espécies provenientes de cada mancha distinta, seja pelo surgimento de espécies exclusivas desse ambiente de transição, é denominado ecótono. A questão dos limites entre manchas, e de manchas com a matriz tem implicações importantes para a ecologia da paisagem, pois diferentes espécies podem reagir de diferentes formas ao denominado efeito de borda (*edge effect*). Assim como algumas espécies podem ser *porosas* aos efeitos de borda, permitindo sua circulação ou dispersão entre manchas de tipologias distintas, outras espécies podem ter um comportamento oposto, tornando a borda de uma mancha impermeável ao fluxo da espécie em análise. With (2019) denomina uma borda abrupta com claros limites de obstrução a passagem ou migração de espécies e fluxos de matéria como uma borda dura, ao passo que uma borda suave seria uma mais porosa permitindo a passagem e fluxo de espécies e matéria.

Para ações de conservação ambiental este fato tem repercussão nas populações de espécies contidas em uma mancha, pois parte-se do pressuposto que manchas maiores contenham populações maiores e por consequência a fragmentação de uma mancha em tese reduza o número de indivíduos aumentando seu risco de extinção. A porosidade das manchas influencia na taxa de sobrevivência da população, pois dependendo de como a espécie reage aos efeitos de borda das manchas da paisagem ela teria maior probabilidade de sobreviver ou não, devido a presença de *metapopulações* existentes em outras manchas contidas na matriz que poderiam circular entre manchas.

Uma consequência da fragmentação de habitats, sua relação com efeitos de borda e a perda de qualidade ambiental foi descrito por With (2019): “Of all the supposed effects of habitat fragmentation, perhaps the most clear-cut is an increase in the amount of edge habitat that accompanies the subdivision of existing habitat blocks into many small

patches. Although habitat loss by itself can increase the amount of edge on a landscape, fragmentation amplifies this effect, resulting in greater edge for a given amount of habitat” (With, 2019, p. 294)³⁰.

Na esteira das consequências do efeito de borda, deve-se considerar se as transições entre as diferentes tipologias de manchas são consequência de processos naturais, caracterizado por transições suaves e irregulares, com uma composição caracteristicamente em forma de gradientes de transição ou se são transições bruscas causadas por interferência antrópica, gerando distúrbios que impactam negativamente os processos naturais.

1.7.7 Funções e mudanças na paisagem

A estrutura, a função e a mudança constituem os três pilares fundamentais de análise da paisagem, conforme reconhecido pela Ecologia da Paisagem. Esses elementos são intrinsicamente interdependentes. A estrutura, entendida como a disposição física dos elementos no espaço, condiciona o modo como os processos ecológicos (as funções) se manifestam e por sua vez, as mudanças estruturais e funcionais, ocorrendo ao longo do tempo, retroalimentam e reconfiguram continuamente a própria paisagem. Assim, o estudo da paisagem implica compreender um sistema dinâmico, no qual as dimensões espaço-temporal se articulam em processos de transformação contínua e autorregulada.

Nos ambientes naturais pouco ou nada modificados pela ação humana, observa-se uma elevada complexidade ecológica resultante das interações entre organismos, componentes abióticos e processos naturais. Essa complexidade tende a se expressar em padrões detectáveis pelas métricas da paisagem: diversidade elevada de manchas, grande

variabilidade de formas, alta irregularidade nas bordas e mosaicos heterogêneos, todos indicadores típicos de sistemas naturais. Em contraste, paisagens antropizadas apresentam padrões mais simplificados, tais como bordas retas, manchas homogêneas e redução da riqueza de classes, sinais inequívocos de reorganização estrutural promovida pela ação humana. Essas simplificações estruturais resultam também em simplificação funcional, com redução da diversidade de processos ecológicos que a paisagem é capaz de sustentar.

Nesse sentido, Lang e Blaschke (2019) destacam que “a passagem do uso monofuncional para um uso legítimo da terra com múltiplas funções representa um aspecto central do moderno planejamento do espaço e da paisagem” (Blaschke & Lang, 2019, p. 109). Para os autores, o conceito de função em Ecologia da Paisagem está associado a um ponto de vista sistêmico, no qual a paisagem é compreendida como um sistema de transformação de entradas (inputs) em saídas (outputs). Assim, uma superfície pode assumir três configurações básicas de multifuncionalidade:

- Multifuncionalidade espacialmente agregada, com funções distribuídas entre diferentes unidades;
- Multifuncionalidade integrada no espaço, mas defasada no tempo, com funções que se alternam;
- Multifuncionalidade integrada no espaço e no tempo, com coexistência simultânea de múltiplas funções ecológicas e socioeconômicas.

³⁰ De todos os supostos efeitos da fragmentação do habitat, talvez o mais claro seja um aumento na quantidade de habitat de borda que acompanha a subdivisão dos blocos de habitat existentes em muitas pequenas manchas. Embora a perda de habitat por si só possa aumentar a quantidade de borda em uma paisagem, a fragmentação amplia esse efeito,

resultando em maior borda para uma determinada quantidade de habitat (With. 2019, p. 294. Tradução própria).

Quando observamos a paisagem sob uma perspectiva temporal, as mudanças na cobertura e no uso da terra, associadas a transformações estruturais e funcionais, constituem o próprio processo de desenvolvimento e degradação da paisagem. Tais mudanças ocorrem tanto em sistemas naturais como em sistemas submetidos a crescente intervenção antrópica, que pode ser categorizada por meio do conceito de hemerobia. Proposto por Blume e Sukopp (1976), esse conceito organiza o grau de influência humana em sete níveis, variando desde ambientes não hemeróbicos (sem interferência humana perceptível) até condições meta-hemeróbicas (paisagens profundamente culturais e completamente desvinculadas de características naturais originais).

1.7.8 Relação Padrão e Processos na paisagem

A relação entre o padrão estrutural da paisagem e os processos ecológicos que nela ocorrem possuem uma profunda correlação, sendo mutuamente influenciados em uma interação que ocorre em diversas escalas espaço-temporais, desta forma os estudos conduzidos em uma determinada escala, podem ser ampliados para outras escalas de análise da estrutura da paisagem (Odum, 2007, p. 375).

Vários pesquisadores abordaram a relação entre estrutura e processos ecológicos e buscaram traduzir essas relações através de métricas que permitam quantificar e qualificar por meio de índices, dados que traduzam as dinâmicas que ocorrem no espaço objeto de estudo. Para a análise dos padrões de paisagem, os dados coletados são influenciados

pelo tipo, a forma como são coletados e os objetivos da pesquisa a ser realizada.

De acordo com Lausch *et al* (2015) a estrutura da paisagem é uma característica emergente dos elementos e de como eles se configuram espacialmente:

The structure of a landscape emerges from the characteristics of the individual elements of an ecosystem and their spatial configuration. According to Forman and Godron (1981, 1986) and Turner A. Lausch et al. / Ecological Modelling 295 (2015) 31-41 33 (1989) these elements of a landscape determine the distribution of energy, material, and species in a landscape. Characteristics of landscape patterns, such as the configuration and composition of elements - often also characterized as spatial or landscape heterogeneity-influence ecological processes and the resulting biodiversity with profound impacts on the functioning of ecological and socio-economic systems (Forman and Godron, 1986; Cushman et al., 2010). Vice versa, all of those affected spatio-temporal processes in turn impact and determine landscape patterns. To understand such process-pattern interactions and to formalize them in models, the composition and configuration of spatial patterns - landscape structure - needs to be quantified (Lausch *et al*, 2015, p. 33)31

31 A estrutura de uma paisagem emerge das características dos elementos individuais de um ecossistema e de sua configuração espacial. De acordo com Forman e Godron (1981, 1986) e Turner A. Lausch *et al.* / Ecological Modelling 295 (2015) 31-41 33 (1989), esses elementos de uma paisagem determinam a distribuição de energia, material e espécies em uma paisagem. Características dos padrões da paisagem, como a configuração e composição dos elementos - muitas vezes também caracterizados como heterogeneidade espacial ou da paisagem - influenciam os processos ecológicos e a biodiversidade resultante com impactos profundos no funcionamento dos sistemas ecológicos e socioeconômicos

(Forman e Godron, 1986; Cushman et al., 2010). Vice-versa, todos esses processos espaço-temporais afetados, por sua vez, impactam e determinam os padrões da paisagem. Para entender essas interações processo-padrão e formalizá-las em modelos, a composição e configuração dos padrões espaciais - estrutura da paisagem - precisa ser quantificada (Lausch *et al.* 2015, p. 33. Tradução do autor).

Para efeitos de estudos sobre a estrutura, duas abordagens metodológicas relacionadas a representação espacial da paisagem podem ser adotadas: o modelo Patch Matrix Model (PMM) e o Gradiente Model (GM).

1.7.8.1 Patch Matrix Model (PMM)

A abordagem da estrutura da paisagem representada como a formação estrutural composta por elementos como manchas distribuídas em uma matriz e traduzida de forma digital para formas compostas por polígonos teve um forte desenvolvimento a partir das tecnologias emergentes de geoprocessamento em especial nos Estados Unidos da América. Neste modelo as manchas são representadas como polígonos com contornos bem nítidos e seu interior é considerado homogêneo, criando um mosaico descritivo da cobertura e uso da terra.

Este sistema permitiu uma rápida difusão do modelo vetorial para análises espaciais da estrutura da paisagem, mas por tratar-se de uma representação da paisagem, algumas desvantagens foram apontadas pelos pesquisadores, conforme Lausch *et al*, descrevem:

Nevertheless, the simplicity of the PMM, its compatibility with data models in geographical information systems (polygons) and the availability of remotely sensed data along with established classification schemes led to a widespread use of the PMM well beyond its intended purpose. It is noteworthy that the PMM approach is limited to a

32 No entanto, a simplicidade do PMM, sua compatibilidade com modelos de dados em sistemas de informações geográficas (polígonos) e a disponibilidade de dados de sensoriamento remoto, juntamente com esquemas de classificação estabelecidos, levaram a um uso generalizado do PMM muito além de sua finalidade pretendida. Vale ressaltar que a abordagem do PMM é limitada a uma representação bidimensional das estruturas da paisagem, embora esforços tenham sido feitos por Hoechstetter *et al* (2008) e Stupariu *et al* (2010) para incorporar dimensões mais altas na representação da paisagem baseada no

two-dimensional representation of landscape structures, although efforts have been made by Hoechstetter *et al* (2008) and Stupariu *et al* (2010) to incorporate higher dimensions into the PMM based landscape representation. Another limitation of the PMM approach results from the necessary delineations of patches by discrete boundaries. In reality, however, sharp boundaries between adjacent land-cover types are rare. Instead, gradual changes or ecotones are more common. The primary compromise between the pragmatic convenience of PMM's and reality lies in its oversimplification of landscape structure. (Lausch *et al*, 2015, p. 33)³²

Como na natureza os limites entre uma tipologia de mancha e outra adjacente não são limites discretos, ou seja, não possuem limites claros e precisos, mas sim são formados por transições que por vezes se mesclam em múltiplas composições com percentuais variáveis na composição da transição, a representação da estrutura da paisagem através de formas geométricas fechadas possui suas limitações. Um exemplo da característica deste tipo de análise é a representação da estrutura da paisagem através de formatos vetoriais como *shapefiles*.

1.7.8.2 Gradiente Model (GM)

A partir da constatação que o modelo PMM tinha suas limitações, os pesquisadores procuraram outros modelos que pudessem representar a estrutura da paisagem de forma mais fidedigna a realidade, em especial

PMM. Outra limitação da abordagem PMM resulta dos delineamentos necessários de patches por limites discretos. Na realidade, no entanto, limites nítidos entre os tipos adjacentes de cobertura da terra são raros. Em vez disso, mudanças graduais ou ecótonos são mais comuns. O principal compromisso entre a conveniência pragmática dos PMMs e a realidade reside em sua simplificação excessiva da estrutura da paisagem. (Lausch *et al*, 2015, p. 33. Tradução do autor).

o problema relacionado as transições entre manchas e suas relações com os processos existentes e a necessidade de representação de dados contínuos que variavam conforme gradientes de transição, sem fazer menção a formas, tamanho e configuração.

A utilização de arquivos em formato *rasters* dispostos em grids compostos por células ou pixels, cujo cada unidade passa a ser a unidade característica e discreta dentro da paisagem, apresentou algumas vantagens adicionais em relação ao modelo PMM, que foram descritas por Cushman (2010) *apud* Lausch *et al*:

The Gradient Model does not make any further assumptions about the shape, size and configuration of homogenous areas, which also excludes the need for delineating and defining arbitrary sharp boundaries between such areas. The GM also implicitly allows for a three dimensional representation of landscape structure, the third dimension being embedded in the range of the value of a particular variable, such as habitat suitability, elevation or soil moisture. A GM representation of a landscape can be derived by two approaches. First, by analysing gradients of landscape variables from categorical land-cover maps, and second, by using continuous field variables usually originating from remote sensors (Lausch *et al*, 2015, p. 33)

Uma vantagem adicional do modelo baseado em gradientes é a possibilidade de incorporar uma terceira dimensão aos dados originalmente bidimensionais representados pelas células raster. Essa

3333 O Gradiente Model não faz mais suposições sobre a forma, tamanho e configuração de áreas homogêneas, o que também exclui a necessidade de delinear e definir limites arbitrários entre essas áreas. O GM também permite implicitamente uma representação tridimensional da estrutura da paisagem, sendo a terceira dimensão incorporada na faixa do valor de uma variável específica, como adequação do habitat, elevação ou umidade do solo. Uma representação GM de uma paisagem pode ser derivada por duas abordagens.

dimensão adicional pode corresponder a variáveis ambientais específicas, como elevação, umidade do solo, declividade, radiação solar ou profundidade do lençol freático, permitindo representar a paisagem em três dimensões (3D). Essa abordagem amplia significativamente o potencial analítico, pois viabiliza a integração entre atributos espaciais e atributos ambientais contínuos, aproximando a representação digital da complexidade existente no ambiente real.

Para permitir que a estrutura da paisagem seja analisada através de representações de gradientes de mapas categóricos, pesquisadores desenvolveram a metodologia da janela móvel. O método da janela móvel é baseado na análise repetitiva de uma célula central e a comparação com as características das células adjacentes de forma exaustiva por toda a região de estudo, que pode variar conforme o objeto de estudo. A melhor forma de ilustrar é exemplificando um estudo de caso, como descrito por McGarigal e Cushman em um artigo publicado em 2005:

Even when categorical mapping is appropriate, conventional analytical methods often fail to produce unbiased assessments of organism responses. We propose that organisms experience landscape structure, even in categorical landscapes, as pattern gradients that vary through space according to the perception and influence distance of the particular organism. Thus, instead of analyzing global landscape patterns, for example as measured by conventional landscape metrics for the entire landscape, we would be better served by quantifying the local landscape pattern across space as it may be experienced by the organisms of interest, given their perceptual abilities.

Primeiro, analisando gradientes de variáveis da paisagem a partir de mapas categóricos de cobertura do solo e, segundo, usando variáveis de campo contínuo geralmente originadas de sensores remotos (Lausch *et al*. 2015, p 33. Tradução do autor).

Until recently, no tools were readily available to accomplish this. However, Fragstats© (McGarigal et al., 2002) now contains a moving-window option that allows the user to set a circular or square window size for analyzing selected class- or landscape-level metrics. The window size should be selected such that it reflects the scale at which the organism or process perceives or responds to pattern. If this is unknown, the user can vary the size of the window over several runs and empirically determine the scales to which the organism is most responsive. The window moves over the landscape one cell at a time, calculating the selected metric within the window and returning that value to the center cell. The result is a continuous surface that reflects how an organism of that perceptual ability would perceive the structure of the landscape as measured by that metric (McGarigal; Cushman, 2005, p. 12)³⁴.

A vantagem da utilização do método de Gradiente reside no fato de haver uma continuidade na variabilidade dos valores das unidades de composição da representação da paisagem, aproximando-se mais com os processos existentes na realidade. Por outro lado, a dificuldade em tratar estes dados e extrair informações úteis para a tomada de decisões representa um esforço adicional vinculado a um aumento considerável da

34 Mesmo quando o mapeamento categórico é apropriado, os métodos analíticos convencionais muitas vezes não conseguem produzir avaliações imparciais das respostas do organismo. Propomos que os organismos experimentam a estrutura da paisagem, mesmo em paisagens categóricas, como gradientes de padrões que variam no espaço de acordo com a percepção e influenciam a distância do organismo em particular. Assim, em vez de analisar os padrões da paisagem global, por exemplo, medidos por métricas convencionais da paisagem para toda a paisagem, estaríamos melhor servidos quantificando o padrão da paisagem local no espaço como ele pode ser experimentado pelos organismos de interesse, dadas suas habilidades perceptivas. Até recentemente, nenhuma ferramenta estava prontamente disponível para fazer isso. No entanto, o FRAGSTATS (McGarigal et al., 2002) agora contém uma opção de janela móvel que permite ao usuário definir um tamanho de

carga de trabalho por parte do pesquisador bem como dos sistemas informatizados de processamento de imagens

1.7.9 Escala

A escolha da escala adequada é um dos componentes conceituais mais críticos nos estudos de ecologia da paisagem. Kimberly (2019) enfatiza essa centralidade ao afirmar que “Nothing in ecology makes sense except in the light of scale” (Kymberly, 2019, p. 14), destacando que tanto a escala espacial quanto a escala temporal determinam como fenômenos ecológicos podem ser observados, interpretados e comparados. Essa perspectiva reforça a necessidade de que qualquer análise ecológica só se torna verdadeiramente inteligível quando situada no recorte espacial e temporal correto.

Turner (1989) aprofunda essa discussão ao elencar quatro elementos fundamentais para a análise da estrutura da paisagem quando se trabalha em escalas amplas (isto é, grandes áreas de estudo): (i) o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial; (ii) as interações e fluxos que atravessam essa heterogeneidade; (iii) a influência da heterogeneidade espacial sobre processos bióticos e abióticos; e (iv) o manejo dessa heterogeneidade no planejamento ambiental. A autora alerta, contudo, que a escala condiciona fortemente as conclusões, conforme sintetiza no trecho: “The scale at which studies are conducted

janela circular ou quadrada para analisar métricas selecionadas em nível de classe ou paisagem. O tamanho da janela deve ser selecionado de forma que reflita a escala na qual o organismo ou processo percebe ou responde ao padrão. Se isso for desconhecido, o usuário pode variar o tamanho da janela ao longo de várias execuções e determinar empiricamente as escalas às quais o organismo é mais responsivo. A janela se move sobre a paisagem uma célula por vez, calculando a métrica selecionada dentro da janela e retornando esse valor para a célula central. O resultado é uma superfície contínua que reflete como um organismo com essa capacidade perceptiva perceberia a estrutura da paisagem medida por essa métrica. (McGarigal, Cushman. 2005, p. 12. Tradução própria).

may profoundly influence the conclusions. Processes and parameters important at one scale may not be as important or predictive at another scale”³⁵ (Turner, 1989, p. 173-174). Em outras palavras, processos que parecem dominantes em uma escala podem ser irrelevantes, indetectáveis ou mesmo ter comportamento oposto em outra.

A relevância da escolha da escala torna-se ainda mais evidente diante da magnitude dos impactos provocados por atividades humanas sobre a cobertura e uso da terra em intervalos de tempo muito curtos — impactos que, segundo Kimberly (2019), figuram entre os mais drásticos agentes de transformação da paisagem em escala global. Para avaliar tais transformações, é necessário estabelecer uma linha de base que remonte a períodos anteriores à ocupação humana intensiva, ampliando a perspectiva temporal para além do horizonte histórico disponível às sociedades contemporâneas.

No campo da geografia e do urbanismo, o vocabulário tradicional de escalas cartográficas pode gerar ambiguidades: uma “pequena escala” (por exemplo, 1:1.000.000) representa uma área muito ampla, enquanto uma “grande escala” (por exemplo, 1:10.000) representa uma área reduzida com mais detalhes. Em ecologia da paisagem, contudo, esses termos assumem sentidos invertidos, pois o foco está no tamanho da área estudada, e não no nível de detalhamento cartográfico. Para evitar confusões, Kimberly (2019) recomenda evitar os termos escala “grande/pequena” nesse contexto, propondo que os estudos ecológicos adotem as expressões broad scale (escala ampla) para grandes áreas — como bacias hidrográficas, estados ou países — e fine scale (escala fina) para áreas menores.

Outro componente essencial da discussão sobre escala refere-se aos conceitos de grão e extensão. O grão diz respeito à resolução espacial dos dados: um grão pequeno indica maior resolução (e, portanto, maior detalhe), enquanto um grão grande corresponde a dados mais generalizados (Turner, 2015). A extensão, por sua vez, corresponde à dimensão total da área estudada. Kimberly (2019) observa ainda que esses conceitos se aplicam igualmente à escala temporal: grão temporal refere-se à frequência de coleta dos dados (anual, mensal, diária), e extensão temporal ao intervalo total considerado no estudo (décadas, séculos). A articulação adequada entre grão e extensão tanto espacial quanto temporal, permite interpretar corretamente os padrões e processos que estruturam a paisagem e determinar a sensibilidade das métricas ecológicas utilizadas. Outros conceitos interligados e que devem ser considerados na escolha da escala pertinente encontram-se no quadro 1.

³⁵ A escala em que os estudos são conduzidos pode influenciar profundamente as conclusões. Processos e parâmetros importantes em uma escala podem não ser tão importantes ou preditivos em outra escala (Turner, 1989, p. 173-174, tradução própria).

Quadro 1: Termos e definições relacionadas a escala

Termo	Definição
Grão	Escala mais fina da observação ou conjunto de dados; aplica-se às dimensões espaciais e temporais do estudo (grão espacial; grão temporal)
Extensão	Escala mais ampla que abrange a observação ou conjunto de dados; aplica-se às dimensões espaciais e temporais do estudo (extensão espacial; extensão temporal)
Escala	Em ecologia, as unidades de medida que definem o grão e a extensão do sistema de estudo ou conjunto de observação (dados); a escala de observação
Domínio da escala	Faixa de escalas (grão e extensão) que limitam um fenômeno ecológico específico; uma relação de escala que é linear ou constante em uma faixa específica de escalas
Nível	Um sistema de componentes interativos em um sistema hierarquicamente organizado; um nível de organização biológica ou ecológica
Estrutura hierárquica	Em uma hierarquia aninhada, cada nível ou escala contém e é composto de níveis ou escalas inferiores
Organização hierárquica	Sistema de sistemas interativos em que a estrutura hierárquica emerge, moldada pela força relativa e frequência de interações entre componentes, tanto dentro quanto entre os níveis do sistema
Aumento da escala	Extrapolção de dados ou previsões de modelos obtidos em escalas finas para inferir padrões ou comportamento do sistema em escalas mais amplas no espaço ou no tempo
Decréscimo da escala	Extrapolção de dados ou previsões de modelos de escalas amplas para inferir padrões ou comportamento do sistema em escalas mais finas

Fonte: Kimberly, 2019. p. 17

A discussão que se segue a estes conceitos relacionados a escala é: *como definir a escala ideal para um estudo da estrutura da paisagem?* afinal aumentos de grão podem ocasionar repentinas mudanças dos padrões encontrados.

Apesar de não haver uma escala específica para os estudos de ecologia da paisagem e o assunto pode ser enfrentado de forma dicotômica, conforme fica claro no seguinte texto escrito por LANG: “Se

existe uma escala específica da paisagem, é assunto controvertido. Alguns ecólogos norte-americanos refutam isso veementemente (Allen, 1998; King, 1969). Concepções europeias de pesquisa da paisagem e a ecologia de paisagens de idioma alemão assumem que a escala da paisagem é definida pela interação humana, sendo determinada tipicamente por uma área de alguns quilômetros até algumas dezenas de quilômetros de

diâmetro. Isso corresponde à visão de Forman e Gordon (1986)” (Lang, 2009, p. 167).

Parece haver uma divergência de abordagem sobre a escala a ser utilizada para os estudos espaciais entre as escolas americana em contraponto as escolas europeias especificamente a escola alemã. Uma hipótese para essa discrepância poderia ser as dimensões continentais dos Estados Unidos em relação a maioria dos países europeus, o que acaba por determinar a abordagem segundo as diferentes percepções espaciais experimentada pelos pesquisadores destes países. Conclui-se que a questão da definição da escala apropriada para cada realidade é fundamental para que os estudos ecológicos possam ser conduzidos, padrões e processos sejam corretamente representados, e extraídos os dados necessários para um bom planejamento. Como consequência, a definição de uma metodologia bem estruturada para a análise espacial de uma região específica de planejamento depende de alguns fatores a serem observados. Segundo Kimberly: “the choice of scale affects our ability to detect patterns (if that is the goal of the study), or whether environmental heterogeneity is likely to be a ‘nuisance’ variable in our analysis (if pattern detection isn’t the goal), or even if the data are likely to be spatially correlated and thus violate the assumption of independence that underlies parametric statistics” (Kimberly, 2019, p. 21).³⁶

A autora conclui que para uma adequação entre as teorias ecológicas e sua possibilidade de aplicação na região de estudo, algumas questões devem ser observadas, como a necessidade de adotar uma escala que permita manter a distância entre os componentes individuais que compõem o mosaico da estrutura da paisagem, de maneira a manter a independência dos elementos constituintes, mas ao mesmo tempo que haja uma semelhança entre eles que seja capaz para servir de réplica do todo.

A escolha da escala de análise exerce influência particularmente significativa nos estudos que utilizam fontes de dados primárias ou coletas de campo, especialmente naqueles em que não é possível empregar tecnologias geoespaciais modernas, como o sensoriamento remoto. Nesses casos, a definição da escala depende fortemente da dimensão do grão (resolução mínima) e da extensão da área estudada, a fim de garantir que os resultados obtidos em uma escala possam ser comparados ou validados em outras escalas, superiores ou inferiores à escala-alvo.

Atualmente, a ampla disponibilização de bases de dados geoespaciais de alta resolução, somada ao avanço no poder de processamento computacional, tem permitido a realização de estudos em extensas áreas territoriais com grãos cada vez mais finos, reduzindo significativamente as limitações tradicionalmente impostas pelas diferenças de escala. Esse cenário tecnológico favorece análises mais robustas da estrutura da paisagem, sobretudo em regiões complexas como bacias hidrográficas, onde processos ecológicos e antrópicos se inter-relacionam em múltiplas escalas espaciais e temporais.

Outro aspecto essencial relacionado à escala é a organização hierárquica dos sistemas biológicos, estruturada em níveis progressivamente mais complexos, do organismo à população, comunidade, ecossistema, paisagem, bioma e, finalmente, à Ecosfera. Cada nível apresenta propriedades emergentes, isto é, características que não podem ser explicadas apenas pelos níveis inferiores. Essa lógica hierárquica pode ser estendida a sistemas sociais e socioecológicos, preservando a ideia de que cada nível superior incorpora maior complexidade estrutural e funcional. Nos sistemas naturais, a transmissão de padrões espaciais entre níveis hierárquicos tende a obedecer a regularidades recorrentes, associadas à auto-organização, coerência geométrica e estabilidade ecológica. Trata-se de um princípio que permeia toda a discussão sobre

³⁶3636 ..., a escolha da escala afeta nossa capacidade de detectar padrões (se esse for o objetivo do estudo), ou se a heterogeneidade ambiental provavelmente será uma variável “incômoda” em nossa análise (se a detecção de padrões não for o objetivo), ou mesmo se

os dados provavelmente serão espacialmente correlacionados e, portanto, violarão a suposição de independência que fundamenta estatísticas paramétricas (Kimberly, 2019, p. 21, tradução do autor).

estrutura da paisagem e que, inevitavelmente, conduz a três questões fundamentais:

- Qual é a escala mais adequada para um estudo específico?
- Resultados obtidos em uma escala podem ser extrapolados para outras escalas espacial ou temporal sem comprometer sua confiabilidade?
- Quais métodos podem validar análises realizadas com base em sistemas digitais e modelos derivados de dados de sensoriamento remoto?

Quanto à primeira questão, Blaschke e Lang (2009) oferecem uma orientação crucial: quando a escala adotada é tão grosseira que os processos de interesse deixam de ser perceptíveis, isso indica que a escala é inadequada. Assim, há uma relação direta entre a escala de abordagem e a capacidade de captar os processos ecológicos relevantes. Para bacias hidrográficas, unidades territoriais fundamentais para o planejamento ambiental, a escala ideal é a que permite identificar e representar adequadamente processos-chave, como: carregamento de nutrientes, infiltração e percolação do solo, dinâmica da drenagem natural, gestão de resíduos sólidos, escoamento superficial, captação e abastecimento de água, tratamento de efluentes, dessedentação animal, bem como demandas agrícolas, industriais e de lazer. Esses processos só podem ser compreendidos se a escala espacial permitir captar a área de drenagem e sua conectividade hidrológica.

No que se refere à escala temporal, análises baseadas em sistemas informatizados dependem diretamente da extensão e consistência da série histórica disponível. Dados provenientes de sensoriamento remoto devem manter metodologia uniforme, resolução compatível e coerência espectral ao longo do tempo, de modo a permitir comparações válidas entre

diferentes momentos temporais. Uma série temporal robusta não apenas amplia a capacidade de detectar tendências e padrões de mudança, mas também aumenta a confiabilidade das inferências sobre os processos ecológicos que estruturam a paisagem. Em relação ao recorte espacial, a extensão da Bacia hidrográfica encontra defensores que apoiam esta delimitação geográfica com respaldo nos estudos conduzidos por Odum, segundo o qual:

Apesar dos componentes biológicos da lagoa e do campo parecerem autocontidos, na realidade são sistemas abertos que fazem parte de sistemas de bacias hidrográficas maiores. Seu funcionamento e a relativa estabilidade ao longo dos anos são determinados muito mais pela taxa de fluxo de entrada e de saída da água, materiais e organismos de outras partes da bacia hidrográfica. Em outras palavras, campos, florestas, corpos de água e cidades ligados por um sistema de riacho ou rio, ou em regiões de calcário, por uma rede de drenagem subterrânea, interagem como uma unidade integrativa tanto para o estudo como para a gestão. Essa unidade integrativa, ou bacia de captação, chamada bacia hidrográfica, é também definida como a área de ambiente terrestre drenada por um riacho ou rio em particular... A bacia de drenagem ou de captação inteira deve ser considerada uma unidade de gestão. (Odum, 2017, p. 31-32).

Outra vantagem da utilização da região de recorte definida pela bacia de drenagem hidrológica, é que esse sistema funciona ecologicamente como um sistema semifechado em relação a troca de energia e nutrientes, aproximando-se do conceito da teoria da neutralidade preconizado por pesquisadores da ecologia de paisagens. A teoria da neutralidade é importante para estudos ecológicos em especial para a avaliação de métricas de paisagem, pois supõem que a dinâmica de

comunidades de espécies são um “jogo de soma zero”. McGarigal caminha na mesma direção ao realizar a seguinte observação considerando a neutralidade de sistemas estruturalmente *fechados*:

A importância do contexto da paisagem depende do fenômeno de interesse, mas normalmente varia em função da "abertura" da paisagem. A "abertura" da paisagem depende não apenas do fenômeno em consideração, mas da base usada para delinear o limite da paisagem. Por exemplo, de uma perspectiva geomorfológica ou hidrológica, a bacia hidrográfica forma uma paisagem natural, e uma paisagem definida dessa maneira pode ser considerada relativamente "fechada". (Mcgarigal, 2024 37).

Pela ótica da escala mínima de análise, deve-se levar em consideração qual o tipo de dados utilizados para o levantamento das métricas aplicadas. Muitos sistemas informatizados de análise da estrutura da paisagem através do cálculo de métricas da paisagem são baseados em imagens raster, compostas por *pixels* (neologismo oriundo da junção de *picture* e *element* em Inglês), comumente produzidas por imagens georreferenciadas e oriundas de processos de sensoriamento remoto por satélites. A resolução das imagens espaciais, neste caso, define qual o tamanho da superfície terrestre é representado por um *pixel*. Como exemplo podemos citar as imagens de satélite produzidas pelas séries Landsat, 5, 7 e 8, que possuem resolução espacial de *30 metros / pixel*, o que representaria o grão (menor escala de análise da estrutura da paisagem).

1.8 Cobertura e uso da terra e Impactos Antrópicos

Na 3ª edição do Manual Técnico de Cobertura e Uso da terra (IBGE, 2013), a introdução ao tema inicia-se com uma síntese histórica da

evolução epistemológica da Geografia. Ao olhar retrospectivamente, observa-se que a disciplina estruturou-se em diferentes correntes teóricas, cada uma representando o conhecimento de seu tempo. A partir do século XIX, consolida-se a chamada Geografia científica, fortemente influenciada pelo Iluminismo e responsável por estabelecer as bases conceituais que orientariam o desenvolvimento da teoria geográfica no século XX. Dessa matriz derivaram abordagens como o determinismo ambiental, o possibilismo, a Nova Geografia no início do século XX, seguida pela Geografia Crítica, a Geografia Humanística e, mais recentemente, a corrente denominada Geografia Global.

No âmbito da Geografia Global, conceitos fundamentais — espaço, território, região, paisagem e lugar — passam a ser reinterpretados à luz das modernas tecnologias de sensoriamento remoto, do processamento digital de imagens e da utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) (IBGE, 2013). A incorporação desses recursos tecnológicos ampliou significativamente a precisão, a replicabilidade e a extensão territorial dos estudos, respondendo às demandas de planejamento em áreas complexas e amplas, como bacias hidrográficas.

A pertinência do Manual para estudos de paisagem decorre do fato de que ele retoma inquietações presentes desde os primórdios da civilização humana, quando compreender a dinâmica da terra já era fundamental para as atividades cotidianas. Conforme registra o documento: “Conhecer a dinâmica da terra sempre foi uma necessidade dos seres humanos. [...] Almeida (2007) cita uma espécie de almanaque do agricultor feito pelos Sumérios denominado Instruções de Suruppak, datado de cerca de 2500 a.C. Entre os gregos, apresenta o poema Os Trabalhos e os Dias, de Hesíodo, como referência para a ciência geográfica, orientando preceitos e regras para as relações cotidianas com a natureza” (IBGE, 2013, p. 21).

Ao discutir a evolução da Geografia e sua incorporação ao campo científico, o Manual busca responder, de forma sintética, à questão central: em que momento o tema “uso da terra” passou a constituir um campo de pesquisa estruturado, com relevância política, institucional e metodológica? (IBGE, 2013, p. 20). No Brasil, a cobertura e o uso da terra sofreram transformações profundas desde a colonização, iniciada no século XV por Portugal, que impôs novas formas de organização territorial, substituindo os sistemas pré-existentes e instituindo modelos como capitanias hereditárias e sesmarias — estruturas que ainda reverberam na configuração fundiária atual.

Para compreender essas transformações e analisar sua evolução histórica, o IBGE desenvolveu diferentes abordagens metodológicas ao longo de cinco fases principais (IBGE, 2013, p. 26):

- Década de 1940: estudos voltados ao período colonial;
- Décadas de 1950 e 1960: primeiro mapeamento do uso da terra, conduzido por Elza Keller (1969), com foco em culturas agrícolas e estudos regionais;
- Anos 1970 e 1980: incorporação de dados estatísticos em modelagens do uso da terra.
- Décadas de 1980-1990: desenvolvimento dos projetos RADAM e RADAMBRASIL38, que mapearam geomorfologia, solos, vegetação, clima e aptidão agrícola;
- Período posterior: expansão dos estudos regionais, zoneamentos e análises integradas,

articulando ordenamento territorial e dinâmicas produtivas.

No plano internacional, destaca-se a criação, em 1971, da Comissão Mista para Informação e Classificação do Uso da terra nos Estados Unidos, envolvendo NASA, Departamento de Agricultura, Departamento do Interior, Associação de Geógrafos Americanos e União Geográfica Internacional (UGI). O sistema resultante, baseado em tecnologias de sensoriamento remoto, tornou-se referência mundial e influenciou diretamente o IBGE. Na União Europeia, desenvolveu-se o sistema CORINE Land Cover, igualmente motivado por questões ambientais (IBGE, 2013, p. 27-28).

Os novos sistemas de classificação romperam com modelos anteriores baseados apenas em observações pessoais, mais adequados a escalas urbanas, e passaram a fundamentar-se em métodos compatíveis com tecnologias de detecção remota, permitindo a identificação sistemática de múltiplas classes de uso e cobertura. Contudo, surgiram preocupações adicionais: embora fosse possível rastrear e classificar múltiplas categorias, faltava ainda uma abordagem qualitativa capaz de avaliar o impacto das transformações antrópicas nos indicadores ambientais, demanda crescente desde meados do século XX. Foi nesse contexto que o IBGE elaborou sua metodologia oficial, publicada no Manual de 2013.

Atualmente, o IBGE define o levantamento da cobertura e uso da terra como: “O conjunto de operações necessárias à elaboração de uma pesquisa temática sintetizada por meio de mapas. [...] Envolve pesquisas de escritório e de campo voltadas para a interpretação, análise e registro das observações da paisagem [...] constituindo importante ferramenta de

38 Radar na Amazônia foi um esforço pioneiro do governo brasileiro, na década de 1970, para a pesquisa de recursos naturais, sendo organizado pelo Ministério de Minas e Energia - MME por meio do antigo Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM (atual

Agência Nacional de Mineração - ANM), com recursos do Plano de Integração Nacional - PIN. (Fonte: Serviço Geológico do Brasil. Disponível em: <https://www.sgb.gov.br/radam-d>)

planejamento e de orientação à tomada de decisão.” (IBGE, 2013, p. 36-37).

Para garantir replicabilidade e consistência, o Manual estabelece requisitos técnicos fundamentais, considerando que os dados primários podem ser obtidos por diferentes sensores e plataformas:

- Resolução espacial: tamanho da menor área detectável (pixel, no caso de imagens raster);
- Resolução radiométrica: capacidade do sensor em distinguir variações na radiação eletromagnética (ex.: 8 bits no Landsat 5, com 256 níveis de cinza);
- Resolução espectral: número e faixa das bandas disponíveis (ex.: R, G, B e infravermelho próximo);
- Resolução temporal: intervalo entre passagens sucessivas do satélite sobre a mesma área.

O Manual também destaca a importância da Unidade Mínima de Mapeamento (UMM), que deve assegurar a legibilidade e o nível de detalhe compatível com a escala de análise. Em dados raster, a UMM está vinculada ao tamanho do pixel; em dados vetoriais, à origem e precisão da base cartográfica. A conversão entre raster e vetor exige atenção especial, pois a mudança de resolução pode gerar distorções espaciais.

Esses aspectos metodológicos serão aprofundados na seção 3.5 deste trabalho.

1.9 A Bacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento Sustentável

Segundo Tucci (1997), a bacia hidrográfica constitui a área natural de captação das águas provenientes da precipitação, fazendo convergir todo o escoamento superficial para um único ponto de saída. Sua estrutura

é formada por superfícies vertentes e por uma rede de drenagem composta por cursos d’água que confluem progressivamente até alcançar o exutório.

Por sua capacidade de integrar processos físicos, ecológicos e antrópicos, diversos autores defendem a bacia hidrográfica como o recorte espacial mais adequado ao planejamento ambiental. Esse recorte permite monitorar, gerir e fiscalizar de forma integrada aspectos essenciais como o acesso à água, o esgotamento sanitário, o controle de enchentes, o reuso de água, o monitoramento de doenças de veiculação hídrica, a alocação de aterros sanitários, a mitigação da poluição e a gestão de crises hídricas. Ainda em 1933, a Carta de Atenas, elaborada no contexto do Congresso Internacional de Arquitetura Moderna (CIAM), já apontava a desconexão entre limites político-administrativos e limites geográficos, reforçando a inadequação dos primeiros para uma gestão integrada dos recursos naturais.

Porto e Porto (2008, p. 43) apresentam exemplos históricos de iniciativas que adotaram bacias hidrográficas como unidades de gestão, como o Pacto do Rio Colorado (1922) e a criação da Tennessee Valley Authority (1933), ambos nos Estados Unidos. No Brasil, a criação do Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH), em 1978, deu origem a comitês executivos que atuaram nas bacias dos rios Paraíba do Sul, São Francisco e Ribeira de Iguape. No final da década de 1980, surgiram também os comitês das bacias dos rios Sinos e Gravataí, no Rio Grande do Sul.

Com a fundação da Associação Brasileira de Recursos Hídricos (ABRH), passaram a ser produzidos documentos de referência para o setor. A Carta de Salvador (1987) discutiu os múltiplos usos da água; a Carta de Foz do Iguaçu (1989) tratou da Política Nacional de Recursos Hídricos; e, no mesmo ano, foi criado o Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari, voltado ao planejamento regional e à recuperação ambiental (Tucci, 2008, p. 44). Na sequência, foram publicadas a Carta do Rio de Janeiro (1991) e a Carta de Gramado (1993), abordando a relação

entre recursos hídricos, meio ambiente, ciência, tecnologia e recursos humanos.

Em 1995, a Carta de Recife tornou-se um marco ao tratar especificamente do desenvolvimento urbano das cidades brasileiras em relação à gestão das águas, com destaque para o controle de enchentes. Entre suas recomendações: (i) O plano diretor urbano deve considerar a totalidade das bacias hidrográficas sobre as quais a urbanização se desenvolve, evitando a transferência de impactos; (ii) os instrumentos de implantação, plano diretor, legislação e manual de drenagem, devem atuar de forma articulada. (ABRH, Carta de Recife, 1995).

O marco legal da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) foi estabelecido pela Lei nº 4.933 de 8 de janeiro de 1987, que instituiu a outorga onerosa, os Comitês de Bacia Hidrográfica, o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos e o enquadramento dos corpos d'água em classes de qualidade. A partir desse arcabouço normativo, a bacia hidrográfica consolidou-se como um recorte privilegiado para o planejamento ambiental, por permitir uma visão sistêmica e integrar a organização espacial dos grupos sociais ao ambiente físico (Carvalho, 2020, p. 146). Ainda segundo Carvalho (2020), planejar o território com base nesse recorte favorece uma gestão articulada que incorpora diversidade física, demográfica, social, econômica e cultural, além de estimular a cooperação entre municípios, estados e governo federal.

Dell Prette (2002) destaca que a bacia hidrográfica apresenta coerência entre sistemas ecológicos e hidrológicos, razão pela qual se tornou referência em estudos de gestão e impactos ambientais. O autor observa que as análises evoluíram de uma perspectiva restrita ao abastecimento e ao controle de inundações para uma visão de múltiplos usos da água, reconhecendo que os conflitos relacionados aos recursos hídricos derivam de fatores naturais, econômicos, sociais e políticos. Nesse sentido, a água constitui apenas o elemento convergente de um sistema ambiental mais amplo e complexo (Dell Prette, 2002, p. 18).

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de gestão contribui diretamente para a qualidade ambiental das cidades, especialmente em grandes centros urbanos que enfrentam pressões sobre seus mananciais. Como demonstra Godoy (2016), ao analisar a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), conflitos entre proteção dos recursos naturais e provisão habitacional refletem décadas de omissão estatal na gestão integrada da água e do território.

Em síntese, Dell Prette (2002) aponta três vantagens centrais da adoção da bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento da paisagem:

Em síntese, o uso da BH como unidade de gerenciamento da paisagem é mais eficaz porque: **(i)** no âmbito local, é mais factível a aplicação de uma abordagem que compatibilize o desenvolvimento econômico e social com a proteção dos ecossistemas naturais, considerando as interdependências com as esferas globais; **(ii)** o gerenciamento da BH permite a democratização das decisões, congregando as autoridades, os planejadores e os usuários (privados e públicos) bem como os representantes da comunidade (associações sócio profissionais, de proteção ambiental, de moradores etc.), e **(iii)** permite a obtenção do equilíbrio financeiro pela combinação dos investimentos públicos (geralmente fragmentários e insuficientes, pois o custo das medidas para conservação dos recursos hídricos é alto) e a aplicação dos princípios usuário-pagador e poluidor-pagador, segundo os quais os usuários pagam taxas proporcionais aos usos, estabelecendo-se, assim, diversas categorias de usuários.

A adoção do conceito de BH para a conservação de recursos naturais está relacionada à possibilidade de avaliar, em uma determinada área geográfica, o seu potencial de desenvolvimento e a sua produtividade biológica, determinando as melhores formas de

aproveitamento dos mesmos, com o mínimo impacto ambiental. Na prática, a utilização do conceito de BH consiste na determinação de um espaço físico funcional, sobre o qual devem ser desenvolvidos mecanismos de gerenciamento ambiental na perspectiva do desenvolvimento ambientalmente sustentável (utilização - conservação de recursos naturais). Neste sentido, as abordagens metodológicas utilizadas para estudar e gerenciar o espaço físico, compreendido pela BH, devem estar relacionadas às teorias e modelos que possam explicar, prever e organizar adequadamente as informações úteis ao processo de gestão ambiental (Dell Prette, 2002, p. 20-21).

A adoção desse recorte também permite avaliar o potencial de desenvolvimento e produtividade biológica de uma região, definindo formas de uso com menor impacto ambiental. Na prática, trata-se de delimitar um espaço físico funcional sobre o qual devem ser aplicadas metodologias de gestão voltadas ao uso sustentável dos recursos naturais (Dell Prette, 2002, p. 20-21).

No Estado de Mato Grosso, a maior concentração populacional situa-se na Região Metropolitana de Cuiabá (RMC), formada pelos municípios de Acorizal, Chapada dos Guimarães, Cuiabá, Nossa Senhora do Livramento, Santo Antônio de Leverger, Várzea Grande e Campo Verde. Criada pelas Leis Complementares nº 359/2009 e nº 577/2016, a RMC busca promover políticas integradas entre os municípios.

Sob a perspectiva ecológica, o recorte da bacia hidrográfica é igualmente pertinente, pois se comporta como um sistema semifechado, articulando processos naturais e padrões de ocupação humana. Nesse contexto, a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) mostra-se um recorte ideal para o planejamento ambiental e territorial, ao alinhar as

necessidades ecológicas aos limites administrativos e à dinâmica urbana e rural da região metropolitana.

1.10 Considerações parciais

O Capítulo 1 traçou um panorama essencial sobre as concepções históricas e contemporâneas da paisagem, do planejamento e da sustentabilidade, revelando a complexidade e a interdependência entre esses campos do conhecimento. A discussão teve início com a evolução do conceito de paisagem, que ultrapassou a visão meramente estética para se afirmar como uma construção dinâmica e multifacetada, moldada por processos ecológicos, sociais, econômicos e culturais. Essa compreensão ampliada é fundamental para reconhecer a paisagem não como um cenário passivo, mas como um sistema ativo e responsivo às ações humanas, capaz de refletir as transformações territoriais ao longo do tempo.

A trajetória do planejamento urbano e regional demonstrou a crescente consciência da interdependência entre os espaços urbanos e rurais. Desde as propostas higienistas do século XIX, representadas por Frederick Law Olmsted, que defendeu a integração da natureza nas cidades como forma de promover o bem-estar social, até as contribuições de Ebenezer Howard, com as Cidades-Jardim, e de Patrick Geddes, com sua visão regional e o conceito de “perfil de vale”, observa-se um amadurecimento progressivo das abordagens. A obra de Ian McHarg, *Design with Nature* (1969), marca um ponto de inflexão ao introduzir a sobreposição de mapas temáticos como ferramenta analítica — metodologia precursora dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) —, consolidando a paisagem como um sistema integrado de análise e planejamento.

A partir dessas bases, a Ecologia da Paisagem emergiu como disciplina central, oferecendo o arcabouço teórico e metodológico necessário para investigar a estrutura (composição e configuração) e as funções das paisagens. Conceitos como fractalidade, biogeografia de ilhas,

modelo mancha-corredor-matriz e efeito de borda tornaram-se instrumentos fundamentais para a análise dos padrões espaciais e temporais das transformações territoriais. A escala, tanto espacial quanto temporal, foi destacada como elemento crítico para a detecção e interpretação dos processos ecológicos, assegurando contextualização científica e confiabilidade nos resultados. A incorporação de metodologias de classificação de cobertura e uso da terra, como as do IBGE (2013) e do Projeto MapBiomas, aliadas às métricas de paisagem e ao poder analítico dos SIGs, permitiu uma análise multiescalar e precisa das pressões antrópicas.

Nesse contexto, a bacia hidrográfica surge como unidade de análise e planejamento sustentável por excelência. Naturalmente delimitada e dotada de coerência ecológica e hidrológica, a bacia constitui o recorte ideal para compreender as interações entre o meio físico e as dinâmicas socioeconômicas. A adoção da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) como área de estudo representa, portanto, a aplicação prática dos princípios teóricos apresentados, permitindo avaliar as transformações da paisagem entre 1985 e 2023 sob a ótica da sustentabilidade ambiental e territorial.

O capítulo consolidou, assim, um referencial teórico robusto, articulando sustentabilidade, ecologia e planejamento territorial em uma perspectiva histórica e interdisciplinar. A coerência entre a evolução do pensamento urbanístico e o surgimento da visão ecossistêmica demonstra a transição do urbanismo clássico para o planejamento ambiental integrado, culminando na integração entre o planejamento urbano, regional e ecológico apoiado pelas tecnologias geoespaciais. Essa base epistemológica sustenta a análise da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, fornecendo as premissas conceituais e metodológicas que orientam as etapas seguintes da pesquisa.

O Capítulo 2, portanto, dará continuidade a essa construção, realizando uma caracterização abrangente da BHRC — física, hidrológica, socioeconômica e ambiental —, a fim de contextualizar o recorte espacial da pesquisa e subsidiar a análise multitemporal das transformações da paisagem, transpondo os fundamentos teóricos para a realidade regional e contribuindo para um planejamento territorial mais resiliente e sustentável.

1.11 Referências Bibliográficas

ADAMS, Thomas. **Regional Plan of New York and Its Environs: The Graphic Regional Plan**. Philadelphia: Wm. Fell Co. Printers, 1929.

BARRET, Gary; PELES, John. **Landscape Ecology and Biological Conservation**. New York: Springer, 1999.

BERTALANFFY, Ludwig von. **General System Theory: Foundations, Development, Applications**. New York: George Braziller, 1968.

CALDWELL, Lynton K. **National Environmental Policy Act**. In: Environmental Policy and Administration. 1982.

CERDÁ, Idelfonso. **Teoría General de la Urbanización**. Madrid: Instituto de Estudios de Administración Local, 1867.

FORESTIER, Claude Nicolas. **Grandes Villes et Systèmes de Parcs**. Paris: Masson et Cie, 1908.

FORMAN, Richard T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

FRANCO, Maria de Assunção Ribeiro. **Arquitetura da Paisagem e Ecologia**. São Paulo: Annablume, 1997.

GEDDES, Patrick. **Cities in Evolution: An Introduction to the Town Planning Movement and to the Study of Civics**. London: Williams & Norgate, 1915.

HANSEN, Andrew J.; DI CASTRI, Francesco (Eds.). **Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows**. New York: Springer, 1992.

HOWARD, Ebenezer. **Cidades-Jardins de Amanhã**. 4. ed. São Paulo: Hucitec, 1996 [1898].

INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL (IPHAN). **Carta de Atenas**. 1933.

LANG, Stefan. **Ecologia da Paisagem: Fundamentos e Métodos**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2009.

LESER, Hartmut. **Landscape Ecology: Concepts and Methods**. Berlin: Springer-Verlag, 1997.

MACKAYE, Benton. **The Appalachian Trail: A Project in Regional Planning**. Journal of the American Institute of Architects, v. 9, n. 4, p. 325-330, 1921.

McHARG, Ian L. **Design with Nature**. New York: Natural History Press, 1969.

McHARG, Ian L. **Design with Nature**. 2. ed. New York: Wiley, 1992.

MUMFORD, Lewis. **The Culture of Cities**. New York: Harcourt, Brace and Company, 1938.

NAVEH, Zev; LIEBERMAN, Arthur S. **Landscape Ecology: Theory and Application**. New York: Springer, 1984.

ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

OLMSTED, Frederick Law. **Public Parks and the Enlargement of Towns**. New York: American Social Science Association, 1870.

OLMSTED, Frederick Law. **Parks: An Encyclopedic View**. Boston: Ticknor and Fields, 1861.

OLMSTED, Frederick Law. **The Greatest Glory of Nature**. Boston: Atlantic Monthly, 1865.

PAFFEN, Karl. **Die Geographische Landschaft**. Leipzig: B. G. Teubner, 1953.

PETER HALL. **Geddes and the Anarchist Tradition**. London: Routledge, 1996.

PIRES, Antônio. **Urbanismo e Modernidade na Inglaterra Industrial**. Lisboa: Edições Colibri, 2020.

PORTO, Monica; PORTO, Rubens. **Gestão de Recursos Hídricos e Planejamento de Bacias**. São Paulo: Edusp, 2008.

RAGONHA, Márcia. **Planejamento Regional e Territorial: Da Cidade à Paisagem**. Curitiba: Appris, 2019.

RICKLEFS, Robert E. **A Economia da Natureza**. 7. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2013.

SANTOS, Milton. **Planejamento Ambiental e Desenvolvimento Sustentável**. São Paulo: Hucitec, 2004.

SCHEK, Lúcia. **Paisagem e Cultura: A Dimensão Simbólica do Território**. Curitiba: UFPR, 2008.

SCOLONBE, Paul. **Environmental Planning and Sustainable Development**. Oxford: Pergamon Press, 1993.

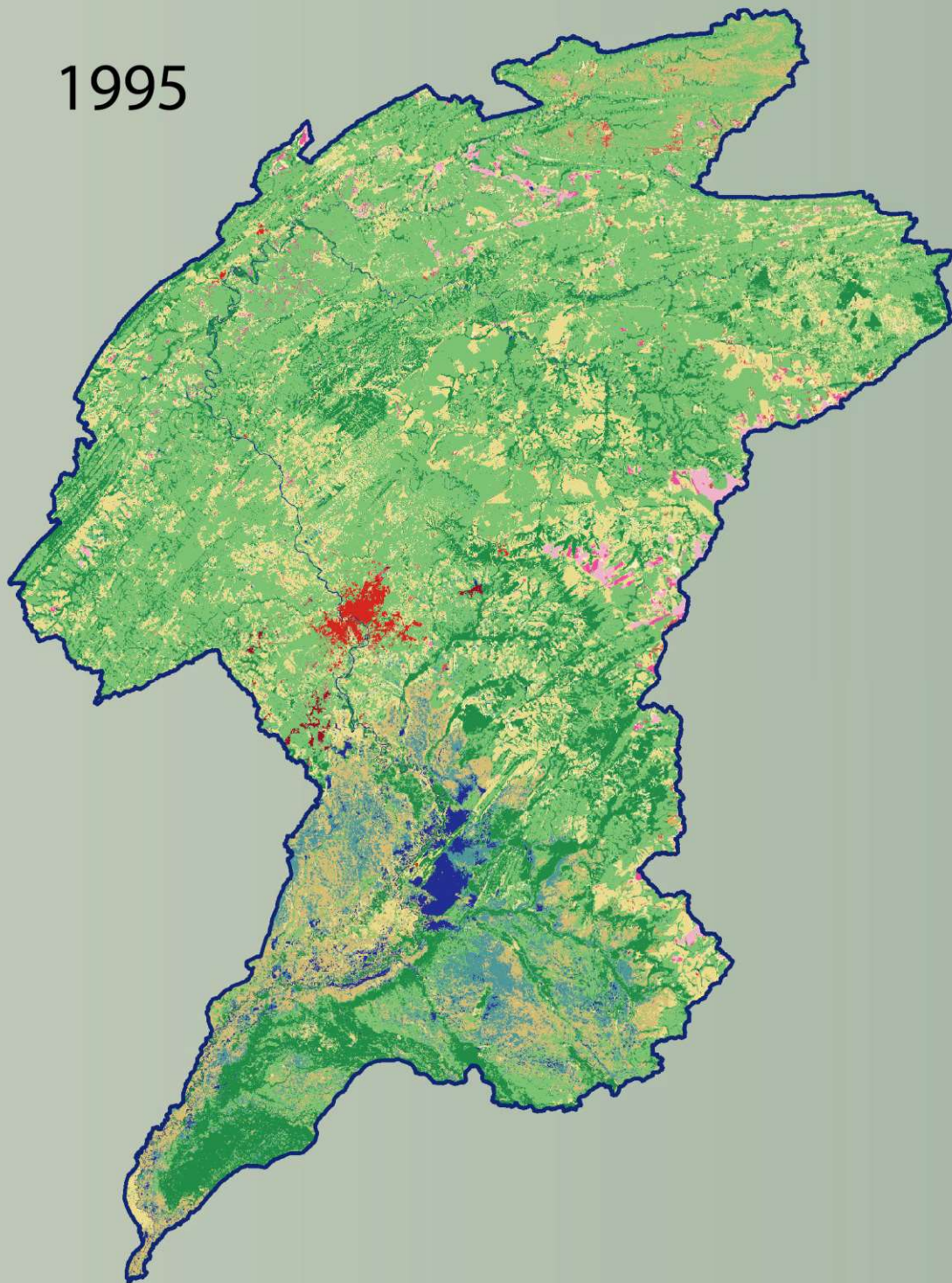
TURNER, Monica G. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. New York: Springer, 1987.

VIDAL DE LA BLACHE, Paul. **Des Divisions Fondamentales du Sol Français**. Paris: A. Colin, 1913.

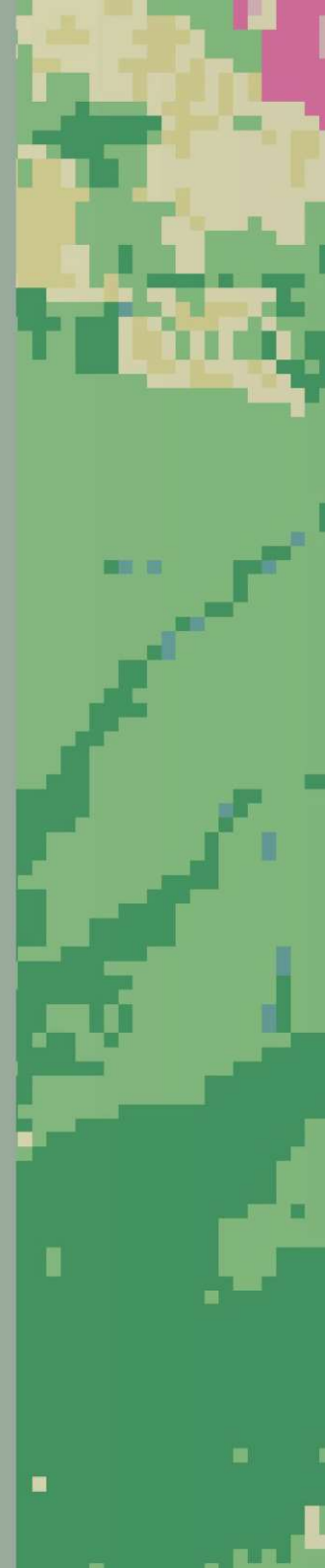
WIENS, John A. **What is Landscape Ecology?**. Landscape Ecology, v. 7, n. 3, p. 149-150, 1992.

WITH, Kimberly. **Landscape Ecology Across Scales**. Oxford: Oxford University Press, 2019.

1995



C
A
P
Í
T
U
L
O
2



CAPÍTULO 2 - BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CUIABÁ: CONTEXTO AMBIENTAL E TERRITORIAL

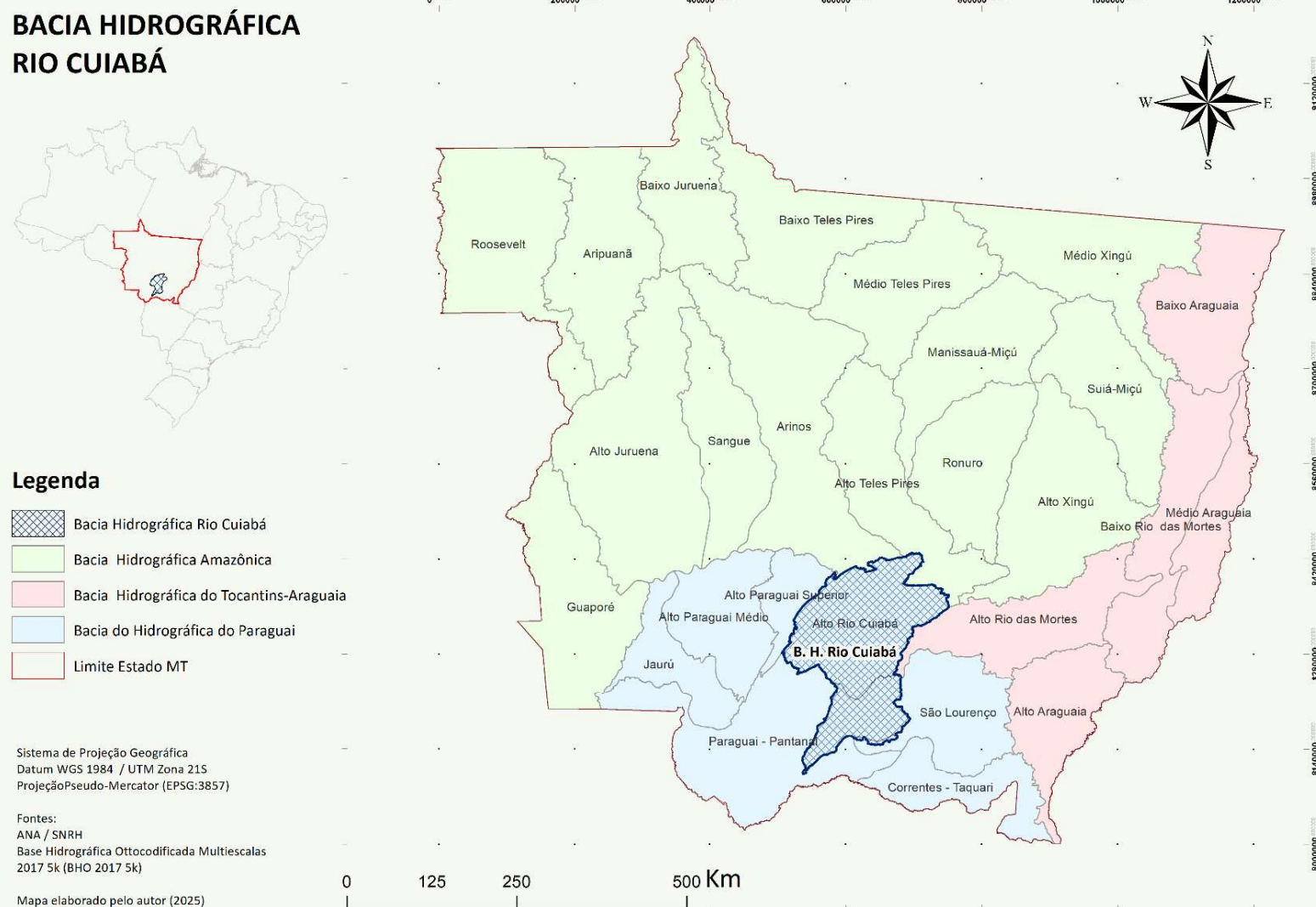
Após estabelecer as bases conceituais sobre a paisagem, o planejamento urbano-regional e a ecologia da paisagem, bem como a relevância da bacia hidrográfica como unidade integradora para a gestão territorial e ambiental, conforme explorado no Capítulo 1, o presente capítulo dedica-se à caracterização do nosso objeto de estudo: a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), que compreende a micro bacia do Rio Cuiabá e parte da Micro bacia do Paraguai - Pantanal. Esta contextualização é fundamental para que as análises subsequentes das transformações da paisagem possam ser interpretadas à luz das particularidades físicas, bióticas e antrópicas que definem esta região, situando as dinâmicas ecológicas e sociais em seu cenário real. Segundo estudos da UFMT (2018):

A BHRC constitui um território de singular importância estratégica, não apenas por abrigar a dinâmica socioeconômica da Região Metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande, mas também por sua função crucial como provedora de recursos hídricos para o Pantanal Mato-grossense, um dos biomas mais ricos e sensíveis do planeta. A interseção de três grandes biomas - Floresta Amazônica, Cerrado e Pantanal - em seus limites, confere à bacia uma complexidade ambiental que a torna um laboratório natural para o estudo das vulnerabilidades socioambientais. Desta forma, serão detalhados seus aspectos físico-geográficos e hidrológicos, as dinâmicas socioeconômicas que impõem pressões significativas sobre seus recursos naturais, e os desafios e potenciais inerentes à busca pela sustentabilidade regional. A bacia do Rio Cuiabá tem suas nascentes formada pelos rios Cuiabá da

Larga (nascente principal) e Cuiabá do Bonito, que nascem nos vales da Serra Azul em Rosário Oeste (MT), a cerca de 500 m de altitude, na divisa natural entre as Regiões Hidrográficas Amazônica e do Paraguai, da qual faz parte. Após a confluência, esses dois rios passam a se chamar Cuiabazinho, que por sua vez passa a se chamar Rio Cuiabá após o encontro com o Rio Manso, no município de Rosário Oeste, próximo à cidade de Nobres. Toda a área de drenagem a montante da confluência com o Manso, inclusive essa sub-bacia, é considerada como sendo a parte alta ou superior da BHRC. Na sub-bacia do Rio Manso está localizado o reservatório do Aproveitamento Múltiplo de Manso, um dos grandes usuários da água da BHRC e que possui o maior lago artificial de Mato Grosso, com cerca de 450 km², cujo enchimento começou em novembro de 1999 e levou dois anos para se completar. Das nascentes até a localidade de Passagem da Conceição, em Várzea Grande, que marca o início da área metropolitana de Cuiabá, o Rio Cuiabá drena áreas predominantemente rurais, com usos da água inexpressivos, exceto com relação ao APM Manso, como citado anteriormente, e predomínio de uso do solo para agropecuária. Nessa porção da bacia, a supressão do Cerrado e de áreas de preservação permanente (APPs) ao longo dos rios e das nascentes dos afluentes tem alterado gradualmente as condições naturais da bacia, a biodiversidade e as características qualitativas dos corpos d'água. A partir dessa área urbana, tanto os usos do solo quanto da água são intensificados e ampliados. (UFMT, 2018, p. 14)

A figura 11 ilustra a BHRC e a sua localização em relação as outras bacias hidrográficas situadas no Estado de Mato Grosso.

Figura 11: Bacias hidrográficas de Mato Grosso e Bacia do Rio Cuiabá



Fonte: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico / SNRH - mapa elaborado pelo autor

2.1 Caracterização Físico-Geográfica

Segundo dados do Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso, publicado pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA), existem três unidades hidrográficas no território mato-grossense: a Região Hidrográfica do Paraguai, com área de 176.800 km², que abrange 19,6% da superfície estadual; a Região Hidrográfica Amazônica com 592.382 km², correspondendo a 65,7% do território e a Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia, com 132.238 km², o que representa 14,7% da superfície do estado (Mato Grosso, 2009). De acordo com os dados georreferenciados em formato *shapefile* (*.shp) obtidos no site da Agência Nacional de Águas (ANA) a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá possui uma área aproximada de 39.218,16 km² que faz parte da Região Hidrográfica do Paraguai. A Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) compreende os limites administrativos dos seguintes municípios de Mato Grosso; Rosário Oeste, Acorizal, Cuiabá (capital do Estado), Várzea Grande, Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço e parcialmente com mais de 10% da área localizada na bacia estão: Chapada dos Guimarães, Campo Verde, Planalto da Serra, Jangada, Nobres, Nossa Senhora do Livramento e Nova Brasilândia (Figura 15).

De acordo com Alves (2023), a Bacia Hidrográfica do Alto e Médio Rio Cuiabá apresenta variação altimétrica entre aproximadamente 150 a 900 metros, predominando cotas entre 200 e 300 metros nas formações da Depressão Cuiabana e do Planalto do Casca. As altitudes superiores a 600 metros ocorrem na Chapada dos Guimarães, atingindo até 869 metros na Província Serrana, enquanto o ponto mais baixo, com 158 metros, situa-se na saída da bacia (Zeilhofer, 2001 apud Alves, 2023). A BHC apresenta diferenças significativas entre suas porções alta e média: enquanto a primeira possui maiores declividades e menor tempo de concentração das águas, a segunda, localizada em área pantaneira, apresenta declividade reduzida e maior tempo de escoamento (Chiaranda; Colpini; Soares, 2016 apud Alves, 2023).

Geologicamente, a bacia é composta por unidades como Aluviões Atuais, Cobertura Detrito-Laterítica, e os Grupos Bauru, São Bento, Paraná, Alto Paraguai e Cuiabá, este último ocupando mais da metade da área total.

principais unidades geomorfológicas são o Planalto dos Guimarães e a Depressão do Rio Paraguai. Os solos predominantes incluem Podzólico Vermelho-Amarelo, Areias Quartzosas, Cambissolos, Litossólicos e Concrecionários. A vegetação característica é a savana arbórea aberta com floresta de galeria, representando a principal formação fitoecológica da bacia (Alves, 2023).

O clima da região, classificado como Aw segundo Köppen, é tropical chuvoso, fortemente influenciado pelo Anticiclone do Atlântico Sul. A temperatura média anual varia entre 22 °C e 25 °C, com amplitude térmica inferior a 4 °C e umidade média de 74,3%. A precipitação anual é de aproximadamente 1.335 mm, caracterizando duas estações bem definidas: uma chuvosa, de outubro a abril, e outra seca, de maio a setembro, sendo janeiro o mês mais úmido e agosto o mais seco (Chiaranda; Colpini; Soares, 2016 apud Alves, 2023).

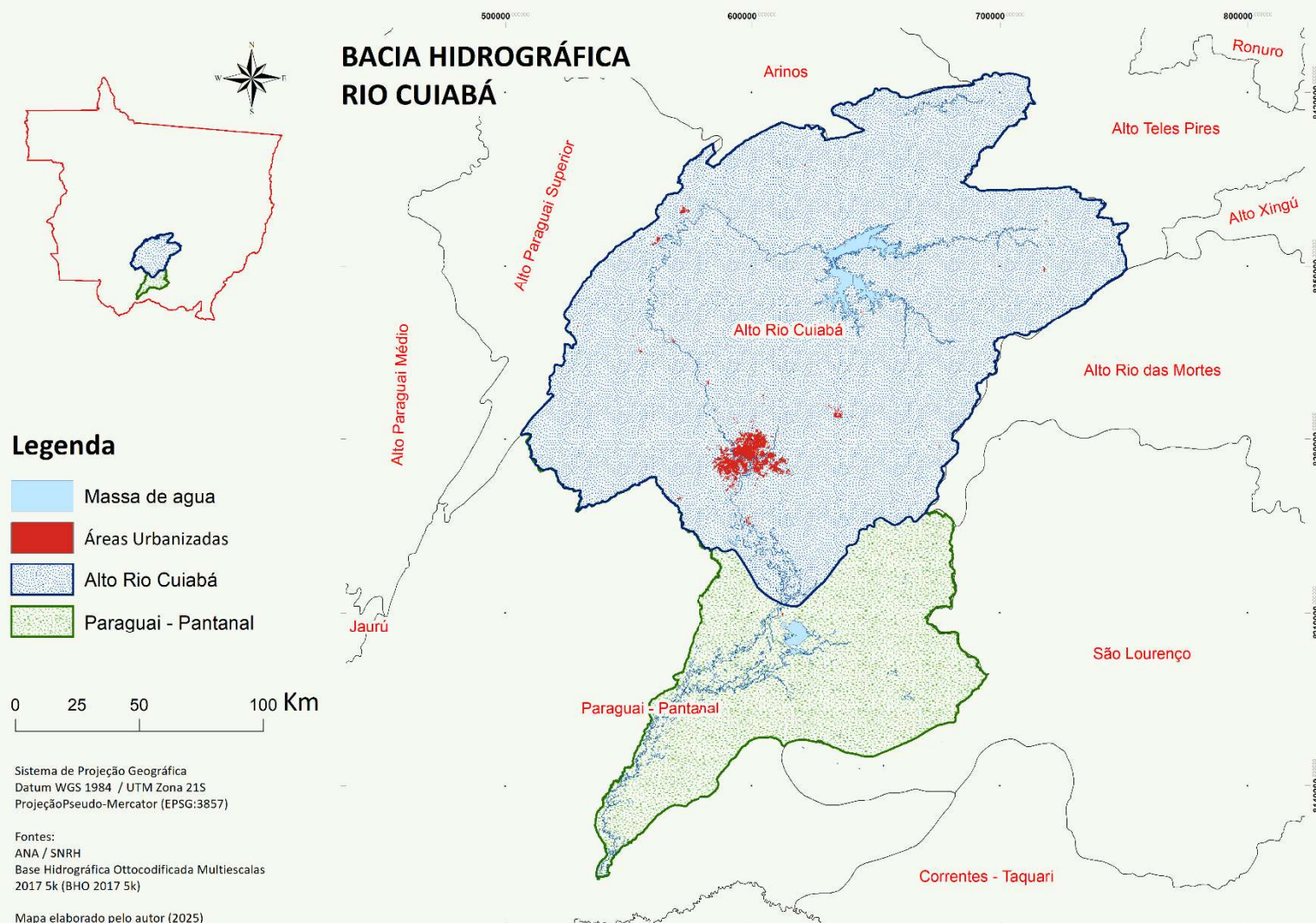
A bacia foi inicialmente habitada por indígenas e somente no século XVIII os colonizadores não indígenas ocuparam o espaço, principalmente atraídos pela descoberta de ouro no Rio Coxipó. Seguiram-se ao ciclo do ouro outros ciclos econômicos, mas foi principalmente a partir da década de 1970 com auxílio de incentivos e políticas públicas, que a região sofreu uma ocupação por parte de migrantes vindos de outras regiões do Brasil, principalmente do Sul e do Sudeste, e tal fato pode ser ilustrado pelo salto populacional ocorrido em Cuiabá, que em 1970 apresentava 100.880 habitantes e em 2024 segundo dados do IBGE, contava com 683.000 habitantes.

Apesar do intenso crescimento registrado no período, a cobertura e o uso da terra na BHRC não foi totalmente compreendido e documentado pelos órgãos públicos do Estado de Mato Grosso, sendo que poucos estudos estão disponíveis com a finalidade de analisar a estrutura da paisagem ao longo do período de maior impacto e transformação da região pelas atividades econômicas que surgiram desde a década de 1970. Nessa direção a série sobre cobertura e uso da terra do projeto MapBiomas, em particular sua nona edição (coleção 9) abarca o período

entre os anos de 1985 a 2023 e possui uma sólida base metodológica que permite realizar uma avaliação temporal deste período.

A figura 12 representa as sub bacias hidrográficas do Rio Cuiabá a Paraguai / Pantanal (denominadas Unidades de Planejamento e Gestão Alto Rio Cuiabá e Unidade de Planejamento e Gestão Paraguai / Pantanal), sendo a junção destas duas bacias, as formadoras da BHRC.

Figura 12: Sub Bacias hidrográficas Adjacentes a Bacia do Rio Cuiabá



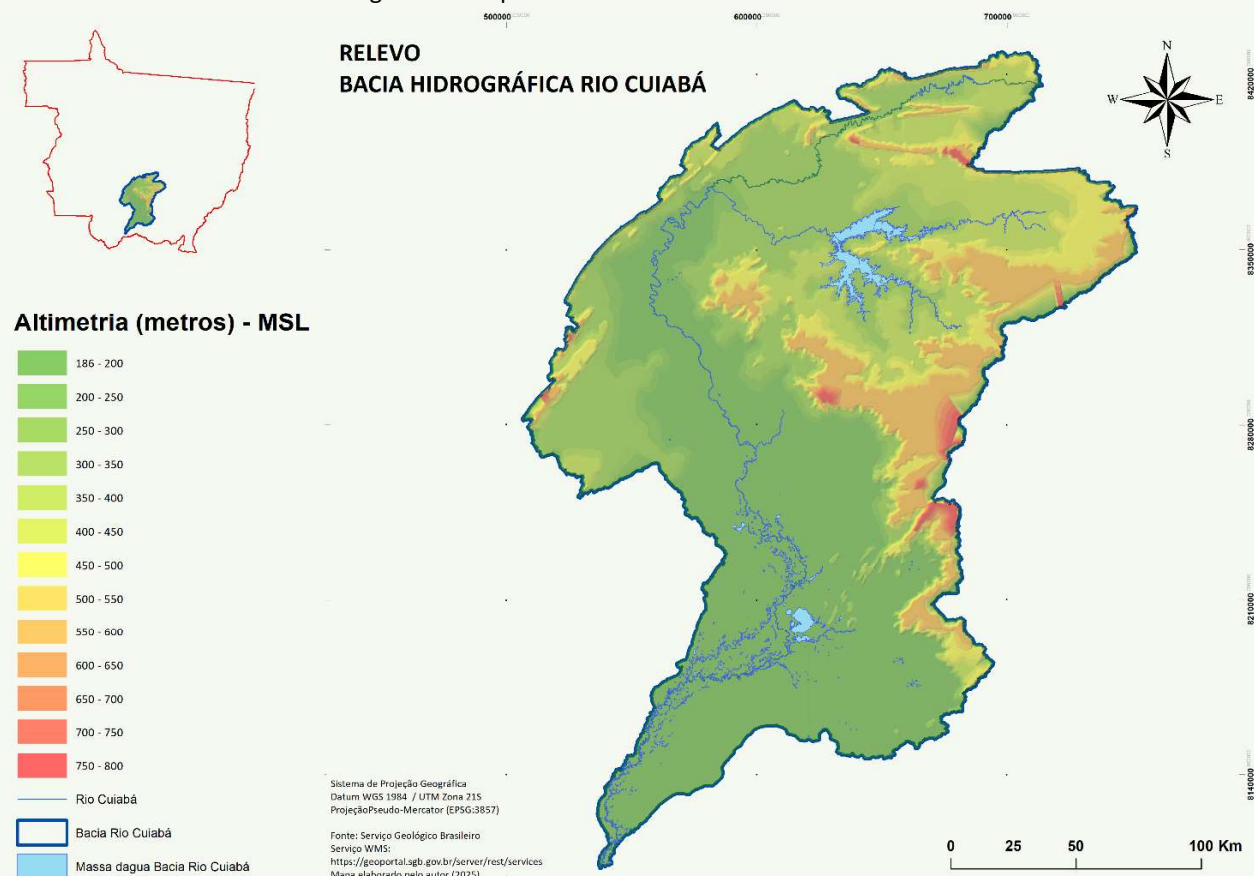
Fonte: Agência Nacional das Águas de Águas e Saneamento Básico / SNRH- mapa elaborado pelo autor

2.2 Aspectos Hidrológicos e Ambientais

O mapa da figura 13, a seguir, representa a altimetria da BHRC e destaca-se em azul a massa de água formado pela Usina Hidroelétrica

(UHE) do Manso e o leito do rio Cuiabá, percorrendo uma imensa planície até desembocar no Pantanal mais ao sul da região.

Figura 13: Mapa Altimétrico da Bacia do Rio Cuiabá.



Fonte: Serviço Geológico Brasileiro, Base de dados WMS1 - mapa elaborado pelo autor

O mapa apresentado na Figura 14 evidencia a extensa planície alagável do Pantanal Mato-grossense, reconhecida internacionalmente como uma área Úmida conforme a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção Ramsar), e amplamente descrita como a maior planície inundável de água doce contínua do planeta.

No setor norte da planície pantaneira, na sub-bacia do Rio Manso, localiza-se o reservatório da Usina Hidrelétrica Engenheiro José Mendes Júnior (UHE Manso), com área aproximada de 450 km², cuja presença altera significativamente a hidrodinâmica regional. Toda essa área integra a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), definida legalmente como Unidade de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos - UPG-P4, conforme diretrizes instituídas pela Lei n.º 9.433/1997 e documentos técnicos homologados pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA-MT).

O trecho médio do Rio Cuiabá compreende o percurso que atravessa a Região Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá, englobando os municípios de Cuiabá e Várzea Grande, os dois mais populosos do Estado de Mato Grosso. Essa região concentra mais de um milhão de habitantes, cerca de um terço da população estadual, cuja segurança hídrica depende diretamente do Rio Cuiabá e de seus tributários. Trata-se, portanto, de um sistema hidrológico estratégico tanto sob a perspectiva ecológica quanto socioeconômica.

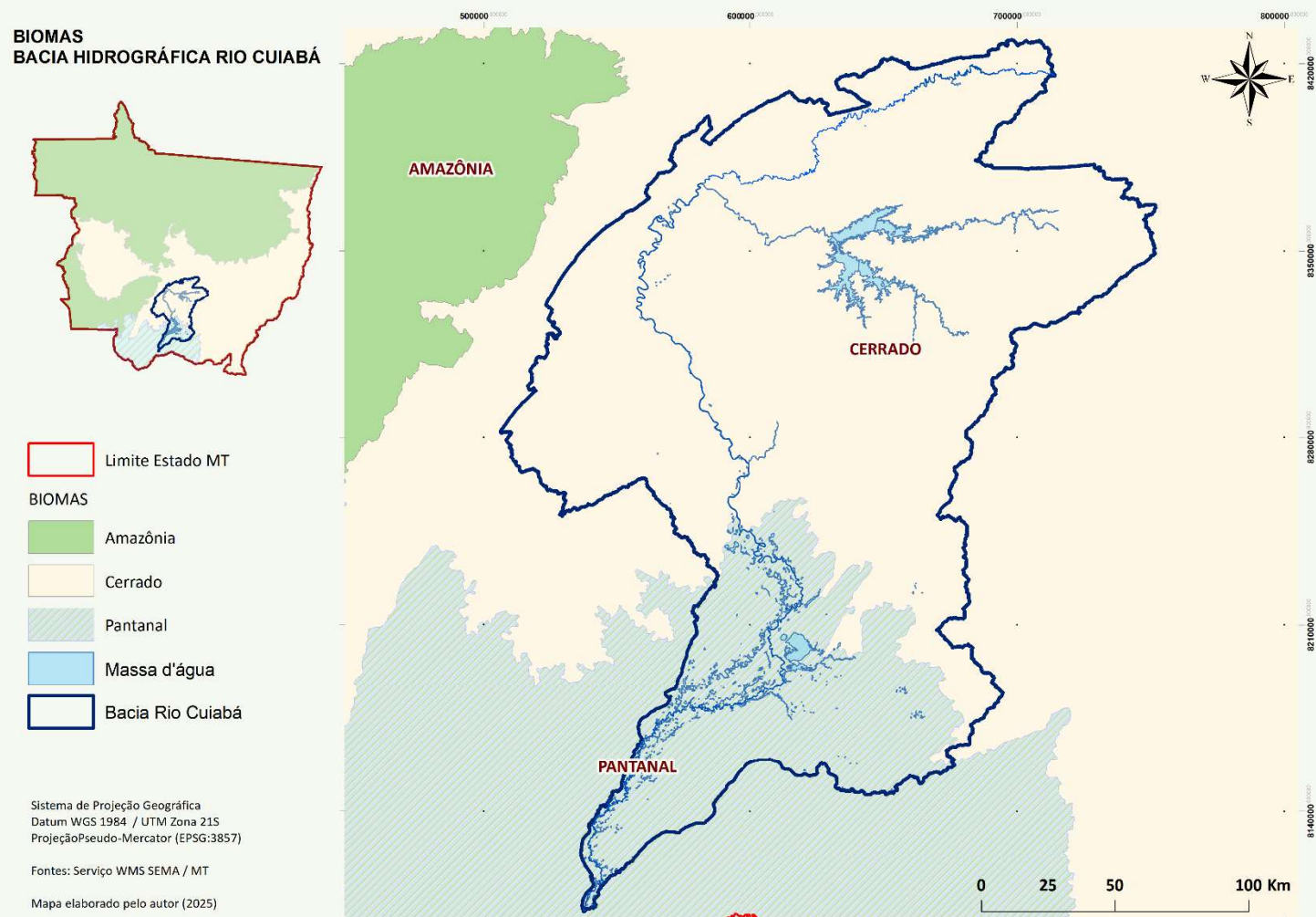
Após atravessar a região metropolitana, o Rio Cuiabá segue em direção ao Pantanal Mato-grossense, transportando sedimentos, nutrientes, cargas poluentes e demais elementos provenientes dos usos antrópicos e processos naturais ocorridos ao longo de sua bacia. Esse fluxo contínuo de matéria e energia influencia diretamente a dinâmica de inundação, a produtividade ecológica e a integridade funcional do Pantanal, um bioma de elevada singularidade e reconhecida biodiversidade.

A BHRC apresenta uma característica ecológica notável: em seus limites ocorrem três grandes biomas brasileiros: Cerrado, Floresta Amazônica (representada por enclaves florestais) e Pantanal, além de extensas áreas de transição ecotonal. Essa conformação confere à

paisagem elevada heterogeneidade ambiental, ampliando sua relevância ecológica e biogeográfica. O mapa da Figura 14 ilustra a distribuição desses biomas em relação aos limites da BHRC, destacando a complexidade estrutural e funcional resultante dessa sobreposição.

O regime climático da região, marcado por forte sazonalidade e com estações seca e chuvosa bem definidas, regula diretamente os ciclos de cheia e vazante da BHRC, condicionando a recarga de aquíferos, o pulso de inundação e o funcionamento ecológico do Pantanal. Assim, as alterações no uso e cobertura da terra na BHRC produzem repercussões diretas e imediatas sobre os processos hidrológicos e ecológicos pantaneiros, reforçando a importância do manejo integrado da bacia para a conservação do bioma.

Figura 14: Biomas da BHRC



Fonte: Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso¹ - mapa elaborado pelo autor

¹ Disponível em: <https://geo.sema.mt.gov.br/geoserver/ows?service=wms&authkey=541085de-9a2e-454e-bdba-eb3d57a2f492&>

2.3 Dinâmicas Socioeconômicas e Pressões Antrópicas

Segundo dados dos censos demográficos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), observa-se que as duas maiores cidades inseridas nos limites da BHRC, Cuiabá e Várzea Grande, constituem o principal núcleo urbano da região e exercem forte influência socioeconômica sobre todo o território analisado. Em 1980, o município de Várzea Grande registrava 76.676 habitantes, enquanto Cuiabá contava com 219.477 residentes. A estimativa populacional para 1985, embora não alvo de censo específico, indica crescimento expressivo em Várzea Grande, cuja população atingiu 102.524 habitantes, evidenciando um processo acelerado de expansão urbana. De forma semelhante, Cuiabá apresentou aumento substancial entre 1980 e 1991, quando sua população chegou a 401.303 habitantes, revelando um padrão de urbanização contínua e intensa na Região Metropolitana.

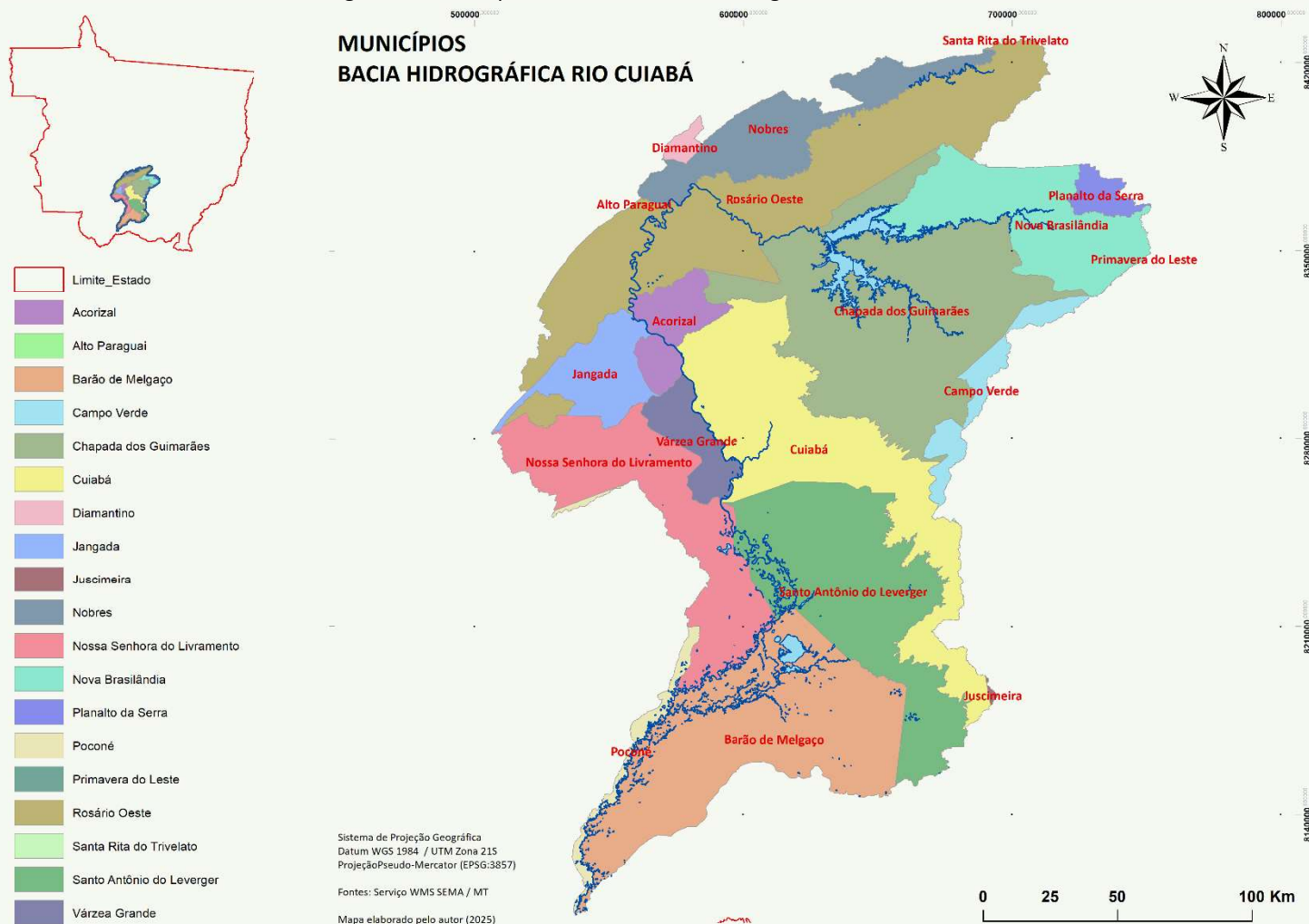
Em 2014, as duas cidades concentravam aproximadamente 26% da população total do Estado de Mato Grosso e cerca de 89% da população residente dentro da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, reforçando a extrema concentração demográfica na área da Grande Cuiabá. Esses indicadores demonstram que, embora a BHRC abranja extensas áreas rurais e naturais, sua dinâmica territorial é fortemente influenciada por um polo urbano dominante, caracterizado por elevada pressão sobre os recursos naturais, demanda crescente por água e expansão contínua da mancha urbana.

De acordo com o Censo Demográfico de 2022 (IBGE, 2022), Cuiabá alcançou 650.877 habitantes, com densidade demográfica de 150,41 hab./km², enquanto Várzea Grande apresentou 300.078 habitantes e densidade de 414,31 hab./km², esta última significativamente superior, refletindo um processo de ocupação mais compacto e concentrado. Tais valores evidenciam um padrão de crescimento urbano intenso e contínuo, cujo impacto sobre o território da BHRC é amplificado pela posição estratégica desses municípios ao longo dos principais cursos d'água da região.

A Figura 15 apresenta os municípios que possuem total ou parcialmente seus territórios inseridos nos limites da BHRC, reforçando a

relevância regional dessa unidade ambiental. A distribuição espacial dessas municipalidades demonstra que, apesar da predominância de áreas naturais e agropecuárias, a dinâmica urbana, especialmente aquela associada à metrópole Cuiabá-Várzea Grande, constitui um fator central para a compreensão das pressões antrópicas, da demanda por recursos hídricos e das transformações estruturais ocorridas na paisagem ao longo das últimas décadas.

Figura 15: Municípios incluídos na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá



Fonte: Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso¹ - mapa elaborado pelo autor

¹ Disponível em: <https://geo.sema.mt.gov.br/geoserver/ows?service=wms&authkey=541085de-9a2e-454e-bdba-eb3d57a2f492&>

Segundo Figueiredo, Dorés e Lima (2018, p. 45), a ocupação antrópica que deu origem ao atual modelo econômico da região da BHRC remonta ao início do século XVIII, quando grupos de bandeirantes e exploradores não indígenas adentraram o território em busca de ouro de aluvião presente nos leitos dos rios. A fundação de Cuiabá está diretamente associada a esse processo, pois se estabeleceu a partir da fixação desses grupos nas margens do Rio Coxipó, onde os primeiros arraiais mineradores foram instalados. Esse ciclo aurífero inicial constituiu o marco da formação urbana regional e estruturou os primeiros eixos de povoamento.

Com o declínio da mineração tradicional nos séculos seguintes, a região experimentou sucessivas transformações econômicas baseadas em atividades extrativistas, pecuária extensiva e, posteriormente, agricultura de subsistência. Contudo, foi apenas a partir da década de 1970, impulsionada por políticas federais de interiorização, abertura de estradas, crédito rural e incentivos fiscais, que ocorreu uma profunda reconfiguração do território da BHRC. Nesse período, registrou-se a expansão acelerada da fronteira agropecuária no Centro-Oeste, marcada pelo aumento das áreas de pastagem, conversão de vegetação nativa e incorporação de novas tecnologias agrícolas, fenômeno descrito por diversos autores como um marco da modernização agropecuária brasileira.

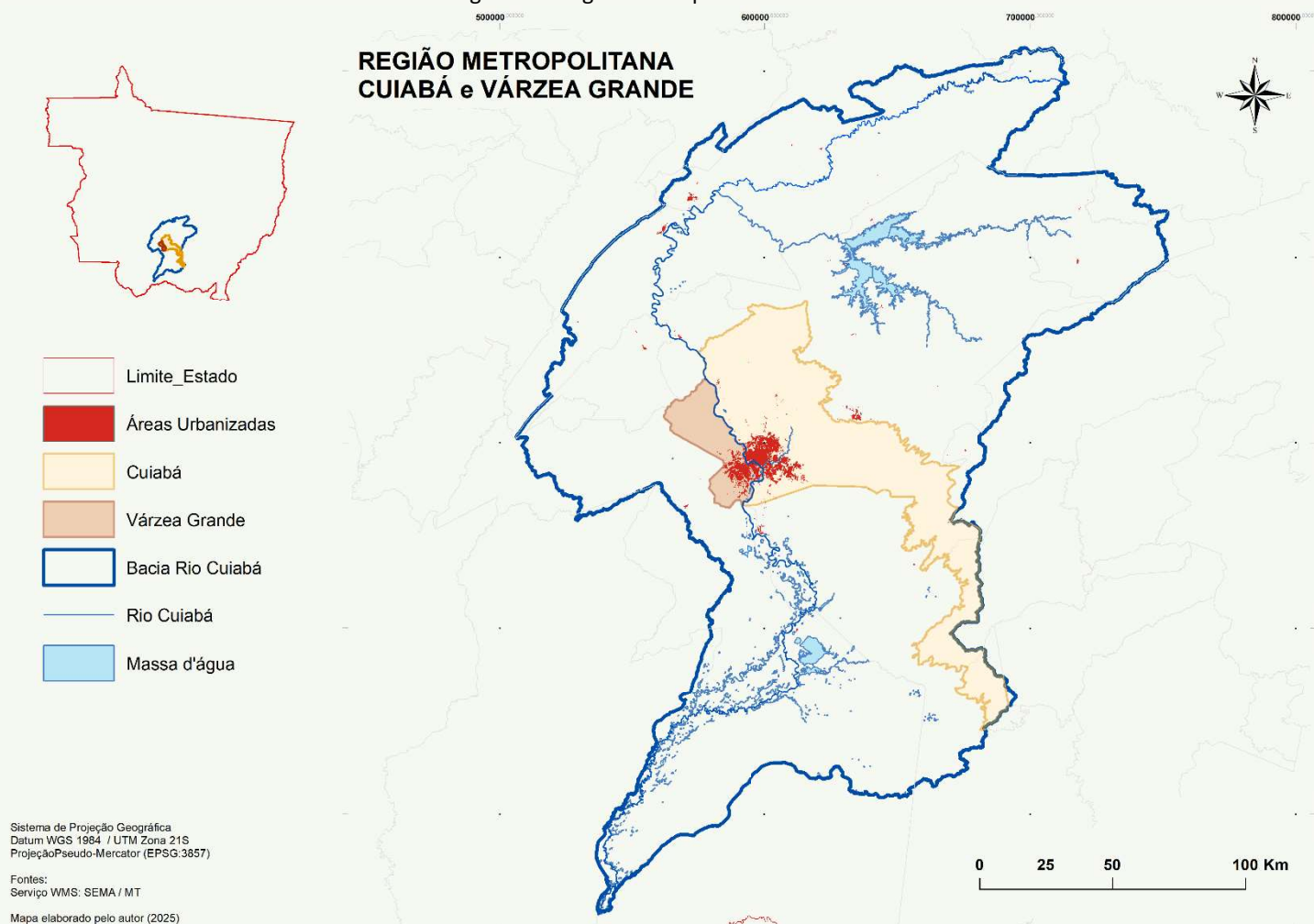
Essa dinâmica foi decisiva para promover um crescimento populacional expressivo na região metropolitana de Cuiabá, especialmente nas cidades de Cuiabá e Várzea Grande. A intensificação econômica vinculada ao agronegócio, à urbanização acelerada e à ampliação das infraestruturas de transporte e serviços provocou a consolidação de um polo urbano-regional que passou a exercer forte influência sobre toda a BHRC. A expansão urbana, muitas vezes desordenada, é evidenciada pelas áreas em vermelho na Figura 16, que delimitam os núcleos urbanizados de ambos os municípios e revelam a extensão da mancha urbana sobre áreas antes ocupadas por vegetação natural ou por usos rurais tradicionais.

Do ponto de vista da ecologia da paisagem, esse processo histórico de ocupação introduziu profundas alterações na organização

espacial da BHRC. A conversão de Cerrado em pastagens e áreas agrícolas, o avanço da urbanização, a implantação de infraestrutura, e mais recentemente a expansão irrigada e industrial, resultaram em fragmentação crescente do habitat, alterações na conectividade estrutural e funcional e mudanças significativas no regime hidrológico da bacia. Estudos como os de Zeilhofer (2001), Passold e Barros (2014) e IBGE (2022) reforçam que a dinâmica socioeconômica regional está fortemente associada a processos ambientais de longo prazo, os quais, quando analisados em conjunto com as métricas de paisagem, revelam um padrão consistente de pressão antrópica sobre as formações savânicas, florestais e áreas úmidas do Pantanal.

Assim, a trajetória histórica de ocupação da BHRC evidencia uma relação intrínseca entre desenvolvimento econômico, crescimento urbano e transformação da paisagem natural, com efeitos diretos sobre a sustentabilidade ecológica e hídrica da região. A leitura integrada desses processos é fundamental para orientar políticas de ordenamento territorial e estratégias de conservação capazes de mitigar impactos, restaurar conectividade e promover o uso sustentável dos recursos naturais, questões aprofundadas nas seções subsequentes deste capítulo. A figura 16 situa a região metropolitana na BHRC.

Figura 16: Região Metropolitana de Cuiabá



Fonte: Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso¹ - mapa elaborado pelo autor

¹ Disponível em: <https://geo.sema.mt.gov.br/geoserver/ows?service=wms&authkey=541085de-9a2e-454e-bdba-eb3d57a2f492&>.

As áreas urbanizadas representadas em vermelho indicam claramente que as duas cidades se desenvolveram a partir do leito do Rio Cuiabá, principal vetor de transporte durante o processo de ocupação do território pelos povos não indígenas que chegaram a partir do século XVIII.

Segundo Sallo et al (2018) o processo de desenvolvimento das paisagens pode ser identificado pelas alterações no uso e na cobertura da Terra, sendo que por **uso** se entende atividades que tem por finalidade a obtenção de produtos ou benefícios para o ser humano e **cobertura** refere-se ao estado físico da superfície. Esta abordagem encontra-se em consonância com o manual técnico sobre o uso da terra do IBGE (2013) que aborda a questão da seguinte maneira:

O uso da terra, dentre as várias definições existentes, geralmente associadas às atividades conduzidas pelo homem relacionadas com uma extensão de terra ou a um ecossistema, foi considerado como uma série de operações desenvolvidas pelos homens, com a intenção de obter produtos e benefícios, através do uso dos recursos da terra, ou seja, a atividade do homem que se acha diretamente relacionada com a terra... A cobertura da terra foi definida como os elementos da natureza como a vegetação (natural e plantada), água, gelo, rocha nua, areia e superfícies similares, além das construções artificiais criadas pelo homem, que recobrem a superfície da terra (IBGE. 2013. p. 43 - 44).

Complementando, Sallo et al (2018) faz uma análise histórica sobre o uso e a cobertura da Terra na região da BHRC desde o século XVIII, dividindo-o em 4 fases distintas: 1º ciclo de mineração e fortificações ocorrido no século XVIII, 2º ciclo caracterizado pela pecuária extensiva durante o século XIX até 1870, 3º ciclo marcado pela navegação do Rio Paraguai com consequências na diversificação econômica e o 4º ciclo influenciado pelo processo de integração econômica. Porém é a partir da década de 1970 que a cobertura e o uso da terra sofrem uma grande

transformação, alterando de forma intensa a paisagem existente até este período, em especial pela ampliação da produção agropecuária em escalas regionais e pela ampliação da infraestrutura com impactos nos índices de desmatamento.

Esta dinâmica é abordada por Sallo et al (2018) de forma genérica, uma vez que é apontada a carência de dados referentes aos impactos gerados na BHRC, conforme o trecho a seguir:

Salienta-se que não existe base espacial única de dados sobre os desmatamentos no Estado e na BHRC, de modo que possam ser comparados diretamente. São visualizadas aqui, para caracterizar o desmatamento percentual no Estado, estatísticas provenientes do Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite - PRODES, com metodologia desenvolvida para monitoramento da Amazônia Legal inteira. Já o histórico do desmatamento na BHRC é proveniente do programa de monitoramento da Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA, utilizado aqui por disponibilizar desde 1992 camadas espaciais que permitiram a extração das áreas desmatadas nos limites da BHRC (Sallo et al. UFMT. 2018. p. 77 e 78).

Apesar da lacuna na obtenção de uma série histórica confiável sobre a cobertura e o uso da Terra na BHRC, os autores realizaram o cruzamento de dados de diversos órgãos para tecer um cenário sobre o processo de alteração da paisagem, de forma a indicar os vetores responsáveis pelas alterações ocorridas no final do século XX e no início do século XXI. Na produção agrícola, destacam-se a produção de soja com ampliação da produção de 50.000 t no ano 2000 para 300.000 em 2014, algodão com praticamente zero de produção em 2000 para 20.000 t em 2014 e milho com uma evolução de 25.000 t em 2000 para 250.000 em 2014 (Sallo et al. 2018. p. 83). Esta evolução coincide com os períodos de incentivo ao desenvolvimento agrícola do Estado e apesar do processo ter

sido mais lento que o ocorrido em outras regiões do Estado de Mato Grosso, como a região do médio norte, devido a melhores aptidões do solo, é apontado que o desenvolvimento de novas tecnologias e pesquisa aplicada, tem aumentado a produtividade de commodities agrícolas na BHRC. O mesmo estudo identifica um aumento na produção de aves que chegou a triplicar em apenas dois anos entre 2012 e 2014, tendo uma correlação proporcional com a produção de milho. A criação de bovinos que registrou um incremento de 20% no mesmo período é apontada como um fator de grande impacto sobre alterações na paisagem da BHRC, pois diferentemente de aves que são criadas em confinamento, o modelo de pecuária desenvolvido na região é predominantemente extensivo, necessitando de grandes áreas para sua prática.

2.4 Reservatório do Aproveitamento Múltiplo do Manso

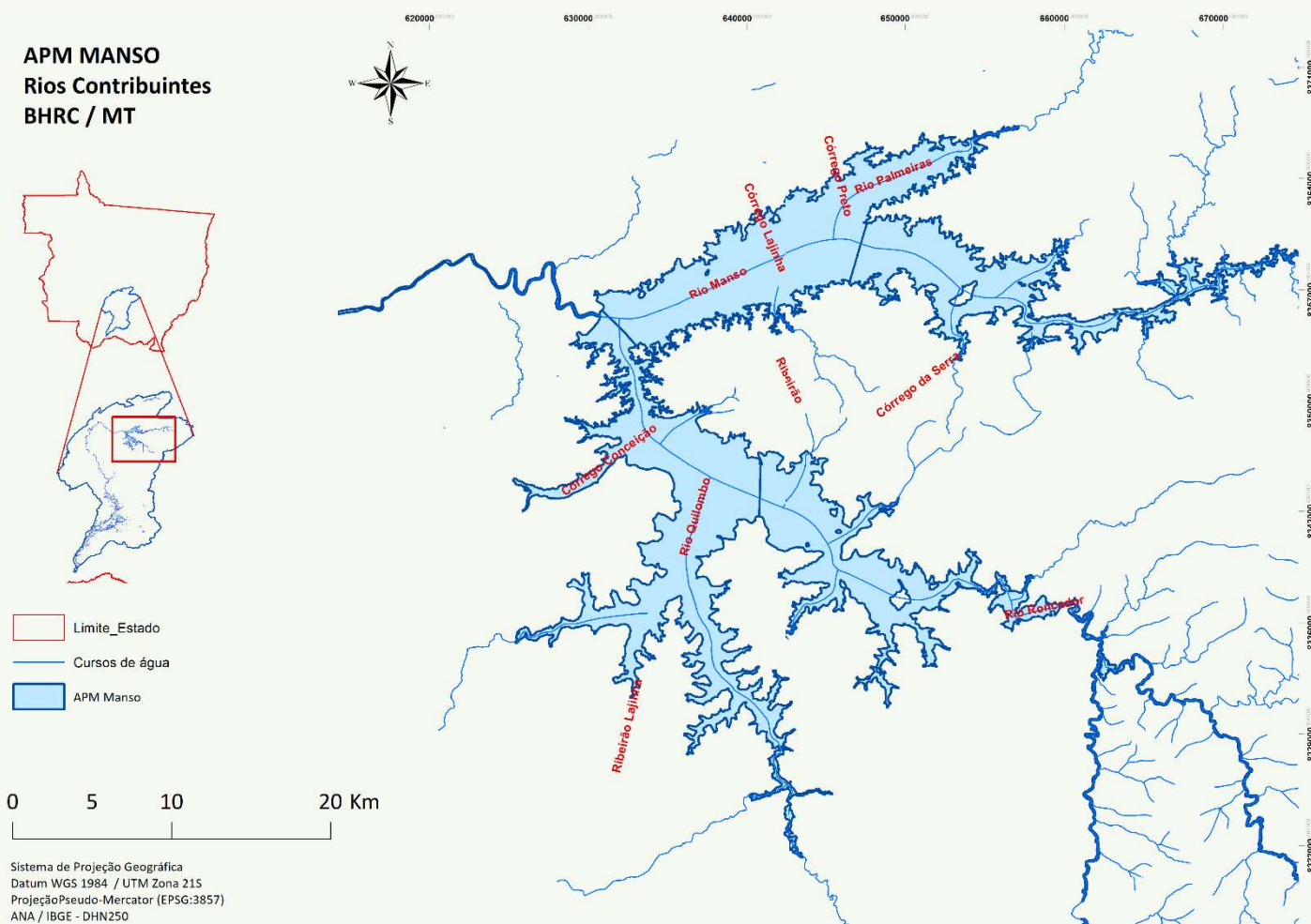
Entre os anos de 1999 a 2001 ocorreu o processo de enchimento do reservatório do denominado Aproveitamento Múltiplo do Manso (APM Manso), cujo objetivo principal é a geração de energia elétrica e adicionalmente o controle de enchentes na BHRC, conforme cita Paes (2018):

Pelos prejuízos ocorridos ao longo do século XX, ficou ressaltada a importância de medidas que amenizassem o impacto das cheias na Bacia do Rio Cuiabá. Dentro da ótica das ações estruturais, a mais importante entre as adotadas foi a construção do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso), cujos dois objetivos principais são a produção de energia elétrica por meio da usina hidrelétrica de Manso (210MW) e o amortecimento de cheias a jusante. O reservatório foi instalado no Rio Manso, importante afluente do Rio Cuiabá, distante aproximadamente 285 km da capital do Estado pelo percurso fluvial. Sua área de drenagem é de 9.365km², a vazão afluente de longo período é de 170m³/s, o

volume total do reservatório é de 2.951hm³ e o volume de amortecimento de cheias é de 455hm³ (Paes, 2018. p.103).

O mapa da figura 17 representa os rios contribuintes para o enchimento do APM Manso.

Figura 17: Rios formadores do APM Manso



Fonte: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico / SNRH1 - mapa elaborado pelo autor

O reservatório foi resultado do barramento do fluxo hídrico do Rios Manso e é o maior reservatório hidrelétrico em área inundada de Mato Grosso com aproximadamente 450 km². Apesar de ter sido um dos primeiros empreendimentos com estudos específicos realizados para efeitos de licenciamento ambiental conforme a Resolução CONAMA n.º 001 de 1986, alguns pesquisadores pontuam aspectos negativos e lacunas existentes sobre os reais impactos gerados pelo reservatório na BHRC, conforme Figueiredo (2018):

Apesar de alguns fatores positivos advindos da construção dessa hidrelétrica, como a redução das áreas inundadas nas zonas urbanas, mencionado no capítulo 4, a produção de energia e o lazer (apesar deste último ter, de maneira geral, custo elevado), vários problemas sociais e ambientais têm sido denunciados até os dias de hoje por populações ribeirinhas e pescadores de jusante, após o enchimento do reservatório, em relação ao declínio das populações de peixes e alteração do regime de vazões naturais... (Figueiredo, 2018, p. 654).

Adicionalmente, de acordo com os estudos de Paes (2008) o reservatório da UHE Manso tem papel significativo na contenção de enchentes na BHRC, minimizando efeitos como prejuízos sociais e econômicos advindos dos eventos de cheias extremas, como as ocorridas nos anos de 1942, 1974 (considerada a mais severa de todas as registradas) e a de 1995. Porém o estudo apontou lacunas sobre o comportamento do sistema nos períodos de secas (maio a outubro) e seus impactos sobre o fluxo hidrológico na depressão do Pantanal Matogrossense.

2.5 Importância Estratégica para o Pantanal Mato-grossense

O Pantanal Mato-grossense foi oficialmente reconhecido em 09 de novembro de 2000 como Reserva da Biosfera pela UNESCO, em razão de sua excepcional importância ecológica, hidrológica e sociocultural. Com

área aproximada de 264.176 km², o bioma abrange os Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, além de pequenas porções no Estado de Goiás, integrando tanto a planície alagável quanto os planaltos adjacentes que moldam sua dinâmica hidrológica. Em seu interior encontram-se diversas categorias de áreas protegidas - unidades de conservação federais, estaduais e Reservas Particulares do Patrimônio Natural, que desempenham função essencial na manutenção da biodiversidade e dos processos ecológicos do sistema. Entre elas, destacam-se o Parque Nacional das Emas (GO/MS), Parque Nacional da Chapada dos Guimarães (MT), Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (MT), Parque Estadual Serra de Santa Bárbara (MT), Parque Estadual das Nascentes do Rio Taquari (MT/MS), ESEC Serra das Araras (MT), ESEC Taiaí (MT), além das RPPNs Estância Ecológica SESC Pantanal, Acorizal, Penha, Dorochê e Fazendinha, e o Parque Nacional da Serra da Bodoquena (MS), reconhecido como o maior remanescente de Mata Atlântica interiorana do Brasil e uma das principais áreas núcleo da Reserva da Biosfera do Pantanal (Lima, 2018).

À medida que o Rio Cuiabá avança em direção ao Pantanal, sua calha gradualmente se alarga em resposta à topografia suavizada e à diminuição do gradiente altimétrico, formando a vasta planície alagável característica da região. Esse espaço é alimentado pelas águas provenientes de inúmeros tributários da Bacia do Rio Cuiabá (BHRC), cuja dinâmica anual de cheias (novembro a abril) e vazantes (maio a outubro) define de maneira marcante a sazonalidade ecológica do Pantanal. Essa alternância hidrológica condiciona a flora, a fauna, os ciclos reprodutivos e até os modos de vida das populações tradicionais, refletindo o caráter altamente pulsátil do bioma.

Entretanto, essa ecodinâmica é profundamente influenciada pelos usos da terra e pela configuração da paisagem a montante na BHRC. Conforme demonstrado pela UFMT (2018), a Região Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá, concentra quase um terço da população do Estado, tendo provocado transformações substanciais nos sistemas naturais. A urbanização acelerada implicou perda de cobertura vegetal, impermeabilização extensiva do solo, canalização de cursos d'água,

ocupação de áreas de risco, além do incremento expressivo da produção e descarga de resíduos sólidos e efluentes. Essas alterações repercutem diretamente na qualidade ambiental do Rio Cuiabá e de seus afluentes: conforme estudo da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT): “As inúmeras funções dos rios e seus serviços ambientais, que poderiam ser desfrutados pela população, perdem em qualidade e quantidade [...]. O rio que abastece com água a população após tratamento é o mesmo que recebe seus dejetos. [...] As populações ribeirinhas vêm sendo continuamente afetadas por esse modelo de ocupação da bacia.” (UFMT, 2018, p. 15).

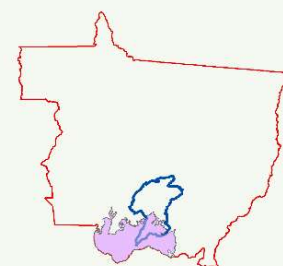
Do ponto de vista da Ecologia da Paisagem, os mapas categóricos de cobertura e uso da terra utilizados nesta pesquisa revelam distinções claras entre a região do Rio Cuiabá e a planície alagável. Enquanto a planície apresenta predominância de formações abertas, áreas úmidas e ambientes conectados à dinâmica de pulsos de inundação, a BHRC, situada nos planaltos e depressões adjacentes, evidencia maior intervenção antrópica, fragmentação da vegetação natural, perda de conectividade e expansão contínua de usos agrícolas e urbanos. Essas diferenças estruturais e funcionais resultam em respostas hidrológicas contrastantes, destacando-se:

- Maior sensibilidade da planície alagável às alterações no regime hídrico (descarga, sedimentos, nutrientes e poluentes transportados pela BHRC);
- Ampliação dos efeitos de fragmentação e borda nas formações savânicas e florestais situadas a montante;
- Intensificação de processos erosivos e de assoreamento dos rios tributários;
- Redução da resiliência ecológica do Pantanal frente a eventos extremos, como secas prolongadas e incêndios de grande escala.

Dessa forma, compreender a relação entre a estrutura da paisagem na BHRC e os processos ecológicos do Pantanal é fundamental para o manejo integrado da região, especialmente no que diz respeito à sustentabilidade hídrica e à conservação da biodiversidade. A análise integrada apresentada nos capítulos posteriores reforça essa interdependência e demonstra como padrões espaciais derivados de atividades humanas a montante repercutem sobre a maior planície alagável do planeta. A Figura 18 demonstra a região da Planície alagável do Pantanal Matogrossense conforme reconhecido pela Lei n.º 9.060/2008.

Figura 18: Pantanal Matogrossense e B.H. do Rio Cuiabá

PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARAGUAI
Lei n.º 9.060/2008
PANTANAL MATOGROSSENSE



Legenda

- Rio Cuiabá
- Bacia Rio Cuiabá
- Massa d'água Bacia Rio Cuiabá
- P.A.B. do Alto Paraguai (Pantanal) - LEI 9.060/2008

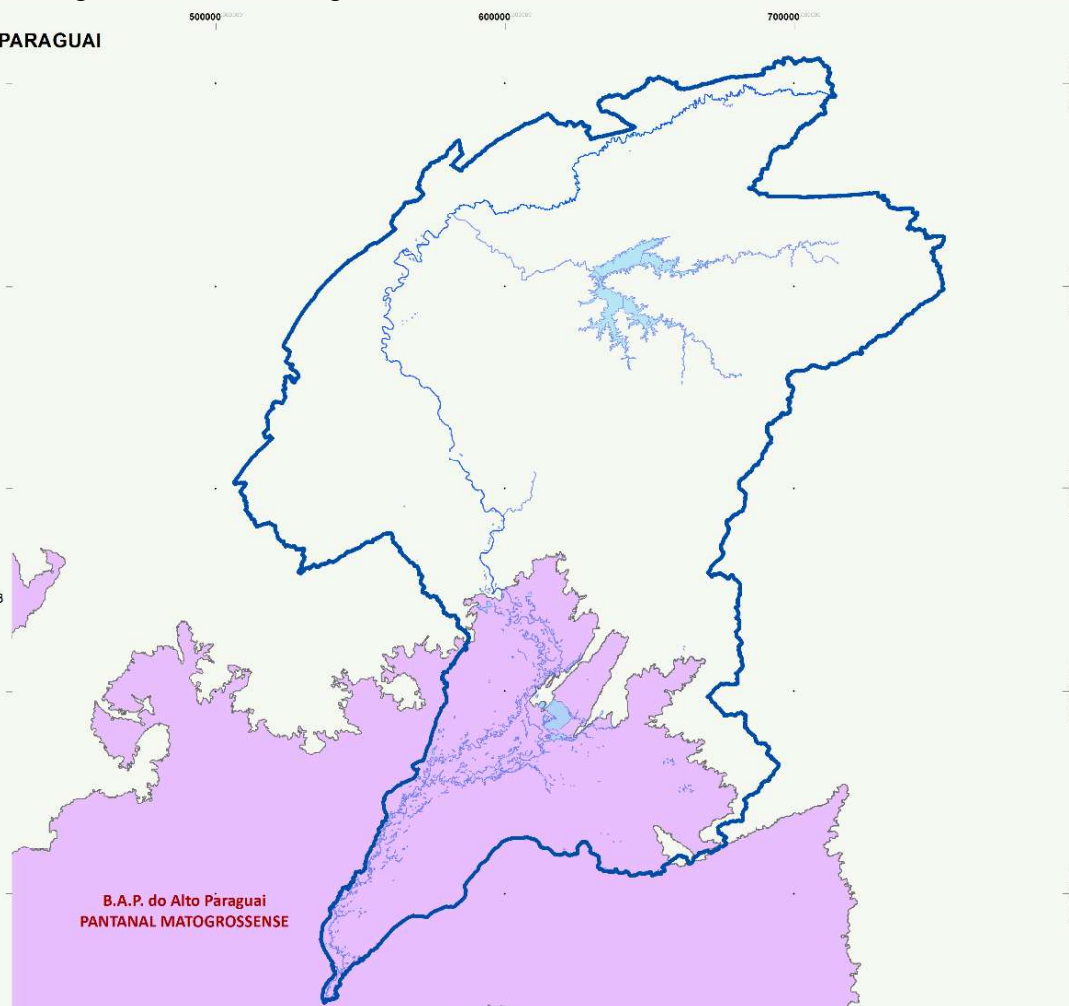


0 25 50 100 Km

Sistema de Projeção Geográfica
Datum WGS 1984 / UTM Zona 21S
Projeção Pseudo-Mercator (EPSG:3857)

Fonte: Serviço Geológico Brasileiro
Serviço WMS:
<https://geoportal.sgb.gov.br/server/rest/services>
<http://mapas10.sema.mt.gov.br/arquivos/services>
Fonte: Secretaria de Meio Ambiente / MT
Serviço WMS:

Mapa elaborado pelo autor (2025)



Fonte: Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso¹ - mapa elaborado pelo autor

¹ Disponível em: <https://geo.sema.mt.gov.br/geoserver/ows?service=wms&authkey=541085de-9a2e-454e-bdba-eb3d57a2f492&>.

Pela Figura 18 percebe-se que toda carga tributária da BHRC percorre uma longa distância, passando pela Região Metropolitana de Cuiabá, até descarregar seu fluxo hídrico no Pantanal Mato-grossense.

Como o Rio Cuiabá é um importante tributário das águas que escoam em direção a planície Pantaneira, a manutenção das condições ambientais em toda a BHRC é fator fundamental para a preservação da Reserva da Biosfera do Pantanal, tendo consequências sobre a manutenção da qualidade da água bem como sobre a enorme Biodiversidade localizada nesse Bioma.

2.6 Desafios e Potenciais para a Sustentabilidade Regional

Os resultados referentes às transformações na cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) convergem com o diagnóstico produzido por Figueiredo (2018), que identificou um processo contínuo e multicausal de degradação da qualidade da água ao longo das últimas décadas. A autora demonstrou que diversos parâmetros físico-químicos sofreram alterações significativas, refletindo o avanço das pressões antrópicas sobre o sistema hidrográfico:

Quanto à variação temporal plurianual ao longo do Rio Cuiabá, constatou-se que entre 2003 e 2005 houve aumento da cor; entre 2012 e 2014, redução do oxigênio dissolvido; a partir de 2006, aumentou a concentração de nitrogênio amoniacal e, a partir de 2015, de fósforo. De maneira geral, a tendência de degradação da qualidade da água ao longo do tempo (1995 a 2017) foi melhor descrita pelo Índice da Qualidade da Água, que apresentou piora a partir de 2013 nos rios Cuiabá e Coxipó (área urbana), com a maioria dos resultados classificados como razoáveis e três registros classificados como ruins, qualificação não observada nos anos anteriores. (Figueiredo, 2018, p. 182).

Esses resultados evidenciam uma trajetória de deterioração ambiental progressiva, atribuída à expansão urbana desordenada, ao lançamento tanto difuso como pontual de efluentes domésticos e industriais, ao incremento da impermeabilização do solo e à conversão de extensas áreas naturais para fins agropecuários. O declínio dos indicadores de qualidade da água tem implicações diretas para a saúde pública, para a manutenção da biodiversidade aquática e para a sustentabilidade das atividades econômicas dependentes do recurso, incluindo abastecimento, pesca, turismo, agricultura e pecuária.

Além disso, a degradação hídrica aumenta substancialmente os custos de captação, tratamento e distribuição de água potável, colocando pressão adicional sobre os sistemas municipais de saneamento. Ao comprometer o funcionamento dos processos ecológicos fundamentais, especialmente os relacionados à ciclagem de nutrientes, à regulação hidrológica e ao suporte à biodiversidade, a fragilização da qualidade das águas converte-se também em um fator de vulnerabilidade para todo o sistema socioeconômico que se estruturou ao longo dos séculos na região da BHRC.

Marchetto et al. (2018) chamam atenção para a relação direta entre a piora da qualidade da água e a fragilidade institucional na gestão dos recursos hídricos. Embora tenham ocorrido avanços importantes nos procedimentos de outorga, sobretudo para captação e diluição de efluentes, a ausência do enquadramento dos corpos d'água compromete a eficiência do sistema:

Mesmo considerando os importantes avanços na regulamentação e implementação dos processos de outorga de uso da água na BHRC, constata-se que a ausência de enquadramento formal torna falho esse processo, tendo em vista que a degradação da qualidade da água e a violação dos padrões da legislação continuam a ocorrer, e os conflitos de uso da água são evidentes. [...] Trata-se, portanto, de relações de governança entre os setores públicos de

saneamento e de gestão dos recursos hídricos, que envolvem também a participação social por meio do comitê de bacia e dos Conselhos Estadual e Nacional de Recursos Hídricos. (Marchetto, 2018, p. 529-530).

A adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento, fundamento central da Política Nacional de Recursos Hídricos, exige uma abordagem integrada, que considere simultaneamente processos ecológicos, dinâmicas socioeconômicas, padrões de ocupação do solo e aspectos institucionais. No entanto, conforme pontuam os mesmos autores, a gestão integrada constitui grande desafio devido à multiplicidade de atores, à diversidade de interesses e às estruturas administrativas ainda pouco articuladas: “A bacia deve ser administrada de maneira integral, compreendendo as inter-relações entre os ecossistemas terrestres e os cursos d’água, incluindo vegetação, solos, relevo, clima e todas as consequências decorrentes das diferentes atividades humanas.” (Marchetto et al., 2018, p. 502).

Nesse contexto, a análise conduzida nesta dissertação, sustentada nas métricas de composição e configuração da paisagem, associada à série histórica de mapas do projeto MapBiomias (coleção 9), permite reconstruir a trajetória evolutiva da estrutura da paisagem da BHRC desde 1985, identificando padrões de fragmentação, conversão de uso, expansão antrópica e perda de conectividade ecológica. Assim, torna-se possível inferir o estado da paisagem em períodos anteriores ao processo de modernização agropecuária da década de 1970, e contrastá-lo com o cenário contemporâneo. Esse exercício retrospectivo amplia a capacidade de planejamento ambiental, possibilitando a identificação de áreas críticas para conservação, restauração ecológica, implementação de corredores ecológicos e fortalecimento de unidades de conservação.

Por fim, a relevância ecológica da BHRC para o funcionamento hidrológico do Pantanal Mato-grossense reforça a necessidade de manter condições ambientais adequadas nos planaltos e nas zonas de recarga, de onde se originam os principais tributários que abastecem o bioma. O

ordenamento territorial baseado em métricas da paisagem constitui, portanto, não apenas uma ferramenta de diagnóstico, mas um instrumento estratégico para garantir a resiliência hídrica e ecológica do sistema como um todo.

2.7 Considerações parciais

Inicialmente, o texto ressaltou a importância estratégica da BHRC por integrar três grandes biomas — Amazônia, Cerrado e Pantanal, o que lhe confere uma complexidade ecológica singular. A bacia ocupa cerca de 39.218 km², abrange 19 municípios e desempenha papel crucial no abastecimento hídrico do Pantanal Mato-grossense, área de reconhecida relevância ecológica mundial.

A seção 2.1 - *Caracterização Físico-Geográfica* descreve a estrutura territorial e os processos históricos de ocupação. Destaca-se o avanço populacional e urbano de Cuiabá e Várzea Grande, impulsionado por políticas públicas de colonização e expansão agropecuária desde a década de 1970. O texto enfatizou o uso do projeto MapBiomias (coleção 9), que forneceu uma base metodológica para avaliar a cobertura e uso da terra entre os anos de 1985 a 2023. Na seção 2.2 - *Aspectos Hidrológicos e Ambientais*, foi apresentada a estrutura da rede hidrográfica, com destaque para o Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso), cuja barragem forma o maior lago artificial de Mato Grosso (cerca de 450 km²). Essa infraestrutura desempenha funções de geração de energia, controle de cheias e abastecimento, mas também provoca impactos ecológicos significativos. A BHRC é caracterizada como unidade essencial para a conservação da biodiversidade e dos fluxos hídricos que sustentam o Pantanal. A seção 2.3 - *Dinâmicas Socioeconômicas e Pressões Antrópicas* analisou o crescimento demográfico e as transformações econômicas regionais e como o aumento da população urbana (mais de 1 milhão de habitantes na região metropolitana) gerou forte pressão sobre os recursos hídricos e o solo. Autores como Sallo et al. (2018) e o IBGE (2013) são

citados para discutir a evolução da cobertura e uso da terra, evidenciando o avanço da soja, milho, algodão e pecuária extensiva como principais vetores de transformação da paisagem. Na seção 2.4 - *Reservatório do Aproveitamento Múltiplo do Manso*, o texto detalhou as dimensões e finalidades do reservatório, com base em Paes (2018) e Figueiredo et al. (2018), destacando tanto os benefícios (controle de cheias, energia, lazer) quanto os impactos socioambientais negativos, como a redução de populações de peixes e a alteração do regime hidrológico. A seção 2.5 - *Importância Estratégica para o Pantanal Mato-grossense* reafirma o papel da BHRC como área vital para o equilíbrio do Pantanal, reconhecido pela UNESCO como Reserva da Biosfera (2000). O trecho cita o estudo da UFMT (2018), que aponta as consequências da urbanização e poluição nos rios Cuiabá e Coxipó, com perda de qualidade da água e impactos nas comunidades ribeirinhas. Por fim, a seção 2.6 - *Desafios e Potenciais para a Sustentabilidade Regional* discutiu os principais problemas ambientais, como a degradação da água (aumento de fósforo, nitrogênio e redução de oxigênio dissolvido), a falta de enquadramento formal dos corpos hídricos e os conflitos de uso entre setores produtivos. Cita-se Marchetto et al. (2018) para defender uma gestão integrada e participativa, baseada na bacia hidrográfica como unidade de planejamento.

O segundo capítulo cumpre um papel essencial ao situar geograficamente e ecologicamente o objeto de estudo, contextualizando as transformações da paisagem dentro de um cenário territorial e socioambiental concreto. O texto articula os elementos naturais, antrópicos e institucionais, evidenciando como a BHRC sintetiza os desafios contemporâneos da sustentabilidade regional. As análises apresentadas revelaram a coexistência de potenciais e fragilidades: enquanto a bacia constitui um patrimônio hídrico e ecológico de valor inestimável, enfrenta pressões crescentes oriundas da expansão urbana, do agronegócio e das lacunas na gestão pública. O projeto de Aproveitamento Múltiplo (APM) do Manso surge como um exemplo emblemático de dualidade: infraestrutura vital, mas também vetor de desequilíbrios ambientais. As considerações

finais do capítulo indicam uma visão sistêmica e interdisciplinar, em consonância com os fundamentos teóricos do Capítulo 1.

Por fim o texto destaca que a BHRC é compreendida como sistema dinâmico, cuja integridade depende da integração entre políticas de uso da terra, conservação dos recursos hídricos e fortalecimento da governança ambiental. O texto encerra apontando para a necessidade de planejamento territorial baseado em métricas de paisagem, uso de ferramentas de sensoriamento remoto e gestão por bacias hidrográficas, que servirão de base metodológica para os capítulos seguintes, especialmente na análise temporal das transformações de 1985 a 2023. O próximo capítulo aborda a metodologia utilizada para analisar a estrutura da paisagem, segundo o referencial teórico relacionada a disciplina.

2.8 Referências Bibliográficas

ABREU, M. **História da mineração no Brasil**. Rio de Janeiro: Jauá Editora, 2014.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Base de dados georreferenciados - Bacias hidrográficas do Brasil**. Brasília, 2023. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2025.

BRASIL. **Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília, 2019.

DRUCK, S. et al. **Geoprocessamento e análise espacial**. Brasília: Embrapa, 2020.

FIGUEIREDO, D. M.; DORES, E. F. G. de C.; LIMA, Z. M. (Org.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 2018.

FIGUEIREDO, L. G.; et al. **Avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá**. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 2018.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. **A conservação do Cerrado brasileiro**. Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LIMA, F. S.; et al. **A Reserva da Biosfera do Pantanal e suas Áreas Núcleo**. Revista Brasileira de Geografia Física, Recife, v. 11, n. 5, p. 570-582, 2018.

MARCHETTO, M.; et al. **Gestão e Governança dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Cuiabá**. In: FIGUEIREDO, L. G. (org.). **Gestão das Águas e Sustentabilidade Ambiental em Mato Grosso**. Cuiabá: Editora UFMT, 2018. p. 502-531.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento na Amazônia**. Brasília: Banco Mundial, 2003.

MARTINE, G.; GARCIA, R. F. **Os impactos da fronteira agrícola no Centro-Oeste**. Revista Brasileira de Estudos Populacionais, v. 4, n. 2, p. 13-32, 1987.

METZGER, J. P. **O que é ecologia de paisagens?** Biota Neotropica, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

PAES, M. T. **Aproveitamento Múltiplo do Manso e Controle de Cheias na Bacia do Rio Cuiabá**. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 101-110, 2018.

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MATO GROSSO. Relatório Técnico Final. Cuiabá: Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA-MT, 2009.

SALLO, F. S.; et al. **Cobertura e uso da terra na Bacia do Rio Cuiabá: Análise Histórica e Transformações Recentes**. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 2018.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO (SEMA-MT). **Mapas temáticos - Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá**. Cuiabá: SEMA-MT, 2023. Disponível em: <https://geo.sema.mt.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2025.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (SGB). **Geoportal - Banco de Dados WMS**. Brasília: CPRM, 2023. Disponível em: <https://geoportal.sgb.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2025.

TURNER, M.; GARDNER, R.; O'NEILL, R. **Landscape Ecology in Theory and Practice**. New York: Springer, 2001.

UNESCO. **Reserva da Biosfera do Pantanal**. Paris: Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, 2000.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO (UFMT). **Diagnóstico Ambiental e Socioeconômico da Bacia do Rio Cuiabá**. Cuiabá: Instituto de Geociências, 2018.

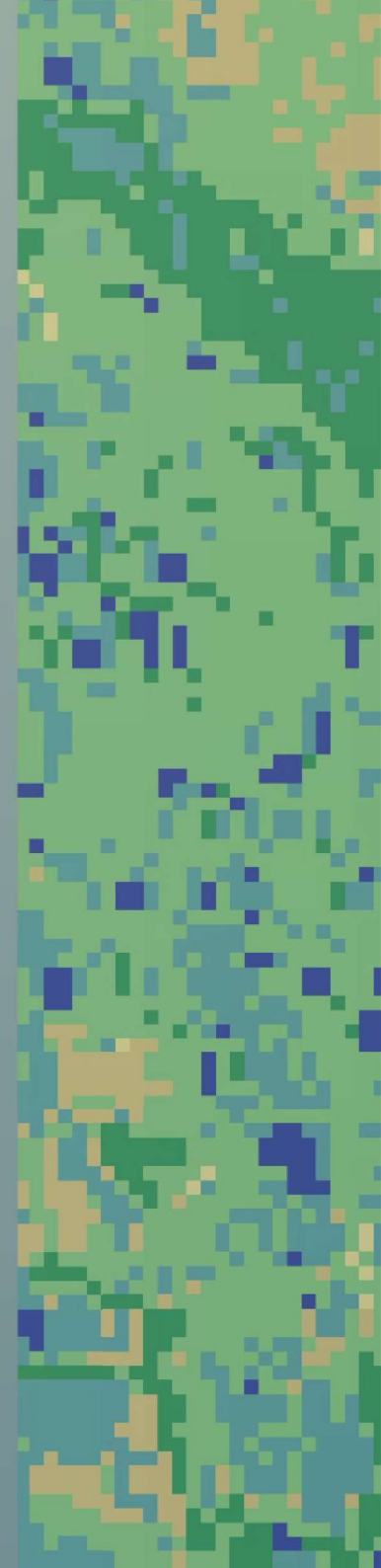
ZEILHOFER, P. **Landscape structure and land cover changes in the Cuiabá River basin**. Acta Amazonica, v. 31, n. 1, p. 49-64, 2001.

ZHOURI, A.; LASCHEFSKI, K.; PEREIRA, D. (Org.). **A insustentável leveza da política ambiental**. Belo Horizonte: Autêntica, 2005.

2000



C
A
P
Í
T
U
L
O
3



CAPÍTULO 3 - ESTRATÉGIAS METODOLÓGICAS E FERRAMENTAS DE ANÁLISE DA PAISAGEM

A proposta metodológica desta pesquisa fundamenta-se na análise integrada de mapas categóricos georreferenciados combinada à aplicação de métricas de Ecologia da Paisagem, com o objetivo de identificar, quantificar e interpretar padrões estruturais da paisagem ao longo do tempo. A abordagem empregada adota uma perspectiva sistêmica, na qual a estrutura espacial da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) é tratada como um mosaico composto por diferentes classes de cobertura e uso da terra, cuja dinâmica temporal expressa os processos ecológicos, antrópicos e hidrológicos que moldam o território.

A análise diacrônica, abrangendo um intervalo de 39 anos, de 1985 a 2023, foi selecionada para capturar o período de intensificação do uso antrópico da Terra na BHRC, especialmente marcado pela expansão agropecuária e pelo crescimento urbano-regional. A partir de imagens de satélite processadas em formato *raster* provenientes do projeto MapBiomas (Coleção 9), foi possível gerar uma base de dados contínua e espacialmente consistente, posteriormente submetida ao cálculo das métricas de composição e configuração da paisagem. Para isso, utilizaram-se o software Fragstats® e operações complementares desenvolvidas em ambiente SIG, como as ferramentas de álgebra de mapas (MapAlgebra) disponíveis no ArcGIS 10.1®, permitindo uma avaliação precisa da distribuição espacial, fragmentação, conectividade, diversidade e dinâmica das manchas ao longo da série temporal.

A adoção deste modelo analítico justifica-se pela consolidada base teórica disponível na literatura internacional e pelo amplo uso de métricas de paisagem em programas governamentais e projetos de

conservação em diferentes continentes e biomas, como a Rede Natura 2000 da União Europeia, as diretrizes de conservação de paisagens do *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz*¹ (BMUV) na Alemanha, e os protocolos de análise territorial do *Bureau of Land Management*² (BLM) nos Estados Unidos. Esses precedentes demonstram a robustez científica e a aplicabilidade operacional das métricas de paisagem para subsidiar políticas públicas, zoneamentos ecológico-econômicos e estratégias de conservação.

Com os avanços nas tecnologias de sensoriamento remoto e geoprocessamento, conceitos clássicos do planejamento territorial dos séculos XIX e XX podem ser reinterpretados sob uma perspectiva renovada e respaldada por dados de alta resolução temporal e espacial. Essa articulação entre teoria, tecnologia e escala territorial amplia a capacidade de leitura crítica do território e permite análises antes impossíveis no contexto da gestão regional.

Nesse sentido, o referencial teórico proveniente da Ecologia da Paisagem e da Ecologia da Conservação torna-se indispensável para a interpretação adequada dos resultados gerados. A compreensão dos conceitos estruturantes, (matriz, manchas e corredores) é fundamental para interpretar tanto a dinâmica da paisagem quanto as implicações ecológicas dos padrões espaciais observados. A incorporação desses fundamentos assegura rigor metodológico, coerência epistemológica e alinhamento com as práticas científicas contemporâneas voltadas ao planejamento ambiental.

O Capítulo 3 aprofunda esses conceitos, apresentando como matriz, manchas e corredores são operacionalizados nas métricas de paisagem e como as ferramentas tecnológicas modernas permitem aplicar tais princípios ao planejamento territorial da BHRC, uma região vasta,

1 Ministério Federal do Meio Ambiente, Conservação da Natureza, Segurança Nuclear e Proteção do Consumidor

22 Escritório de Gestão de Terras

ambientalmente sensível e de notável relevância hidrológica para o Pantanal.

3.1 Abordagem Sistêmica na Análise da Paisagem

A pesquisa teve início com uma revisão bibliográfica abrangente acerca da evolução do pensamento moderno no campo do planejamento territorial e urbano, destacando a relação entre a organização do espaço construído e os processos do ambiente natural. Esse percurso teórico foi estruturado a partir do final do século XIX e ao longo do século XX, enfatizando a transição dos métodos analógicos de representação cartográfica para abordagens digitais, apoiadas em sistemas computacionais. Especial atenção foi dada à incorporação progressiva do pensamento sistêmico e ecológico no planejamento espacial, processo que culminou na consolidação da Ecologia da Paisagem como disciplina científica capaz de interpretar padrões espaciais, fluxos ecológicos e transformações do território.

Na sequência, procedeu-se à caracterização físico-territorial, ambiental, socioeconômica e administrativa da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), acompanhada da justificativa para sua escolha como unidade de análise. Foram reunidos e organizados dados espaciais georreferenciados em formatos vetoriais e raster, compondo um banco de dados estruturado em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Esse banco foi integrado aos dados da Coleção 9 do projeto MapBiomas, que disponibiliza mapas anuais de cobertura e uso da terra para o período de 1985 a 2023, formando o arcabouço espacial-temporal necessário para a análise. Concomitantemente, foi desenvolvida uma revisão bibliográfica específica sobre métricas da paisagem, examinando

suas bases conceituais, aplicações e limitações, tal como construídas por diferentes pesquisadores das áreas de Ecologia da Paisagem e Ecologia da Conservação. O aprofundamento conceitual permitiu compreender a formulação matemática dessas métricas e sua relevância para a interpretação de processos ecológicos, como fragmentação, conectividade, heterogeneidade e estruturação espacial.

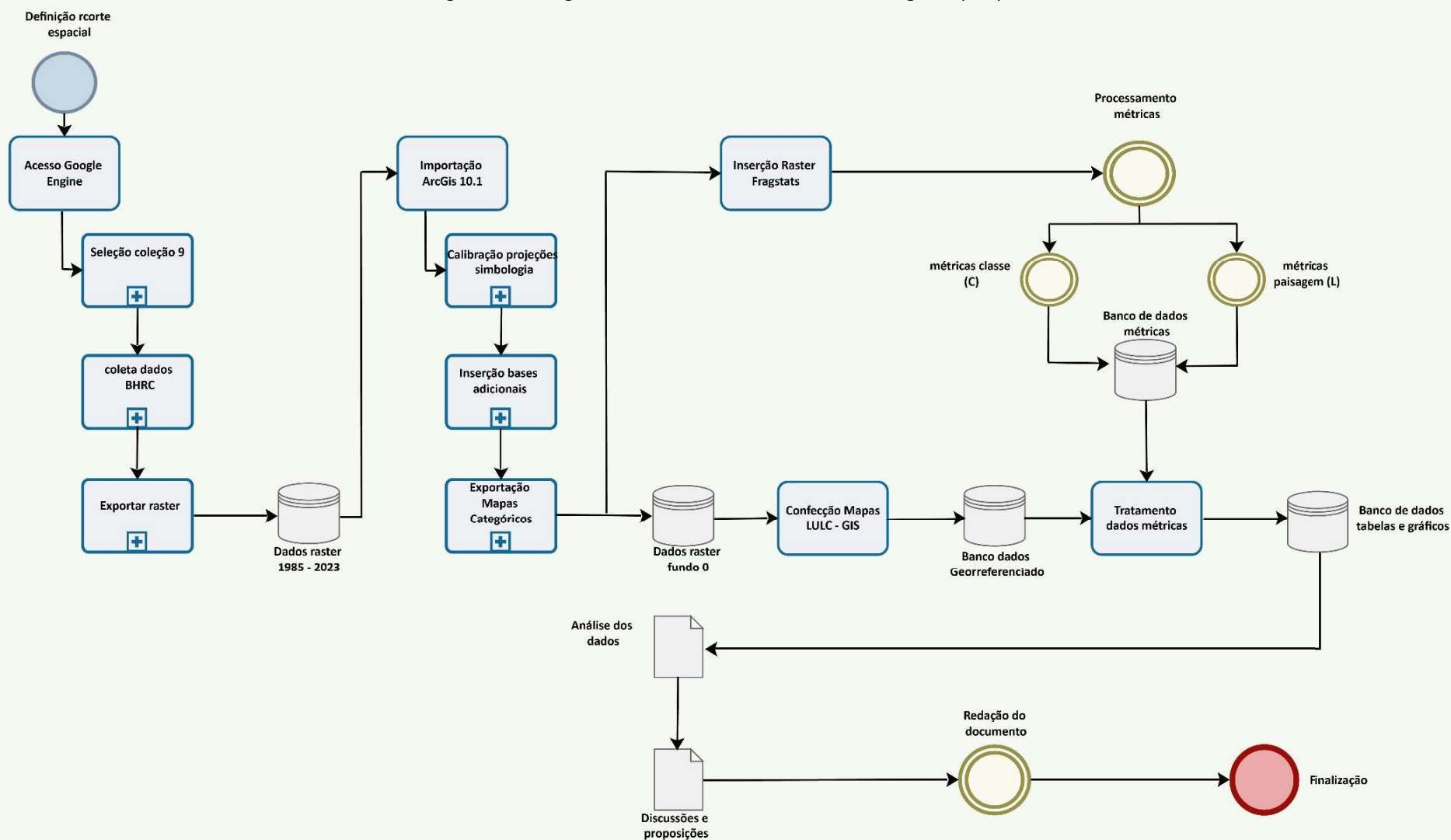
Com o banco de dados geoespacial consolidado, procedeu-se ao processamento das imagens raster no software Fragstats®[®], ferramenta amplamente utilizada para análise quantitativa da estrutura da paisagem. As métricas foram calculadas em duas escalas analíticas:

- (i) nível de classes de cobertura e uso da terra e
- (ii) nível da paisagem integral, sem distinção entre classes.

Esses resultados quantitativos foram posteriormente organizados em tabelas, gráficos e matrizes comparativas, possibilitando uma interpretação diacrônica dos padrões observados ao longo da série histórica (1985 - 2023). A tabulação dos valores permitiu identificar tendências, rupturas, processos de expansão ou retração de classes, bem como mudanças estruturais associadas à fragmentação do habitat, coesão, agregação, diversidade e conectividade.

Essa abordagem metodológica integrada possibilitou compreender, de maneira sistemática e fundamentada, as transformações ocorridas na estrutura da paisagem da BHRC e seus efeitos sobre a sustentabilidade ecológica e territorial da região. A figura 19 representa o fluxograma das etapas da pesquisa.

Figura 19: Fluxograma de desenvolvimento da metodologia de pesquisa



3.2 Fragstats©: Conceitos, Funcionalidades e Aplicações

A partir da década de 1990, diversos programas computacionais foram desenvolvidos com o objetivo de automatizar a análise estrutural da paisagem por meio do cálculo de métricas derivadas de mapas categóricos, representações espaciais compostas por classes discretas de cobertura e uso da terra. Essas métricas são tradicionalmente organizadas em dois grandes grupos: (i) métricas de composição, que descrevem a abundância e a variedade das classes na paisagem, e (ii) métricas de configuração, que analisam a forma, a disposição espacial e a conectividade entre manchas (patches).

Entre as ferramentas pioneiras baseadas em dados vetoriais destaca-se o V-LATE (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*), desenvolvido como uma DLL (*Dynamic Link Library*) integrada ao ArcGIS 8 e 9 (Lang; Tiede, 2003). Outras soluções relevantes incluem o IDEFIX, estruturado como banco de dados para análises repetitivas; o IMT - *Interactive Metrics Tool* (Klug; Langanke; Lang, 2003); o módulo *Subdivision Analysis Extension*, focado em métricas de subdivisão (Jaeger, 2000); e o *Patch Analyst*, extensão do ArcView 3 que processa métricas a partir de vetores (Rempel; Carr, 1998). No ambiente *raster*, destacam-se ferramentas como o *Grass.r.le* (Baker; CAI, 1992), o programa *RULE* baseado em DOS (Gardner, 1999), e o *LEAP II*, que integra métricas da paisagem com sistemas de apoio à decisão (Perera; Baldwin; Schnekenburger, 1997).

No entanto, entre todas essas abordagens, consolidou-se como referência mundial o Fragstats©®, desenvolvido originalmente por McGarigal e Marks (1995) e amplamente atualizado nas décadas seguintes. Atualmente em sua versão 4, o Fragstats© tornou-se um padrão metodológico para a análise quantitativa da estrutura da paisagem, devido à robustez conceitual, à ampla gama de métricas disponíveis e à compatibilidade direta com arquivos raster no formato GeoTIFF, o mesmo utilizado pelo projeto MapBiomás. Ao operar integralmente em ambiente raster, o programa permite representar a paisagem como um mosaico de

manchas adjacentes organizadas em grades regulares, facilitando o processamento espacial e a replicabilidade dos resultados.

No contexto europeu, destaca-se ainda o software *GUIDOS Toolbox* (*Graphical User Interface for the Description of Image Objects and their Shapes*), desenvolvido pela Comissão Europeia como parte das diretrizes do programa ambiental Natura 2000. Atualmente na versão 3.3, trata-se de uma plataforma open-source orientada ao tratamento de imagens raster, amplamente utilizada para análises estruturais, conectividade, distúrbios e detecção de mudanças em ecossistemas.

Os mapas categóricos utilizados por esses programas, também chamados mapas temáticos, são produzidos com base no modelo de representação espacial por gradientes. Nesse método, imagens de satélite são processadas para detectar pixels com características espectrais semelhantes, que são então agregados em classes homogêneas de cobertura ou uso da terra. O resultado é um mosaico *raster* composto por patches discretos, cuja estrutura espacial pode ser descrita de forma objetiva por métricas estatísticas e geométricas (McGarigal, 2024). Essa evolução tecnológica consolidou um arcabouço metodológico robusto que permite análises comparáveis, replicáveis e adequadas a estudos multitemporais em larga escala, como os realizados na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá.

O software Fragstats© tem se consolidado como uma das principais ferramentas para a quantificação e análise da estrutura da paisagem, permitindo a mensuração de métricas que descrevem a configuração espacial, a fragmentação, a conectividade e a heterogeneidade de ecossistemas. Desenvolvido originalmente por McGarigal e Marks (1995) e aprimorado nas versões subsequentes (McGarigal; Cushman; Ene, 2012), o programa calcula métricas em diferentes níveis classe, mancha e paisagem) e tem sido amplamente utilizado em estudos que buscam compreender as transformações territoriais decorrentes da ação antrópica.

Diversas pesquisas nacionais e internacionais aplicaram o Fragstats© para caracterizar padrões espaciais em bacias hidrográficas,

fragmentos florestais e mosaicos agropecuários, destacando sua relevância para o planejamento ambiental e conservação da biodiversidade. No Brasil, Amorim et al. (2021) utilizaram o programa para identificar padrões de fragmentação em sub-bacias do estado de São Paulo, demonstrando a correlação entre a perda de cobertura vegetal e o aumento da densidade de bordas. Cessa et al. (2022) analisaram a fragmentação de vegetação nativa e de Cerrado em Mato Grosso, evidenciando a expansão de áreas agrícolas e o isolamento de habitats. Trabalhos como o de Fernandes e Fernandes (2017) e Vidolin et al. (2011) reforçam o potencial do FRAGSTATS® para avaliar estruturas florestais e variações no tamanho e forma dos fragmentos, enquanto Neves et al. (2012) aplicaram métricas de área e forma em estudos de paisagens pantaneiras, contribuindo para diagnósticos de conservação regional.

Em âmbito internacional, Badora e Wróbel (2020) e Issii et al. (2020) destacam o uso combinado do Fragstats® com outros modelos de conectividade funcional, como *Conefor* e *Circuitscape*, ampliando a compreensão da conectividade ecológica e da resiliência da paisagem. Esses estudos demonstram a importância do software não apenas como ferramenta descritiva, mas como instrumento de apoio ao planejamento territorial sustentável, especialmente em análises de longo prazo que envolvem mudanças de cobertura e uso da terra.

Uma consideração metodológica fundamental no uso de dados raster para análises da paisagem refere-se ao cálculo do perímetro das manchas (patches). Em representações matriciais, cada pixel corresponde a uma classe de cobertura e uso da terra, e os limites entre manchas são formados por linhas em formato de “degraus”. Essa geometrização artificial aumenta o comprimento das bordas quando comparado ao formato vetorial, no qual os polígonos apresentam contornos contínuos e suavizados. Assim, perímetros calculados a partir de rasters tendem sistematicamente a valores maiores, o que afeta diretamente métricas dependentes de borda. Por essa razão, análises comparativas devem ser sempre realizadas entre modelos com a mesma resolução e o mesmo tipo

de dado (raster x raster), e sua interpretação deve considerar esse incremento intrínseco ao método.

Metodologicamente, é essencial reconhecer que os valores numéricos resultantes das métricas não constituem, isoladamente, conclusões definitivas. Sua interpretação depende do contexto ecológico e territorial analisado, bem como das relações teóricas estabelecidas pela Ecologia da Paisagem, incluindo processos como fragmentação, isolamento, conectividade e pressão antrópica. Assim, as métricas devem ser entendidas como indicadores estruturais, cujo significado emerge apenas quando articulado às bases conceituais e às dinâmicas ambientais que caracterizam a BHRC.

O quadro 2 faz um resumo de alguns estudos, áreas de recorte e os resultados principais encontrados relacionados a utilização das métricas da paisagem com a utilização da ferramenta Fragstats®.

Quadro 2: Aplicações do Fragstats© em estudos acadêmicos da estrutura da paisagem

Autor/Ano	Área de estudo	Objetivo	Principais métricas utilizadas	Versão do Fragstats©	Resultados principais	Autor/Ano
Amorim et al. (2021)	Sub-bacia do Ribeirão Boa Vista (SP)	Analisar padrões de fragmentação e uso do solo	NP, PD, ED, LPI, CONTAG	v4.2	Alta fragmentação e aumento da heterogeneidade espacial	Amorim et al. (2021)
Badora & Wróbel (2020)	Polônia	Avaliar mudanças espaciais em metrópoles	PLAND, LPI, ED, NP	v4.2	Urbanização acelerada e perda de complexidade da matriz	Badora & Wróbel (2020)
Cessa et al. (2022)	Nordeste de Mato Grosso	Analisar padrões de vegetação nativa e Cerrado	NP, CONTAG, LSI, PLAND	v4.2	Avanço agropecuário e perda de conectividade	Cessa et al. (2022)
Fernandes & Fernandes (2017)	Bacia do Rio Ubá (RJ)	Avaliar fragmentação florestal	PLAND, LPI, NP, ED	v4.2	Aumento de fragmentos menores e perda de conectividade	Fernandes & Fernandes (2017)
Issii et al. (2020)	Cerrado brasileiro	Comparar conectividade estrutural e funcional	PROX, CONNECT, COHESION	v4.0 + Conefor	Relação entre estrutura e dispersão de espécies	Issii et al. (2020)
McGarigal & Marks (1995)	EUA	Desenvolver método para quantificação da estrutura da paisagem	NP, LPI, CONTAG, ENN_MN	v2.0	Estruturação teórica das métricas de fragmentação	McGarigal & Marks (1995)
McGarigal, Cushman & Ene (2012)	EUA	Atualizar e ampliar base conceitual e computacional	Todas	v4.0	Consolidação metodológica e integração multiescalar	McGarigal, Cushman & Ene (2012)
Neves et al. (2012)	Bacia do Rio Aguapeí (MT)	Avaliar fragmentação e métricas de forma	AREA, ED, SHAPE, PARA	v3.3	Fragmentos isolados e elevada pressão antrópica	Neves et al. (2012)
Vidolin et al. (2011)	Floresta com Araucária (PR)	Caracterizar estrutura espacial e fragmentação	NP, AREA_MN, CORE, SHAPE	v4.0	Alta densidade de bordas e áreas centrais reduzidas	Vidolin et al. (2011)

No Fragstats®, as métricas da paisagem são calculadas a partir de mapas categóricos em formato raster, construídos com base em imagens de satélite cujas bandas espectrais permitem discriminar diferentes classes de cobertura e uso da terra. A estrutura da paisagem pode ser analisada em três níveis hierárquicos: mancha (patch), classe (class) e paisagem (landscape).

- No nível patch, o programa retorna métricas individualizadas para cada fragmento presente no mosaico;
- No nível classe, manchas pertencentes à mesma tipologia são agregadas, permitindo compreender o comportamento espacial da classe como um todo;
- No nível paisagem, o cálculo considera o conjunto completo das classes no recorte espacial, caracterizando a estrutura global da paisagem.

O software disponibiliza métricas para esses três níveis, com exceção das métricas de diversidade, aplicáveis apenas no nível paisagem, organizadas em grupos funcionais: área e borda, forma, área central, contraste entre manchas e agregação. Cada grupo captura dimensões distintas da estrutura espacial, permitindo uma caracterização abrangente do mosaico da paisagem.

3.3 Classificação do Uso da terra: Sistema SCUT

A produção de mapas de cobertura e uso da terra a partir de dados de sensoriamento remoto exige uma etapa crítica de tradução das informações espectrais, espaciais e temporais captadas pelos sensores em categorias temáticas confiáveis. Para isso, é necessário integrar os produtos de satélite com suas resoluções espacial, radiométrica, espectral e temporal, aos padrões de interpretação definidos nas normas técnicas.

Assim, elementos como cor, textura, forma, padrão espacial, arranjo, tonalidade e contexto geográfico tornam-se fundamentais para estabelecer a correspondência entre a assinatura espectral do pixel e sua categoria de cobertura da terra. Segundo o Manual Técnico de Uso da terra do IBGE (2013), esse processo deve atender a um conjunto de critérios metodológicos que assegurem consistência, comparabilidade e confiabilidade dos mapas produzidos, especialmente quando aplicados em análises espaciais de larga escala, como no caso da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). Esses critérios incluem:

- Precisão mínima de 85% na identificação das categorias de cobertura e uso, adotando imagens de sensoriamento remoto como fonte primária;
- Reprodutibilidade consistência: a acurácia deve ser replicável entre diferentes categorias, sensores e intérpretes;
- Aplicabilidade em grandes extensões territoriais, garantindo que o método seja robusto para escalas regionais;
- Uso de séries temporais, permitindo capturar variações sazonais e minimizar ambiguidades típicas de interpretações pontuais;
- Adoção da vegetação e de outras coberturas como proxies da atividade humana, quando o uso não pode ser inferido diretamente;
- Flexibilidade para agregação de classes, assegurando compatibilidade com sistemas anteriores e posteriores;
- Comparabilidade temporal, garantindo que as classes possam ser confrontadas com dados produzidos em anos distintos;

- Identificação de usos múltiplos, aspecto essencial em paisagens antropizadas heterogêneas.

Com base nesses princípios, o IBGE estruturou o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e do Uso da terra (SCUT), adotando uma arquitetura hierárquica em três níveis: Nível I (Classes), Nível II (Subclasses) e níveis mais detalhados passíveis de uso em escala local. Essa estrutura permite a padronização nacional, assegurando coerência conceitual e operacional entre diferentes regiões e biomas. O quadro 3 é uma síntese do sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra (SCUT - IBGE 2013).

Quadro 3: Sistema básico de classificação da cobertura e do uso da terra - SCUT

Nível I - Classe	Dígito II	Nível II - subclasse
1. Áreas antrópicas não agrícolas	1.1	Áreas urbanizadas
	1.2	Áreas de Mineração
2. Áreas antrópicas agrícolas	2.1	Culturas temporárias
	2.2	Culturas permanentes
	2.3	Pastagens
	2.4	Silvicultura
	2.5	Uso não identificado
3. Áreas de vegetação natural	3.1	Área Florestal
	3.2	Área Campestre
4. Água	4.1	Águas continentais
	4.2	Águas costeiras
5. Água	5.1	Áreas descobertas

Fonte: Manual técnico de uso da terra - IBGE 2013

O emprego do SCUT é especialmente relevante para estudos que demandam comparabilidade espacial e temporal, como análises diacrônicas da estrutura da paisagem, dinâmicas de fragmentação, conversão de uso da terra, conectividade ecológica e impactos ambientais associados ao uso antrópico. No caso da BHRC, a adesão à metodologia do IBGE assegura que as séries históricas (1985-2023) possam ser interpretadas de forma padronizada, aumentando a robustez das métricas de ecologia da paisagem e a confiabilidade dos diagnósticos ambientais.

1.7.9 Relação entre sistema SCUT (IBGE) e o projeto MapBiomas

A integração entre diferentes sistemas de classificação da cobertura e uso da terra é fundamental para análises diacrônicas e comparações espaciais de larga escala. No Brasil, dois referenciais tornaram-se amplamente utilizados: o Sistema Básico de Classificação da Cobertura e Uso da terra (SCUT), desenvolvido pelo IBGE (2013), e a classificação temática do Projeto MapBiomas, produzida anualmente por meio de algoritmos de machine learning aplicados a imagens Landsat e Sentinel. Embora ambos os sistemas tenham como objetivo representar a cobertura e o uso da terra, eles diferem quanto à estrutura hierárquica, granularidade temática, metodologia de classificação e escala de aplicação, mas são amplamente complementares para estudos ecológicos, ambientais e territoriais como os desenvolvidos nesta dissertação.

1.7.10 Bases conceituais comuns

Tanto o SCUT quanto o MapBiomas se estruturam sobre princípios fundamentais da cartografia temática e do sensoriamento remoto, utilizando:

- Categorias mutuamente exclusivas para cada pixel da imagem;
- Hierarquias que permitem desagregação ou agregação temática;

- Critérios homogêneos de interpretação baseados em forma, cor, textura e contexto territorial;
- Coerência metodológica que possibilita comparações temporais.

Assim, ambos os sistemas partem do mesmo princípio operacional: transformar assinaturas espectrais em classes temáticas padronizadas.

1.7.11 Diferenças estruturais entre SCUT e MapBiomas

Apesar da convergência de propósito, os dois sistemas têm particularidades importantes. O quadro 4 faz uma análise comparativa entre os dois sistemas.

Quadro 4: Particularidades comparativas sistema Scut x MapBiomas

Aspecto	SCUT - IBGE	MapBiomas
Hierarquia	Rígida (Nível I, II e III)	Flexível, com mais subdivisões
Número de classes	Menor	Maior detalhamento (ex.: Agricultura temporária/cana/soja)
Escala de aplicação	Nacional, com foco em compatibilidade cartográfica	Nacional, mas com foco na mudança temporal anual
Periodicidade	Atualizações pontuais (não anual)	Série anual contínua desde 1985

1.7.12 Compatibilidade e complementariedade

A relação entre SCUT e MapBiomas não é de equivalência direta, mas de complementariedade, sobretudo para estudos de Ecologia da Paisagem e planejamento territorial. Diversas classes do MapBiomas podem ser agregadas para se ajustarem às categorias do SCUT. Exemplos:

- As classes “Formações Savânicas” do MapBiomas correspondem à categoria 3.2 (área campestre) e 3.1 (área florestal), dependendo da fitofisionomia;
- As classes agrícolas (soja, algodão, cana, mosaico agrícola) podem ser agregadas como 2.1 Culturas Temporárias;
- As pastagens naturais e plantadas coincidem com 2.3 - Pastagens no SCUT.

Essa relação possibilita que dados de séries temporais do MapBiomas sejam reclassificados para análises que utilizem o SCUT como referência.

1.7.13 Importância dessa relação para a ecologia da paisagem

Para os propósitos desta dissertação — análise de composição, configuração, fragmentação, conectividade e diversidade — a complementariedade entre os sistemas é estratégica.

O sistema SCUT contribui com uma estrutura conceitual estável compatível com normas oficiais, definições normativas úteis à gestão territorial e ao planejamento regional e com o suporte a políticas públicas, como o Zoneamento Ecológico-Econômico e o CAR. O projeto MapBiomas contribui com séries históricas anuais (1985 - 2023), permitindo análises diacrônicas robustas, alta resolutividade temática para diferenciar usos agrícolas e uma metodologia homogênea que minimiza inconsistências regionais.

Assim, a análise de métricas da paisagem (Fragstats©) depende da consistência temporal e espacial proporcionada pelo MapBiomas, enquanto a interpretação dos resultados ganha coerência conceitual e institucional ao dialogar com o SCUT.

Nesta pesquisa, o MapBiomas foi adotado como fonte principal de dados raster para o cálculo das métricas de paisagem, devido à sua:

- Padronização anual;
- Escala nacional;
- Acurácia validada por séries históricas.

Essas características permitem robustez metodológica e aderência às práticas oficiais de gestão territorial, reforçando a confiabilidade dos diagnósticos sobre fragmentação, conectividade, diversidade e sustentabilidade ecológica da BHRC.

3.4 Métricas de Paisagem utilizadas

A relação entre padrões e processos ecológicos manifesta-se na paisagem por meio da organização espacial das manchas, resultante de dinâmicas que se acumulam ao longo do tempo. Essa estrutura não é estática: ela se transforma continuamente em resposta a forças naturais e antrópicas. A compreensão dessa variabilidade exige uma abordagem temporal consistente, fundamentada em séries históricas comparáveis, capazes de registrar as alterações sucessivas da estrutura da paisagem dentro de uma mesma região de recorte. Para que essas mudanças possam ser analisadas e comparadas de forma metodologicamente robusta, torna-se indispensável a utilização de ferramentas quantitativas capazes de medir atributos-chave do mosaico territorial, proporcionando bases objetivas para avaliar tendências evolutivas. É nesse contexto que emergem as métricas da paisagem.

O termo métricas da paisagem refere-se a um conjunto de índices baseados em algoritmos matemáticos desenvolvidos para quantificar atributos espaciais das manchas, em três níveis organizacionais: (i) manchas individuais (patch level), (ii) classes de manchas (class level) e (iii) o mosaico como um todo (landscape level). Essas métricas possibilitam traduzir mapas categóricos em valores numéricos que expressam a

estrutura espacial, subsidiando análises ecológicas, geomorfológicas e territoriais (McGarigal, 2024).

Para que esses modelos quantitativos sejam realmente úteis, sua aplicação deve responder a questões estruturantes — ecológicas, espaciais e temporais — que assegurem a validade dos resultados. Lausch et al. (2015) propõem um conjunto de indagações essenciais para orientar e legitimar o uso de métricas da paisagem:

- Quais processos atuam sobre os padrões espaciais observados?
- Quais características quantitativas refletem esses processos?
- Como os padrões de vegetação se modificam ao longo do tempo?
- Quais indicadores são adequados para representar características espaciais e temporais relevantes?
- Qual abordagem de representação (PMM - Patch Mosaic Model ou GM - Gradient Model) é mais apropriada para o fenômeno estudado?
- Quais as implicações dessas escolhas na extrapolação e generalização dos resultados? (Lausch et al., 2015, p. 37).

Uma dificuldade clássica no uso das métricas da paisagem é o grande número de índices disponíveis. Para reduzir redundâncias, Lang e Blaschke (2009) realizaram uma análise de decorrelação e componentes principais com base no estudo seminal de Riitters et al. (1995), chegando a um conjunto mínimo de métricas representativas dos principais padrões ecológicos. O resultado é uma síntese que organiza cada métrica segundo: processo ecológico associado, faixa de valores, unidade, natureza do padrão mensurado e nível de análise. Essa padronização reforça a

importância do uso criterioso das métricas e sua interpretação contextualizada.

Conforme McGarigal (2024), as métricas são estruturadas em dois grupos fundamentais:

- **Métricas de Composição da Estrutura da Paisagem.**

Avaliam o que está presente na paisagem, independentemente da posição espacial. Abordam propriedades relacionadas à abundância, variedade e proporção das classes. Não tratam diretamente de processos ecológicos, mas fornecem o alicerce para inferências posteriores. As principais subcategorias são: Abundância proporcional: participação relativa de cada classe no mosaico;

- Riqueza: número total de classes presentes;
- Uniformidade/Dominância: equitabilidade na distribuição das áreas;
- Diversidade: combinação entre riqueza e uniformidade.

Essas métricas são essenciais para avaliar impactos de conversão da cobertura vegetal, expansão urbana e alterações na matriz ecológica.

- **Métricas de Configuração Espacial da Paisagem**

Avaliam como as manchas estão distribuídas e se relacionam entre si. Representam diretamente os processos ecológicos ligados ao movimento, sobrevivência, dispersão e fluxo de energia/matéria. Principais componentes (McGarigal, 2024):

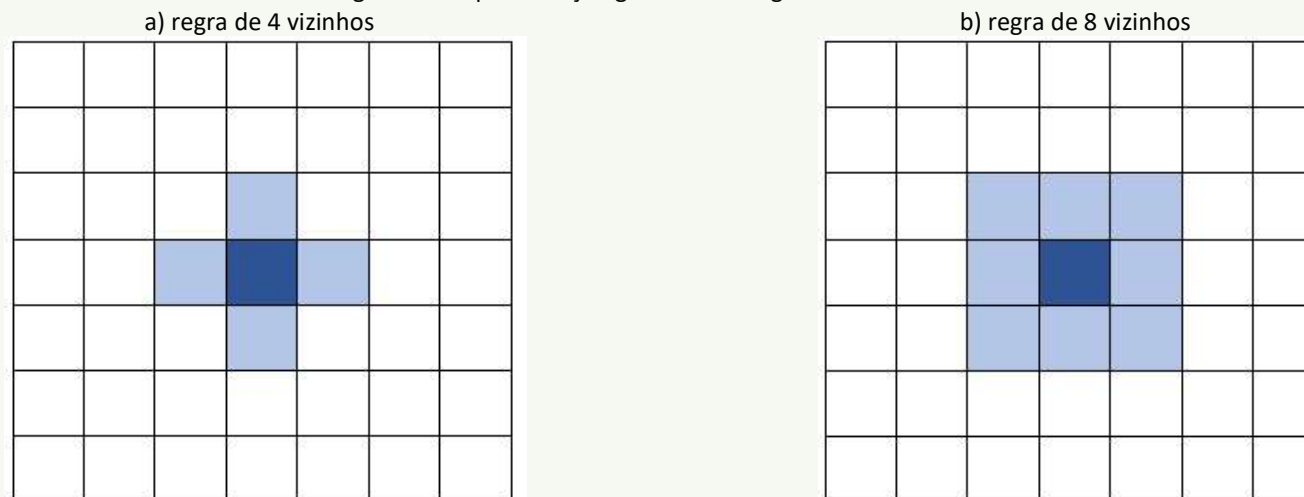
- Área, borda e raio de giro: tamanho e forma básica da mancha;
- Complexidade da forma: irregularidade geométrica;
- Área do núcleo: porções internas livres de efeitos de borda;

- Contraste: intensidade da diferença entre classes adjacentes;
- Agregação: grau de proximidade ou coalescência entre manchas;
- Subdivisão: fragmentação em manchas menores e isoladas;
- Isolamento: distância média entre manchas da mesma classe;
- Conectividade: facilidade de movimento ecológico através da matriz.

A análise conjunta dessas métricas permite interpretar processos como degradação de habitat, alteração hidrológica, pressão agrícola e expansão urbana. With (2019) enfatiza que métricas de composição tendem a ser menos sensíveis à escala organizacional, enquanto métricas de configuração variam amplamente entre os níveis de análise. No caso específico de dados raster, surge uma questão adicional: a definição das manchas depende do critério de vizinhança adotado. Isso porque, ao contrário dos dados vetoriais — nos quais as manchas já são polígonos definidos —, em raster cada célula é uma unidade mínima, cujo agrupamento depende da conectividade espacial. With (2019) destaca: “Ao contrário das métricas de composição, as métricas de configuração abrangem todo o espectro de escalas organizacionais. [...] Antes de discutir métricas de configuração em qualquer escala, é preciso definir como as manchas serão identificadas no raster, pois essa decisão influencia substantivamente os resultados.” (With, 2019, p. 168).

Nesse sentido, a escolha entre vizinhança de 4 ou 8 pixels altera o número de manchas, a forma das bordas, o comprimento dos perímetros e, conseqüentemente, várias métricas de configuração, embora não afete métricas de composição. A definição adotada deve, portanto, ser explicitada e mantida ao longo de toda a série histórica para garantir comparabilidade. As figuras 20 a e 20 b a seguir demonstram em azul escuro a célula focal e em azul claro as células a serem consideradas pelo programa.

Figura 20: Representação gráfica das regras de 4 e 8 vizinhos



Fonte: Measures of Landscape Configuration - With (2019, p. 169)

A seleção da regra de vizinhança (4 ou 8 células) exerce influência direta sobre a acurácia das métricas e sobre o tempo de processamento das imagens raster no software de análise da estrutura da paisagem, especialmente quando aplicadas a extensas áreas geográficas, como é o caso da BHRC. Em dados raster, cada célula localizada na borda do recorte espacial apresenta um comportamento singular, uma vez que as células periféricas não possuem um entorno completo de vizinhanças potenciais, resultando em composições incompletas de adjacência. Essa condição pode introduzir distorções nas métricas, sobretudo naquelas sensíveis ao cálculo de área, perímetro, forma e conectividade.

Para minimizar esse efeito, adota-se neste estudo uma abordagem metodológica conservadora, sendo considerada as 8 células adjacentes as células focais e complementarmente, células focais situadas nos limites da imagem são desconsideradas para fins de cálculo, sempre que não dispuserem de vizinhanças ortogonais e diagonais completas. Essa

decisão metodológica reduz a probabilidade de artefatos estatísticos originados por bordas do raster e aumenta a consistência comparativa da série histórica.

Considerando as dimensões da BHRC e o elevado número total de células que compõem o mosaico raster, o percentual de células descartadas é marginal e não produz impacto estatisticamente relevante nos valores das métricas. Dessa forma, assegura-se que os resultados reflitam padrões espaciais inerentes à paisagem, e não imperfeições estruturais oriundas das bordas do raster.

3.4.1 Considerações sobre níveis de análise

O programa **Fragstats@** calcula 4 diferentes níveis de métricas que correspondem aos seguintes níveis hierárquicos:

1. Cálculo de métrica de cada célula no mosaico da paisagem;
2. Cálculo de cada mancha do mosaico da paisagem;
3. Cálculo de cada classe (categoria de cobertura e uso da terra) presente na composição do mosaico da paisagem;
4. O mosaico da paisagem de forma integral;

Neste estudo foram utilizadas as métricas calculadas em nível de classes de cobertura e uso da terra identificadas pela letra **C (classe)** e métricas calculadas para a paisagem integral, identificada pela letra **L (landscape)**. A opção pela exclusão das métricas referentes a células e manchas consideradas individualmente deve-se ao número extremamente elevado de células e manchas existentes nos limites da BHRC (acima de 200 mil), o que tornaria a análise individualizada contraproducente.

3.4.2 Métricas baseadas na área e borda do patch

Existem muitas métricas baseadas em área e borda (perímetro), mas fundamentalmente referem-se ao tamanho da mancha e a quantidade de borda criada por estas manchas, sendo que muitos pesquisadores consideram estas as mais importantes para a análise da paisagem (McGarigal, 2024). Isto se deve ao fato de manchas maiores terem maior riqueza de espécies, bem como estudos indicarem que algumas espécies possuem uma área mínima para sua sobrevivência. Outra consequência diz respeito ao efeito de borda sobre a biodiversidade. Diferentes espécies reagem de forma distinta ao efeito de borda conforme discutido em capítulo anterior, portanto esta análise depende de uma interpretação contextualizada para cada estudo e para cada espécie específica, visto que diferentes espécies reagem de forma diferente ao efeito de borda.

A quantidade de borda tem sido um fator importante para avaliar a fragmentação de um habitat e tem implicações fundamentais para atividades de conservação ambiental. Tamanho, extensão de manchas e sua relação com o tamanho da borda (perímetro) do polígono são características elementares para análise de métricas da paisagem e influenciam diversos processos ecológicos.

Outras métricas relacionadas a área da classe e sua porcentagem na paisagem, podem ser utilizadas para comparar o incremento ou a redução de determinada classe ao longo do tempo, demonstrando a evolução da cobertura e uso da terra. Estes valores podem ser particularmente contextualizados no caso de estudos da série histórica de um determinado recorte espacial, como é o caso da bacia hidrográfica, considerado um sistema relativamente fechado.

A área da mancha é significativa para os estudos ecológicos pois cada espécie necessita uma área mínima para sua sobrevivência, e muitas vezes a redução de uma área para valores abaixo do mínimo inviabilizam a manutenção de indivíduos ou populações desta espécie. Conforme McGarigal, K. Cushman, S. e Ene, E. (2023):

A maioria das espécies possui requisitos mínimos de área: a área mínima necessária para atender a todos os requisitos do histórico de vida. Algumas dessas espécies exigem que seus requisitos mínimos de área sejam atendidos em fragmentos de habitat contíguos; em outras palavras, o fragmento de habitat individual deve ser maior do que o requisito mínimo de área da espécie para que ocupem o fragmento. Essas espécies são, às vezes, chamadas de espécies "sensíveis à área". Assim, as informações sobre o tamanho do fragmento, por si só, poderiam ser usadas para modelar a riqueza de espécies, a ocupação do fragmento e os padrões de distribuição de espécies em uma paisagem, dadas as relações empíricas apropriadas derivadas de estudos de campo (McGarigal, K. Cushman, S. Ene, E. 2023).

O comprimento total da borda de uma mancha influencia vários processos existentes no interior da mancha, e seu cálculo é fundamental para entender como determinadas espécies podem ser beneficiadas, prejudicadas ou reagirem de forma neutra aos efeitos do contato com outro tipo de mancha. Conforme apontado por McGarigal (2023) os estudos sobre como a borda de uma mancha influencia a abundância proporcional de habitats, sendo que nos primórdios da década de 1930 as ações de manejo para conservação da Biodiversidade se orientavam pelo pressuposto de que um aumento no comprimento das bordas entre diferentes classes de manchas, induzia a um aumento da Biodiversidade. Porém estudos posteriores indicaram que os efeitos variam muito a depender das espécies estudadas e que muitas vezes ocorria o efeito adverso ao pretendido. O efeito de borda, termo cunhado para descrever estes processos que ocorrem nos limites do polígono de uma mancha, são advindos de uma dinâmica de fragmentação do habitat, sendo que McGarigal, K. Cushman, S. Ene, E. (2023) afirmam:

De fato, muitos dos efeitos adversos da fragmentação florestal sobre os organismos parecem estar direta ou indiretamente relacionados a esses chamados efeitos de borda. Espécies do interior da floresta, portanto, podem ser sensíveis ao formato do fragmento porque, para um determinado tamanho de fragmento, quanto mais complexo o formato, maior a razão entre a borda e o interior. A borda total de classe em uma paisagem, portanto, frequentemente é a informação mais crítica no estudo da fragmentação, e muitos dos índices de classe refletem direta ou indiretamente a quantidade de borda de classe (McGarigal, K. Cushman, S. Ene, E. 2023).

Como derivação das métricas de área e borda de manchas, surgem estudos sobre a aplicação ecológica referente Raio de Giro, que representa o valor do Raio delimitado pelo centro do polígono e o ponto

mais distante localizado na borda (que em rigor define o espaço que pode ser percorrido por uma determinada espécie no interior da mancha), a densidade da borda (relação entre a comprimento total da borda e a área da mancha), o maior índice de mancha (valor representativo da maior mancha contida na paisagem em relação a paisagem como um todo). Analisadas em conjunto estas métricas traduzem importantes processos ecológicos como conexão e contiguidade, e se analisadas sob a perspectiva de uma série histórica podem auxiliar na compreensão dos processos de fragmentação da paisagem. Todas as métricas de área e borda quantificam a composição da paisagem.

Autores como John A. Kupfer (2012) discutem criticamente as métricas de paisagem, incluindo área de patch, densidade de borda e distância entre vizinhos, e sua aplicação ecológica. O estudo de H. Wan (2023) mostra que métricas como área de classe (*class area*), índice de forma (*landscape shape index*) e número de patches são úteis para análise de estrutura de paisagens. O artigo de Martins et al., (2018) aplicado em paisagem rural brasileira analisa métricas de paisagem (incluindo tamanho de patch e borda) ao longo do tempo. Alguns dos principais achados sobre a aplicação deste grupo de métricas da paisagem incluem:

- Menores tamanhos médios de patch (área reduzida) associam-se à degradação da matriz natural e à substituição por usos antrópicos;
- A maior densidade de borda (ED) e perímetro elevado indicam maior exposição da mancha ao ambiente vizinho e maior vulnerabilidade a fatores externos;
- A forma (e borda) da mancha influencia não apenas sua área interna, mas também sua área-núcleo, conectividade e funcionalidade ecológica: manchas altamente recortadas tendem a ter menor zona núcleo e sofrer mais o efeito de borda;
- A interpretação adequada dessas métricas requer atenção à escala e ao grão dos dados; sem isso,

comparações entre áreas ou ao longo do tempo perdem validade;

Esses achados reforçam que, para estudo de paisagens, a métrica de área e borda de patch deve ser utilizada com rigor metodológico, combinada com outros indicadores (configuração, conectividade) e avaliada no contexto da escala de estudo.

No escopo de tarefas do programa Fragstats®, as métricas da paisagem relacionadas a área e a forma das manchas podem ser agrupadas em 4 níveis de escala:

1. Nível de célula no mosaico (cell);
2. Nível de Mancha inscrita dentro do mosaico (P);
3. Nível de Classe de mancha (C);
4. Nível de composição do Mosaico da paisagem de forma integral (L);

As informações sobre as métricas aqui apresentadas foram baseadas no manual de utilização do programa Fragstats® elaboradas a partir da compilação dos criadores do programa, tendo como base a literatura correlata e devem ser creditadas aos seus autores⁴⁷.

As siglas utilizadas nas fórmulas significam respectivamente:

- **A** = área total da paisagem (m²);
- **a_{ij}** = área (m²) do fragmento ij;
- **a_{ijc}** = área central (m²) do patch ij com base nas profundidades de borda especificadas (m);
- **a_{ijs}** = área (m²) do menor círculo circunscrito ao fragmento ij;
- **c_{ijk}** = junção entre os fragmentos j e k (0 = não unidos, 1 = unidos) do mesmo tipo de fragmento;

- **dik** = dissimilaridade (peso de contraste da borda) entre os tipos de manchas i e k;
- **E** = comprimento total (m) da borda na paisagem;
- **eik** = comprimento total (m) da borda na paisagem entre os tipos (classes) de manchas i e k;
- **g_{ii}** = número de adjacências (junções) semelhantes entre pixels do tipo (classe) de fragmento i;
- **g_{ik}** = número de adjacências (junções) entre pixels dos tipos (classes) de patch i e k;
- **N** = número total de fragmentos na paisagem;
- **n_i** = número de fragmentos na paisagem do tipo (classe) de fragmento i;
- **n_{ijc}** = número de áreas centrais disjuntas no patch ij com base nas profundidades de borda especificadas (m)
- **P_i** = proporção da paisagem ocupada pelo tipo (classe) de fragmento i;
- **p_{ij}** = perímetro (m) do patch ij;
- **m** = número de tipos (classes) de manchas presentes na paisagem;

As fórmulas utilizadas para calcular as métricas de área e borda (quantificam fragmentação e extensão espacial) contidas no programa Fragstats® seguem na sequência do quadro 5:

⁴⁷ Termo de licença programa Fragstats®, disponível em: <https://fragstats.org/index.php/license>.

Quadro 5: Métricas de paisagem baseadas na área e borda de manchas

		SIGLA	unidade
Métricas de Área e Borda	(C1) Área total - Total (Class) Area	CA	hectares
	(C2) Porcentagem da paisagem - Percentage of Landscape	PLAND	%
	(C3) Maior índice de mancha - Largest Patch Index	LPI	%
	(C4) Borda total - Total Edge	TE	metros
	(C5) Densidade de borda - Edge Density	ED	m / ha
	(L1) Área total _ Total Area	TA	hectares
	(L2) Maior índice de mancha - Largest Patch Index	LPI	%
	(L3) Borda total - Total Edge	TE	metros
	(L4) Densidade de borda - Edge Density	ED	m / ha..

Fonte: Fragstats©48

C1 (Área total) - Soma da área de todas as manchas de uma classe em hectares.

Variação: $CA > 0$, sem limite.

CA se aproxima de 0 à medida que o tipo de patch se torna cada vez mais raro no cenário.

CA = TA quando todo o cenário consiste em um único tipo de patch; ou seja, quando a imagem inteira é composta por um único patch.

$$a_{ij} = \frac{\text{área (m}^2\text{) de todas as manchas de uma classe } ij}{10.000}$$

C2 (% da paisagem) - Soma da área de todas as manchas de uma classe dividido pela área total da paisagem, retorna valor em porcentagem.

Variação: $0 < PLAND \leq 100$.

PLAND se aproxima de 0 quando o tipo de mancha de uma determinada classe se torna cada vez mais raro na paisagem.

PLAND = 100 quando toda a paisagem consiste em um único tipo de patch; ou seja, quando a imagem inteira é composta por um único patch.

$$Pland (Pi) = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A}$$

C3 (maior índice de mancha) - Porcentagem da paisagem compreendida pela maior mancha.

Variação: $0 < LPI \leq 100$.

LPI se aproxima de 0 quando a maior mancha de uma classe correspondente é cada vez menor.

LPI = 100 quando todo o cenário consiste em um único patch do tipo de patch correspondente; isto é, quando a maior mancha compreende 100% da paisagem.

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})_{j=1}^n}{A} \cdot (100)$$

C4 (borda total) - Soma do comprimento de todas as bordas de uma classe.

Variação: $TE \geq 0$, sem limite.

TE = 0 quando não há borda de classe na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem no tipo de patch correspondente e o usuário especifica que nenhum limite da paisagem e borda do plano de fundo seja tratado como borda.

$$TE = \sum_{k=1}^m e_{ik}$$

C5 (densidade de borda) - Soma do comprimento (m) das bordas de uma classe dividido pela área total da paisagem (m), multiplicado por 10.000, retorna um valor em hectares.

Variação: $ED \geq 0$, sem limite.

$ED = 0$ quando não há borda de classe na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem no tipo de patch correspondente e o usuário especifica que nenhum limite da paisagem e borda do plano de fundo seja tratado como borda.

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} \cdot 10.000$$

L1 (área total) - Área total da paisagem (m^2) dividida por 10.000 para retornar valor em hectares.

Variação: $AT > 0$, sem limite

$$TA = A \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

L2 (maior índice de mancha) - Área da maior mancha da paisagem dividida pela área total da paisagem convertido em porcentagem.

Variação: $0 < LPI \leq 100$.

LPI se aproxima de 0 quando o maior trecho da paisagem é cada vez menor. LPI = 100 quando toda a paisagem consiste em uma única mancha; isto é, quando a maior mancha compreende 100% da paisagem.

$$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} \cdot 100$$

L3 (Borda total) - Soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de borda da paisagem de uma determinada classe.

Variação: $TE \geq 0$, sem limite.

$TE = 0$ quando não há aresta na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem em um

único patch e o usuário especifica que nenhum limite da paisagem e borda do plano de fundo seja tratado como borda.

$$TE = E$$

L4 (Densidade de borda) - Soma do comprimento de todos os segmentos de borda na paisagem dividida pela área total da paisagem e multiplicado por 10.000 para retornar valor em hectares.

Variação: $ED \geq 0$, sem limite.

$ED = 0$ quando não há borda na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem em um único patch e o usuário especifica que nenhum limite da paisagem e borda do plano de fundo seja tratado como borda.

$$ED = \frac{E}{A} \cdot (10.000)$$

3.4.3 Métricas baseadas na forma do patch

A composição entre parâmetros de forma e tamanho da mancha podem interferir em vários processos ecológicos como migração de determinadas espécies, no fluxo gênico entre outros. Algumas métricas tentam capturar a complexidade da forma de modo a traduzir em números características geométricas, porém tanto With (2019) como McGarigal (2024) concordam que a relação entre área e borda demonstra uma relação com o efeito de borda.

Além do efeito de borda, a relação direta entre área e perímetro da mancha resulta em indicadores da fragmentação da paisagem, densidade da classe ou da paisagem e também da conectividade existente entre as manchas. Conforme Blaschke (2009):

Simplificando, é possível postular que uma elevada densidade de bordas (p.ex.), comprimento de borda por hectare significa um alto grau de *identação* e complexidade, e que na maioria dos ecossistemas esse

tipo de *identação*⁴⁹ de diferentes habitats é visto positivamente. Percursos de bordas complicados e contornos irregulares representam um fator positivo para a riqueza de estruturas (Blaschke, 2009, p. 260 - 261).

Feitosa et al. (2023) chegaram à conclusão de que manchas mais irregulares estavam relacionadas a um aumento da razão perímetro / área, evidenciando uma fragmentação intensiva em um estudo conduzido na Amazônia. Em geral, valores mais altos de Dimensão Fractal indicam manchas mais irregulares/recortadas, com maior perímetro relativo e, portanto, maior exposição a efeitos de borda. Isso costuma vir acompanhado de redução de área-núcleo e queda na qualidade de habitat. Estudos mostram que a dimensão fractal se relaciona com a proporção interior/borda, perímetros mais suaves e áreas mais compactas (Dimensão Fractal menor) tendem a maior presença de habitat interior, logo melhor qualidade para espécies sensíveis à borda.

Melo (2016) em um estudo sobre paisagem urbana concluiu que a forma de uma mancha determina a extensão de sua razão perímetro / área no contexto da paisagem urbana e Alencar (2025) conclui que a Dimensão Fractal é uma métrica útil para analisar a fragmentação em paisagens Amazônicas e varia claramente conforme o grau de impacto. Outra consideração importante é que a dimensão fractal e a razão perímetro/área variam com a resolução. Resoluções mais finas revelam mais detalhes do contorno e aumentam a Dimensão Fractal. Oliveira (2022) indicou a influência da estrutura da paisagem sobre a vegetação e como ela está vinculada a escala (grão e extensão) e a forma das manchas e conclui que comparações espaço-temporais só são válidas quando o grão e a extensão são controlados/padronizados.

⁴⁹ Identação: refere-se ao grau de irregularidade ou recorte do perímetro de uma mancha, isto é, o quanto as bordas da mancha são recuadas, sinuosas ou complexas, em contraste com formas mais simples e compactas.

Em cenários de desmatamento e de intensa urbanização, Melo (2016) alerta que a Dimensão Fractal aumenta ao longo do tempo, refletindo formas menos compactas e perímetros mais sinuosos, esses sinais aparecem na Amazônia e Mata Atlântica e são consistentes com outros indicadores. Séries temporais mostram incremento da Dimensão Fractal em paisagens de desmatamento em “frente de expansão”, indicando contornos mais irregulares e núcleos menores nos remanescentes florestais.

Outra métrica que traduz a complexidade da forma de uma mancha é o raio de giro, ou seja, o cálculo do raio do círculo que abarca o limite que compreende uma mancha, representando o achatamento desta mancha. Esta relação surge da propriedade que mantendo-se a área constante, quanto mais extensa (mais alongada e menos compacta a mancha) maior é o raio de giro. Essa característica influencia o deslocamento e a dispersão de espécies, pois traduz qual a distância máxima que uma espécie tem de percorrer para poder migrar entre manchas de mesma classe.

As fórmulas utilizadas para calcular as métricas de forma (qualificam complexidade da mancha) contidas no programa Fragstats® seguem na sequência do quadro 6:

Quadro 6: Métricas de paisagem baseados na forma

		SIGLA	unidade
Métricas de Forma	(C1) Dimensão fractal perímetro / área - Perimeter-Area Fractal Dimension	PAFRAC	/
	(L1) Dimensão fractal perímetro / área - Perimeter-area Fractal Dimension	PAFRAC	/

Fonte: Fragstats©50

⁵⁰ Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php/fragstats-metrics/patch-based-metrics>, acessado em 20/03/2025

C1 (dimensão fractal do perímetro) - Esta métrica reflete a complexidade da forma em diversas escalas utilizando análise de regressão.

Variação: $1 \leq \text{PAFRAC} \leq 2$.

Uma dimensão fractal maior que 1 para um mosaico de paisagem bidimensional indica um afastamento de uma geometria euclidiana (ou seja, um aumento na complexidade da forma do patch). O PAFRAC se aproxima de 1 para formas com perímetros muito simples, como quadrados, e se aproxima de 2 para formas com perímetros altamente complicados e de preenchimento de planos.

$$\text{PAFRAC} = \frac{\left| \sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij}) \right| - \left| \sum_{j=1}^n \ln P_{ij} \right| \left| \sum_{j=1}^N \ln a_{ij} \right|}{\left(\sum_{j=1}^n \ln P_{ij}^2 \right) - \left(\sum_{j=1}^n \ln P_{ij} \right)}$$

L1 (dimensão fractal da área do perímetro) - Possui a mesma finalidade que a dimensão fractal do perímetro a nível de classe, porém com a diferença que retorna o cálculo para toda a paisagem.

Variação: $1 \leq \text{PAFRAC} \leq 2$.

Uma dimensão fractal maior que 1 para um mosaico de paisagem bidimensional indica um afastamento de uma geometria euclidiana (ou seja, um aumento na complexidade da forma do patch).

O PAFRAC se aproxima de 1 para formas com perímetros muito simples, como quadrados, e se aproxima de 2 para formas com perímetros altamente complicados e de preenchimento de planos.

PAFRAC

$$= \frac{\left| N \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (\ln p_{ij} \cdot \ln a_{ij}) \right| - \left| N \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \ln P_{ij} \right| \left| N \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^N \ln a_{ij} \right|}{\left(N \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \ln P_{ij}^2 \right) - \left(N \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \ln P_{ij} \right)}$$

3.4.4 Métricas baseadas na área central do patch

A área central é a porção da mancha que não sofre influência do efeito de borda e pode ser considerada a partir da definição de uma borda com valor negativo, ou seja, que se estende para o interior da mancha. Em imagens *rasters* o Fragstats© calcula essa área como uma máscara colocada sobre os pixels da borda e pode ser configurada pelo usuário conforme a necessidade do objeto de estudo. Além do efeito de borda, interfere nesta métrica a influência das manchas adjacentes, uma vez que manchas com alto contraste entre elas tem maior peso na ponderação da influência mútua.

As métricas de área central, também conhecidas como *core area metrics*, têm papel fundamental na Ecologia da Paisagem por quantificarem a porção de uma mancha que se mantém livre da influência de borda, isto é, a região interior com menor exposição a perturbações externas. De acordo com o manual do Fragstats© (McGarigal; Marks, 1995), a área central é definida como a superfície dentro de uma mancha além de uma distância específica de influência de borda (edge distance), sendo expressa por índices como Core Area (CA), Total Core Area (TCA), Core Area Index (CAI) e Mean Core Area (CORE_MN).

Essas métricas são particularmente úteis para avaliar a qualidade de habitat interior, atributo essencial para espécies sensíveis ao efeito de borda e para a manutenção da estabilidade ecológica. Ferreira et al. (2018), ao analisarem paisagens de Mata Atlântica, aplicaram os índices Total Core Area (TCA) e Core Area Index (CAI) e verificaram que a fragmentação acentuada reduziu drasticamente a área núcleo de fragmentos florestais, comprometendo a conectividade ecológica entre manchas.

No contexto de avaliação de métricas de fragmentação, Wang et al. (2014) destacam que o tamanho e a forma dos fragmentos determinam

a proporção de habitat interior disponível: manchas pequenas ou alongadas tendem a apresentar áreas núcleo reduzidas, mesmo quando sua área total é expressiva. Essa relação é reforçada por Guanier et al. (2020), que, em estudo conduzido na bacia do Rio Barra Seca, no Espírito Santo, demonstraram que fragmentos menores que 100 ha., perdem quase integralmente sua área núcleo quando se aplica uma distância de borda superior a 80 m, evidenciando a vulnerabilidade dessas formações à fragmentação.

No Brasil, estudos em biomas como o Cerrado e a Amazônia vêm incorporando as métricas de área núcleo em análises integradas de estrutura da paisagem e sustentabilidade ambiental. Soares-Filho (1998) propôs que a mensuração da área núcleo, combinada a métricas de forma e de conectividade, constitui uma abordagem robusta para entender os processos de fragmentação e perda de habitat em escalas regionais. Em pesquisa mais recente, Alencar (2025) aplicou métricas de área núcleo associadas a índices de forma, como PAFRAC, para caracterizar mudanças estruturais em paisagens de fronteira agrícola na Amazônia, constatando uma redução progressiva da área interior e o aumento da exposição das manchas florestais à matriz antrópica.

Conforme a síntese metodológica do Fragstats© (McGarigal; Marks, 1995), a interpretação das métricas de área núcleo deve considerar a distância de influência da borda e o tipo de vegetação analisada, pois diferentes fitofisionomias apresentam graus variados de sensibilidade à borda. Desse modo, valores decrescentes de TCA ou CAI indicam redução do habitat interior, enquanto o aumento desses índices sinaliza manchas mais compactas e estáveis, favorecendo processos ecológicos de longo prazo.

Portanto, as métricas baseadas na área central do patch representam um componente essencial para a análise da estrutura da paisagem, ao integrar os aspectos geométricos e ecológicos das manchas.

Sua aplicação é particularmente valiosa em bacias hidrográficas com alta pressão antrópica, onde a conservação do núcleo florestal é determinante para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e da conectividade entre fragmentos.

As fórmulas utilizadas para calcular as métricas de área central (avaliam qualidade e funcionalidade ecológica dos fragmentos) contidas no programa Fragstats© seguem na sequência do quadro 7:

Quadro 7: Métricas de paisagem baseadas na área central das manchas

		SIGLA	unidade
Métricas de área central	(C1) Área de total do núcleo - Total Core Area	TCA	hectares
	(C2) % da área central da paisagem - Core Area Percentage of Landscape	CPLAND	%
	(C3) número de áreas centrais disjuntas - Number of Disjunct Core Areas	NDCA	/
	(C4) Densidade da área do núcleo disjunto - Disjunct Core Area Areas	DCAD	n.º / 100 hectares
	(L1) Área central total - Total Core Area	TCA	hectares
	(L2) número de áreas centrais disjuntas - Number of Disjunct Core Areas	NDCA	/
	(L3) Densidade da área do núcleo disjunto - Disjunct Core Area Density	DCAD	n.º / 100 hectares

Fonte: Fragstats©51

C1 (área total do núcleo) - Soma das áreas centrais do núcleo de manchas de uma classe.

Variação: $O\ TCA \geq 0$, sem limite.

$TCA = 0$ quando cada local dentro de cada patch do tipo de patch correspondente está dentro da(s) distância(s) de profundidade

51 Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php/fragstats-metrics/patch-based-metrics>, acessado em 20/03/2025

de borda especificada(s) nos perímetros do patch. O TCA se aproxima da área total da classe (CA) à medida que a(s) distância(s) especificada(s) da profundidade da borda diminui e as formas de patch são simplificadas.

$$TCA = \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

C2 (% da área central da paisagem) - Soma das áreas centrais das manchas de uma classe dividida pela área total da paisagem.

Variação: $0 \leq CPLAND < 100$.

CPLAND se aproxima de 0 quando a área central do tipo de mancha correspondente (classe) se torna cada vez mais rara na paisagem, devido ao aumento de manchas menores e/ou formas de manchas mais complicadas. O CPLAND se aproxima de 100 quando todo o cenário consiste em um único tipo de patch (ou seja, quando toda a imagem é composta por um único patch) e a(s) distância(s) de profundidade de borda especificada(s) se aproxima de zero.

$$CPLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^c}{A}$$

C3 (número de áreas centrais disjuntas) - Soma do número de áreas centrais disjuntas contidas em cada classe correspondente.

Variação: $NDCA \geq 0$, sem limite.

$NDCA = 0$ quando $TCA = 0$ (ou seja, todos os locais dentro de patches do tipo de patch correspondente estão dentro da(s) distância(s) de profundidade de borda especificada(s) dos

perímetros do patch). $NDCA > 1$ quando, devido à complexidade da forma do patch, um patch contém mais de uma área central.

$$NDCA = \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$$

C4 (densidade da área do núcleo disjunto) - Soma dos números de áreas do núcleo disjuntas contidas em cada classe, dividido pela área total da paisagem convertido em 100 hectares.

Variação: $DCAD \geq 0$, sem limite.

$DCAD = 0$ quando $TCA = 0$ (ou seja, todos os locais dentro de manchas do tipo de mancha correspondente estão dentro da(s) distância(s) de profundidade de borda especificada(s) dos perímetros da mancha); em outras palavras, quando não há áreas centrais.

$$DCAD = \frac{\sum_{j=1}^n n_{ij}^c}{A} \cdot (10.000) \cdot (100)$$

L1 (área total do núcleo) - Soma das áreas núcleos de cada classe contida em toda a paisagem em análise.

Variação: $TCA \geq 0$, sem limite.

$TCA = 0$ quando todos os locais dentro de cada patch estão dentro da(s) distância(s) de profundidade de borda especificada(s) dos perímetros do patch.

O TCA se aproxima da área total da paisagem à medida que a(s) distância(s) especificada(s) de profundidade da borda diminui e as formas de patch são simplificadas.

$$TCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^c \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

L2 (número de áreas centrais disjuntas) - Soma do número de áreas centrais disjuntas contidas em cada classe da paisagem.

Variação: NDCA ≥ 0 , sem limite.

NCA = 0 quando TCA = 0 (ou seja, todos os locais dentro de cada mancha estão dentro da(s) distância(s) especificada(s) de profundidade de borda dos perímetros da mancha); em outras palavras, quando não há áreas centrais.

NDCA > 1 quando, devido ao tamanho e formato da mancha, existe pelo menos uma área central.

$$NDCA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c$$

L3 (Densidade da área do núcleo disjunto) - Soma do número de áreas centrais disjuntas contidas em cada mancha, dividido pela área total da paisagem (m²) convertido em múltiplos de 100 hectares.

Variação: DCAD ≥ 0 , sem limite.

DCAD = 0 quando TCA = 0 (ou seja, todos os locais dentro de cada mancha estão dentro da(s) distância(s) especificada(s) de profundidade de borda dos perímetros da mancha); em outras palavras, quando não há áreas centrais.

O DCAD > 1 quando, devido ao tamanho e formato da mancha, existe pelo menos uma área central.

$$DCAD = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n n_{ij}^c}{A} \cdot (10.000) \cdot (100)$$

3.4.5 Métricas baseadas no contraste entre as manchas

O conceito de contraste está relacionado a adjacência entre manchas e consequentemente as diferenças e impactos que uma sofre ou exerce sobre a outra, afetando em especial as dinâmicas do efeito de borda, abordado anteriormente. O grau de contraste é diretamente proporcional a intensidade do efeito de borda. Locais próximos tendem a ter uma maior homogeneidade, ou serem mais semelhantes que os locais mais distantes. As medições de variância relacionadas a distância retornam valores que determinam a irregularidade da paisagem. Conclui-se que a distância, irregularidade espacial e heterogeneidade são conceitos interligados nas análises de estrutura da paisagem conforme pontua With (2019):

In the present context, however, it will suffice to understand that spatial variance is related to patchiness, and as such, spatial heterogeneity could imply a patchy landscape as well. To address these different facets of spatial heterogeneity, Kotliar and Wiens (1990) proposed defining heterogeneity in terms of contrast (different patch types, or diversity) and aggregation (the degree to which patches are clumped, which relates to spatial variance and autocorrelation). Landscapes can exhibit heterogeneity along only one of these axes and have either a high degree of aggregation (patchiness) or high contrast (diversity); (With, 2019, p. 54)52

52 No contexto atual, no entanto, será suficiente entender que a variação espacial está relacionada à irregularidade e, como tal, a heterogeneidade espacial também pode implicar

uma paisagem irregular. Para abordar essas diferentes facetas da heterogeneidade espacial, Kotliar e Wiens (1990) propuseram a heterogeneidade em termos de contraste (diferentes

As discussões sobre a heterogeneidade avançam sobre medidas estruturais versus medidas funcionais, porém para este estudo ficaremos restritos a heterogeneidade estrutural, o qual pode ser medido através das métricas propostas no âmbito do programa Fragstats®. No campo da ecologia da paisagem, as métricas de contraste de patches (tais como TEC - Total Edge Contrast, ou CWED - Contrast-Weighted Edge Density) emergem como indicadores essenciais para compreender a intensidade da transição entre diferentes tipos de uso/cobertura da terra e, por conseguinte, a influência da matriz sobre as manchas (patches).

Segundo Sean A. Cushman e Ken McGarigal (2019), a métrica TECI (Total Edge Contrast Index) identifica, entre outras, condições em que há elevado contraste de borda e menor área-núcleo, sendo um forte preditor de degradação da paisagem. Em um estudo realizado por Wen Hou et al. (2016), foi proposta uma abordagem integrada para analisar o contraste paisagístico como meio de descrever a heterogeneidade da paisagem, enfatizando que uma elevada densidade de borda ponderada por contraste está associada à fragmentação intensificada e à criação de zonas de transição (ecótonos) mais extensas.

Outra investigação relevante de Xin Wang et al. (2014) avaliou a eficácia de várias métricas de paisagem, incluindo aquelas ligadas ao contraste de borda, e concluiu que, embora tais métricas apresentem variabilidade entre paisagens simuladas, aquelas que incorporam contraste respondem melhor a processos de fragmentação e transição de uso da terra.

Esses achados reforçam que as métricas de contraste de patches contribuem para a interpretação de processos ecológicos em mosaicos de uso da terra com elevada mudança antrópica: quanto maior o valor de contraste de borda, maior a probabilidade de existir um efeito de borda intensificado, alterando as condições microclimáticas e estruturais das

manchas, bem como a vulnerabilidade das espécies dependentes de habitat interno.

Para a sua aplicação na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), a mensuração de métricas como Edge Contrast Density (se disponível) ou Total Edge Contrast Index permite identificar não apenas o número de bordas ou sua densidade, mas a qualidade dessas bordas — por exemplo, a transição entre vegetação natural e pastagem/agrícola, ou entre savana e urbano. Isso possibilita uma leitura mais refinada da pressão de uso da terra e das transformações da paisagem que transcendem a mera estatística de fragmentação.

Em síntese, ao incorporar métricas baseadas no contraste de patches, a análise ganha um componente de qualidade da matriz de transição, complementando métricas convencionais de área, forma, núcleo e conectividade — fortalecendo a robustez metodológica e a interpretação ecológica dos resultados da pesquisa. Portanto o foco será avaliar a composição da paisagem, sua diversidade dos tipos de cobertura e uso da terra, a abundância relativa de cada uma das classes presentes e as correlações originadas pela composição da estrutura entre elas o contraste entre diferentes classes de cobertura e uso da terra.

Para que as métricas relativas ao contraste rodem do programa Fragstats® é necessário alimentar o sistema com uma tabela de pesos relativos que determinam o grau de contraste entre as distintas classes. No capítulo 4 descreveremos a tabela utilizada e os critérios adotados para sua confecção.

As fórmulas utilizadas para calcular as métricas de contraste (analisam a interação entre diferentes classes e a intensidade de bordas) contidas no programa Fragstats® seguem na sequência do quadro 8:

tipos de manchas ou diversidade) e agregação (o grau em que as manchas são agrupadas, o que se relaciona com a variância espacial e a autocorrelação). As paisagens podem exibir

heterogeneidade ao longo de apenas um desses eixos e terem um alto grau de agregação (irregularidade) ou alto contraste (diversidade) (With, 2019, p. 54. Tradução do autor)

Quadro 8: Métricas da paisagem baseadas no contraste entre manchas

		SIGLA	unidade
Métricas de contraste	(C1) densidade de borda ponderada por contraste - Contrast-Weighted Edge Density	CWED	m / hectares
	(C2) índice de contraste total de bordas - Total Edge Contrast Index	TECI	%
	(L1) densidade de borda ponderada por contraste - Contrast-Weighted Edge Density	CWED	m / hectares
	(L2) índice de contraste total de borda - Total Edge Contrast Index	TECI	%

Fonte: Fragstats@53

C1 (densidade de borda ponderada por contraste) - soma dos perímetros de cada segmento de aresta de uma classe multiplicado pelo peso de contraste pré definido pelo usuário, dividido pela área total da paisagem (m²) convertido em hectares. Variação: CWED ≥ 0, sem limite.

CWED = 0 quando não há borda de classe na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem no tipo de patch correspondente e o usuário especifica que a borda do plano de fundo recebe um peso de contraste zero (d = 0).

O CWED aumenta à medida que a quantidade de arestas de classe na paisagem aumenta e/ou à medida que o contraste nas arestas envolvendo o tipo de patch correspondente aumenta (ou seja, o peso do contraste se aproxima de 1).

$$CWED = \frac{\sum_{k=1}^m (e_{ik}^c d_{ik})}{A} (10.000)$$

C2 (índice de contraste total da borda - soma dos comprimentos de cada segmento de uma classe multiplicado pelo peso de contraste definido pelo usuário, dividido pela soma dos comprimentos de todos os segmentos de aresta do mesmo tipo de classe, convertido em porcentagem.

Variação: $0 \leq TECI \leq 100$.

TECI = 0 quando não há borda de classe na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem no tipo de patch correspondente e o usuário especifica que a borda do plano de fundo recebe um peso de contraste zero (d = 0).

O TECI se aproxima de 0 quando o contraste nas bordas envolvendo a lição do tipo de patch correspondente (ou seja, o peso do contraste se aproxima de 0). TECI = 100 quando todas as arestas da classe são contraste máximo (d = 1).

$$TECI = \frac{\sum_{k=1}^m (e_{ik} d_{ik})}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} . (100)$$

L1 (densidade de borda ponderada por contraste) - soma dos comprimentos de borda de cada classe presente na paisagem multiplicado pelo peso de contraste atribuído pelo usuário dividido pela área total da paisagem e convertido em hectares.

Variação: CWED ≥ 0, sem limite.

CWED = 0 quando não há aresta na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presente, consistem no tipo de patch correspondente e o usuário especifica que a borda do plano de fundo recebe um peso de contraste zero (d = 0).

O CWED aumenta à medida que a quantidade de arestas na paisagem aumenta e/ou à medida que o contraste nas arestas aumenta (ou seja, o peso do contraste se aproxima de 1).

$$CWED = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (e_{ik} d_{ik})}{A} \cdot (10.000)$$

L2 (índice de contraste total da borda) - soma dos comprimentos de cada segmento de borda na paisagem multiplicado pelo peso ponderado definido pelo usuário, dividido pelo comprimento total da borda da paisagem e convertido em porcentagem.

Variação: $0 \leqslant TECI \leqslant 100$.

TECI = 0 quando não há borda na paisagem; ou seja, quando toda a paisagem e a borda da paisagem, se presentes, consistem em um único fragmento ou o usuário especifica que todos os tipos de borda recebam um peso de contraste zero ($d = 0$). TECI se aproxima de 0 conforme o contraste nas bordas diminui (ou seja, o peso do contraste se aproxima de 0). TECI = 100 quando todas as bordas apresentam contraste máximo ($d = 1$).

$$TECI = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (e_{ik} d_{ik})}{E} \cdot (100)$$

3.4.6 Métricas baseadas na agregação entre manchas

A textura da paisagem é uma propriedade dos padrões de agregação entre as manchas existentes na paisagem. McGarigal (2024) associa vários conceitos de padrões que estão relacionados:

- **Dispersão:** Está relacionada à forma como uma determinada classe de manchas se distribui espacialmente pela paisagem, sem que seja considerada nenhuma outra classe de mancha como referência para esta análise;

- **Intersecção:** Considera apenas a frequência em que cada tipo de classe de mancha é adjacente a um outro tipo de classe de manchas;
- **Subdivisão:** Apesar de estar ligada ao conceito de dispersão, difere deste por considerar o grau de divisão ou subdivisão das manchas de uma mesma classe. A dispersão considera a adjacência de células vizinhas, porém a subdivisão considera a adjacências de manchas da mesma classe distribuídas na paisagem;
- **Isolamento:** Isolamento e subdivisão estão relacionados, porém, diferem pelo fato de o isolamento considerar o grau com manchas estão isoladas e a subdivisão considera apenas se estão ou não disjuntos.

A textura da paisagem afeta de maneira determinante diversas funções ecológicas, pois muitas espécies são sensíveis ao tipo de intercalação entre as diversas manchas. A desagregação e o isolamento de manchas interferem na condição como um distúrbio se propaga por toda a paisagem. Conforme o conceito de biogeografia de ilhas, que embasou muitas discussões sobre estratégias de conservação da biodiversidade, o isolamento de manchas é um processo fundamental a ser estudado na estrutura da paisagem.

As métricas de agregação quantificam o quanto os patches de uma mesma classe tendem a se agrupar no espaço, distinguindo paisagens mais agregadas/contínuas daquelas mais dispersas/fragmentadas. No framework do Fragstats®, esse grupo inclui, entre outras, PLADJ (percentage of like adjacencies), CLUMPY (clumpiness index), CONTAG (contagion index), AI (aggregation index), COHESION (patch cohesion index) e medidas de proximidade como PROX, todas focadas no padrão de

adjacências, conectividade estrutural e coalescência de manchas. Em termos gerais, valores elevados desses índices indicam maior agregação e conectividade potencial, ao passo que valores baixos sinalizam dispersão e fragmentação (McGarigal; Marks, 1995; Fragstats©, 2025).

A COHESION é amplamente utilizada para refletir o “grau de conectividade” entre patches de uma mesma classe. Derivada de área e perímetro e normalizada à área total, ela cresce quando os patches se tornam menos isolados e o conjunto da classe se aproxima de um limiar de percolação, sendo útil para inferir continuidade de habitat em paisagens binárias (Schumaker, 1996; ver implementação no Fragstats©). Na prática, COHESION aumenta à medida que a agregação e a conexão entre manchas crescem, e tem sido recomendada como métrica sintética para conectividade estrutural (Schumaker, 1996; Rutledge, 2003; Fragstats©, 2025).

Índices baseados em adjacências (como PLADJ, CLUMPY e AI) capturam o quanto células vizinhas pertencem à mesma classe, isto é, o nível de agrupamento interno; CONTAG, por sua vez, resume a dominância e a inter-dispersão das classes na paisagem, sendo sensível a mosaicos homogêneos (alta contágio) vs. mosaicos mistos (baixo contágio). A literatura ressalta que esses índices variam com a proporção de cobertura e com o número de classes, exigindo controle de escala e interpretação conjunta com outras métricas (He; Dezonias; Mladenoff, 2000; Gustafson; Parker, 1992; Wang et al., 2014).

Medidas de proximidade como PROX integram tamanho e distância dos vizinhos, qualificando o “contexto espacial” de um patch e oferecendo um elo entre agregação estrutural e acesso potencial para espécies (inspirado na biogeografia de ilhas). Assim, PROX tende a aumentar quando há manchas maiores e mais próximas, o que sugere maior coalescência e potencial conectividade (Gustafson; Parker, 1994; Fragstats©, 2025).

Aplicações empíricas têm demonstrado que em frentes de expansão agropecuária no Cerrado e Amazônia a agregação de usos antrópicos (p. ex., pastagem ou agricultura) tende a aumentar valores de

CLUMPY/AI/CONTAG na classe antrópica, enquanto os remanescentes nativos se tornam mais fragmentados e coesos apenas localmente (quedas em CONTAG da classe natural e redução de PROX/COHESION quando há isolamento). No Cerrado da Bahia, por exemplo, mudanças entre 2013 e 2020 evidenciam a reconfiguração do mosaico de classes com expansão agrícola e rearranjos de agregação (ASSIS et al., 2021). Em propostas de corredores ecológicos no Sudeste, recomendou-se usar métricas de agregação para localizar faixas contínuas e reduzir gargalos de conectividade, pois a agregação estrutural melhora a permeabilidade da matriz (Salomão et al., 2023). Em síntese, agregação alta nas classes naturais favorece a manutenção de habitat e fluxos biológicos; agregação alta em classes antrópicas, por outro lado, expõe remanescentes a efeitos de borda e isolamento (Assis et al., 2021; Salomão et al., 2023; Wang et al., 2014).

Do ponto de vista metodológico, revisões e manuais indicam que as métricas de agregação são escala-dependentes (grão/extensão) e podem covariar com composição (proporção de classe) devendo ser trianguladas com métricas de área, borda, núcleo e conectividade funcional. Recomenda-se:

- (i) padronizar resolução e recorte entre anos;
- (ii) relatar a janela de vizinhança empregada (p. ex., 8 vizinhos versus 4 vizinhos); e
- (iii) interpretar os índices à luz do bioma e da matriz (Fragstats©, 2025; Wang et al., 2014; Kupfer, 2012).

As métricas de agregação representam um dos pilares da Ecologia da Paisagem, permitindo mensurar o grau de agrupamento espacial entre manchas de uma mesma classe e a estrutura de conectividade resultante do arranjo espacial dessas unidades. Conforme McGarigal e Marks (1995), as métricas de agregação fornecem informações sobre a proximidade, a continuidade e a configuração da paisagem, sendo indispensáveis na

avaliação de processos de fragmentação e formação de corredores ecológicos.

Entre os índices mais comuns estão o AI (Aggregation Index), PLADJ (Percentage of Like Adjacencies), CLUMPY (Clumpiness Index), CONTAG (Contagion Index), COHESION (Patch Cohesion Index) e PROX (Proximity Index). Cada métrica expressa uma dimensão distinta da agregação. Enquanto o AI e o PLADJ medem a proporção de adjacências entre células da mesma classe, o CONTAG sintetiza o grau de dominância de uma ou mais classes na paisagem, e o COHESION estima o grau de conectividade estrutural de patches adjacentes (He; Dezonja; Mladenoff, 2000).

A literatura aponta que o aumento de AI, CLUMPY e COHESION corresponde a maior agregação e conectividade, indicando paisagens mais contínuas; já a redução desses valores sugere isolamento e fragmentação (Rutledge, 2003; Wang et al., 2014). Segundo Kupfer (2012), essas métricas são particularmente úteis para análises comparativas entre períodos distintos ou áreas sujeitas a diferentes regimes de uso da terra, pois expressam de maneira quantitativa a estrutura espacial da matriz e dos habitats remanescentes.

No contexto brasileiro, as métricas de agregação têm sido amplamente aplicadas na análise de dinâmicas antrópicas e ecológicas em biomas como o Cerrado e a Amazônia. Assis et al. (2021), ao estudar a fragmentação da paisagem no estado da Bahia entre 2013 e 2020, observaram que as classes de uso antrópico, especialmente pastagem e agricultura, apresentaram elevação de CONTAG e AI, refletindo o agrupamento espacial das áreas degradadas. Em contraste, as formações naturais exibiram queda progressiva em COHESION, sugerindo aumento da descontinuidade dos remanescentes florestais.

Resultado semelhante foi encontrado por Salomão et al. (2023) em estudo sobre a implementação de corredores ecológicos na Mata Atlântica e no Cerrado, onde as métricas CLUMPY e PROX foram empregadas para identificar áreas prioritárias à reconexão de fragmentos florestais. As autoras destacam que maior agregação nos remanescentes

naturais está associada à melhoria da permeabilidade da matriz e à redução dos efeitos de isolamento.

Tais conclusões reforçam a importância do uso integrado de métricas de agregação com outros indicadores de forma, área e núcleo de patches para uma análise mais completa dos processos espaciais. Wang et al. (2014) propõem que o conjunto AI + COHESION + CONTAG constitui um núcleo mínimo de métricas eficazes para representar a estrutura ecológica da paisagem, desde que se controle o efeito da escala e da proporção de classes.

Dessa forma, as métricas de agregação são instrumentos fundamentais para compreender a configuração espacial e o grau de conectividade estrutural das paisagens. Aplicadas à Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), elas permitem avaliar a formação de corredores naturais e antrópicos, a perda de continuidade ecológica e a dispersão de manchas vegetais ao longo do tempo, oferecendo subsídios quantitativos robustos para o planejamento territorial sustentável.

As fórmulas utilizadas para calcular as métricas de agregação (medem a coesão interna das classes) contidas no programa Fragstats© seguem na sequência do quadro 9:

Quadro 9: Métricas de paisagem na agregação de manchas

		SIGLA	unidade	
Métricas de Agregação de manchas	(C1) índice de interspersão e justaposição - Interspersion and Juxtaposition Index	IJI	%	
	(C2) porcentagem de adjacências semelhantes - Percentage of Like Adjacencies	PLADJ	%	
	(C3) índice de agregação - Aggregation Index	AI	%	
	(C4) índice de aglomeração - Clumpiness Index	CUMPLY	%	
	(C5) índice de forma da paisagem - Landscape Shape Index	LSI	/	
	(C6) índice de forma da paisagem normalizado - Normalized Landscape Shape Index	nLSI	/	
	(C7) índice de coesão de patch - Patch Cohesion Index	COHESION	/	
	(C8) número de manchas - number of Patches	NP	/	
	(C9) densidade da mancha - Patch Density	PD	n.º / 100 hectares	
	(C10) índice de divisão de paisagem - Landscape Division Index	DIVISION	proporção	
	(C11) indice de divisão - Splitting Index	SPLIT	/	
	(C12) tamanho efetivo da malha - Effective Mesh Size	MESH	hectares	
	(C13) índice de conectividade - Connectance Index	CONNECT	%	
	(L1) índice de contágio - Contagion Index	CONTAG	%	
	(L2) índice de interspersão e justaposição - Interspersion and Juxtaposition Index	IJI	&	
	(L3) porcentagem de adjacências semelhantes - Percentage of Like Adjacencies	PLADJ	%	
	(L4) índice de agregação - Aggregation Index	AI	%	
	(L5) índice de forma da paisagem - Landscape Shape Index	LSI /		
	(L6) índice de coesão de mancha - Patch Cohesion Index	COHESION	/	
	(L7) número de manchas - Number of Patches	NP	/	
	(L8) densidade de mancha - Patch Density	PD	n. / 100 hectares	
	(L9) índice de divisão de paisagem - Landscape Division Index	DIVISION	proporção	
	(L10) índice de divisão - Splitting Index	SPLIT	/	
	(L11) tamanho efetivo da malha - Effective Mesh Size	MESH	hectares	
		(L30) índice de conectividade - Connectance Index	CONNECT	%

Fonte: Fragstats©54

C1 (Índice de intercalação e justaposição) - igual a menos a soma do comprimento (m) de cada tipo de aresta única envolvendo o tipo de mancha correspondente dividido pelo comprimento total (m) da aresta (m) envolvendo o mesmo tipo, multiplicado pelo logaritmo da mesma quantidade, somado sobre cada tipo de aresta única; dividido pelo logaritmo do número de tipos de patch menos 1; multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem).

Variação: $0 < IJI \leq 100$.

IJI se aproxima de 0 quando o tipo de patch correspondente é adjacente a apenas um outro tipo de patch e o número de tipos de patch aumenta.

IJI = 100 quando o tipo de patch correspondente é igualmente adjacente a todos os outros tipos de patch (ou seja, intercalado ao máximo e justaposto a outros tipos de patch).

O IJI é indefinido e relatado como "N/A" se o número de tipos de patch for menor que 3.

$$IJI = \frac{-\sum_{k=1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \cdot \ln \left(\frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right) \right]}{\ln(m-1)}$$

C2 (Porcentagem de adjacências semelhantes) - igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe focal, dividido pelo número total de adjacências celulares envolvendo a classe focal; multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem). Em outras palavras, a porcentagem de adjacências de células envolvendo o tipo de patch correspondente que são como adjacências.

Variação: $0 \leq PLADJ \leq 100$

PLADJ é igual a 0 quando o tipo de mancha correspondente é desagregado ao máximo (ou seja, cada célula é uma mancha diferente) e não há adjacências semelhantes. Isso ocorre quando a classe é subdividida em manchas de uma célula. Observe que

essa condição só pode ser alcançada quando a proporção da paisagem composta pela classe focal (P_i) é $\leq 0,5$. Quando $P_i = 0,5$, isso ocorre apenas quando a classe é distribuída como um tabuleiro de xadrez perfeito. Quando $P_i > 0,5$, o tabuleiro de xadrez começa a ser preenchido e existirão adjacências semelhantes.

O PLADJ aumenta à medida que o tipo de patch correspondente se torna cada vez mais agregado, de modo que a proporção de adjacências semelhantes aumenta.

PLADJ = 100 quando a paisagem consiste em uma única mancha e todas as adjacências estão entre a mesma classe, e a paisagem contém uma borda composta inteiramente pela mesma classe. Se a paisagem consistir em uma única mancha, mas não contiver uma borda, PLADJ será menor que 100 devido aos segmentos de borda de fundo na contagem de adjacências envolvendo a classe focal.

Finalmente, PLADJ é indefinido e relatado como "N/A" se a classe consistir em uma única célula.

$$PLADJ = \left(\frac{G_i}{T_i} \right) \cdot (100)$$

G_i : Número de adjacências de manchas de mesma classe. T_i : Número total de adjacências de manchas de mesma classe possíveis na paisagem (considerando todas as classes).

C3 (Índice de agregação) - igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, dividido pelo número máximo possível de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, que é alcançado quando a classe é agrupada ao máximo em um único patch compacto; multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem).

Variação: $0 \leq AI \leq 100$.

Dado qualquer P_i , AI é igual a 0 quando o tipo de patch focal é desagregado ao máximo (ou seja, quando não há adjacências semelhantes);

A IA aumenta à medida que o tipo de patch focal é cada vez mais agregado e é igual a 100 quando o tipo de patch é agregado ao máximo em um único patch compacto.

AI é indefinido e relatado como "N/A" se a classe consistir em uma única célula.

$$AI = \left| \frac{g_{ii}}{\max_{i \rightarrow j} g_{ij}} \right| \cdot (100)$$

C4 (Índice de aglomeração) - desvio proporcional da proporção de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente daquela esperada sob uma distribuição espacialmente aleatória.

Variação: $-1 \leq \text{DESGRUPADO} \leq 1$

Dado qualquer P_i , DESAGREGADO é igual a -1 quando o tipo de patch focal é desagregado ao máximo;

AGREGAÇÃO (CLUMPY) é igual a 0 quando o tipo de patch focal é distribuído aleatoriamente e se aproxima de 1 quando o tipo de patch é agregado ao máximo. Observe que AGREGAÇÃO (CLUMPY) é igual a 1 somente quando a paisagem consiste em um único patch e inclui uma borda composta pela classe focal.

$$CLUMPY = \left(\frac{G_i - P_i}{G_i + P_i} \right) \quad (\text{para } P_i \neq G_i)$$

G_i : Número de adjacências de manchas de mesma classe.

P_i : Número esperado de adjacências de manchas de mesma classe em uma distribuição aleatória.

C5 (Índice de Forma de Paisagem) - é igual a 0,25 (ajuste para formato raster) vezes a soma de todo o limite da paisagem e todos os segmentos de borda (m) dentro do limite da paisagem envolvendo o tipo de patch correspondente, incluindo alguns ou todos os elementos de fundo da borda (com base nas especificações do usuário), dividido pela raiz quadrada da área

total da paisagem (m²). Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer fundo interno presente.

Variação: $LSI \geq 1$, sem limite.

$LSI = 1$ quando a paisagem consiste em uma única mancha quadrada do tipo correspondente;

O LSI aumenta sem limite à medida que a forma da paisagem se torna mais irregular e/ou à medida que o comprimento da aresta dentro da paisagem do tipo de patch correspondente aumenta.

$$LSI = \frac{0,25 \cdot \sum_{k=1}^m e_{ik}}{\sqrt{A}}$$

C6 (Índice de Forma de Paisagem normalizado) - é igual ao comprimento total da aresta (ou perímetro) envolvendo a classe correspondente, dado em número de superfícies celulares, menos o comprimento mínimo da aresta (ou perímetro) da classe possível para uma classe agregada ao máximo, também dado em número de superfícies celulares, que é alcançado quando a classe é agrupada ao máximo em um único patch compacto, dividido pelo máximo menos o comprimento mínimo da borda da classe.

Variação: $0 \leq nLSI \leq 1$

$nLSI = 0$ quando a paisagem consiste em uma única mancha quadrada ou maximamente compacta (ou seja, quase quadrada) do tipo correspondente;

O $nLSI$ aumenta à medida que o tipo de patch se torna cada vez mais desagregado e é 1 quando o tipo de patch é desagregado ao máximo (ou seja, um tabuleiro de xadrez quando $P_i \leq 0,5$).

Observe que $nLSI$ é indefinido e relatado como N/A nos arquivos de saída sempre que $\max-ei = \min-ei$, que existe quando a classe consiste em uma única célula, compreende todas as células, exceto 1, ou compreende toda a paisagem, porque é impossível distinguir entre distribuições agrupadas, aleatórias e dispersas nesses casos.

$$nLSI = \frac{e_i - \min e_i}{\max e_i - \min e_i}$$

C7 (Índice de Coesão do Patch) - igual a 1 menos a soma do perímetro do retalho (em termos de número de superfícies celulares) dividido pela soma do perímetro do retalho vezes a raiz quadrada da área do retalho (em termos de número de células) para os retalhos do tipo de retalho correspondente, dividido por 1 menos 1 sobre a raiz quadrada do número total de células na paisagem, multiplicado por 100 para converter em uma porcentagem. Observe que a área total da paisagem (Z) exclui qualquer fundo interno presente.

Variação: $0 < \text{COESÃO} < 100$

COESÃO se aproxima de 0 à medida que a proporção da paisagem composta pela classe focal diminui e se torna cada vez mais subdividida e menos conectada fisicamente.

A COESÃO aumenta monotonicamente à medida que a proporção da paisagem composta pela classe focal aumenta até que uma assíntota seja alcançada perto do limiar de percolação (ver discussão de fundo).

COHESION é dado como 0 se a paisagem consistir em uma única célula não fundo.

$$\text{COHESION} = \left[1 - \frac{\sum_{j=1}^n P_{ij}}{\sum_{j=1}^n P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right] \cdot (100)$$

C8 (Número de patches) - igual ao número de patches do tipo de patch correspondente (classe).

Variação: $NP \geq 1$, sem limite.

$NP = 1$ quando a paisagem contém apenas uma mancha do tipo de mancha correspondente; ou seja, quando a classe consiste em um único patch.

$$NP = n_i$$

C9 (Densidade do patch) - igual ao número de manchas do tipo de mancha correspondente dividido pela área total da paisagem (m^2), multiplicado por 10.000 e 100 (para converter em 100 hectares).

Variação: $PD > 0$, limitado pelo tamanho da célula.

$$PD = \frac{n_i}{A} \cdot (10.000) \cdot (100)$$

C10 (Índice de Divisão de Paisagem) - 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 do tipo de mancha correspondente.

Variação: $0 \leq \text{DIVISÃO} < 1$

$\text{DIVISÃO} = 0$ quando a paisagem consiste em um único patch.

A DIVISÃO se aproxima de 1 quando o tipo de patch focal consiste em um único e pequeno patch de uma célula de área. À medida que a proporção da paisagem composta pelo tipo de patch focal diminui e à medida que esses patches diminuem de tamanho, a DIVISÃO se aproxima de 1.

$$\text{DIVISION} = \left[1 - \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{S} \right)^2 \right]$$

C11 (Índice de divisão) - igual à área total da paisagem (m^2) ao quadrado dividida pela soma da área do patch (m^2) ao quadrado, somada em todos os patches do tipo de patch correspondente.

Variação: $1 \leq \text{SPLIT} \leq$ número de células na área da paisagem ao quadrado

$\text{SPLIT} = 1$ quando a paisagem consiste em uma única mancha.

SPLIT aumenta à medida que o tipo de mancha focal é cada vez mais reduzido em área e subdividido em manchas menores.

O limite superior de SPLIT é limitado pela proporção da área da paisagem para o tamanho da célula e é alcançado quando o tipo

de patch correspondente consiste em um único patch de um pixel.

$$SPLIT = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^n a_i^2}$$

C12 (Tamanho de malha efetivo) - igual à soma da área da mancha ao quadrado, somada em todas as manchas do tipo de mancha correspondente, dividida pela área total da paisagem (m²), dividida por 10.000 (para converter em hectares).

Variação: relação entre o tamanho da célula e a área da paisagem $\leq MESH \leq$ área total da paisagem (A).

O limite inferior da MESH é limitado pela razão entre o tamanho da célula e a área da paisagem e é alcançado quando o tipo de patch correspondente consiste em um único patch de um pixel.

MESH é máximo quando a paisagem consiste em um único patch.

$$MESH = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A} \cdot \left(\frac{1}{10.000} \right)$$

C13 (Índice de Conectividade) - igual ao número de junções funcionais entre todas as manchas do tipo de mancha correspondente (soma de cijk onde cijk = 0 se o patch j e k não estiverem dentro da distância especificada um do outro e cijk = 1 se a mancha j e k estiverem dentro da distância especificada), dividido pelo número total de junções possíveis entre todas as manchas do tipo de mesma classe correspondente, multiplicado por 100 para converter em uma porcentagem.

Variação: $0 \leq CONNECT \leq 100$

CONNECT = 0 quando a classe focal consiste em uma única mancha ou nenhuma das manchas da classe focal está "conectada" (ou seja, dentro da distância limite especificada pelo usuário de outra mancha do mesmo tipo).

CONNECT = 100 quando cada mancha da classe focal está "conectado".

$$CONNECT = \left\lfloor \frac{\sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\frac{n_i (n_i - 1)}{2}} \right\rfloor$$

L1 (Índice de Contágio) - igual a menos a soma da abundância proporcional de cada tipo de patch multiplicada pela proporção de adjacências entre as células desse tipo de patch e outro tipo de patch, multiplicada pelo logaritmo da mesma quantidade, somada a cada tipo de adjacência único e a cada tipo de patch; dividido por 2 vezes o logaritmo do número de tipos de patch; multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem). Em outras palavras, o contágio observado sobre o contágio máximo possível para o número determinado de tipos de patch.

Variação: $0 < CONTAG \leq 100$.

CONTAG se aproxima de 0 quando os tipos de patch são desagregados ao máximo (ou seja, cada célula é um tipo de patch diferente) e intercalados (proporções iguais de todas as adjacências em pares).

CONTAG = 100 quando todos os tipos de patch são agregados ao máximo; ou seja, quando a paisagem consiste em uma única mancha.

CONTAG é indefinido e relatado como "N/A" se o número de tipos de patch for menor que 2 ou se todas as classes consistirem em patches de uma célula adjacentes apenas ao plano de fundo.

$$CONTAG = \left\lfloor 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m \left| (P_{ik}) \left(\frac{g_{ijk}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right| \cdot \ln(P_i) \left(\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right|}{2 \ln(m)} \right\rfloor$$

(100)

L2 (Índice de intercalação e justaposição) - igual a menos a soma do comprimento (m) de cada tipo de aresta único dividido pela aresta total da paisagem (m), multiplicado pelo logaritmo da mesma quantidade, somado a cada tipo de aresta única; dividido pelo logaritmo do número de tipos de mancha vezes o número de tipos de manchas menos 1 dividido por 2; multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem). Em outras palavras, a intercalação observada sobre a intercalação máxima possível para o número determinado de tipos de patch.

Variação: $0 < IJI \leq 100$

IJI se aproxima de 0 quando a distribuição de adjacências entre tipos de manchas exclusivas se torna cada vez mais desigual.

IJI = 100 quando todos os tipos de manchas são igualmente adjacentes a todos os outros tipos de manchas (ou seja, intercalação e justaposição máximas).

IJI é indefinido e relatado como "N/A" se o número de tipos de manchas for menor que 3.

$$IJI = \frac{-\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \cdot \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5[m \cdot (m-1)])}$$

L3 (Porcentagem de adjacências semelhantes) - igual à soma do número de adjacências semelhantes para cada tipo de patch, dividido pelo número total de adjacências de células no cenário; multiplicado por 100 (para converter em uma porcentagem). Em outras palavras, a proporção de adjacências de células envolvendo a mesma classe.

Variação: $0 \leq PLADJ \leq 100$

PLADJ é igual a 0 quando os tipos de patch são desagregados ao máximo (ou seja, cada célula é um tipo de patch diferente) e não há adjacências semelhantes.

PLADJ = 100 quando todos os tipos de patch são agregados ao máximo (ou seja, quando a paisagem consiste em uma única

mancha e todas as adjacências estão entre a mesma classe) e a paisagem contém uma borda composta inteiramente pela mesma classe.

Se a paisagem consistir em um único patch, mas não contiver uma borda, PLADJ será menor que 100 devido aos segmentos de borda de fundo ao longo do limite incluídos na contagem de todas as adjacências.

$$PLADJ = \left(\frac{\sum_{i=1}^m (g_{ii})}{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^m (g_{ik})} \right) \cdot (100)$$

L4 (Índice de agregação) - igual ao número de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, dividido pelo número máximo possível de adjacências semelhantes envolvendo a classe correspondente, que é alcançado quando a classe é agrupada ao máximo em uma única mancha compacta, multiplicado pela proporção da paisagem composta pela classe correspondente, somada por todas as classes e multiplicada por 100 (para converter em uma porcentagem). Se A_i é a área da classe i (em termos de número de células) e n é o lado de um maior quadrado inteiro menor que A_i , e $m = A_i - n^2$, então o maior número de arestas compartilhadas para a classe i , max-gii assumirá uma das três formas:

max-gii = $2n(n-1)$, quando $m = 0$,

max-gii = $2n(n-1) + 2m - 1$, quando $m \leq n$, ou

max-gii = $2n(n-1) + 2m - 2$, quando $m > n$.

Variação: $0 \leq AI \leq 100$.

Dado qualquer P_i , AI é igual a 0 quando os tipos de manchas são desagregados ao máximo (ou seja, quando não há adjacências semelhantes);

A IA aumenta à medida que a paisagem é cada vez mais agregada e é igual a 100 quando a paisagem consiste em uma única mancha.

AI é indefinido e relatado como "N/A" no arquivo "basename".land se cada classe consistir em uma única célula (e, portanto, for indefinida).

$$AI = \left[\sum_{i=1}^m \left(\frac{g_{ii}}{\max_{j \rightarrow g_{ii}}} \right) P_i \right] \cdot (100) \quad (100)$$

L5 (Índice de Forma de Paisagem) - é igual a 0,25 (ajuste para formato raster) vezes a soma de todo o limite da paisagem (independentemente de representar a aresta 'verdadeira' ou não, ou como o usuário especifica como lidar com o limite/plano de fundo) e todos os segmentos de aresta (m) dentro do limite da paisagem, incluindo alguns ou todos os elementos de fundo da borda (com base nas especificações do usuário), divididos pela raiz quadrada da área total da paisagem (m²). Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer fundo interno presente.

Variação: LSI ≥ 1, sem limite.

LSI = 1 quando a paisagem consiste em uma única mancha quadrada;

O LSI aumenta sem limite à medida que a forma da paisagem se torna mais irregular e/ou à medida que o comprimento da borda dentro da paisagem aumenta.

$$LSI = \frac{0,25 E}{\sqrt{A}}$$

L6 (Índice de Coesão do Patch) - é igual a 1 menos a soma do perímetro da mancha (em termos de número de células) dividida pela soma do perímetro da mancha vezes a raiz quadrada da área da mancha (em termos de número de células) para todas as manchas na paisagem, dividida por 1 menos 1 sobre a raiz

quadrada do número total de células na paisagem, multiplicado por 100 para converter em uma porcentagem.

Variação: índice

$$COHESION = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n P_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \cdot \left[1 - \frac{1}{\sqrt{Z}} \right]^{-1} \cdot (100) \quad (100)$$

L7 (Número de patches) - NP é igual ao número de manchas na paisagem. Observe que o NP não inclui nenhuma mancha de fundo interna (ou seja, dentro do limite da paisagem) ou nenhuma mancha na borda da paisagem, se presente.

Variação: NP ≥ 1, sem limite.

NP = 1 quando a paisagem contém apenas 1 mancha.

$$NP = N$$

L8 (Densidade do patch) - é igual ao número de manchas na paisagem, dividido pela área total da paisagem (m²), multiplicado por 10.000 e 100 (para converter em 100 hectares). Observe que o PD não inclui patches de fundo ou patches na borda da paisagem, se houver.

Variação: PD > 0, limitado pelo tamanho da célula.

O PD é, em última análise, limitado pelo tamanho do grão da imagem *raster*, porque o PD máximo é atingido quando cada célula é um patch separado.

$$PD = \frac{N}{A} \cdot (10.000) \cdot (100) \quad (100)$$

L9 (Índice de Divisão de Paisagem) - é igual a 1 menos a soma da área da mancha (m²) dividida pela área total da paisagem (m²), quantidade ao quadrado, somada em todas as manchas na

paisagem. Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer fundo interno presente.

Variação: $0 \leq \text{DIVISÃO} \leq 1$.

DIVISÃO = 0 quando a paisagem consiste em um único patch.

DIVISÃO atinge seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo; isto é, quando cada célula é um patch separado.

$$\text{DIVISION} = \left[1 - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \left(\frac{a_{ij}}{A} \right)^2 \right]$$

L10 (Índice de divisão) - é igual à área total da paisagem (m2) ao quadrado dividida pela soma da área do patch (m2) ao quadrado, somada em todas as manchas na paisagem. Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer fundo interno presente.

Variação: $1 \leq \text{SPLIT} \leq$ número de células na paisagem ao quadrado.

SPLIT = 1 quando a paisagem consiste em um único patch.

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; isto é, quando cada célula é um patch separado.

$$\text{SPLIT} = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$$

L11 (Tamanho de malha efetivo) - é igual a 1 dividido pela área total da paisagem (m2) multiplicada pela soma da área da mancha (m2) ao quadrado, somada em todas as manchas da paisagem. Observe que a área total da paisagem (A) inclui qualquer fundo interno presente.

Variação: tamanho da célula $\leq \text{MESH} \leq$ área total da paisagem (A).

O limite inferior da MESH é limitado pelo tamanho da célula e é alcançado quando a paisagem é subdividida ao máximo; isto é, quando cada célula é um patch separado.

MESH é máximo quando a paisagem consiste em um único patch.

$$\text{MESH} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^2}{A}$$

L30 (Índice de Conectividade) - é igual ao número de junções funcionais entre todos os patches do mesmo tipo de patch (soma de c_{ijk} onde $c_{ijk} = 0$ se o patch j e k não estiverem dentro da distância especificada um do outro e $c_{ijk} = 1$ se o patch j e k estiverem dentro da distância especificada), dividido pelo número total de junções possíveis entre todos os patches do mesmo tipo, multiplicado por 100 para converter em uma porcentagem.

Variação: $0 \leq \text{CONNECT} \leq 100$.

CONNECT = 0 quando a paisagem consiste em um único patch, ou todas as classes consistem em um único patch, ou nenhum dos patches na paisagem está "conectado" (ou seja, dentro da distância limite especificada pelo usuário de outro patch do mesmo tipo).

CONNECT = 100 quando cada patch na paisagem está "conectado".

$$\text{CONNECT} = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m \left(\frac{n_i (n_i - 1)}{2} \right)} \right] \cdot (100)$$

3.4.7 Métricas baseadas na diversidade de manchas na paisagem

As diferentes tipologias de manchas existentes em um mapa representativo da cobertura e uso da terra fornece uma medida básica da diversidade na composição da paisagem. Porém a simples contagem de diferentes classes não consegue abarcar a composição de forma mais detalhada, por exemplo se uma determina classe é dominante, qual a proporção que cada classe participa no total da paisagem e qual a

heterogeneidade comparativa entre as distintas classes da cobertura e uso da terra existe na paisagem analisada.

Sobre as medidas que refletem a composição da paisagem With (2019) ressalta que muitas delas são utilizadas para medir a diversidade da paisagem, as quais podem endereçar a solução para a questão de obtenção de dados que permitam aprofundar a compreensão das métricas da diversidade, e elenca três índices fundamentais:

- Riqueza da paisagem (R): O número de diferentes tipos de cobertura do solo (o número total de classes ou categorias) presentes na paisagem. Isso fornece uma medida básica da diversidade ou heterogeneidade da paisagem;
- Proporção de cobertura da terra (π_i): Para cada tipo de cobertura da terra, a proporção relativa da paisagem total ocupada por esse tipo de cobertura. Uma medida relacionada é a área total de classe (AC), que é avaliada em todas as células (ou manchas) de um determinado tipo de cobertura do solo e é dada em alguma unidade de área (por exemplo, ha.. ou km²);
- Diversidade da paisagem: Embora a riqueza (R) forneça o número de diferentes tipos de cobertura do solo presentes, ela não fornece nenhuma informação sobre as abundâncias relativas desses diferentes tipos de cobertura. Tudo o mais sendo igual, consideraríamos uma paisagem mais heterogênea (ter maior diversidade) se todos os tipos de cobertura fossem igualmente abundantes do que se apenas um desses tipos de cobertura dominasse a paisagem. Podemos calcular uma medida de diversidade na qual cada tipo de cobertura da terra é ponderado por sua abundância proporcional na paisagem, usando o Índice de Diversidade de Shannon (With, 2019, p. 167).

As métricas de diversidade constituem um conjunto de indicadores que descrevem a composição e a heterogeneidade da paisagem, expressando a variedade e a proporção das classes de cobertura e uso da terra. Elas são derivadas diretamente dos conceitos ecológicos de diversidade alfa e beta, aplicados ao contexto espacial, e fornecem subsídios essenciais para avaliar a complexidade estrutural e a resiliência ecológica de um território. Segundo McGarigal e Marks (1995), as métricas de diversidade expressam a abundância relativa das classes (composição) e a proporção de cada classe em relação à paisagem total, permitindo identificar o grau de dominância, equabilidade e fragmentação do sistema.

Entre as métricas mais utilizadas estão o Número de Classes (NP), a Riqueza de Classes (PR), o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI), o Índice de Equabilidade de Shannon (SHEI) e o Índice de Dominância de Simpson (SIDI). O índice de diversidade de Claude Shannon, matemático norte americano considerado o criador da teoria da informação que correlaciona probabilidade e incerteza, é amplamente aceito e utilizado pela comunidade científica, especialmente no campo da ecologia. O índice foi adaptado para calcular a diversidade do uso e ocupação da terra ao ponderar a abundância das tipologias de classes existentes em uma paisagem a uma métrica de diversidade (With, 2019). O SHDI, baseado na entropia de Shannon, mede o grau de incerteza na predição da classe de um pixel escolhido aleatoriamente, enquanto o SHEI normaliza essa diversidade pelo número total de classes, expressando o grau de uniformidade na distribuição das coberturas (McGarigal; Marks, 1995). Paisagens com valores altos de SHDI e SHEI tendem a apresentar maior heterogeneidade e menor dominância de uma única classe, o que está frequentemente associado à maior diversidade de habitats (Li; Wu, 2004).

Diversos estudos acadêmicos evidenciam a importância dessas métricas na interpretação das dinâmicas espaciais e ecológicas. O trabalho de Li e Wu (2004) destaca que a diversidade da paisagem atua como um indicador de integridade ecológica, refletindo o equilíbrio entre processos de fragmentação e coalescência das classes. De forma semelhante, Gustafson (1998) argumenta que a heterogeneidade espacial, expressa por

métricas como SHDI e SIDI, está diretamente relacionada à resiliência funcional da paisagem, pois ambientes mais diversos tendem a resistir melhor a distúrbios antrópicos e naturais.

No contexto brasileiro, estudos têm aplicado métricas de diversidade em análises multitemporais e multiescalares para avaliar os efeitos da expansão agropecuária e urbana sobre a estrutura ecológica das paisagens. Martins et al. (2018), ao investigar mudanças de cobertura no bioma Mata Atlântica, constataram aumento progressivo de SHDI e SHEI entre 1985 e 2015, associado à intensificação da heterogeneidade espacial decorrente da conversão de florestas em mosaicos agropecuários. Assis et al. (2021), por sua vez, observaram padrão inverso no Cerrado baiano, com redução de SHDI e aumento de dominância de classes antrópicas, evidenciando perda de diversidade estrutural e funcional da paisagem.

Esses resultados corroboram as conclusões de Wang et al. (2014), que destacam a relevância das métricas de diversidade para capturar mudanças composicionais ao longo do tempo, especialmente em paisagens submetidas a processos de fragmentação e substituição de uso da terra. Além disso, Alencar et al. (2025) empregaram SHDI e SIDI em análises de longo prazo na Amazônia, observando que a redução da diversidade de classes naturais é um indicador precoce de simplificação ecológica e perda de conectividade funcional.

Dessa forma, as métricas de diversidade são fundamentais para compreender a complexidade espacial e ecológica das paisagens, permitindo avaliar como os processos de uso da terra influenciam a heterogeneidade e a sustentabilidade dos ecossistemas. No caso da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, a aplicação conjunta de SHDI, SHEI e SIDI pode revelar o grau de equilíbrio entre os componentes naturais (florestas, savanas e corpos hídricos) e os componentes antrópicos (áreas urbanas, pastagens e agricultura), oferecendo uma visão quantitativa da dinâmica composicional e de suas implicações para a sustentabilidade regional.

O programa Fragstats© faz o cálculo de diversidade dos 3 índices principais (riqueza, proporção e diversidade), baseados em 2 variáveis: a riqueza e a uniformidade. A riqueza é um conceito ligado aos diferentes tipos de manchas que estão presentes na paisagem e no caso de imagens *rasters* são as classes da cobertura e uso da terra mapeadas da face da terra. A uniformidade é um conceito relacionado a distribuição da área entre os diferentes tipos de classes de manchas. Estes índices são utilizados para medir a composição da paisagem.

As fórmulas utilizadas para calcular as métricas de diversidade (indicam a heterogeneidade e composição geral da paisagem) contidas no programa Fragstats© seguem na sequência do quadro 10:

Quadro 10: Métricas de paisagem baseadas na diversidade de manchas - Fragstats© v 4.3

		SIGLA	unidade
Métricas de diversidade	(L1) riqueza de patches - Patch Richness	PR	/
	(L2) densidade de riqueza de patch - Patch Richness Density	PRD	nº / 100 hectares
	(L3) riqueza relativa de patches - Relative Patch Richness	RPR	%
	(L4) índice de diversidade de Shannon - Shannon's Diversity Index	SHDI	/
	(L5) índice de diversidade de Simpson - Simpson's Diversity Index	SIDI	/
	(L6) índice de diversidade de Simpson modificado - Modified Simpson's Diversity Index	MSIDI	/
	(L7) índice de uniformidade de Shannon - Shannon's Evenness Index	SHEI	/
	(L9) índice de uniformidade de Simpson modificado - Modified Simpson's Evenness Index	MSIEI	/

Fonte: Fragstats©55

55 Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php/fragstats-metrics/patch-based-metrics>, acessado em 20/03/2025

L1 (Riqueza de patches) - número de diferentes tipos de classes de manchas existentes em uma paisagem.

Variação: $PR \geq 1$, sem limite.

$$PR = m$$

L2 (Densidade de riqueza de patch) - número de diferentes classes de manchas presentes dentro de uma paisagem dividido pela área total da paisagem, multiplicado por 10.000 e posteriormente por 100 para retornar um valor múltiplo de 100 hectares.

Variação: $PRD > 0$, sem limite.

$$PRD = \frac{m}{A} \cdot (10.000) \cdot (100)$$

L3 (Riqueza relativa de patches) - número de diferentes tipos de classes presentes na paisagem dividido pelo número potencial máximo de tipos de classes especificados pelo usuário, convertido em porcentagem.

Variação: $0 < RPR \leq 100$.

RPR se aproxima de 0 quando o cenário contém um único tipo de patch, mas o número de tipos de patch em potencial é muito grande.

RPR = 100 quando todos os tipos de patch possíveis são representados no cenário.

$$RPR = \frac{m}{m_{max}} \cdot (100)$$

L4 (Índice de Diversidade de Shannon) - é o valor da soma da abundância proporcional relativa a todos os tipos de classes

multiplicado pela proporção da abundância, considerando a distribuição da classe na paisagem, transformado em um valor negativo.

Variação: $SHDI \geq 0$, sem limite.

SHDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 patch (ou seja, sem diversidade). O SHDI aumenta à medida que o número de diferentes tipos de adesivos (ou seja, riqueza de patches, PR) aumenta e/ou a distribuição proporcional da área entre os tipos de adesivos se torna mais equitativa.

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)$$

L5 (Índice de Diversidade de Simpson) - é igual a 1 menos a soma, em todas as classes, da abundância proporcional de cada classe existente na paisagem elevado ao quadrado.

Variação: $0 \leq SIDI < 1$.

SIDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 patch (ou seja, sem diversidade). O SIDI se aproxima de 1 à medida que o número de diferentes tipos de patch (ou seja, riqueza de patches, PR) aumenta e a distribuição proporcional da área entre os tipos de patches se torna mais equitativa.

$$SIDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$$

L6 (Índice de Diversidade de Simpson modificado) - é igual a menos o logaritmo da soma, em todas as classes, da abundância proporcional de cada classe elevado ao quadrado.

Variação: $MSIDI \geq 0$, sem limite.

MSIDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 patch (ou seja, sem diversidade). O MSIDI aumenta à medida que o número de diferentes tipos de patch (ou seja, riqueza de patch, PR) aumenta e a distribuição proporcional da área entre os tipos de patch se torna mais equitativa.

$$MSIDI = -\ln \sum_{i=1}^m P_i^2$$

L7 (Índice de uniformidade de Shannon) - é a soma, em todas as classes, da abundância proporcional de cada tipo de classe multiplicado por esta proporção, convertido para um valor negativo.

Variação: $0 \leq SHEI \leq 1$.

SHDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 mancha (ou seja, sem diversidade) e se aproxima de 0 à medida que a distribuição da área entre os diferentes tipos de manchas se torna cada vez mais desigual (ou seja, dominada por 1 tipo). SHDI = 1 quando a distribuição da área entre os tipos de manchas é perfeitamente uniforme (ou seja, as abundâncias proporcionais são as mesmas).

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \ln P_i)}{\ln m}$$

L9 (Índice de uniformidade de Simpson modificado) - é igual ao logaritmo da soma, em todas as classes, da abundância proporcional de cada classe elevado ao quadrado, dividido pelo logaritmo do número de tipos de classes.

Variação: $0 \leq MSIEI \leq 1$.

MSIDI = 0 quando a paisagem contém apenas uma mancha (ou seja, sem diversidade) e se aproxima de 0 à medida que a distribuição da área entre os diferentes tipos de manchas se torna cada vez mais desigual (ou seja, dominada por 1 tipo). MSIDI = 1 quando a distribuição da área entre os tipos de manchas é perfeitamente uniforme (ou seja, as abundâncias proporcionais são as mesmas).

$$MSIEI = \frac{-\ln \sum_{i=1}^m P_i^2}{\ln m}$$

3.5 Quadro resumo das métricas utilizadas

Os quadros 11 e 12 a seguir compilam as métricas de composição e configuração respectivamente, utilizados neste estudo. Foram utilizadas métricas aplicáveis em dois níveis de análise; manchas agrupadas em classes de cobertura e uso da terra (representadas pela letra C) e análises

da paisagem considerada em sua integralidade (representadas pela letra L).

Quadro 11: Métricas de Composição da Paisagem calculadas pelo Fragstats©56

Categoria	Sigla	Métrica (com código)	Nível de análise	Unidade	Síntese da métrica
Área e Borda	CA	C1 - Área total da classe	C	ha..	Mede a extensão total ocupada por uma classe específica de cobertura do solo. É fundamental para avaliar a dominância espacial de cada categoria dentro da paisagem.
Área e Borda	PLAND	C2 - Porcentagem da paisagem	C	%	Representa a proporção percentual de uma classe em relação à área total da paisagem, permitindo identificar o grau de ocupação das diferentes classes.
Área e Borda	LPI	C3 - Maior índice de mancha	C	%	Indica o tamanho relativo da maior mancha de uma classe em relação à paisagem total. É útil para verificar concentração e dominância espacial.
Área e Borda	TE	C4 - Borda total	C	km	Expressa o comprimento total das bordas entre manchas, importante para analisar fragmentação e contato entre habitats distintos.
Área e Borda	TA	L1 - Área total da paisagem	L	ha..	Mede a área total da paisagem considerada. É a base de referência para o cálculo das demais métricas e proporções.
Área e Borda	LPI	L2 - Maior índice de mancha (paisagem)	L	%	Mostra o tamanho relativo da maior mancha em toda a paisagem, sendo um indicador de dominância espacial e conectividade.
Área e Borda	TE	L3 - Borda total (paisagem)	L	km	Soma total de bordas existentes entre todas as classes. Indica a heterogeneidade estrutural e o grau de fragmentação geral.
Área Principal	TCA	C1 - Área total do núcleo	C	ha..	Mede a soma das áreas centrais das manchas, desconsiderando zonas de borda. Reflete a extensão de habitat com menor interferência externa.
Área Principal	CPLAND	C2 - Percentual da área central	C	%	Percentual da área central da classe em relação à paisagem total. Indica o grau de conservação e integridade dos núcleos ecológicos.
Área Principal	NDCA	C3 - Número de áreas centrais disjuntas	C	nº	Conta o número de núcleos ecológicos separados. Elevados valores indicam fragmentação interna das manchas.
Área Principal	DCAD	C4 - Densidade de áreas centrais disjuntas	C	nº/100 ha.	Calcula a frequência de núcleos centrais por unidade de área, permitindo comparar paisagens com tamanhos diferentes.
Área Principal	TCA	L1 - Área total do núcleo (paisagem)	L	ha.	Mede a soma das áreas centrais de todas as classes, avaliando a proporção total de habitat preservado.
Área Principal	NDCA	L2 - Número de áreas centrais disjuntas	L	nº	Indica a quantidade de núcleos em toda a paisagem. Está associada ao grau de fragmentação e isolamento dos habitats.
Área Principal	TCA	L3 - Densidade da área central disjunta	L	nº/100 ha.	Mede a densidade média de núcleos ecológicos, sendo útil para inferir conectividade estrutural em escala ampla.

56 Nota: As métricas de classe (C) representam valores calculados para cada categoria de cobertura e uso da terra, enquanto as métricas de paisagem (L) expressam valores agregados para toda a área analisada. Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1995).

Contraste	TECI	C2 - Índice de contraste total da borda	C	%	Avalia a diferença entre manchas adjacentes, indicando o contraste ecológico entre diferentes tipos de uso e cobertura.
Contraste	TECI	L2 - Índice de contraste total da borda (paisagem)	L	%	Mede o contraste global entre todos os tipos de borda da paisagem. Importante para avaliar gradientes ecológicos.
Agregação	NP	C8 - Número de patches (classe)	C	nº	Conta o número total de manchas de uma classe. Valores elevados indicam fragmentação e heterogeneidade espacial.
Agregação	NP	L7 - Número de patches (paisagem)	L	nº	Representa o número total de manchas em toda a paisagem, refletindo o grau geral de fragmentação.
Diversidade	PR	L1 - Riqueza de patches	L	nº	Mede o número de diferentes classes de uso e cobertura na paisagem. Expressa diversidade estrutural e complexidade.
Diversidade	PRD	L2 - Densidade de riqueza de patches	L	nº/100 ha.	Quantifica a riqueza de classes ajustada ao tamanho da paisagem. É útil para comparações entre áreas de diferentes dimensões.
Diversidade	RPR	L3 - Riqueza relativa de patches	L	%	Mede a proporção da riqueza observada em relação à máxima possível. Indica diversidade relativa e heterogeneidade.
Diversidade	SHDI	L4 - Índice de Diversidade de Shannon	L	s/unidade	Expressa diversidade considerando a abundância e a equitatividade das classes. Alta diversidade sugere equilíbrio ecológico.
Diversidade	SIDI	L5 - Índice de Diversidade de Simpson	L	s/unidade	Mede a probabilidade de duas manchas aleatórias pertencerem à mesma classe. Menores valores indicam maior diversidade.
Diversidade	MSIDI	L6 - Índice de Diversidade de Simpson modificado	L	s/unidade	Ajusta o índice de Simpson para classes pouco representadas, permitindo melhor comparação entre paisagens heterogêneas.
Diversidade	SHEI	L7 - Índice de Uniformidade de Shannon	L	s/unidade	Indica o grau de uniformidade na distribuição das classes. Valores altos sugerem distribuição equitativa.
Diversidade	MSIEI	L9 - Índice de Uniformidade de Simpson modificado	L	s/unidade	Avalia uniformidade ponderando pela abundância relativa, útil em paisagens com forte dominância de classes.

Quadro 12: Métricas de Configuração da Paisagem calculadas pelo Fragstats©57

Categoria	Sigla	Métrica (com código)	Nível	Unidade	Síntese da métrica
Área e Borda	ED	C5 - Densidade de borda	C	m/ha.	Mede a razão entre o comprimento total de bordas e a área da classe. Indica fragmentação e complexidade de contorno.
Área e Borda	ED	L4 - Densidade de borda (paisagem)	L	m/ha.	Avalia a densidade de bordas considerando todas as classes, refletindo o grau de fragmentação global.
Forma	PAFRAC	C1 - Dimensão Fractal da área do perímetro	C	s/unidade	Quantifica a complexidade geométrica das manchas. Valores próximos de 2 indicam formas irregulares.
Forma	PAFRAC	L1 - Dimensão Fractal da área do perímetro (paisagem)	L	s/unidade	Mede a complexidade média das manchas em toda a paisagem. Elevada irregularidade sugere fragmentação avançada.
Contraste	CWED	C1 - Densidade de borda ponderada por contraste	C	m/ha.	Combina o comprimento da borda com o contraste entre classes adjacentes, refletindo a intensidade das transições.
Contraste	CWED	L1 - Densidade de borda ponderada (paisagem)	L	m/ha.	Indica a intensidade média das bordas na paisagem, associada à heterogeneidade ecológica.
Agregação	IJI	C1 - Índice de intercalação e justaposição	C	%	Mede o grau de mistura entre diferentes classes. Valores altos indicam mosaicos complexos e conectividade funcional.
Agregação	PLADJ	C2 - % de adjacências semelhantes	C	%	Mede o grau de contato entre manchas da mesma classe. Altos valores indicam agregação e conectividade estrutural.
Agregação	AI	C3 - Índice de agregação	C	%	Quantifica a tendência das manchas de uma mesma classe se agruparem.
Agregação	CLUMPY	C4 - Índice de aglomeração	C	s/unidade	Mede a compactação espacial das manchas. Altos valores indicam baixa fragmentação.
Agregação	LSI	C5 - Índice de Forma da Paisagem	C	s/unidade	Expressa a relação entre a forma observada e a forma mais compacta possível, refletindo irregularidade das manchas.
Agregação	nLSI	C6 - Índice de Forma normalizado	C	s/unidade	Padroniza o índice de forma, permitindo comparações entre paisagens de tamanhos distintos.
Agregação	COHESION	C7 - Índice de coesão da mancha	C	%	Mede a conectividade física entre manchas da mesma classe.
Agregação	PD	C9 - Densidade de manchas	C	nº/100 ha.	Indica o número de manchas por área, útil para avaliar fragmentação e heterogeneidade.
Agregação	DIVISION	C10 - Índice de divisão da paisagem	C	proporção	Mede a probabilidade de dois pontos aleatórios pertencerem à mesma mancha.
Agregação	SPLIT	C11 - Índice de divisão	C	s/unidade	Expressa o grau de fragmentação: valores altos indicam grande subdivisão.
Agregação	MESH	C12 - Tamanho de malha efetivo	C	ha.	Calcula o tamanho médio das manchas, ajustado à fragmentação.
Agregação	CONNECT	C13 - Índice de conectividade	C	%	Mede a proporção de conexões potenciais entre manchas, importante para conectividade funcional.

57 Nota: As métricas de configuração descrevem a disposição espacial das manchas e suas relações, refletindo padrões de fragmentação, conectividade e complexidade estrutural.
 Fonte: Adaptado de McGarigal e Marks (1995); Li e Wu (2004); Wang et al. (2014).

3.6 Sistemas de Informações Geográficas (SIG)

A junção entre ferramentas de análise espacial de imagens categorizadas da cobertura e uso da terra obtidas através de sensoriamento remoto com os modernos programas de geoprocessamento, permitiu automatizar tarefas que anteriormente eram desenvolvidas manualmente. Muitas destas ferramentas foram desenvolvidas a partir de soluções metodológicas criadas por pesquisadores como Ian McHarg e Patrick Guedes, tornando o processo mais rápido, mas também permitindo estudar grandes áreas com mais precisão.

No caso do planejamento regional na análise da estrutura da paisagem, tal ferramenta se mostrou tão promissora que atualmente países como a Alemanha adotam esta técnica para fazer o planejamento espacial de suas cidades e regiões, permitindo incorporar elementos do meio rural ao urbano, como preconizavam os primeiros estudiosos do assunto ainda no século XIX.

Na vertente da escola Germânica, o modelo de planejamento regional adotado até os dias atuais no país Germânico, nasce com uma visão ecológica da paisagem e adota tecnologias de sensoriamento remoto e Sistemas de Informações Geográficas para a análise e proposições de intervenções. A obra de Lang et al (2009, p. 41) cita vários autores como Turner, Haines-Young, Naveh, Bastian e Steinhardt, que utilizam o SIG como ferramenta para aplicação prática no apoio às tarefas e aos projetos de planejamento da paisagem, cada vez mais complexos.

O Canadá foi um dos países pioneiros na utilização do SIG em aplicações de planejamento ambiental ainda na década de 1960, com o desenvolvimento do Sistema de Informações Geográficas Canadense (CGIS) para detecção e mapeamento dos vastos recursos ambientais existentes no interior de suas fronteiras. Em relação ao planejamento da paisagem o programa SYMAP foi um dos primeiros desenvolvidos com esta finalidade pois realizava sobreposições de camadas de diversas informações espaciais servindo como uma forma de sintetizar diversas

informações alocadas analiticamente, facilitando seu uso para a tomada de decisões de planejamento (Lang; Blaschke, 2009, p. 45).

A utilização de um SIG para a análise da paisagem pode ser justificada pelo apontamento de Lang:

A justificativa para a utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), até mesmo a sua necessidade, pode ser derivada de diversas descrições do campo de trabalho da concepção de estrutura de paisagem, ... dentro de uma certa faixa de escala da assim denominada “escala da paisagem”, ... a partir do final dos anos 1980 se formou, de modo crescente, uma estrutura metodológica com relação a utilização de SIG. (Lang, 2017, p. 41)

A utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) para a análise da paisagem compreendem vários processos necessários ao planejamento com base ecológica. Na avaliação da estrutura (composição e configuração) da paisagem em uma fase inicial do processo, passando pela avaliação de possíveis alternativas e soluções de intervenções de cunho antrópico, e abrangem a avaliação dos impactos e consequências resultantes, incluindo considerações sobre como a estrutura afeta as funções ecológicas de uma área focal.

Conforme Lang (2009) foi somente com o desenvolvimento técnico ocorrido na década de 1990 que os SIGs foram efetivamente incorporados ao planejamento da paisagem, tornando-os quase que um padrão nas tarefas necessárias de diagnóstico da estrutura da paisagem. O desenvolvimento de “*métricas da paisagem*”, incorporadas a softwares específicos para esta finalidade, auxiliaram na possibilidade de análise de grandes áreas com a mesma precisão que anteriormente só era alcançável para espaços mais restritos.

O autor cita a possibilidade de utilização dos SIGs de forma diferenciada a partir do surgimento e da incorporação destes sistemas na

análise estrutural e na busca por alternativas de intervenção humana no meio ambiente, citando como exemplo a construção de uma estrada:

A construção de rodovias e as intervenções similares, que, em função de sua extensão linear, precisam de traçados, constituem um dano significativo para a paisagem e os habitats. Isso diz respeito principalmente às consequências negativas já discutidas várias vezes, como retalhamento e fragmentação [...]. Aqui, uma questão muito interessante do ponto de vista metodológico e aplicativo, seria: um sistema de planejamento apoiado em SIG poderia fornecer, em vez da avaliação de variantes já existentes, uma variante otimizada nas respectivas condições estabelecidas? Um questionamento a um desses sistemas seria: apresente a melhor variante de uma rodovia de contorno, em vez de avaliar as três variantes disponíveis e escolher uma delas (Lang, Blaschke, 2009, p. 322).

É indiscutível as vantagens de utilizar um sistema informatizado para processar dados de uma ampla área de planejamento territorial, incluindo diversas características ecológicas, geográficas, geológicas, demográficas, administrativas, econômicas entre outras, uma vez que se torna possível sobrepor diversas camadas contendo formas geométricas, associadas a uma tabela de dados contendo dados de informações adicionais georreferenciados. Como discutido anteriormente, Ian McHarg já havia proposto esta abordagem metodológica, mas foi com o desenvolvimento dos modernos sistemas de sensoriamento remoto e de geoprocessamento que as análises estruturais da paisagem passaram por uma profunda transformação.

Lang (2009) ressalta que após este salto tecnológico ocorrido pós década de 1990, os SIGs puderam ser utilizados com funcionalidades mais

avancadas que vão além do simples uso de seleção do espaço, recorte simples da geometria e apresentação do resultado:

Todavia, a sua utilização (SIG) limita-se até hoje, em sua maior parte, a análises fundamentais baseadas em seleção, recortes simples e apresentações. Quando o SIG é utilizado desta forma, inicialmente, então, nada é “feito errado”. Muitas opções do SIG, porém que se referem a características específicas derivadas de relações espaciais, não são utilizadas. Trata-se daquela capacidade decisiva da aplicação do SIG, como instrumento de análise, de gerar novas informações para um objetivo de análise, com base em informações disponíveis.

Uma característica das análises com SIG diz respeito ao tipo de dados de entrada que são inseridos no sistema, sendo que duas categorias são utilizadas; dados em **formato vetorial** e dados em **formato raster**. O primeiro tipo de dados (vetorial) são formados por objetos que podem ser pontos, linhas ou polígonos (areolares) que possuem uma referência de localização geográfica, acompanhados de dados temáticos alfa numéricos distribuídos em tabelas (atributos), permitindo efetuar análises espaciais acompanhadas de informações complementares. Os dados em formato raster são arquivos formados por pequenas células (tessellation) com divisões regulares que tem especial aptidão para representar fenômenos espaciais de ocorrência contínua (Lang; Blaschke, 2009). Estes formatos possuem implicações metodológicas referentes ao tipo de dados de entrada e o processamento das métricas da paisagem.

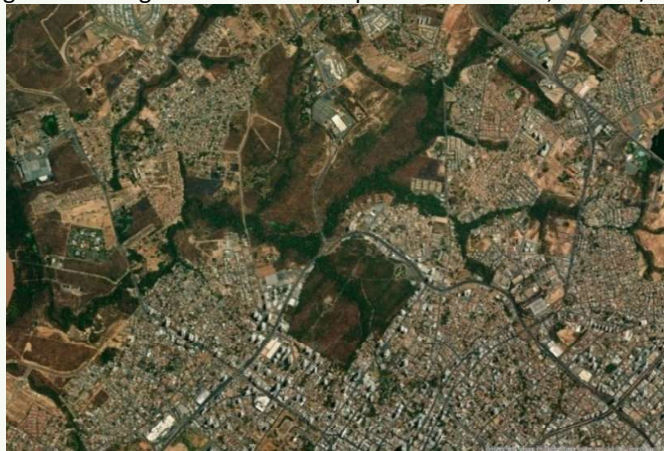
As imagens digitais são um tipo especial de dado raster cuja origem são varreduras espectrais realizadas por aeronaves ou satélites em órbita, sendo que cada célula pixel (*Picture element*) possui uma claridade específica. Para cada claridade é associado um tom de cinza que varia do mais escuro ao mais claro representado por um número específico. O número advém da codificação em unidade de bit cujo valor é captado pelo

canal disponível nos sensores de satélite. Exemplificando, um satélite com resolução radiométrica de 8 bits por canal, terá 2^8 possíveis combinações de tons de cinza, ou seja, 256 cores que variam do branco (0) ao preto (255). Considerando um satélite com 3 canais em que cada canal representa uma cor básica (Red, Green, Blue - padrão RGB) as possíveis combinações seriam 256^3 , o que totalizaria aproximadamente 16 milhões de possíveis cores para representação da cobertura da terra.

Os SIGs permitem com a associação de dados *vetoriais* e *rasters* efetuar dois tipos de análise; as análises com arquivos *vetoriais* são mais apropriadas para análises denominadas verticais, pois permitem a sobreposição de diversas camadas (*layers*), por sua vez os arquivos em formato *raster* permitem análises horizontais pois permitem analisar as características de uma célula com suas células adjacentes.

A figura 21 representa uma imagem de satélite em formato raster com a composição de cada pixel conforme a imagem captada pelos sensores do satélite transformada em cores no padrão RGB (Red, Green, Blue).

Figura 21: Imagem de satélite Parque mãe Bonifácia, Cuiabá / MT



Fonte: Basemap programa ArcMap 10.1

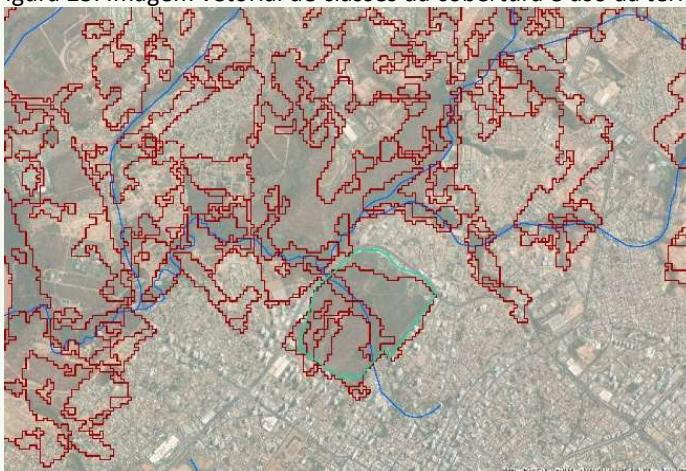
A figura 22 é uma reclassificação da imagem de satélite capturado na figura anterior, porém agrupada em classes de cobertura e do uso da terra (mapa categórico) em formato raster, cujas cores são compostas por pixels que representam áreas quadradas de 30 m x 30 m. Por sua vez a figura 23 é uma imagem vetorial, em formato *shapefile*, com os contornos dos polígonos das classes de cobertura e do uso da terra cuja geometria foi criada a partir da imagem raster.

Figura 22: Composição em formato raster de classes da cobertura e uso da terra.



Fonte: coleção 9 - projeto MapBiomias

Figura 23: Imagem vetorial de classes da cobertura e uso da terra.



Fonte: Shape produzido pelo autor com base em imagem raster

3.7 Projeto MapBiomias

Em 2015, durante um seminário realizado em São Paulo, pesquisadores de diversas instituições brasileiras discutiram a necessidade de padronizar e sistematizar a produção de mapas de cobertura e uso da terra para todo o território nacional. O objetivo central era consolidar uma série histórica contínua, metodologicamente robusta e comparável ao longo do tempo, integrando produtos já existentes e estabelecendo diretrizes para futuras atualizações. Desse encontro emergiu a iniciativa que viria a constituir a Rede MapBiomias, uma coalizão colaborativa envolvendo universidades, laboratórios de inovação, startups, organizações não governamentais e o setor privado, articulada em parceria com o Google, por meio da plataforma Google Earth Engine® (GEE).

A partir dessa articulação, tornou-se possível disponibilizar uma infraestrutura tecnológica aberta, gratuita, reproduzível e cientificamente validada, capaz de produzir dados geoespaciais de alta qualidade para toda a comunidade científica. Esses produtos incluem séries temporais detalhadas sobre: cobertura e uso da terra, superfície de água, cicatrizes de fogo, irrigação, qualidade da pastagem, mineração, vegetação secundária, emissões e remoções de carbono, degradação da vegetação, além de mapeamentos urbanos que incluem áreas de risco, assentamentos precários, declividade e zonas de influência de barragens. No contexto deste estudo, destaca-se a coordenação do Bioma Cerrado, conduzida pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM).

A expansão do projeto ultrapassou as fronteiras brasileiras, abrangendo diversos países sul-americanos (Peru, Bolívia, Colômbia, Venezuela, Paraguai, Uruguai, Equador, Chile e Argentina) e regiões da Ásia-Pacífico (Indonésia), além da criação de recortes temáticos multinacionais para os biomas Amazônia, Chaco, Mata Atlântica e Pampa. Essa ampliação demonstra a maturidade metodológica, a confiabilidade dos dados produzidos e o crescente reconhecimento internacional da abordagem do MapBiomias.

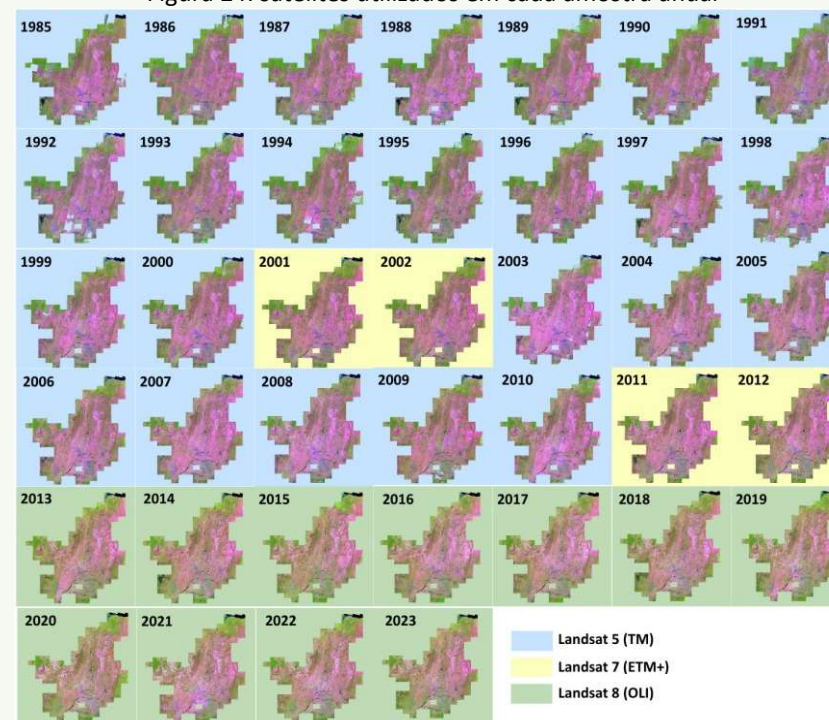
A Coleção 9, publicada em agosto de 2024 e utilizada nesta pesquisa, apresenta a série histórica anual de 1985 a 2023. Para o Bioma

Cerrado, os resultados de acurácia indicam 87,59% de amostras corretamente classificadas, com 8,92% de discordância de alocação (erros falso-positivos) e 3,49% de discordância de quantidade (casos em que uma classe deveria ter sido identificada, mas foi omitida). Tais índices se alinham aos padrões internacionais de mapeamento por sensoriamento remoto.

As imagens que compõem o MapBiomias são derivadas de sensores TM, ETM+, OLI e TIRS, embarcados nos satélites Landsat 5, 7, 8 e 9, operados pela NASA e pelo USGS. Esses sensores fornecem resolução espacial de 30 metros, permitindo representar, em escala regional, a heterogeneidade da paisagem brasileira. O processamento é automatizado via Google Earth Engine, garantindo padronização, comparabilidade e capacidade de atualização contínua. Todo o procedimento metodológico é descrito no Algorithm Theoretical Basis Document (ATBD), atualizado a cada coleção e responsável por detalhar as etapas de limpeza, composição temporal, classificação, filtros pós-processamento e validação final dos mapas.

Até a execução desta dissertação, apenas a Coleção 9 estava integralmente disponível para download e processamento no Fragstats©. Embora a Coleção 10 tenha sido anunciada em agosto de 2025, o ano de 2024 ainda não estava acessível na plataforma para uso computacional, razão pela qual a série histórica considerada encerra-se em 2023. A figura 24 foi obtida a partir da publicação da ATBD da coleção 9, e demonstra os satélites que geraram as imagens utilizadas em cada ano do estudo.

Figura 24: satélites utilizados em cada amostra anual



Fonte: ATBD Coleção Cerrado, Projeto MapBiomias

Em 2011 e 2012 ocorreu uma falha nos sensores do satélite Landsat 7, porém conforme a ATBD esta falha foi suplantada utilizando a seguinte metodologia:

O primeiro passo na classificação da vegetação nativa do bioma Cerrado envolveu a geração do mosaico de imagens utilizado no processo de classificação. Antes da Coleta 5.0, a classificação da NV do Cerrado utilizava os dados top-of-atmosphere (TOA) do Landsat 5 (TM), 7 (ETM+) e 8 (OLI). No entanto, a partir da Coleta 6.0, os dados TOA foram substituídos por

dados de reflectância de superfície (SR). O mosaico de imagens é criado pela composição de pixels extraídos de todas as imagens disponíveis em um ano. Medidas estatísticas, incluindo mediana, amplitude, desvio padrão e mínimo, foram calculadas para cada pixel a cada ano. Esses pixels foram então agregados anualmente, resultando na produção de mosaicos do Landsat que são subsequentemente utilizados no processo de classificação. Uma série de testes foi realizada com o objetivo de determinar o período ideal para a composição de imagens nos mosaicos anuais. Dado o impacto da sazonalidade na resposta espectral da vegetação do Cerrado, foi feita uma avaliação das composições de imagens capturadas tanto durante as estações chuvosas quanto secas ... Os testes incluíram a classificação de imagens do final da estação chuvosa, quando a vegetação do Cerrado ainda está vigorosa e há uma maior probabilidade de obter imagens com cobertura de nuvens reduzida em comparação ao pico da estação chuvosa. Além disso, testes adicionais foram conduzidos com composições de imagens do final da estação seca, cobrindo os meses entre julho e setembro. Os resultados indicaram que o uso de imagens da estação chuvosa resultou em um mosaico globalmente mais verde, mas também aumentou os erros de comissão na classe da floresta. Por outro lado, o uso de imagens adquiridas nos últimos três meses da estação seca resultou em um mosaico mais seco, levando a uma subestimação da cobertura florestal, principalmente devido ao potencial reduzido de mapear florestas decíduas. Em consideração aos testes mencionados, uma janela mais ampla foi selecionada com o objetivo de definir as datas inicial e final para a geração dos mosaicos. Essas datas foram padronizadas em todas as 38 regiões de classificação e para todos os anos em consideração. Os critérios de seleção implicaram a

utilização de uma janela de seis meses entre abril e setembro, com um limite máximo ... A aplicação dessa metodologia durante o período designado obteve resultados mais eficazes na resolução dos problemas de mapeamento observados nos testes com janelas mais estreitas. Para garantir a qualidade dos mosaicos anuais sobre o bioma do Cerrado, foi realizada uma inspeção visual. Na Coleção 9.0, foram utilizados dados do Landsat 5 de 1985 a 2010, com exceção de 2001 e 2002, durante os quais os dados do Landsat 7 foram empregados devido a falhas técnicas no sensor TM. Além disso, dados do Landsat 7 foram utilizados para 2011 e 2012, enquanto dados do Landsat 8 foram utilizados de 2013 a 2023. Como resultado, 39 mosaicos de reflectância de superfície do Landsat, abrangendo de 1985 a 2023, foram obtidos (ATBD, coleção 9 MapBiomas, p. 7 e 8).

O projeto MapBiomas foi originalmente concebido para realizar estimativas de emissão de gases de efeito estufa do Brasil, porém os dados são úteis para outras aplicações relacionadas a pesquisa científica, conforme pontua o documento relacionado ao ATBD da coleção 9, como: Mapeamento e quantificação da transição de Cobertura e uso da terra, Monitoramento da regeneração natural e das florestas de crescimento secundário, Monitoramento dos recursos hídricos e sua interação com as classes de cobertura e uso da terra, Monitoramento da expansão da pastagem e agricultura, Monitoramento de desastres naturais, Expansão da infraestrutura e urbanização, Identificação de processos de desertificação, Planejamento regional, Gestão de áreas protegidas, Modelagem de mudança de uso da terra, Modelagem de risco de doenças infecciosas e Modelagem de mudanças climáticas. O projeto funciona como uma rede colaborativa entre diversos parceiros com expertise relacionados ao campo de estudo, e particularmente em relação ao Cerrado (área do presente estudo) o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia é a organização líder que coordena os trabalhos.

A classificação utilizada abarca a vegetação nativa, corpos de água, usos antrópicos (agricultura e pastagem) compondo um mosaico de usos quando realizado o processamento posterior das imagens conforme o Documento Base Teórico do Algoritmo (Algorithm Theoretical Base Document - ATBD MapBiomas, 2024) da coleção 9, com recorte espacial do Bioma Cerrado no Brasil. As cores utilizadas nos mapas seguem a classificação de cores **hexacode** e sua respectiva correspondência no sistema de cores **RGB**, mantendo a fidedignidade com a tabela acima. Especificamente para a coleção 9 ocorreram melhorias em relação ao mapeamento do Pantanal, que melhorou a diferenciação entre Formação Florestal e Formação de Savana e entre Pastagem e Área Úmida, concomitantemente o uso do PRODES Pantanal como uma das referências no mapeamento do Pantanal permitiu uma melhor identificação das áreas de pastagem.

Para o estudo do Bioma Cerrado, as imagens produzidas após o recorte espacial da BHRC, retornaram 5 (cinco) classes e 16 (dezesesseis) subclasses de cobertura e uso da terra descritos no quadro 13:

Quadro 13: Classes de uso e ocupação da terra no Bioma Cerrado

Classe	Sub classe	Descrição	Cor hexacode	Descrição
1		Floresta	#32a65e	
	3	Formação Florestal	#1f8d49	Vegetação com predominância de espécies arbóreas, com formação contínua de dossel (Mata Ciliar, Floresta Galeria, Floresta Seca e Cerrado Florestal) bem como Florestas Estacionais Semidecíduais.
	4	Formação Savânica	#7dc975	Formações savânicas com estrato arbóreo e arbustivo-herbáceo definido (Cerrado Stricto Sensu: Savana Densa, Típica, Esparsa e Rupestre)
2		Vegetação Herbácea e Arbustiva	#ad975a	
	11	Campo Alagado Área Pantanosa	#519799	Vegetação com predominância de estratos herbáceos sujeitos a inundações sazonais (e.g. Campo Úmido) ou sob influência fluvial/lacustre (e.g. Brejo). Em algumas regiões, a matriz herbácea está associada a espécies arbóreas de formação savânica (e.g. Parque de Cerrado) ou palmeiras (Vereda, Palmeiral).
	12	Formação Campestre	#d6bc74	Formações campestres com predominância de estratos herbáceos (campos sujos, limpos e rupestres) e algumas áreas de formações cerrados como o cerrado rupestre.
	29	Afloramento Rochoso	#ffa5f	Feições monolíticas, leito rochoso ou lajes naturalmente expostas na superfície terrestre sem cobertura do solo, muitas vezes com presença parcial de vegetação rupestre e alta declividade
3		Agropecuária	#FFFFB2	
	15	Pastagem	#edde8e	Área de pastagem, predominantemente plantada, ligada a atividades de produção agropecuária. Áreas ocupadas com culturas agrícolas de ciclo vegetativo curto a longo. Isso abrange culturas perenes e temporárias.
	9	Silvicultura	#e6ccff	
	20	Cana	#db7093	
	21	Mosaico de Usos	#ffefc3	
	39	Soja	#f5b3c8	
	41	Outras Lavouras Temporárias	#f54ca9	
	62	Algodão	#ff69b4	
4		Área não vegetada	#d4271e	
	24	Área Urbanizada	#d4271e	Áreas de superfícies não permeáveis (infraestrutura, infraestrutura urbana ou mineração), regiões de solo exposto em áreas naturais (por exemplo, erosão e deslizamentos de terras) ou em áreas de cultivo na entressafra.
	25	Outras Áreas não vegetadas	#db4d4f	
	30	Mineração	#9c0027	
5		Corpo D'água	#0000FF	
	33	Rio, Lago	#2532e4	Rios, lagos, barragens, reservatórios e outros corpos d'água

Fonte: coleção 9, Projeto MapBiomias

3.7 Metodologia para a confecção dos mapas

A elaboração dos mapas categóricos de cobertura e uso da terra foram produzidos em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas) seguindo os passos metodológicos realizados em toda a série histórica de 39 anos compreendida entre os anos de 1985 a 2023, de forma a assegurar que os dados a serem inseridos no programa Fragstats© 4.2 pudessem ter uma base comparativa válida para todo o período. Apesar da diferença de refinamento disponibilizada pelas imagens de satélite obtidas pelos satélites Landsat 5, Landsat 7 e Landsat 8, conforme os sensores embarcados em cada satélite o algoritmo de tratamento das imagens utilizados pelo projeto MapBiomias possibilitou uma análise comparativa da dinâmica de progressão de cobertura e uso da terra durante o período abordado.

As seguintes etapas foram seguidas para que as imagens estivessem disponíveis e aptas a integrarem um banco de dados georreferenciados a serem carregados no programa ArcMap 10.1™ da empresa ESRI®:

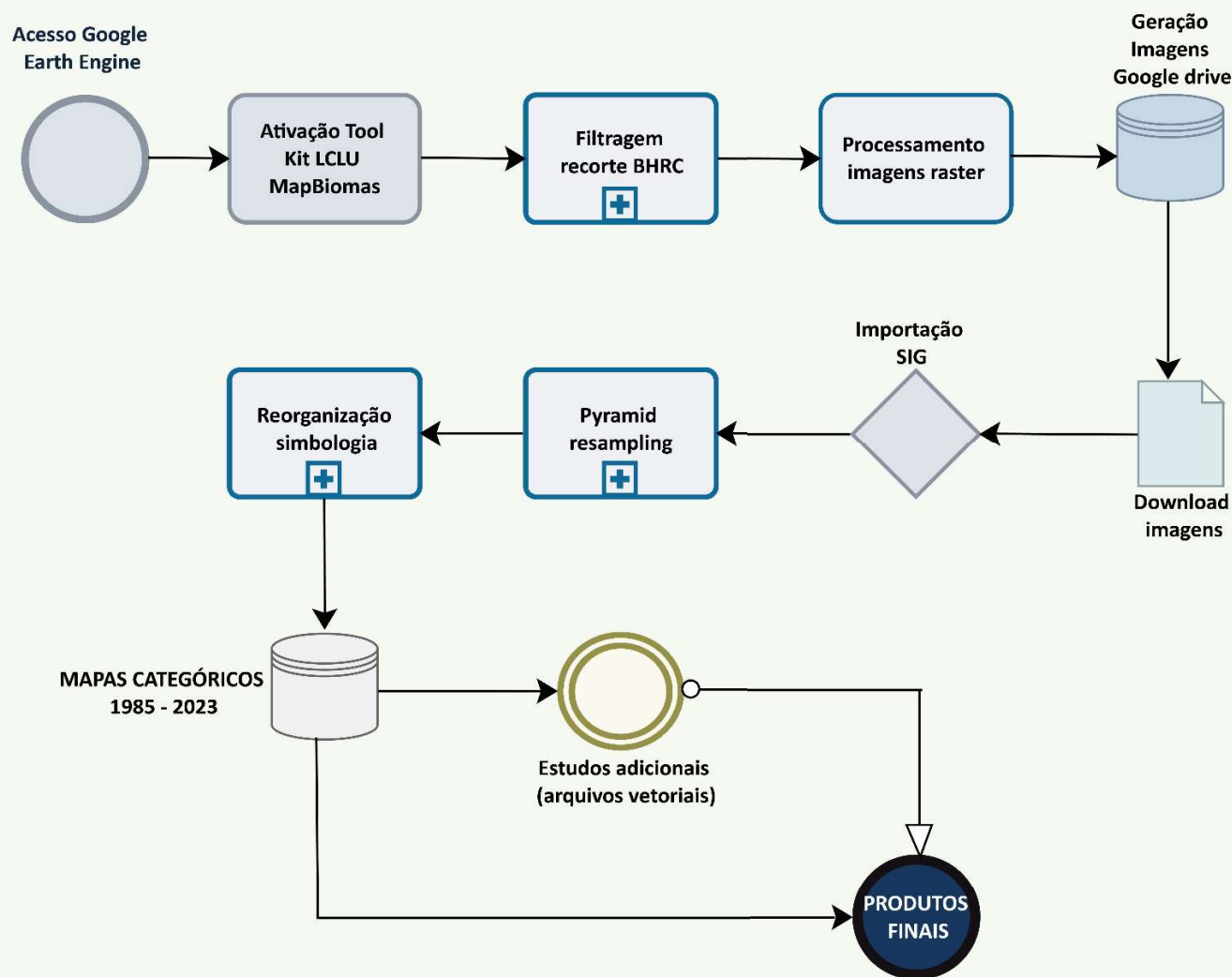
- Acesso Google Earth engine (<https://earthengine.google.com/>);
- Ativação do tool kit específico para ativação de classes de cobertura e do uso da terra;
- Filtragem da região de estudo e coleção: Brasil / coleção 9 / tabela DNH 250 nível 3 bacia otocodificada IBGE-ANA/ propriedades: nome micro R.H. / característica: Cuiabá / Tipo de dados: coverage / Data type: cobertura / sem buffer / layers 1985 a 2023);

- Ativação do processamento das tarefas de produção do mapa rasterizado de cada ano da série histórica (1985 a 2023);
- Acesso a nuvem (Google drive) para download das imagens;
- Importação para ambiente SIG (software ArcMap 10.1™ das imagens GeoTIFF com resolução de 30 m / pixel) todas georreferenciadas no sistema de coordenadas UTM WGS 1984 - 21S;
- Utilização da ferramenta de reamostragem de pirâmide (Pyramid resampling technique - nearest neighbor quality sem compressão) para transformação da simbologia de classes;
- Reorganização da simbologia de representação de classes de cobertura e uso da terra para a paleta de cores padrão da tabela MapBiomias Brasil série 1985-2023, com a conversão das cores em hexacode para RGB mantendo a mesma cor e tonalidade⁵⁸;
- Sobreposição de arquivos vetoriais (*.shp) de diversas temáticas (limites políticos administrativos municipais e estadual, bacia de drenagem otocodificada IBGE-ANA, vias e estradas, áreas urbanizadas)
- Recorte temporal dos arquivos de cobertura e do uso da terra da série histórica 1985 a 2023 espaçados de cinco em cinco anos adicionado o ano de 2023 (último da série histórica disponibilizado até a data de análise).

58 Fonte: (https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/10/legenda-colecao-9-legend-code_v2.pdf);

A figura 25 demonstra o fluxograma da criação do banco de dados a partir dos arquivos disponibilizados pelo projeto MapBiomass, para a coleção 9.

Figura 25: Fluxograma criação banco de dados série histórica coleção 9 MapBiomass.



3.8 Análise estatística / ferramentas e métricas

Para obter as métricas da paisagem baseados em imagens raster, os arquivos produzidos com base na coleção 9 da série MapBiomias de cobertura e uso da terra com o respectivo recorte espacial coincidente com a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, foram inseridos no programa Fragstats© 4.2 em forma de lote com os anos de 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023.

Depois de alimentado o programa com os arquivos georreferenciados, foram selecionadas as seguintes métricas de manchas, classes e paisagem, constantes no quadro 14:

Quadro 14: Métricas utilizadas em cada nível de análise

	Área e Borda	Forma	Área Central	Contraste	Agregação	Diversidade
Manchas	●	●	●	●	●	
Classes	●	●	●	●	●	
Paisagem	●	●	●	●	●	●

Para cada um dos níveis analisados (Mancha, classe ou paisagem) foram obtidas planilhas específicas para cada tipo de métrica (área e borda, forma, área central, contraste e agregação) sendo que ao nível de paisagem, foram calculadas métricas adicionais relacionadas a diversidade.

3.9 Considerações parciais

O Capítulo 3 apresentou a estrutura metodológica adotada para a análise espacial e temporal das transformações na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), compreendendo o período de 1985 a 2023. O texto fundamentou-se na Ecologia da Paisagem e utilizou mapas categóricos georreferenciados em formato raster, processados por softwares específicos de geoprocessamento e sensoriamento remoto, com destaque

para o Fragstats©, principal ferramenta para cálculo de métricas da estrutura da paisagem. A abordagem proposta integra uma visão sistêmica, na qual o território é tratado como um mosaico dinâmico formado por manchas (patches), corredores e matriz, com base em conceitos oriundos da ecologia da conservação e do planejamento ambiental. Essa metodologia visa compreender os padrões espaciais de cobertura e uso da terra, e identificar tendências de fragmentação, conectividade e heterogeneidade.

Na seção 3.1 - *Abordagem Sistêmica*, o texto contextualiza a evolução do pensamento urbanístico e ambiental desde o século XIX até a incorporação do pensamento ecológico no planejamento territorial. O Sistema de Informações Geográficas (SIG) é utilizado para integrar dados vetoriais e raster, incluindo a série histórica do MapBiomias - Coleção 9, cobrindo o período de 1985 a 2023. A seção 3.2 - *Fragstats©: Conceitos e Aplicações* descreve a ferramenta desenvolvida por Kevin McGarigal e Eduard Ene (1995-2023), detalhando sua função de calcular métricas em três níveis: mancha (patch), classe (class) e paisagem (landscape). São abordadas as seguintes categorias de métricas: *área e borda*, *forma*, *área central*, *contraste*, *agregação* e *diversidade*, cada uma com fórmulas e variáveis que quantificam aspectos da estrutura espacial e da fragmentação da paisagem. Em 3.3 - *Classificação do Uso do Solo* (Sistema SCUT), o texto adota o Manual Técnico de Uso da terra (IBGE, 2013) como referência para a padronização da interpretação de imagens e categorias de uso. Essa classificação é organizada em níveis hierárquicos que vão desde áreas urbanas e agrícolas até formações naturais e corpos hídricos. A seção 3.4 - *Métricas de Paisagem Utilizadas* apresenta os principais grupos de métricas: métricas de *Composição estrutural* (riqueza, abundância e diversidade de manchas) e métricas de *Configuração espacial* (tamanho, forma, conectividade, subdivisão e isolamento). Autores como Lang & Blaschke (2009), With (2019), McGarigal et al. (2023-2024) e Lausch et al. (2015) são amplamente citados para sustentar a escolha das métricas, sua aplicabilidade e limitações. As métricas quantitativas são tratadas não

como resultados finais, mas como instrumentos interpretativos que dependem da contextualização ecológica e territorial.

O capítulo encerra apresentando a hierarquia de níveis de análise (célula, mancha, classe e paisagem) e a justificativa para adoção apenas dos níveis classe e paisagem, dada a grande extensão da BHRC (mais de 39 mil km²). Essa opção metodológica busca garantir eficiência computacional e relevância ecológica dos indicadores. O Capítulo 3 consolida a base técnica e metodológica da pesquisa, articulando teoria e prática para a aplicação de métricas espaciais ao estudo da sustentabilidade paisagística. A metodologia demonstrou um elevado grau de rigor científico, utilizando referências consolidadas e ferramentas reconhecidas internacionalmente. As considerações apontaram que a análise proposta permite uma compreensão *multi-escala* da paisagem, integrando aspectos quantitativos e qualitativos. O emprego do Fragstats© e da base MapBiomas assegura a replicabilidade e precisão temporal do estudo, qualificando a dissertação como uma contribuição robusta para o planejamento ambiental da BHRC. O texto enfatizou a importância de compreender as relações entre estrutura e processo, como fragmentação, efeito de borda e conectividade, para orientar políticas públicas de uso da terra e conservação. Além disso, destacou-se o avanço representado pela incorporação de métricas de paisagem ao planejamento regional, superando modelos descritivos tradicionais e abrindo espaço para análises comparativas e projeções futuras. Em síntese, o capítulo consolidou os fundamentos operacionais que sustentam as análises dos capítulos seguintes, situando o estudo na interface entre geotecnologia, ecologia da paisagem e sustentabilidade. O capítulo seguinte aborda os procedimentos metodológicos utilizados, em especial as ferramentas relacionadas aos Sistemas de Informações Geográficas e a produção dos mapas em formato raster da série histórica.

3.10 Referências Bibliográficas

- ALENCAR, L. et al. **Long-term landscape structure change in contrasting land-use frontiers in the Brazilian Amazon**. Land Use Policy, v. 135, 107991, 2025.
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P. de; PIROLI, E. L. **O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista**. Formação (Online), v. 28, n. 53, p. 625-642, 2021. DOI: 10.33081/formacao.v28i53.8158.
- ASSIS, T. O.; et al. **Effects of Deforestation over the Cerrado Landscape in Bahia State, Brazil (2013-2020)**. Land, v. 10, n. 4, 352, 2021.
- BADORA, K.; WRÓBEL, R. **Changes in the spatial structure of the metropolitan landscape of the Upper Silesian-Zagłębie Metropolis (Poland) in 2000-2018**. Sustainability, v. 12, n. 10, 4237, 2020.
- BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan. **Ecologia da Paisagem: Fundamentos e Métodos**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2009.
- CABACINHA, C. D.; de CASTRO, S. S. **Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado**. Forest Ecology and Management, v. 257, n. 10, p. 2157-2165, 2009.
- CESSA, R. M. A.; AMARAL, U. do; SILVA, F. G. R.; COMETTI, N. **Fragmentation patterns of forest and Cerrado vegetation in northeastern Mato Grosso**. Revista Agrogeoambiental, v. 14, n. 1, 2022.
- CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K. **Metrics and models for quantifying ecological resilience at the parcel- and landscape-scale: Assessment of contrast-weighted edge density and total edge contrast index**. Frontiers in Ecology and Evolution, v. 7, Art. 440, 2019.
- FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. **Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá - RJ**. Ciência Florestal, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.
- FERREIRA, L. C.; GARCIA, L. C.; SILVA, D. A. C. **Spatial dimension landscape metrics of Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil**. Floresta e Ambiente, v. 25, n. 4, 2018.
- FRAGSTATS®. **Aggregation metrics (PLADJ, CLUMPY, CONTAG, AI, PROX, COHESION)**. Amherst: University of Massachusetts, 2025. Disponível em: <Fragstats.org>. Acesso em: 5 nov. 2025.
- GUANIER, D. A. L.; et al. **Análise da estrutura da paisagem e estimativa da área núcleo em fragmentos florestais na bacia do Rio Barra Seca, ES**. Floresta, v. 50, n. 3, p. 1342-1352, 2020.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. **Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern**. Landscape Ecology, v. 7, p. 101-110, 1992.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. **Using an index of habitat patch proximity for landscape design**. Landscape and Urban Planning, v. 29, p. 117-130, 1994.
- HE, H.; DEZONIA, B. E.; MLADENOFF, D. J. **An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes**. Landscape Ecology, v. 15, p. 591-601, 2000.
- HOU, W.; et al. **An integrated approach for landscape contrast analysis with case study in Central Asia**. Nature Conservation, v. 17, p. 1-21, 2016.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- ISSII, T. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. L.; LÓPEZ DE PABLO, C. T.; FERREIRA DOS SANTOS, R.; HARDT, E. **Is there an equivalence between measures of landscape structural and functional connectivity for plants in conservation assessments of the Cerrado?** Land, v. 9, n. 11, 459, 2020.
- JUNIOR, A. F. C. **Métricas de fragmentos evidenciam similaridades entre paisagens no Cerrado: um estudo para bacias hidrográficas**. Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2015, Bonito. Anais... p. ... 2015.

KUPFER, J. A. **Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS® landscape**. Progress in Physical Geography, v. 36, n. 3, p. 400-420, 2012.

LAUSCH, Angela; BLASCHKE, Thomas; KIESE, Rainer; HAASE, Dagmar. **The Role of Landscape Metrics in Environmental Assessment and Monitoring**. Ecological Indicators, v. 47, p. 100-118, 2015.

MARTINS, R. N.; et al. Análise espaço-temporal dos fragmentos florestais na bacia do rio Catolé, norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**. v. 42, n. X, 2018.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. FRAGSTATS® v.4: **Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps: user documentation**. Amherst: University of Massachusetts, 2012-2015.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS®: **Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard. FRAGSTATS® v4: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2012.

McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard; CUSHMAN, Samuel A. FRAGSTATS® v5.3: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2023. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/Fragstats®/Fragstats®.html>. Acesso em: 3 nov. 2025.

MELO, K.; MELLO, 2016. **Priority areas for forest conservation in an urban landscape: the shape of a habitat patch determines the extent of its perimeter/area ratio and generate**. CERNE, v. 22, 2016.

NEVES, L. F. S.; BARBOSA, H. W. V. D. L.; NEVES, S. M. A. S.; CANALE, G. R.; NEVES, R. J. **Sensoriamento remoto e métricas da paisagem aplicadas ao estudo dos fragmentos florestais da bacia do rio Aguapeí / MT**. Anais do

4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Bonito, MS. Embrapa/INPE, p. 1163-1172, 2012.

OLIVEIRA, M. G. **Métricas da paisagem e quantidade de habitat florestal em um mosaico do Cerrado: influência da escala e forma dos patches**. PFB - Pesquisa Florestal Brasileira, 2022.

RUTLEDGE, D. **Landscape indices as measures of the effects of fragmentation**. Science & Research Internal Report 98. Wellington (NZ): Department of Conservation, 2003.

SALOMÃO, N. V.; et al. **Criteria for the implementation of ecological corridors in Atlantic Forest and Cerrado landscapes**. Ciência Florestal, v. 33, 2023.

SCHUMAKER, N. H. **Using landscape indices to predict habitat connectivity**. Ecology, v. 77, n. 4, p. 1210-1225, 1996.

SOARES-FILHO, B. S. **Análise de Paisagem: fragmentação e mudanças**. Belo Horizonte: UFMG, 1998.

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.

WAN, H. **Landscape metrics regularly outperform other traditionally more expensive spatial data in mapping and parceling urban landscapes**. Sustainability, v. 12, n. 10, 4237, 2023.

WANG, X.; BLASCHKE, T.; KUIK, R. A. **Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics**. Methods in Ecology and Evolution, v. 5, p. 634-646, 2014.

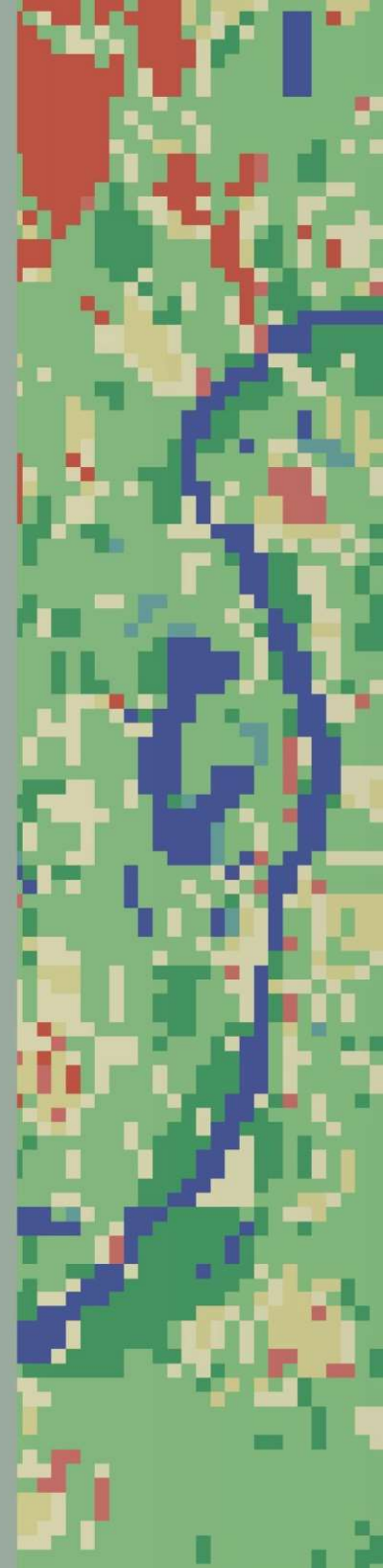
WANG, X.; et al. **Measuring Habitat Fragmentation: An Evaluation of Landscape Pattern Metrics**. Methods in Ecology and Evolution, v. 5, p. 634-646, 2014. DOI: 10.1111/2041-210X.12198.

WITH, Kimberly A. **Landscape Ecology Across Scales**. Oxford: Oxford University Press, 2019.

2005



C
A
P
Í
T
U
L
O
4



CAPÍTULO 4 - ETAPAS METODOLÓGICAS: DA AQUISIÇÃO DE DADOS AO PROCESSAMENTO DE IMAGENS PARA ANÁLISE DA PAISAGEM

Os mapas utilizados nesta pesquisa foram derivados da Coleção 9 do projeto MapBiomas, originalmente disponibilizados em séries anuais contínuas, totalizando 39 mapas correspondentes ao período de 1985 a 2023. Para fins analíticos e visando uma melhor interpretação da dinâmica temporal da paisagem, adotou-se um recorte quinquenal, produzindo uma sequência de nove mapas representativos dos anos de referência: 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 e 2020, complementados pelo ano de 2023, última imagem disponível no momento do processamento. Essa estratégia metodológica permitiu capturar tendências estruturais de médio e longo prazo, reduzindo ruídos anuais e otimizando o desempenho computacional no Fragstats®.

Com base nos dados de cobertura e uso da terra, foram gerados arquivos raster no formato GeoTIFF (*.geotif), mantendo-se o padrão cromático utilizado pelo MapBiomas para assegurar coerência visual e facilitar a interpretação espacial. A nomenclatura e categorização das classes seguiram os princípios e diretrizes estabelecidos no Manual Técnico da vegetação brasileira (IBGE, 2004b), assegurando compatibilidade técnica entre as tipologias adotadas e o enquadramento metodológico reconhecido nacionalmente.

As classes foram organizadas em manchas (patches), conforme a lógica dos mapas categóricos. A classe de fundo (código 0), correspondente a áreas externas ao recorte de estudo, foi convertida para NoData, evitando interferências nos cálculos estatísticos das métricas e prevenindo distorções, especialmente naquelas sensíveis ao tamanho, perímetro e distribuição espacial das manchas, como as métricas de borda, subdivisão ou contiguidade.

O intervalo temporal selecionado representa um período crítico de transformações na BHRC, marcado pela expansão acelerada das atividades agropecuárias, pela intensificação do uso da terra e pelo crescimento urbano associado à formação e consolidação da Região

Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá. O recorte espacial da bacia se justifica não apenas por sua relevância ecológica e hidrológica, como principal fornecedora de água para a capital e municípios adjacentes, mas também por concentrar áreas de intensa pressão antrópica, resultantes da urbanização, da infraestrutura e da atividade produtiva. Assim, o conjunto de mapas analisados permite compreender, com base estrutural e quantitativa, os principais vetores de mudança que moldaram a paisagem ao longo de quase quatro décadas.

4.1 Definição do Recorte Espacial e Temporal

A série histórica disponibilizada pelo projeto MapBiomas, compreendendo o período de 1985 a 2023, foi reorganizada em intervalos quinquenais para fins de análise estrutural da paisagem. A única exceção é o ano de 2023, incorporado por representar a informação mais atual disponível na Coleção 9 no momento da consolidação do banco de dados geoespacial. Essa abordagem temporal permite captar tendências de médio prazo, reduzindo oscilações anuais e oferecendo um panorama mais robusto das transformações na BHRC.

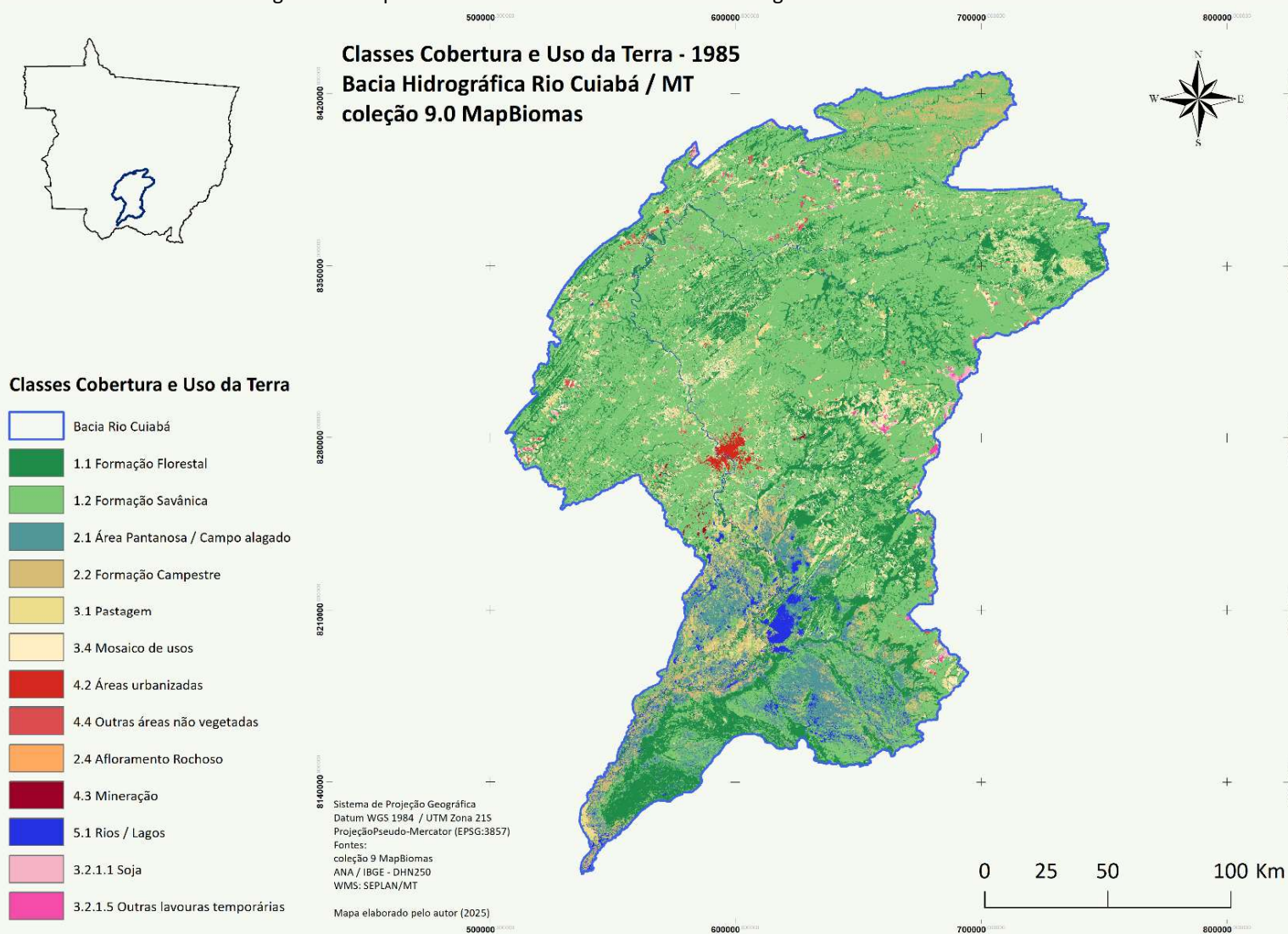
Após o recorte espacial das imagens fornecidas pelo MapBiomas para os limites da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, identificou-se o número de classes de cobertura e uso da terra registradas em cada ano da série, conforme sintetizado no Quadro 15. Observa-se uma evolução gradual no número de classes reconhecidas, refletindo tanto a melhoria dos algoritmos de classificação quanto a expansão de usos antrópicos ao longo do tempo, como Silvicultura (1990), Algodão (2005) e Cana (2010) conforme o quadro 15 a seguir:

Quadro 15: Número de classes mapeadas em cada ano da série temporal

	ano	n.º	acrécimo
Classes de cobertura e uso da terra	1985	13	
	1990	14	silvicultura
	1995	14	
	2000	14	
	2005	15	algodão
	2010	16	cana
	2015	16	
	2020	16	
	2023	16	

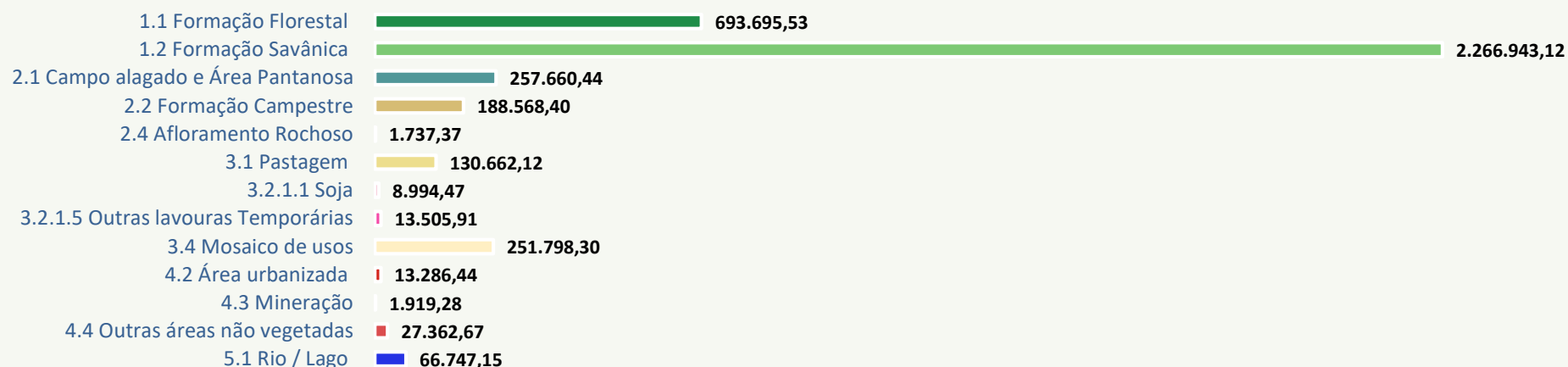
Todos os mapas temáticos apresentados ao longo desta dissertação foram produzidos pelo autor utilizando o software ArcMap 10.1, com posterior exportação em formato bitmap (*.bmp) para garantir padronização visual e compatibilidade gráfica. Para cada ano analisado, foi gerada uma tabela contendo a área ocupada por cada classe em hectares. Neste capítulo específico foi incluída adicionalmente uma tabela consolidada, apresentando a evolução das áreas por classe ao longo de toda a série temporal, a qual encontra-se na Seção 4.3.1, permitindo uma visão comparativa abrangente das dinâmicas espaciais observadas na BHRC.

Figura 26: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 1985.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomias - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 1: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 1985 (hectares)



O cenário de 1985 (Fig. 26) reflete uma paisagem predominantemente natural, marcada pela ampla presença de formações savânicas, que totalizavam aproximadamente 2.266.943 hectares, correspondendo à matriz ecológica dominante da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). Essa classe representa a expressão típica do bioma Cerrado na região, cuja estrutura vegetal aberta, com predomínio de gramíneas, arbustos e árvores esparsas, sustenta uma alta heterogeneidade ecológica e desempenha papel fundamental na manutenção da conectividade ecológica e na regulação hidrológica da bacia.

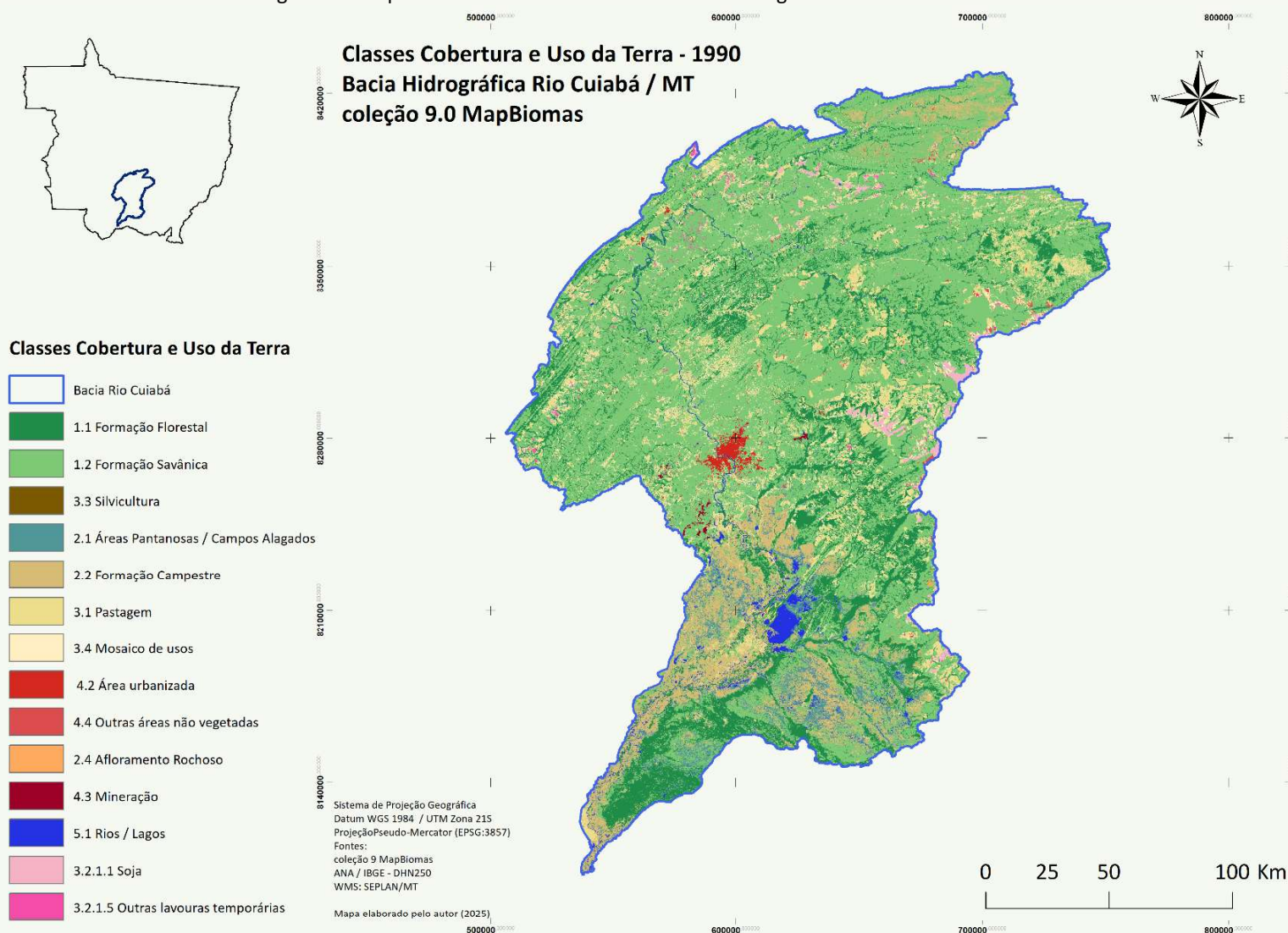
A formação florestal, com cerca de 693.695 hectares, compunha o segundo maior grupo de cobertura natural, distribuída especialmente nas porções de relevo mais acidentado e nas cabeceiras de drenagem, contribuindo para o controle da erosão e para a proteção das nascentes. Somadas, as classes de formações naturais (florestais, savânicas, campestres e áreas úmidas) representavam a quase totalidade da cobertura da BHRC, evidenciando um ambiente ainda pouco transformado pela ação antrópica.

As áreas de uso agropecuário eram incipientes, com destaque para pastagens (130.662 ha.) e lavouras temporárias e soja (cerca de 22.500 ha. somadas), indicando o início da conversão de terras para fins produtivos, ainda restrita e pontual. O mosaico de usos (251.798 ha.) também denota uma transição de paisagens rurais multifuncionais, onde coexistiam remanescentes naturais e áreas agrícolas em expansão.

As áreas urbanizadas totalizavam 13.286 ha., refletindo uma ocupação urbana concentrada nos centros regionais, como Cuiabá e Várzea Grande, e ainda sem expressiva dispersão territorial. As áreas não vegetadas (27.362 ha.) e de mineração (1.919 ha.) mostravam-se residuais, enquanto os corpos d'água (66.747 ha.) confirmam a importância da rede hidrográfica e das planícies alagáveis na configuração da paisagem.

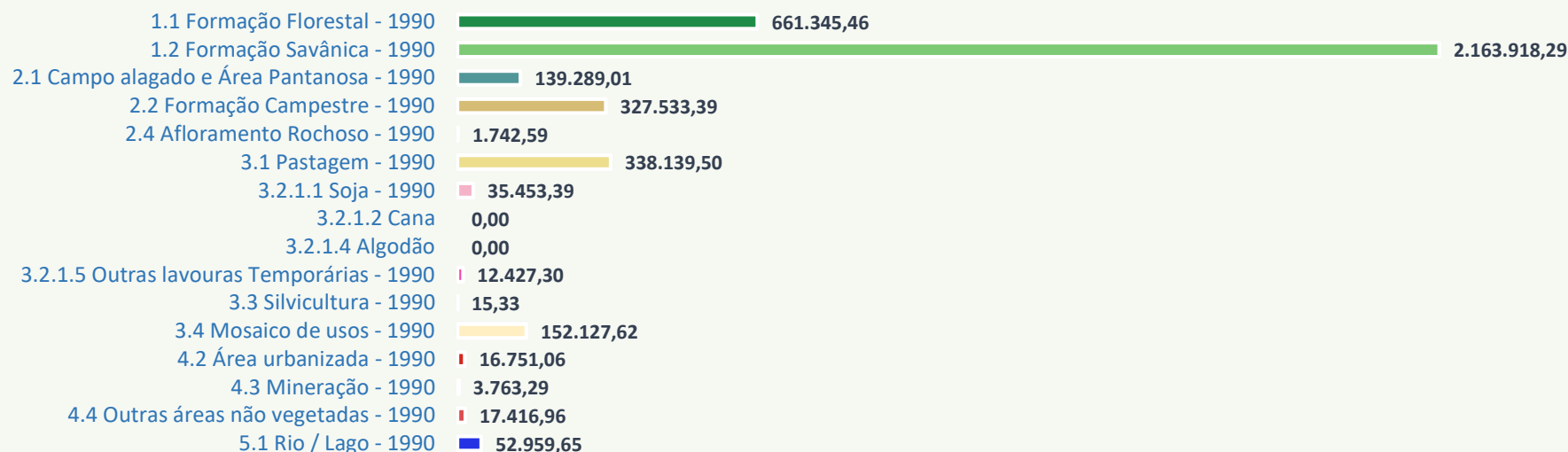
De modo geral, o ano de 1985 caracteriza-se como um período de estabilidade ecológica e baixa pressão antrópica, no qual predominava uma paisagem natural contínua, de alta integridade ambiental e baixa fragmentação, condições que servem como referência para avaliar as transformações subsequentes na série histórica.

Figura 27: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 1990



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 2: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 1990 (hectares)



O ano de 1990 (Fig. 27) revela o início de uma transição mais evidente na estrutura da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), marcada por uma intensificação das atividades antrópicas, especialmente agropecuárias. A formação savânica, embora ainda predominante com aproximadamente 2.163.918 hectares, apresenta uma redução expressiva em relação a 1985, sugerindo a conversão gradual dessas áreas em pastagens e cultivos agrícolas. Essa retração indica o avanço do uso produtivo da terra sobre o bioma Cerrado, refletindo o início da fragmentação de habitats naturais contínuos.

A formação florestal também sofreu uma ligeira redução, ocupando 661.345 hectares, o que reforça a tendência de supressão da vegetação arbórea nas áreas de maior acessibilidade e declividade moderada. Já as formações campestres e áreas úmidas (pantanosas) totalizam aproximadamente 466.822 hectares, demonstrando certa estabilidade em ambientes mais restritivos à ocupação humana, embora

com possíveis interferências localizadas decorrentes do desmatamento e do uso de fogo.

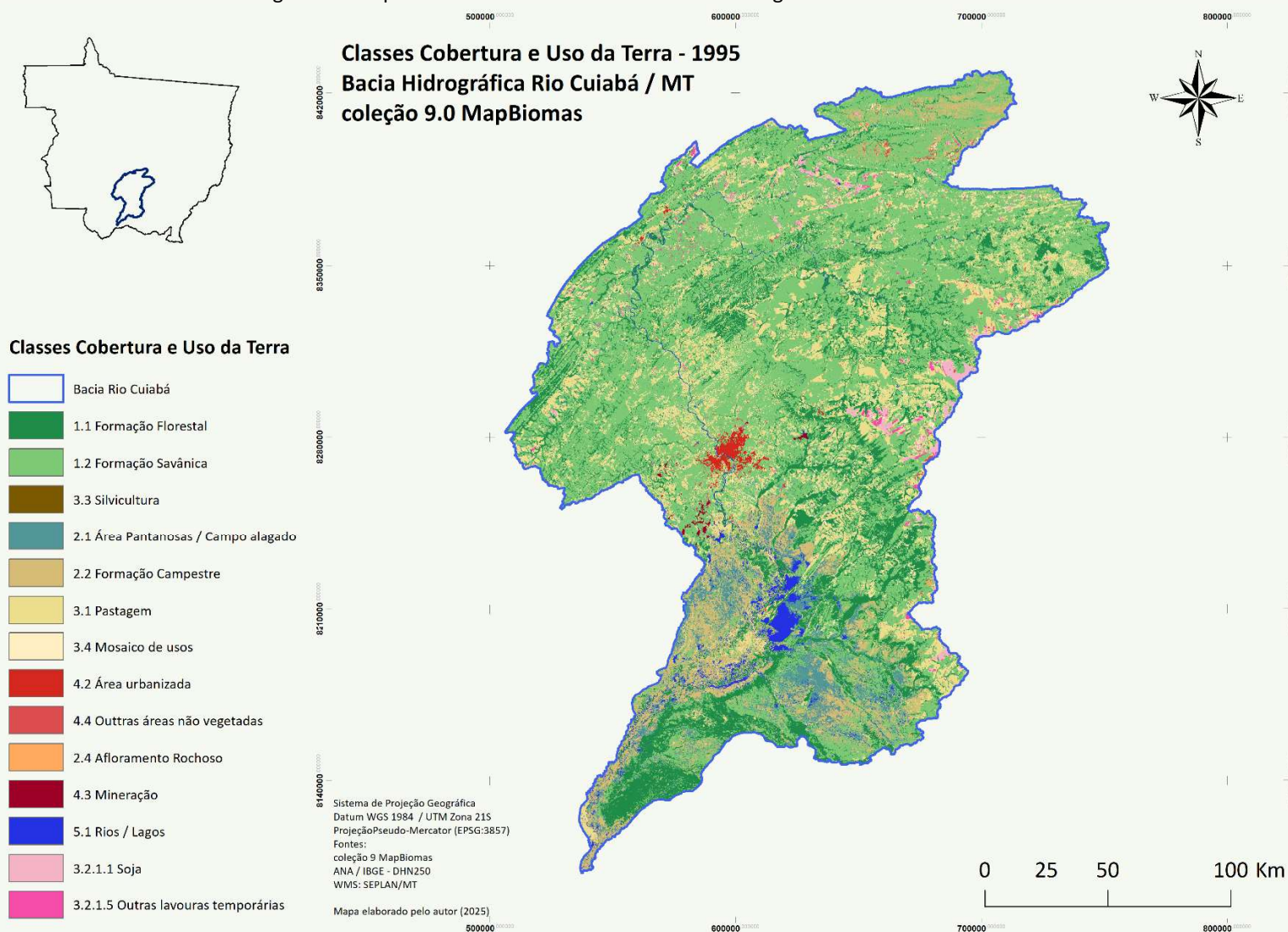
As pastagens registraram uma expansão significativa, atingindo 338.139 hectares, quase triplicando em relação ao período anterior. Essa expansão reflete a consolidação da pecuária extensiva como principal vetor de transformação territorial na BHRC. Paralelamente, a soja passa a ocupar uma área considerável de 35.453 hectares, marcando o início da introdução sistemática de culturas mecanizadas voltadas à exportação, característica da modernização agrícola regional na virada da década de 1990.

As lavouras temporárias mantêm cerca de 12.427 hectares, enquanto o mosaico de usos (152.127 ha.) representa paisagens de transição com coexistência de pastagens, cultivos e fragmentos naturais, evidenciando o caráter dinâmico e multifuncional do uso da terra. As áreas urbanizadas, que somam 16.751 hectares, apontam um crescimento

moderado da malha urbana, acompanhando a expansão de Cuiabá e Várzea Grande, enquanto as áreas de mineração (3.763 ha.) e não vegetadas (17.416 ha.) mantêm-se pouco expressivas, mas já indicam pontos de perturbação ambiental localizados.

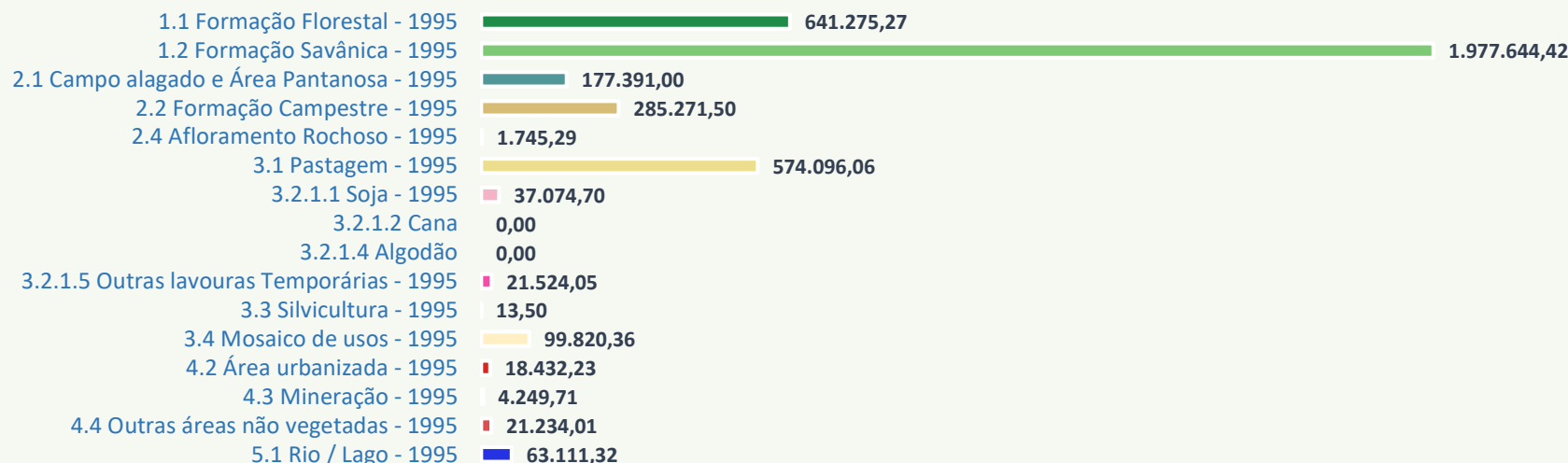
A classe de corpos hídricos (52.959 ha.) revela uma leve redução em relação a 1985, o que pode estar associado à variabilidade hidrológica natural ou à supressão de áreas alagáveis marginais. Em síntese, o quadro de 1990 caracteriza uma fase inicial de intensificação do uso antrópico da paisagem, com perda de cobertura natural e avanço das atividades agropecuárias, prenunciando o processo de fragmentação e especialização produtiva que se consolidará nas décadas seguintes.

Figura 28: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 1995.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 3: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 1995 (hectares)



O panorama de 1995 (Fig. 28) consolida a tendência de expansão das áreas antrópicas e retração progressiva das formações naturais na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). A formação Savânica, embora ainda seja a matriz predominante da paisagem, reduziu-se para 1.977.644 hectares, registrando uma queda expressiva em relação a 1985 e 1990. Esse declínio reflete o avanço da fronteira agropecuária sobre áreas de Cerrado, processo intensificado pela abertura de novas áreas de pastagem e cultivo mecanizado.

A formação florestal manteve trajetória de decréscimo, com 641.275 hectares, sugerindo a continuidade da supressão vegetal, sobretudo em zonas de encosta e áreas de transição para o Pantanal. Por outro lado, as áreas de campo alagado e pantanoso e a formação campestre (somando cerca de 462.662 hectares) apresentaram relativa estabilidade, embora já se observem sinais de substituição parcial dessas classes por usos agropecuários e mosaicos produtivos.

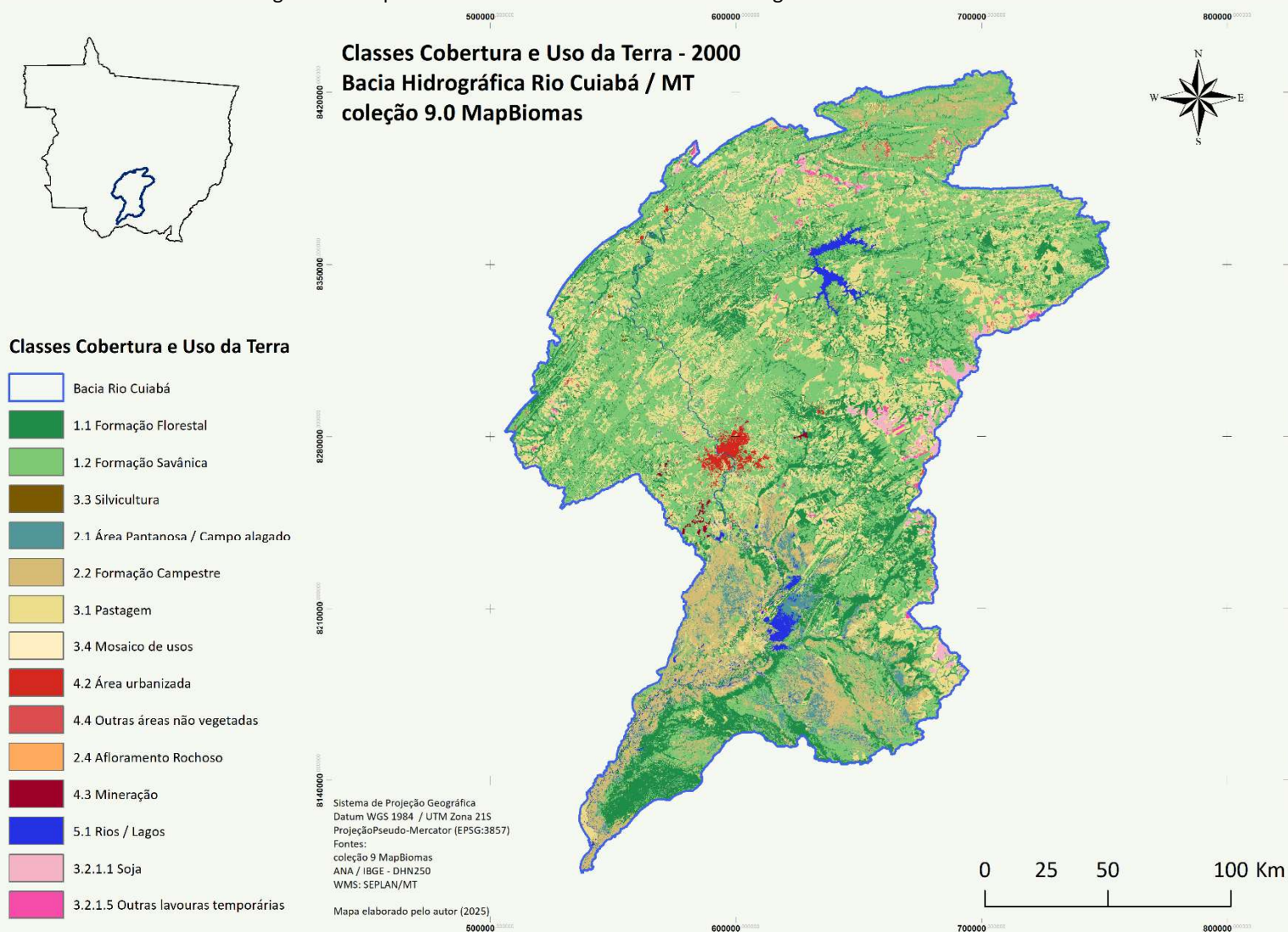
A classe de pastagem apresentou forte crescimento, alcançando 574.096 hectares, quase o dobro do valor registrado em 1990, consolidando-se como o principal uso antrópico da terra na bacia. Essa ampliação da pecuária extensiva está associada ao desmatamento das savanas e florestas, promovendo fragmentação dos habitats e a perda de conectividade ecológica. A soja manteve expansão moderada (37.074 ha.), acompanhando o padrão de intensificação agrícola observado na região Centro-Oeste no período.

Outros usos agrícolas temporários, totalizando 21.524 hectares, também contribuíram para o aumento da conversão de terras. O mosaico de usos reduziu-se para 99.820 hectares, possivelmente em virtude da homogeneização da paisagem pela substituição de sistemas diversificados por monocultivos. As áreas urbanizadas cresceram para 18.432 hectares, refletindo o adensamento urbano na Região Metropolitana do Vale do Rio Cuiabá.

As áreas não vegetadas e de mineração permaneceram discretas (21.234 ha. e 4.249 ha., respectivamente), embora indiquem perturbações pontuais. Os corpos hídricos apresentaram leve aumento (63.111 ha.), possivelmente associado à variabilidade climática e hidrológica do período.

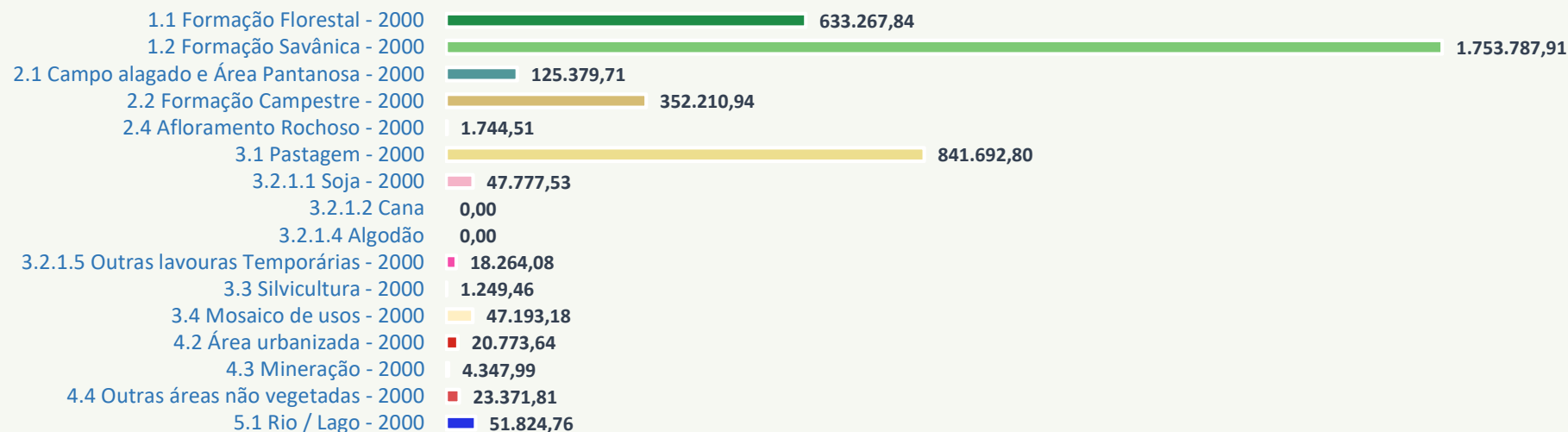
De modo geral, 1995 representa uma fase de transição entre o domínio natural e o uso produtivo consolidado da paisagem, caracterizada pela intensificação da agropecuária e pela aceleração da perda de vegetação nativa. O padrão espacial observado aponta para o aumento da fragmentação e redução da conectividade ecológica, fenômenos que se intensificariam nas décadas subsequentes.

Figura 29: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2000.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 4: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 2000 (hectares)



O ano de 2000 (Fig. 29) marca uma fase de intensificação das dinâmicas antrópicas na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), evidenciando o avanço consolidado da fronteira agropecuária e o consequente declínio das formações naturais. A formação Savânica, embora ainda mantenha predominância espacial com 1.753.787 hectares, continua apresentando tendência de retração, acumulando perda significativa desde 1985. Esse processo reflete o uso crescente das áreas de Cerrado para implantação de pastagens e lavouras mecanizadas, em um contexto de expansão da economia agropecuária mato-grossense.

A formação florestal apresentou discreta redução, alcançando 633.267 hectares, sinalizando a continuidade da conversão de áreas florestadas em zonas de produção pecuária e agrícola. Já as formações campestres e pantanosas, que juntas somam aproximadamente 477.590 hectares, mantêm relativa estabilidade, desempenhando papel essencial na regulação hidrológica e no equilíbrio ecológico da bacia, ainda que sob crescente pressão de uso marginal.

As áreas de pastagem expandiram-se expressivamente, atingindo 841.692 hectares, consolidando-se como a principal categoria de uso da terra de origem antrópica. Esse crescimento representa um incremento superior a 140% em relação a 1995, traduzindo a intensificação da pecuária extensiva e o avanço das atividades agropecuárias sobre os ecossistemas naturais. As áreas de soja também registraram aumento relevante, alcançando 47.777 hectares, evidenciando o fortalecimento do modelo agrícola mecanizado de alta produtividade, já integrado à economia regional.

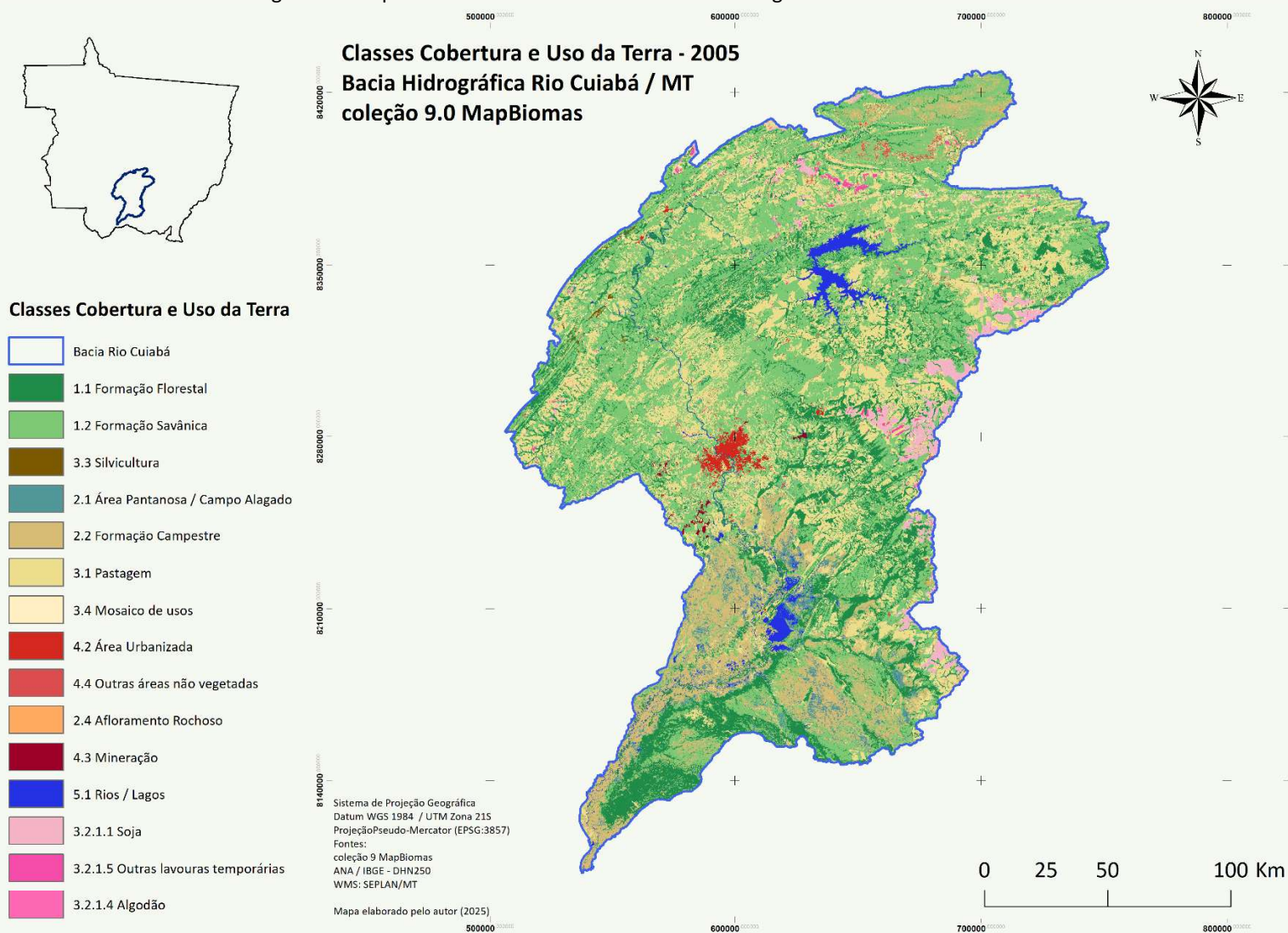
As lavouras temporárias (18.264 ha.) e o mosaico de usos (47.193 ha.) mantêm papel complementar, mas indicam uma redução na diversidade estrutural da paisagem, decorrente da substituição de usos mistos por monoculturas. As áreas urbanizadas cresceram para 20.773 hectares, acompanhando o adensamento urbano e a expansão periférica dos centros regionais, enquanto as áreas de mineração (4.347 ha.) e não

vegetadas (23.371 ha.) continuaram em crescimento discreto, porém contínuo.

Os corpos hídricos (51.824 ha.) registraram leve diminuição em relação ao quinquênio anterior, possivelmente associada à expansão das pastagens em áreas de várzea e à intensificação do uso da terra nas margens dos cursos d'água. Este ano marca o enchimento do reservatório do projeto denominado Aproveitamento Múltiplo (APM) do Rio Manso

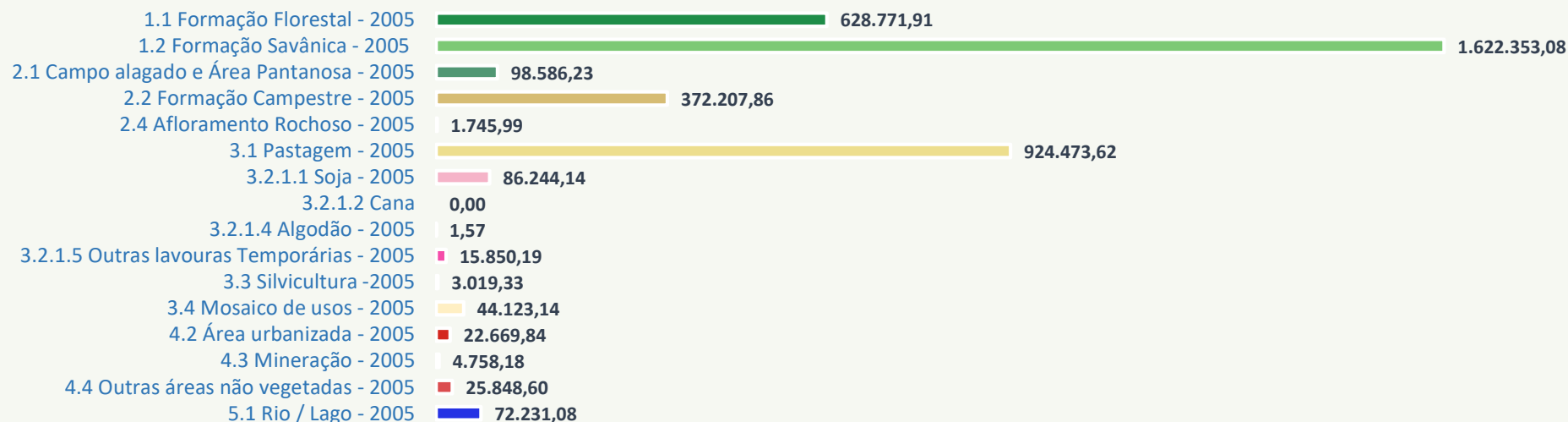
Em síntese, o cenário de 2000 revela uma paisagem em acelerada transformação, caracterizada pelo avanço da matriz agropecuária sobre os ecossistemas naturais e pela redução da heterogeneidade estrutural. Essa fase consolida a transição da BHRC de um sistema predominantemente natural para uma configuração antrópica dominante, marcando o início de um padrão de uso intensivo da terra que se ampliará nas décadas seguintes.

Figura 30: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2005.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 5: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 2005 (hectares)



O ano de 2005 (Fig. 30) representa um ponto de inflexão na dinâmica de cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), evidenciando a consolidação do processo de conversão das formações naturais em áreas de uso agropecuário. A formação Savânica, ainda predominante na paisagem com 1.622.353 hectares, continua a apresentar redução significativa, acumulando perdas contínuas desde 1985. Essa retração reflete a intensificação das pressões antrópicas e o avanço da fronteira agrícola sobre o Cerrado, principalmente nas porções de relevo suave e solos mais férteis.

A formação florestal manteve relativa estabilidade, com 628.771 hectares, apresentando leve declínio em relação ao ano 2000, possivelmente associado à exploração seletiva e à supressão para formação de pastagens. Em contrapartida, as formações campestres (372.207 ha.) e pantanosas (98.586 ha.) mantêm-se como importantes remanescentes de cobertura natural, sobretudo em áreas alagáveis e de

difícil mecanização, desempenhando papel essencial na conservação da biodiversidade e no equilíbrio hidrológico regional.

No grupo de usos antrópicos, a pastagem apresentou um aumento expressivo, atingindo 924.473 hectares, consolidando-se como a principal forma de ocupação e uso da terra na bacia. O crescimento desse uso reflete a predominância do modelo de pecuária extensiva, caracterizado por baixa produtividade e alto consumo de área. A soja, por sua vez, duplicou sua área em relação a 2000, alcançando 86.244 hectares, confirmando a expansão da agricultura mecanizada e a consolidação do agronegócio mato-grossense, com inserção definitiva nas cadeias produtivas nacionais e internacionais.

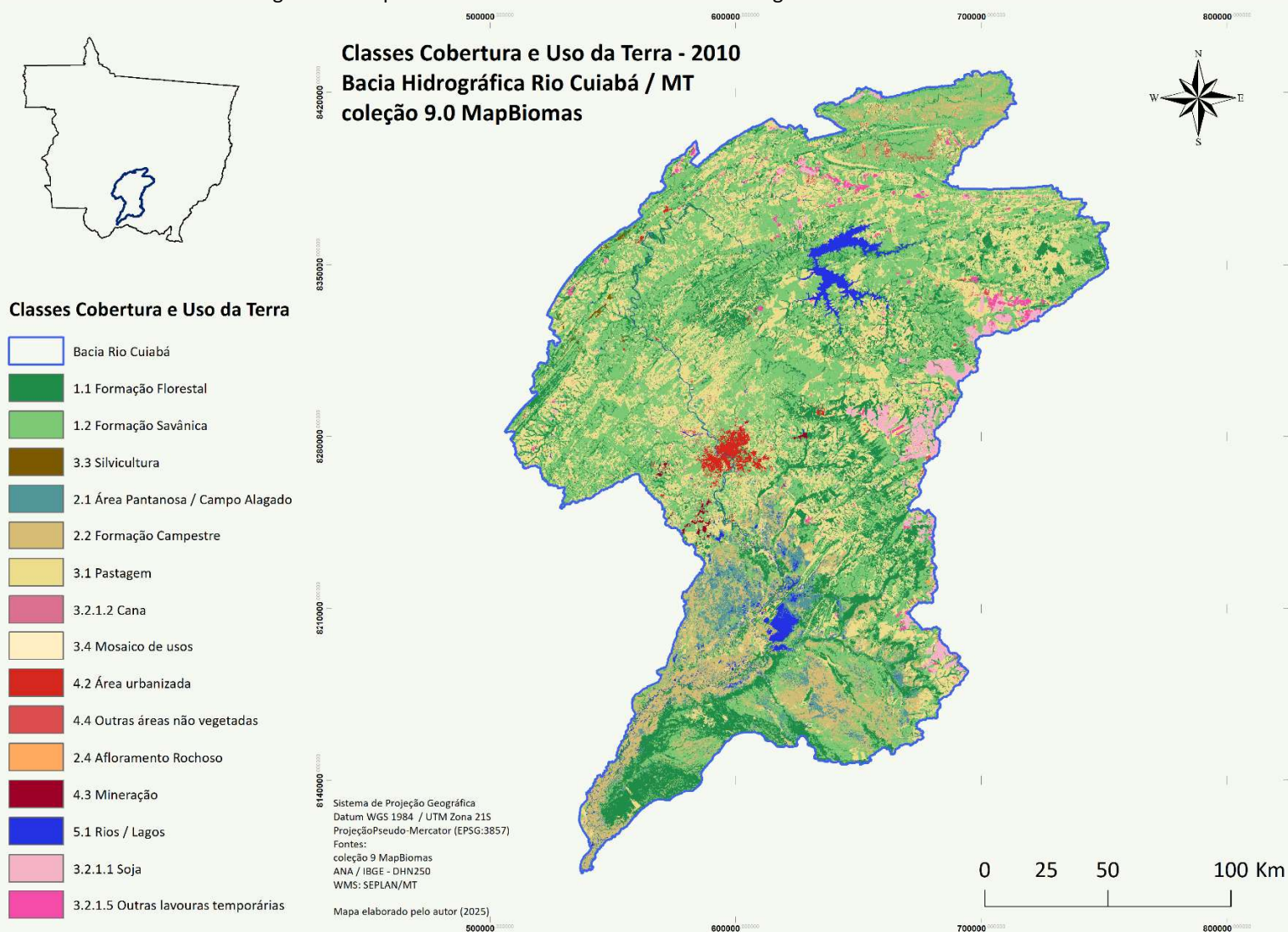
As lavouras temporárias (15.850 ha.) e a silvicultura (3.019 ha.) permaneceram com representatividade limitada, enquanto o mosaico de usos (44.123 ha.) evidenciou redução progressiva, indicando uma tendência de homogeneização da paisagem em detrimento da diversidade funcional e ecológica. As áreas urbanizadas cresceram discretamente para

22.669 hectares, acompanhando o aumento populacional e a expansão periférica dos centros urbanos de Cuiabá e Várzea Grande.

As áreas não vegetadas (25.848 ha.) e de mineração (4.758 ha.) mantêm participação modesta, mas sugerem impactos pontuais significativos sobre os ecossistemas locais. Já os corpos hídricos (72.231 ha.) apresentaram aumento expressivo em relação a 2000, possivelmente associado a um período de maior disponibilidade hídrica e à dinâmica natural das cheias no sistema pantaneiro e ao enchimento completo do APM Manso.

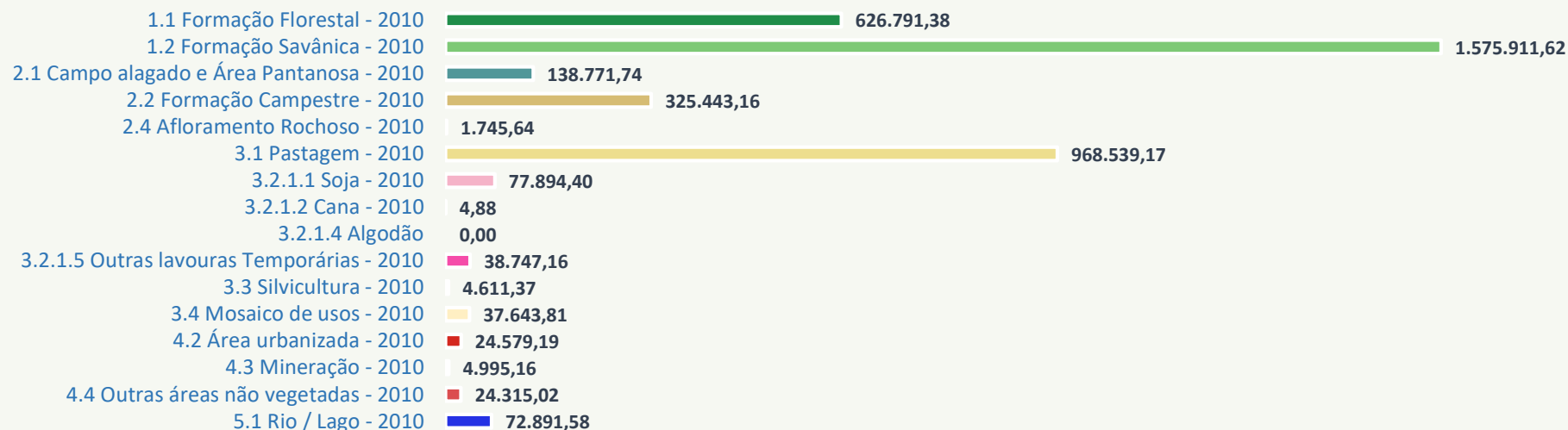
De forma geral, o ano de 2005 caracteriza um cenário de transformação consolidada da paisagem, no qual as formações naturais cedem espaço a usos produtivos e à expansão agropecuária. Observa-se uma acentuação da fragmentação ecológica, redução da conectividade e simplificação estrutural da paisagem, com implicações diretas para os processos ecológicos e para a sustentabilidade ambiental da bacia.

Figura 31: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2010.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 6: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 2010 (hectares)



O ano de 2010 (Fig. 31) revela uma fase de estabilização relativa das transformações antrópicas na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), após duas décadas de intensas modificações na estrutura da paisagem. Observa-se uma redução mais moderada das formações naturais, especialmente da formação Savânica, que ainda mantém a maior representatividade espacial, com 1.575.911 hectares, embora siga em tendência decrescente. Essa retração contínua indica a consolidação da conversão de grandes extensões de Cerrado para uso agropecuário, com perda gradual da conectividade ecológica entre fragmentos remanescentes.

A formação florestal manteve-se praticamente estável, com 626.791 hectares, sugerindo uma leve desaceleração no ritmo de desmatamento florestal em comparação aos períodos anteriores. Essa estabilidade pode refletir os efeitos iniciais das políticas ambientais implementadas na década de 2000, como o fortalecimento do monitoramento por satélite e o aumento da fiscalização ambiental,

especialmente após a criação e implementação de instrumentos como o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Bioma Cerrado (PPCerrado) instituído pelo governo federal brasileiro para enfrentar o desmatamento e as queimadas no bioma Cerrado. Ele integra o arcabouço da Lei nº 12.187/2009 (Política Nacional sobre Mudança do Clima) como instrumento para mitigação de emissões de gases de efeito estufa decorrentes de uso da terra e florestas.

As formações campestres (325.443 ha.) e pantanosas (138.771 ha.) registraram pequenas oscilações, permanecendo como importantes zonas de amortecimento ecológico. Essas áreas cumprem papel estratégico na manutenção dos fluxos hídricos e na preservação da biodiversidade, sobretudo nas porções baixas e periodicamente inundáveis da planície pantaneira.

Em contrapartida, os usos antrópicos continuam a expandir-se. As pastagens atingiram 968.539 hectares, mantendo-se como a classe de uso dominante e responsável pela maior proporção de conversão de áreas

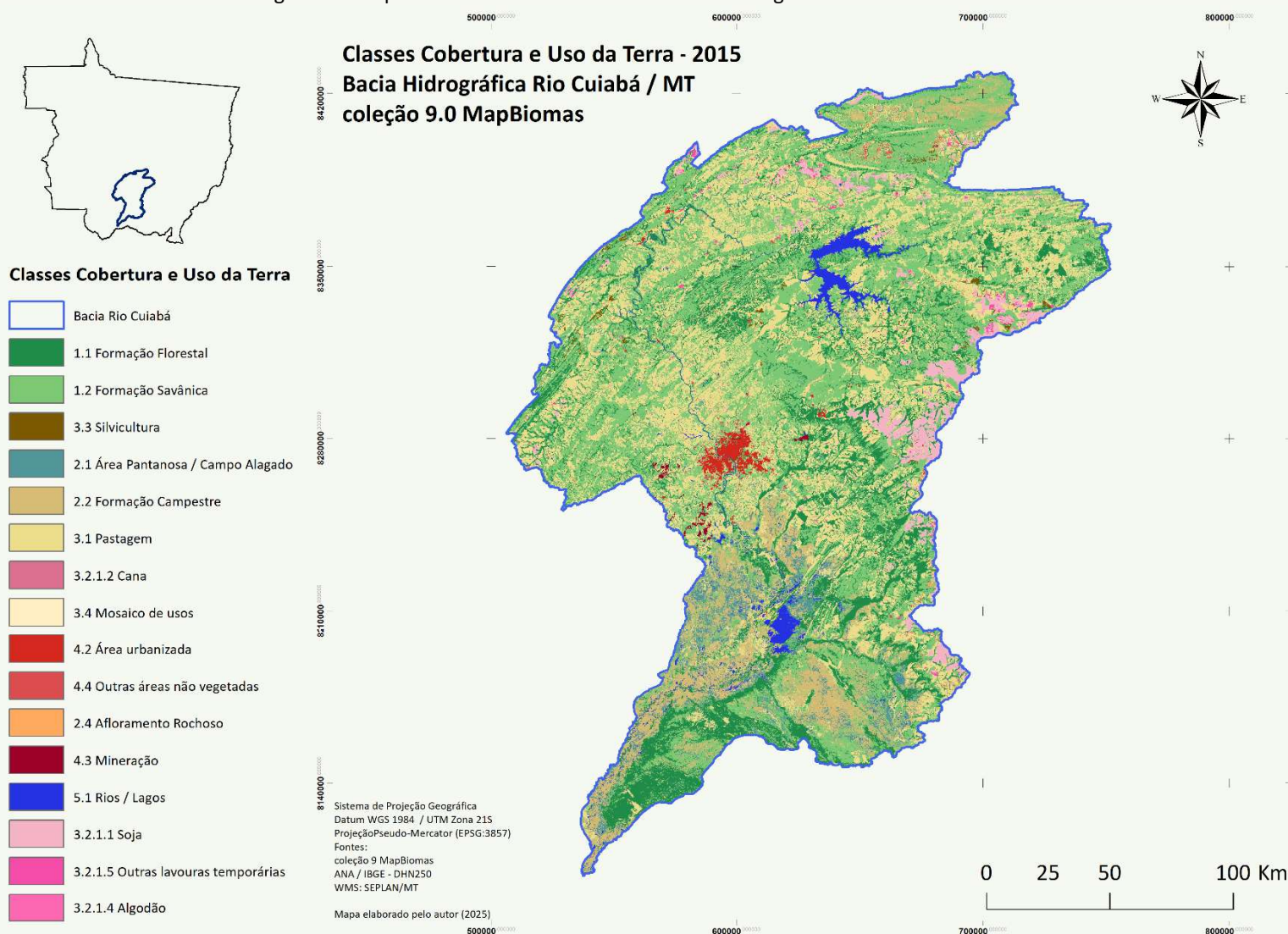
naturais. A soja, embora apresente ligeira redução em relação a 2005, ainda ocupa 77.894 hectares, representando a consolidação da agricultura mecanizada no território, agora com manejo mais técnico e expansão em áreas já antropizadas.

As outras lavouras temporárias cresceram consideravelmente, chegando a 38.747 hectares, o que indica diversificação agrícola e intensificação do uso da terra. As áreas de silvicultura (4.611 ha.) e mosaicos de usos (37.643 ha.) mantêm relevância marginal, mas sugerem certo nível de reorganização espacial dos sistemas produtivos, possivelmente vinculados a práticas de compensação ambiental e recuperação de áreas degradadas.

A urbanização avançou para 24.579 hectares, refletindo a expansão contínua das manchas urbanas, especialmente na conurbação Cuiabá-Várzea Grande, e o crescimento das pequenas cidades ao longo das rodovias estaduais. As áreas de mineração (4.995 ha.) e não vegetadas (24.315 ha.) mantiveram valores estáveis, representando distúrbios localizados, porém persistentes. Já os corpos hídricos (72.891 ha.) apresentaram leve aumento, possivelmente relacionado às variações sazonais de cheia e ao restabelecimento parcial de áreas alagáveis.

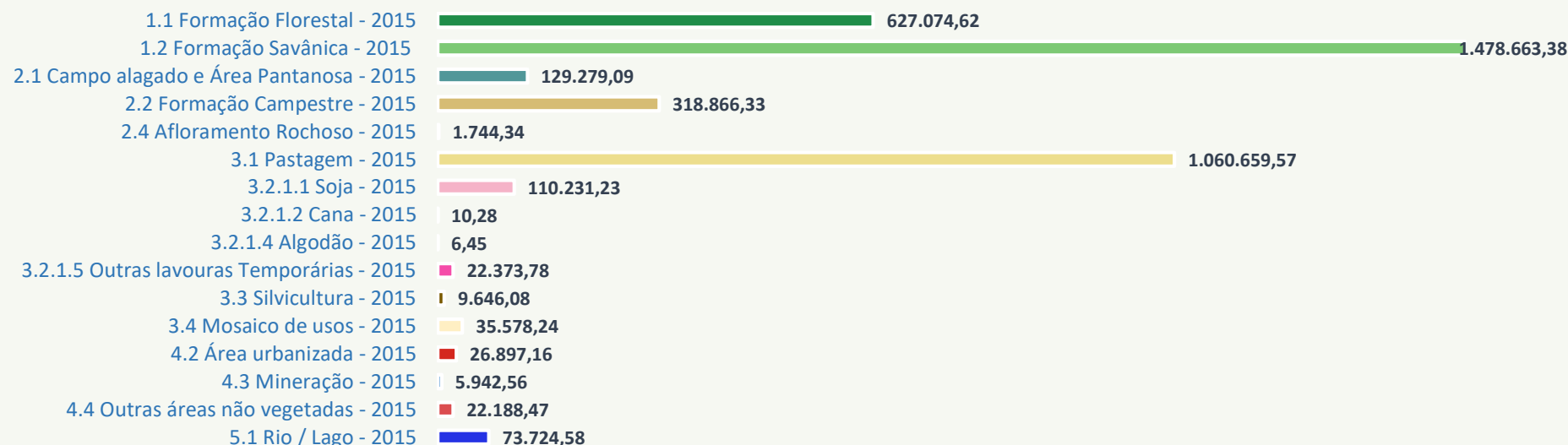
De modo geral, o período de 2010 caracteriza-se pela consolidação de um mosaico territorial dominado por usos agropecuários, com fragmentos remanescentes de vegetação natural cada vez mais isolados. Embora se observe certa redução no ritmo de conversão de habitats, as evidências apontam para uma paisagem estruturalmente simplificada e ecologicamente vulnerável, com efeitos cumulativos sobre os processos ecológicos e sobre a sustentabilidade ambiental da bacia

Figura 32: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2015.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 7: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 2015 (hectares)



O ano de 2015 (Fig. 32) evidencia uma fase de consolidação das dinâmicas produtivas e de estabilização relativa da cobertura natural na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). Apesar da manutenção de extensas áreas de vegetação nativa, observa-se a continuidade da pressão agropecuária sobre os ecossistemas savânicos e florestais, com tendência de reorganização espacial e especialização funcional do território.

A formação savânica, ainda dominante, apresentou área de 1.478.663 hectares, mantendo o papel de matriz ecológica da paisagem, embora com redução em relação a 2010. Essa diminuição reflete a persistência de processos de conversão de vegetação nativa em pastagens e áreas agrícolas, sobretudo em zonas de transição do Cerrado para a planície pantaneira. A formação florestal estabilizou-se em 627.074 hectares, indicando a continuidade de fragmentos remanescentes,

especialmente em áreas de relevo acidentado e nas cabeceiras de drenagem, onde a ocupação é mais restrita.

As formações campestres (318.866 ha.) e as áreas pantanosas (129.279 ha.) mantiveram-se com pequenas oscilações, reforçando sua importância ecológica no regime hidrológico da bacia, enquanto os afloramentos rochosos (1.744 ha.) permaneceram praticamente inalterados.

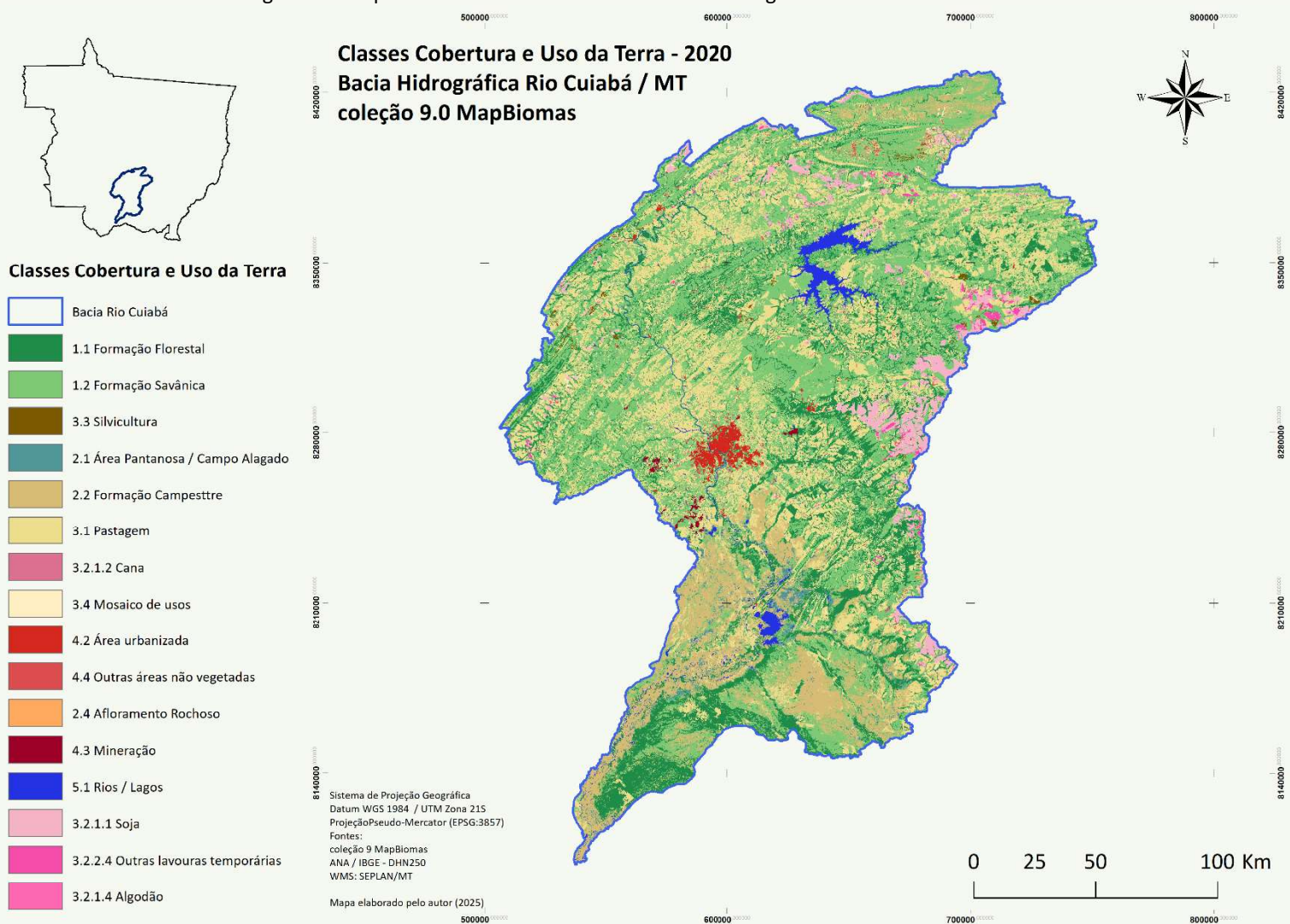
No contexto antrópico, a pastagem continuou em franca expansão, atingindo 1.060.659 hectares, consolidando-se como a principal forma de uso da terra e reafirmando a hegemonia da pecuária extensiva sobre a paisagem regional. Em paralelo, a soja apresentou crescimento expressivo, chegando a 110.231 hectares, o que representa uma ampliação significativa da agricultura mecanizada e a integração consolidada da BHRC ao eixo produtivo do agronegócio mato-grossense.

As lavouras temporárias (22.373 ha.) e a silvicultura (9.646 ha.) indicam diversificação moderada dos usos agrícolas, enquanto o mosaico de usos (35.578 ha.) reflete a persistência de áreas em transição, marcadas por múltiplas ocupações e heterogeneidade de cobertura. As áreas urbanizadas cresceram para 26.897 hectares, acompanhando a expansão demográfica e o adensamento das zonas urbanas de Cuiabá e Várzea Grande, com aumento da pressão sobre áreas de preservação permanente.

As áreas de mineração (5.942 ha.) e não vegetadas (22.188 ha.) mantêm sua tendência de crescimento gradual, associadas à expansão de infraestruturas e ao uso intensivo do solo. Já os corpos hídricos (73.724 ha.) mantiveram-se estáveis, o que sugere certa estabilidade no regime hidrológico da planície pantaneira e nas áreas de várzea.

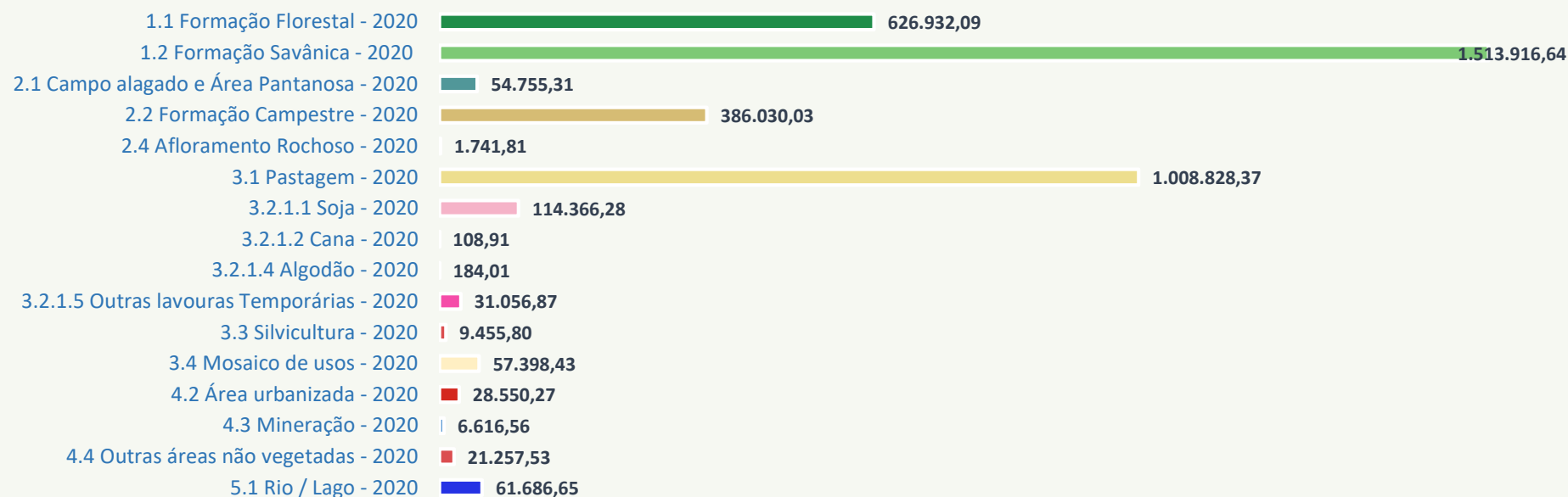
De modo geral, o cenário de 2015 revela uma paisagem com estabilidade quantitativa, mas com perda qualitativa de complexidade ecológica. A estrutura espacial mostra forte homogeneização funcional, com predomínio de usos agropecuários e redução da conectividade entre remanescentes naturais. Essa configuração reflete uma paisagem antropizada, porém madura, onde o uso consolidado da terra tende a reproduzir padrões de ocupação já estabelecidos desde o início dos anos 2000.

Figura 33: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2020.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 8: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 2020 (hectares)



O cenário de 2020 (Fig.33) evidencia uma fase de reestruturação espacial e leve recomposição das formações naturais, após décadas de intensa conversão da cobertura vegetal nativa na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). Embora as tendências de uso agropecuário permaneçam dominantes, é possível observar sinais de estabilização e manejo mais racional do território, especialmente em áreas já consolidadas para atividades produtivas.

A formação savânica continua a representar a maior parcela da cobertura vegetal, com 1.513.916 hectares, revelando pequena redução em relação ao período anterior, o que pode indicar uma desaceleração das taxas de supressão do Cerrado. Essa diminuição, menos acentuada que nas décadas anteriores, sugere o amadurecimento de políticas públicas de controle ambiental e o fortalecimento de instrumentos de monitoramento

e licenciamento, especialmente após 2015, com a consolidação do novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) e da obrigatoriedade do Cadastro Ambiental Rural (CAR).

A formação florestal, com 626.932 hectares, apresentou estabilidade, mantendo a tendência de conservação de remanescentes em áreas de maior restrição topográfica e ambiental, como encostas e topos de morro. As formações campestres (386.030 ha.) e pantanosas (54.755 ha.) registraram oscilações discretas, mantendo-se como elementos essenciais para o equilíbrio ecológico, sobretudo na regulação hídrica e na conservação dos ecossistemas de transição entre Cerrado e Pantanal. A pastagem ainda se mantém como o principal uso antrópico da terra, ocupando 1.008.828 hectares, com leve retração em relação a 2015. Essa diminuição pode ser associada à intensificação do uso da terra e à adoção

de práticas de manejo mais eficientes, que permitem o aumento da produtividade sem ampliação significativa da área ocupada.

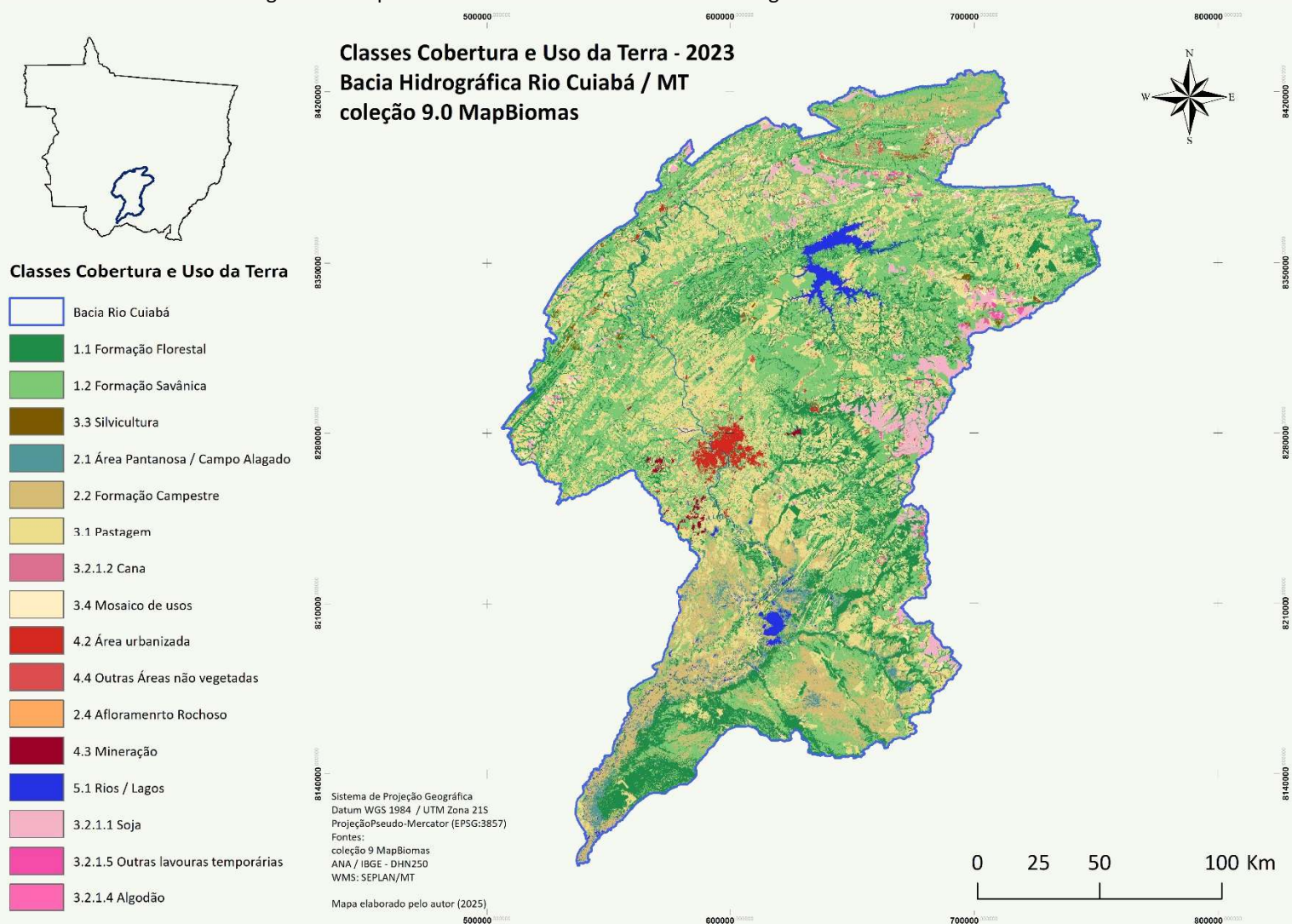
A agricultura, por sua vez, demonstra diversificação e fortalecimento da produção mecanizada. A soja, com 114.366 hectares, mantém trajetória de crescimento estável, enquanto outras lavouras temporárias somam 31.056 hectares, reforçando a integração produtiva da BHRC ao eixo agroexportador do estado de Mato Grosso. Pequenas áreas de cana-de-açúcar (108 ha.) e algodão (184 ha.) surgem como usos pontuais, possivelmente voltados a sistemas de rotação de culturas ou a empreendimentos específicos.

A silvicultura (9.455 ha.) e o mosaico de usos (57.398 ha.) evidenciam o aumento de áreas manejadas de forma multifuncional, o que pode indicar iniciativas de recuperação ambiental e ajustes espaciais entre unidades produtivas e áreas de preservação permanente. O crescimento das áreas urbanizadas, que atingiram 28.550 hectares, reflete o avanço do processo de urbanização e expansão metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande, pressionando as áreas periurbanas e as margens de cursos d'água.

As áreas de mineração (6.616 ha.) e não vegetadas (21.257 ha.) mantiveram pequena elevação, representando impactos localizados, porém relevantes, sobre a integridade ambiental. Já os corpos hídricos (61.686 ha.) apresentaram discreta redução, o que pode estar relacionado à variabilidade climática e aos efeitos de períodos de estiagem mais prolongados observados na década de 2010.

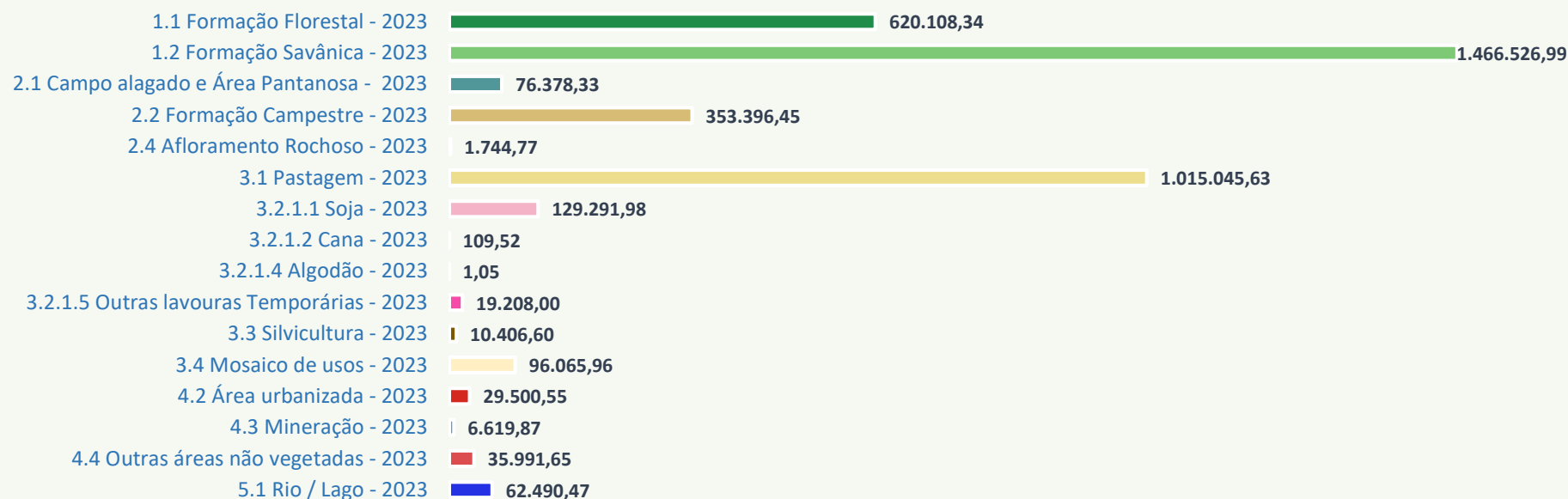
De forma geral, o período de 2020 marca a maturidade da ocupação territorial e o início de uma transição para modelos de uso mais eficientes e monitorados. A paisagem, embora fortemente antropizada, demonstra tendência à estabilização estrutural, com menor ritmo de supressão de vegetação nativa e surgimento de novas estratégias de manejo sustentável. No entanto, a fragmentação ecológica e a perda de conectividade entre remanescentes naturais continuam a representar desafios significativos para a manutenção dos processos ecológicos e da resiliência ambiental da bacia.

Figura 34: Mapa de cobertura e uso da terra Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - 2023.



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Gráfico 9: Classes de Uso e Cobertura da Terra no ano de 2023 (hectares)



Os dados de 2023 (Fig.34) revelam um quadro de estabilidade estrutural da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), consolidando tendências observadas desde 2015. Nota-se uma manutenção praticamente inalterada dos valores de área por classe, o que indica um equilíbrio dinâmico entre os usos antrópicos e as formações naturais — resultado provável de um processo de maturidade territorial e de estabilização das frentes de expansão agropecuária.

A formação savânica permanece como a classe dominante, totalizando 1.466.526 hectares, o que representa aproximadamente dois terços da cobertura natural remanescente da bacia. Sua persistência reflete o papel ecológico do Cerrado como matriz da paisagem regional, embora ainda sujeito à fragmentação e à conversão marginal em áreas

economicamente estratégicas. A formação florestal, com 620.108 hectares, manteve-se inalterada em relação a 2020, reforçando a hipótese de que a taxa de supressão florestal na região entrou em fase de contenção, possivelmente devido à consolidação de áreas de preservação permanente (APPs) e reservas legais regularizadas após o fortalecimento do CAR e dos instrumentos de fiscalização ambiental.

As formações campestres (353.396 ha.) e pantanosas (76.378 ha.) também permaneceram estáveis, configurando um padrão de resiliência das áreas úmidas e de vegetação aberta, que são fundamentais para o equilíbrio hídrico e a conectividade ecológica entre o Cerrado e o Pantanal. O afloramento rochoso (1.744 ha.) manteve valores residuais, associado a restrições topográficas e litológicas específicas.

Entre as classes antrópicas, a pastagem continua sendo o uso predominante, com 1.015.045 hectares, representando aproximadamente um quarto da área total da BHRC. Apesar da estabilidade numérica, essa classe reflete a consolidação de áreas produtivas e a adoção de modelos de intensificação pecuária que reduzem a necessidade de novas conversões. Essa estabilização é coerente com políticas recentes de incentivo à integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF) e ao manejo sustentável.

A agricultura, sobretudo a soja, manteve sua área em 129.291 hectares, confirmando a tendência de crescimento moderado e de consolidação das áreas agrícolas mecanizadas. Outras lavouras temporárias (19.207 ha.) e a silvicultura (10.406 ha.) complementam o mosaico produtivo, sugerindo diversificação gradual e expansão de sistemas produtivos com potencial de compatibilização ambiental.

As áreas urbanizadas (29.500 ha.) e o mosaico de usos (96.065 ha.) mantiveram-se constantes, indicando estagnação da expansão urbana horizontal e maior eficiência no uso do espaço construído, especialmente nas áreas metropolitanas de Cuiabá e Várzea Grande. Já as áreas de mineração (6.619 ha.) e não vegetadas (35.991 ha.) não apresentaram variações significativas, refletindo controle ambiental mais rigoroso sobre atividades extrativas e infraestrutura.

Os corpos hídricos (62.490 ha.) preservaram sua extensão, sugerindo estabilidade hidrológica relativa, ainda que as oscilações sazonais e climáticas possam impactar a disponibilidade hídrica no médio prazo, especialmente em períodos de estiagem prolongada.

Em síntese, o ano de 2023 representa a consolidação de um cenário de equilíbrio entre uso produtivo e cobertura natural, com redução das taxas de alteração da paisagem e manutenção dos principais padrões espaciais. Contudo, esse equilíbrio é frágil, sustentado mais pela estabilização do uso consolidado do que pela recuperação efetiva da vegetação nativa. Os desafios para a próxima década residem em recompor a conectividade ecológica, ampliar a restauração de áreas estratégicas e fortalecer mecanismos de planejamento regional integrado, a fim de

compatibilizar o crescimento econômico com a sustentabilidade ambiental da bacia.

4.2 Síntese Comparativa da Evolução da Cobertura e Uso da terra (1985-2023)

A análise multitemporal da cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), ao longo do período de 1985 a 2023, revela um processo contínuo de reestruturação da paisagem, marcado por uma transição gradual de predominância natural para um mosaico antropizado, embora com sinais de estabilização recente das dinâmicas de uso.

Durante as quatro décadas analisadas, a formação savânica, matriz ecológica característica do bioma Cerrado, apresentou uma redução absoluta de aproximadamente 800 mil hectares, passando de 2,26 milhões de hectares (1985) para cerca de 1,46 milhão de hectares em 2023. Essa perda representa uma redução relativa de 35,5% da cobertura original, configurando-se como o processo mais significativo de transformação na paisagem regional. A substituição dessa classe decorre, sobretudo, da expansão agropecuária e da conversão para pastagens e cultivos temporários, refletindo o avanço da fronteira agrícola mato-grossense impulsionado a partir da década de 1990.

A formação florestal, embora menos extensa, apresentou uma redução proporcional mais moderada, decrescendo de 693 mil hectares (1985) para cerca de 620 mil hectares (2023). Essa retração ocorre principalmente nas áreas de contato entre o Cerrado e o Pantanal, onde os processos de conversão foram historicamente mais intensos, mas que, nas últimas duas décadas, demonstram estabilidade relativa, atribuída a políticas ambientais, instrumentos de controle territorial e aumento da fiscalização.

As formações campestres e pantanosas, componentes essenciais do sistema ecológico do Pantanal, oscilaram em área ao longo do período, mas mantiveram-se resilientes frente às pressões antrópicas diretas. Em

especial, as áreas alagáveis e de campo natural apresentaram variações associadas à dinâmica hidrológica e aos ciclos climáticos, refletindo tanto fenômenos de estiagem prolongada quanto de cheias excepcionais, que afetam a detecção temporal dessas coberturas por sensoriamento remoto.

A classe de pastagem representa a principal transformação antrópica da paisagem. Em 1985, ocupava aproximadamente 130 mil hectares, expandindo-se para mais de 1 milhão de hectares em 2023, o que equivale a um aumento relativo superior a 680%. Esse crescimento abrupto ocorreu, sobretudo, entre 1990 e 2010, período em que a pecuária extensiva consolidou-se como vetor dominante do uso da terra na BHRC. Contudo, a partir de 2015, observou-se uma desaceleração dessa tendência, indicando uma fase de maturidade territorial e intensificação produtiva, com menor necessidade de conversão de novas áreas.

A agricultura mecanizada, representada principalmente pela soja, emergiu como a segunda maior força de transformação, saltando de 8.994 hectares (1985) para 129.291 hectares (2023). Apesar do avanço expressivo, a ocupação ainda se concentra em planícies e áreas interfluviais menos suscetíveis à inundação e planas, revelando uma expansão seletiva condicionada tanto por fatores geomorfológicos quanto por políticas de zoneamento agrícola. Outras lavouras temporárias, cana-de-açúcar e silvicultura exibem crescimento marginal, mas desempenham papel crescente na diversificação da matriz produtiva e na redução da pressão sobre ecossistemas sensíveis.

O mosaico de usos, categoria que expressa transições entre sistemas agrícolas, pastagens e remanescentes vegetais, apresentou oscilações sutis, com tendência de reorganização espacial ao longo do tempo. Essa classe, que em 2023 totalizou cerca de 96 mil hectares, reflete zonas de heterogeneidade ecológica, especialmente em áreas de uso consolidado e bordas de expansão urbana.

As áreas urbanizadas ampliaram-se de forma constante, passando de 13.286 hectares (1985) para 29.500 hectares (2023), refletindo o crescimento demográfico e a expansão da região metropolitana de Cuiabá-Várzea Grande. Essa evolução representa um

crescimento de mais de 120% em quase quatro décadas, acompanhado pela concentração de infraestrutura e pela ocupação de áreas de planície, frequentemente suscetíveis a inundações.

As classes de mineração, áreas não vegetadas e corpos hídricos mantiveram valores estáveis ao longo da série. A mineração apresentou leve ampliação (de 1.919 ha. em 1985 para 6.619 ha. em 2023), enquanto as áreas não vegetadas e corpos hídricos oscilaram dentro de faixas compatíveis com a dinâmica sazonal e o uso intensivo do solo.

De modo geral, o período compreendido entre 1985 e 2023 evidencia três fases distintas:

1. Fase de expansão antrópica (1985-2000): marcada pela forte conversão de áreas naturais em pastagens e agricultura, impulsionada pelo avanço das frentes agropecuárias;
2. Fase de consolidação produtiva (2000-2015): caracterizada pela estabilização parcial da expansão e pela intensificação das práticas produtivas;
3. Fase de equilíbrio e contenção (2015-2023): evidenciada pela estabilidade das classes de cobertura e pela eficácia relativa dos mecanismos de gestão e controle ambiental;

Essa trajetória de transformação indica uma transição de uma paisagem natural para uma paisagem antrópica funcionalmente estabilizada, porém ecologicamente fragmentada. A predominância das formações savânicas e campestres como matriz estrutural reforça a importância de estratégias voltadas à manutenção da conectividade ecológica, à recuperação de corredores ambientais e à integração entre planejamento regional e conservação ambiental.

Conclui-se que, embora a BHRC apresente hoje uma paisagem mais estável em termos de cobertura, o equilíbrio alcançado ainda é frágil,

sustentado por fatores produtivos e regulatórios mais do que por processos ecológicos regenerativos. O desafio futuro reside em transformar essa estabilidade em sustentabilidade, conciliando produtividade, conservação e resiliência ambiental frente às mudanças climáticas e à expansão urbana regional. A tabela 1 demonstra os valores

da área de cada classe de cobertura e uso da terra em 1985 e 2023 respectivamente, e indica a variação percentual absoluta e relativa de cada classe.

Tabela 1: Variação na composição das classes de cobertura e uso da terra na BHRC entre 1985 e 2023

Classe de Cobertura / Uso	Área 1985 (ha.)	Área 2023 (ha.)	Variação Absoluta (ha.)	Variação Percentual (%)	Tendência
Formação Florestal	693.695,53	620.108,34	-73.587,19	-10,61	Estabilidade com leve retração
Formação Savânica	2.266.943,12	1.466.526,99	-800.416,13	-35,32	Redução significativa
Campo Alagado e Área Pantanosa	257.660,44	76.378,33	-181.282,11	-70,34	Redução acentuada
Formação Campestre	188.568,40	353.396,45	164.828,05	87,41	Expansão
Afloramento Rochoso	1.737,37	1.744,77	7,40	0,43	Estável
Pastagem	130.662,12	1.015.045,63	884.383,51	676,95	Forte expansão
Soja	8.994,47	129.291,98	120.297,51	1.338,06	Expansão expressiva
Algodão	0,00	1,05	1,05	-	Crescimento residual
Outras Lavouras Temporárias	13.505,91	19.207,99	5.702,08	42,23	Crescimento moderado
Silvicultura	0,00	10.406,60	10.406,60	-	Introdução recente e crescimento
Mosaico de Usos	251.798,30	96.065,96	-155.732,34	-61,86	Redução e reorganização
Área Urbanizada	13.286,44	29.500,55	16.214,11	122,00	Expansão urbana
Mineração	1.919,28	6.619,87	4.700,59	244,88	Expansão controlada
Outras Áreas Não Vegetadas	27.362,67	35.991,65	8.628,98	31,53	Leve crescimento
Rios e Lagos	66.747,15	62.490,47	-4.256,68	-6,38	Leve redução

4.3 Graus de Hemerobia na série histórica da BHRC (1985 - 2023)

A evolução da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) entre 1985 e 2023 evidencia um aumento progressivo dos graus de hemerobia, refletindo a intensificação das pressões antrópicas e a substituição de formações naturais por usos produtivos. O conceito de hemerobia, entendido como o grau de modificação humana sobre os

ecossistemas, fornece um arcabouço adequado para interpretar a trajetória histórica de transformação da bacia, permitindo qualificar os níveis crescentes de artificialização observados ao longo do período.

Segundo o modelo clássico de Blume e Sukopp (1976), os ambientes podem ser organizados em um gradiente que varia desde o nível não hemeróbico (sem influência humana detectável) até o nível meta-

hemeróbico (completamente artificializado). Com base nesse referencial, a série histórica da BHRC revela o seguinte padrão temporal:

Fase 1. Período inicial (1985): Predominância de hemerobia baixa

A análise do ano de 1985 indica que grande parte da BHRC se encontrava associada aos níveis 1 a 3 de hemerobia:

- Nível 1 - Não hemeróbico: Representado pelos remanescentes contínuos de Formação Florestal na Chapada dos Guimarães e blocos de Savana Arborizada e Savana Parque, ainda pouco fragmentados;
- Nível 2 - Pouco hemeróbico: Correspondente a áreas de Formação Campestre e campinas naturais do Pantanal, sujeitas a baixa interferência humana;
- Nível 3 - Levemente hemeróbico: Associado às primeiras manchas de pastagens plantadas e intervenções rurais dispersas.

Nesse período, a matriz ecológica era composta majoritariamente por formações naturais, e a ocupação antrópica aparecia como manchas isoladas, caracterizando um sistema com baixa artificialização.

Fase 2. Transição estrutural (1990 - 2000): avanço da hemerobia intermediária

A partir da década de 1990, observa-se um crescimento significativo das classes Pastagem, Mosaico de Usos e, posteriormente, áreas agrícolas, indicando a migração de amplas porções da paisagem para níveis 4 e 5 de hemerobia:

- Nível 4 — Moderadamente hemeróbico: Áreas onde a vegetação nativa foi substituída por pastagens extensivas, cuja expansão

atingiu rapidamente as porções médias da bacia.

- Nível 5 — Fortemente hemeróbico: Expansão das áreas de agricultura mecanizada (inicialmente soja e culturas temporárias esparsas), além da intensificação urbana no eixo Cuiabá-Várzea Grande.

Este período marca a inflexão do processo de transformação, caracterizado por expansão horizontal das manchas antrópicas, fragmentação crescente das formações savânicas e início da perda de continuidade ecológica.

Fase 3. Reconfiguração e consolidação do uso antrópico (2000-2015): hegemonia da hemerobia elevada

Entre 2000 e 2015, a BHRC passa a apresentar predominância de níveis 5 a 7, especialmente nas áreas antropizadas mais intensamente utilizadas:

- Nível 6 - Muito hemeróbico: Domínio das áreas de agricultura intensiva, expansão de pastagens sobre áreas sensíveis (veredas, interflúvios e zonas de recarga), avanço de eixos viários e consolidação das sedes urbanas.
- Nível 7 - Meta-hemeróbico: Áreas urbanas consolidadas, mineração, solos expostos, APPs degradadas, margens canalizadas e áreas associadas à infraestrutura da UHE Manso (após 1999), onde há completa substituição das funções ecológicas originais.

Nessa fase, percebe-se uma mudança estrutural marcante: a matriz passa de predominantemente natural (1985) para uma matriz rural-pecuária, interrompida por núcleos urbanos e extensões agrícolas.

Fase 4. Situação recente (2020-2023): estabilização da alta hemerobia e perda de resiliência

No período final da série, a paisagem apresenta níveis de hemerobia que oscilam entre 5 e 7, predominando:

- Fragmentos naturais isolados (níveis 2 e 3), agora altamente vulneráveis;
- Grandes manchas antropizadas contínuas (níveis 6 e 7), especialmente nas áreas médias e baixas da bacia;
- Avanço do processo de *campestrinização* em áreas do Pantanal, fenômeno relacionado a secas prolongadas, incêndios recorrentes e assoreamento, elevando artificialmente o nível de hemerobia dessas regiões.

Embora parte da vegetação nativa ainda permaneça, especialmente na Chapada dos Guimarães e setores do Pantanal Norte, esses fragmentos encontram-se circundados por matrizes de uso intensivo, com forte efeito de borda e baixa conectividade.

4.4 Aquisição e Processamento de dados rasters (1985 - 2023)

Os dados raster recortados segundo os limites da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) foram processados no software Fragstats© v4, reunidos em um bloco único correspondente à série histórica quinquenal — 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023 — conforme disponibilizado pela Coleção 9 do Projeto MapBiomias. Essa estrutura temporal encontra-se representada nos mapas temáticos da Seção 4.1, que serviram de base para a extração sistemática das métricas de composição e configuração da paisagem.

Após o carregamento das imagens, foram calculadas métricas nas escalas de classe e de paisagem, utilizadas como suporte conceitual para a

agregação temática. A análise integrada em nível de paisagem foi conduzida para sintetizar a distribuição espacial dos diferentes usos e coberturas ao longo de toda a bacia, permitindo captar padrões, tendências e processos estruturantes.

Considerando o grande número de manchas individuais presentes na BHRC, as análises em nível de patch foram descartadas por não serem operacionais nem metodologicamente adequadas à escala regional do estudo. Assim, a opção por trabalhar predominantemente com métricas em nível de classe mostrou-se mais eficiente, pois permite integrar manchas semelhantes em unidades temáticas representativas, reduzindo ruídos espaciais e destacando padrões estruturais relevantes.

Essa abordagem possibilitou compreender, de maneira consistente, as principais dinâmicas espaciais que moldaram a BHRC entre 1985 e 2023, evidenciando tendências de fragmentação, expansão antrópica, retração de vegetação nativa e alterações na conectividade ecológica, elementos essenciais para a interpretação dos resultados apresentados nos capítulos seguintes.

Tabela 2: número total de manchas de todas as classes / ano

Ano	Número de manchas
1985	216.895
1990	266.156
1995	277.758
2000	244.265
2005	234.209
2010	239.579
2015	252.053
2020	238.520
2023	250.842

Fonte: Fragstats© série 1985 a 2023 BHRC

Após o processamento das imagens raster no Fragstats© v4, foram geradas métricas da paisagem em dois níveis hierárquicos de análise:

- Métricas por classe de cobertura e uso da terra, que sintetizam o comportamento espacial de grupos temáticos homogêneos;
- Métricas em nível de paisagem, calculadas de forma integrada para todo o recorte espacial da BHRC, permitindo avaliar o mosaico como um sistema único.

Essa dupla abordagem possibilitou identificar tanto padrões específicos de cada classe, como fragmentação, expansão antrópica ou retração de vegetação nativa, quanto processos estruturais mais amplos, tais como alterações na conectividade, na subdivisão e na heterogeneidade da paisagem. A combinação desses dois níveis de análise é fundamental para compreender as dinâmicas ecológicas e territoriais que operaram na BHRC ao longo dos 39 anos da série histórica.

4.5 Considerações parciais

O Capítulo 4 constitui a ponte metodológica entre o embasamento teórico (Capítulos 1 a3) e a análise dos resultados (Capítulo 5). Ele demonstra a consistência técnica e científica da pesquisa ao explicitar, de forma transparente e replicável, o processo de elaboração do banco de dados geoespacial. A principal contribuição do capítulo é o planejamento sistemático da análise temporal, que assegura comparabilidade entre períodos e precisão na mensuração das transformações. O uso combinado de dados do projeto MapBiomas, e ferramentas como o Manual Técnico de Uso da terra (IBGE) e o programa Fragstats® v4, reforça a robustez metodológica, além de alinhar o estudo a padrões internacionais de ecologia da paisagem e geotecnologia ambiental. As tabelas e mapas elaborados constituem evidências visuais e quantitativas da mudança de uso da terra, permitindo identificar tendências de expansão agropecuária e perda de áreas naturais. Além disso, o recorte quinquenal fornece um equilíbrio entre detalhamento

temporal e estabilidade estatística, evitando distorções provocadas por variações sazonais ou ruído de dados anuais. O texto evidencia que a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá é um território de transformações aceleradas, onde processos de urbanização, agronegócio e intervenções hidrelétricas reconfiguraram a estrutura espacial desde 1985. Assim, o capítulo não apenas descreve a metodologia, mas também antecipa a interpretação das mudanças ambientais, que serão exploradas em profundidade no capítulo seguinte. Em síntese, o Capítulo 4 reafirma a integração entre teoria, técnica e território, consolidando a base metodológica que sustenta a análise de sustentabilidade da paisagem no contexto da BHRC.

O próximo capítulo apresenta os resultados das métricas após o processamento das imagens *rasters* no programa Fragstats®.

4.6 Referências Bibliográficas

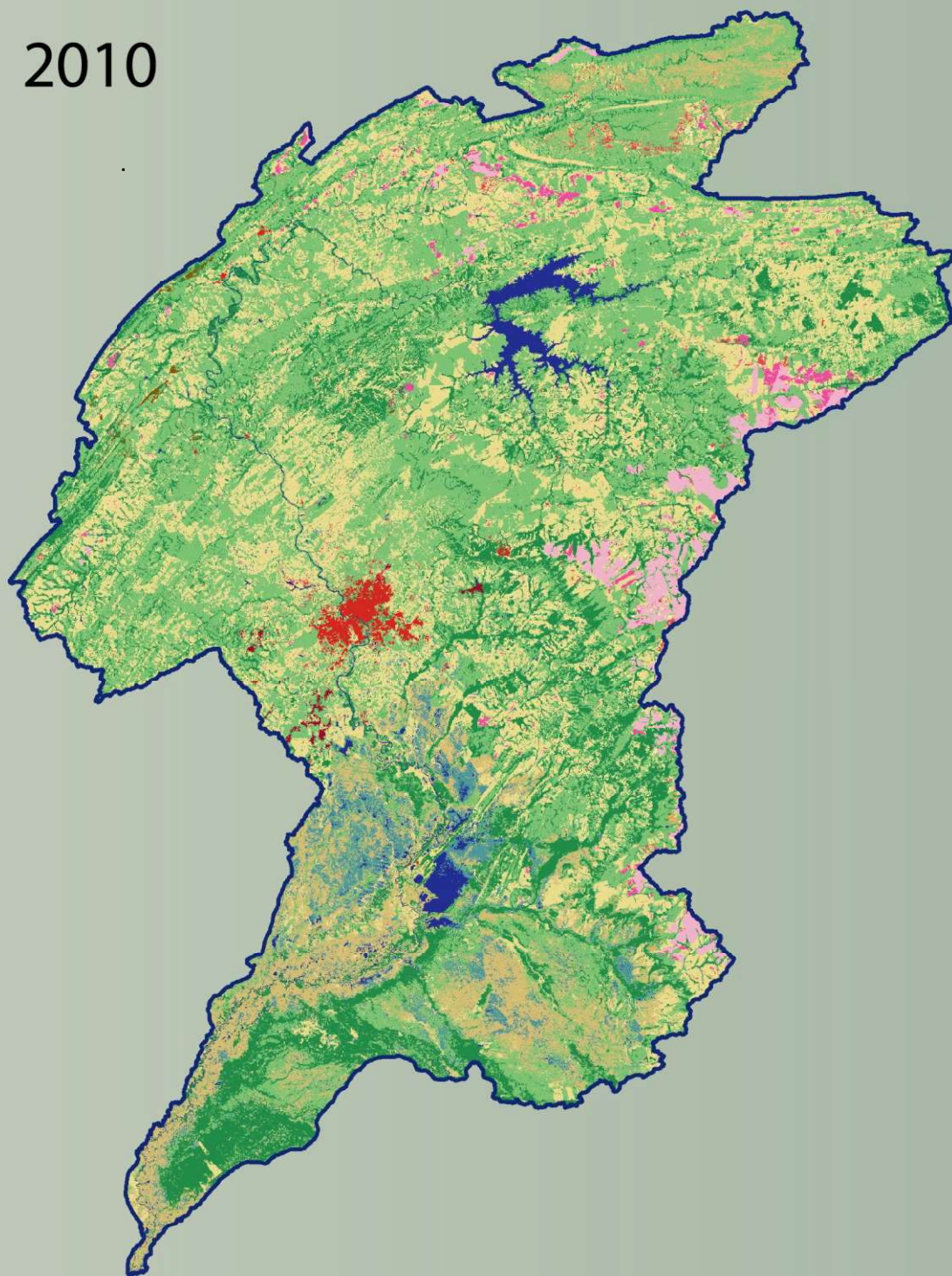
IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da terra do Brasil - Coleção 9 (1985-2023)**. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 3 nov. 2025.

McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard. FRAGSTATS© v4: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2012.

McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard; CUSHMAN, Samuel A. FRAGSTATS© v5.3: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2023. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/Fragstats©/Fragstats©.html>. Acesso em: 3 nov. 2025

2010



C
A
P
Í
T
U
L
O
5



CAPÍTULO 5 - PADRÕES E TENDÊNCIAS NA BHRC: RESULTADOS DAS MÉTRICAS DE COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM

Os resultados contidos neste capítulo foram obtidos a partir das análises das imagens raster da série amostral (1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 e 2023) inseridas no programa Fragstats© e após processamento, resultaram em dados numéricos transformados em planilhas eletrônicas. A partir destes resultados numéricos foi possível embasar as questões fundamentais relacionadas a estrutura da paisagem passíveis de serem ilustradas por mapas categóricos.

As métricas baseadas em manchas de categorias de cobertura e uso da terra são baseadas e segmentadas conforme as seguintes premissas:

Níveis de Cálculo: As métricas podem ser computadas em três níveis: para manchas individuais, para classes de manchas e para o mosaico inteiro da paisagem. Para a finalidade desta pesquisa, as manchas individuais não foram analisadas devido ao alto número de manchas contidas no recorte da pesquisa (acima de centenas de milhares);

Escopo da Análise: Podem ser aplicadas à paisagem completa ou a subpaisagens definidas por blocos uniformes, blocos fornecidos pelo usuário ou janelas móveis. Todas as métricas calculadas foram computadas para o recorte espacial total da BHRC, em todos os anos da série histórica;

Natureza e Derivação: São majoritariamente centradas em manchas, sendo derivadas de suas características (como tamanho, forma e distribuição espacial) ou de cálculos baseados em informações de adjacência celular (como densidade de borda e índices de agregação).

As seções 5.1 a 5.6 apresentam os resultados obtidos a partir das análises efetuadas na BHRC na série temporal especificada, cujos resultados são apresentados neste capítulo e discutidos no capítulo 6. As métricas foram processadas em dois níveis (métricas de classe e métricas de paisagem) e agrupadas conforme os seguintes temas: área e borda (5.1), forma (5.2), área principal (5.3), contraste (5.4), agregação (5.5) e

diversidade (5.6). As métricas de diversidade foram calculadas somente para análises da paisagem de forma integral. Para efeitos didáticos, as métricas de nível de classes são representadas pela letra C (class) e as métricas que analisam a paisagem de forma integral são identificadas pela letra L (landscape).

5.1 Métricas baseadas na área e borda da mancha

As métricas de área e borda constituem o núcleo estrutural da Ecologia da Paisagem, pois servem de base para o cálculo de diversas métricas derivadas e influenciam diretamente a interpretação dos processos ecológicos associados à fragmentação. O tamanho do fragmento (área da mancha) é frequentemente considerado a variável de maior relevância para a avaliação ecológica, uma vez que determina a capacidade de suporte do habitat, afeta a diversidade de espécies, condiciona a manutenção dos ciclos biogeoquímicos e está incorporado na formulação matemática de inúmeras outras métricas de paisagem.

Do ponto de vista ecológico, vários processos, como riqueza de espécies, diversidade genética, taxas de polinização, estrutura trófica e dinâmica populacional, apresentam correlação direta com a área dos fragmentos. Este efeito é especialmente expressivo para espécies sensíveis à área, cujos requisitos ecológicos mínimos dependem de manchas extensas e contínuas para manutenção de populações viáveis. A redução da área e o aumento do isolamento comprometem a persistência dessas espécies, favorecendo a homogeneização biótica e a perda de funções ecológicas.

A quantidade e o comprimento da borda desempenham papel igualmente determinante, pois estão associados ao efeito de borda, caracterizado por alterações microclimáticas, aumento da incidência de predadores generalistas, maior presença de espécies oportunistas e mudanças estruturais na vegetação. À medida que a paisagem se fragmenta, a proporção entre área de interior e área de borda se altera drasticamente, ampliando a vulnerabilidade dos fragmentos. Além disso, fragmentos com formas irregulares e complexas apresentam uma maior

razão borda/interior, tornando-se ecologicamente mais instáveis e menos adequados a espécies dependentes de interior.

A área e a borda também se relacionam com dois atributos essenciais da paisagem: Extensão e Continuidade, que influenciam a conectividade ecológica. A continuidade pode ser analisada em duas dimensões complementares:

- Conectividade estrutural: que diz respeito à continuidade física entre fragmentos de uma mesma classe;
- Conectividade funcional: que avalia a capacidade de organismos, sementes, água e energia transitarem pela paisagem, independentemente da continuidade física.

Assim, modificações na área e borda influenciam diretamente as condições necessárias para que fluxos ecológicos ocorram, afetando processos como dispersão, colonização, fluxo gênico, movimentos sazonais e estabilidade de populações. Em síntese, as métricas de área e borda representam os elementos estruturais fundamentais sobre os quais se apoiam a maior parte das interpretações ecológicas derivadas das métricas da paisagem, constituindo-se em pilares analíticos para a compreensão da estrutura e funcionalidade da BHRC ao longo dos 39 anos analisados. As métricas constantes nos itens 5.1.1 a 5.1.9 relacionadas a área e a borda das manchas, foram calculadas no programa Fragstats©:

5.1.1 Área total de cada classe em hectares (TA - Total Área) - C1

A área total de cada classe (Total Area - TA) é uma métrica fundamental da Ecologia da Paisagem, pois quantifica a extensão espacial ocupada por cada categoria de cobertura e uso da terra dentro do recorte de estudo. Trata-se de um indicador direto da abundância relativa dos

diferentes tipos de habitat, permitindo identificar quais classes estruturam a matriz da paisagem e como sua dominância varia ao longo do tempo. Alterações na área total refletem mudanças na dinâmica de conversão, expansão ou retração de usos como agricultura, pastagem, formações savânicas ou florestais, fornecendo subsídios essenciais para avaliar processos de fragmentação, substituição de habitat, perda de conectividade e mudanças na funcionalidade ecológica. Assim, a análise diacrônica desta métrica oferece uma leitura clara das tendências de transformação da BHRC e constitui a base comparativa sobre a qual se apoiam métricas mais complexas relacionadas à configuração espacial da paisagem.

A tabela 3 demonstra a variação do tamanho da área ocupada por classe de cobertura e uso da terra na BHRC, durante a série temporal 1985 a 2023.

Tabela 3: Área em hectares por classe de cobertura e uso da terra - série histórica 1985 – 2023

Classe de uso	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
1.1 Formação Florestal	693.695,53	661.345,46	641.275,27	633.267,84	628.771,91	626.791,38	627.074,62	626.932,09	620.108,34
1.2 Formação Savânica	2.266.943,12	2.163.918,29	1.977.644,42	1.753.787,91	1.622.353,08	1.575.911,62	1.478.663,38	1.513.916,64	1.466.526,99
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	257.660,44	139.289,01	177.391,00	125.379,71	98.586,23	138.771,74	129.279,09	54.755,31	76.378,33
2.2 Formação Campestre	188.568,40	327.533,39	285.271,50	352.210,94	372.207,86	325.443,16	318.866,33	386.030,03	353.396,45
2.4 Afloramento Rochoso	1.737,37	1.742,59	1.745,29	1.744,51	1.745,99	1.745,64	1.744,34	1.741,81	1.744,77
3.1 Pastagem	130.662,12	338.139,50	574.096,06	841.692,80	924.473,62	968.539,17	1.060.659,57	1.008.828,37	1.015.045,63
3.2.1.1 Soja	8.994,47	35.453,39	37.074,70	47.777,53	86.244,14	77.894,40	110.231,23	114.366,28	129.291,98
3.2.1.2 Cana	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	4,88	10,28	108,91	109,52
3.2.1.4 Algodão	n/d	n/d	n/d	n/d	1,57	n/d	6,45	184,01	1,05
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	13.505,91	12.427,30	21.524,05	18.264,08	15.850,19	38.747,16	22.373,78	31.056,87	19.208,00
3.3 Silvicultura	n/d	15,33	13,50	1.249,46	3.019,33	4.611,37	9.646,08	9.455,80	10.406,60
3.4 Mosaico de usos	251.798,30	152.127,62	99.820,36	47.193,18	44.123,14	37.643,81	35.578,24	57.398,43	96.065,96
4.2 Área urbanizada	13.286,44	16.751,06	18.432,23	20.773,64	22.669,84	24.579,19	26.897,16	28.550,27	29.500,55
4.3 Mineração	1.919,28	3.763,29	4.249,71	4.347,99	4.758,18	4.995,16	5.942,56	6.616,56	6.619,87
4.4 Outras áreas não vegetadas	27.362,67	17.416,96	21.234,01	23.371,81	25.848,60	24.315,02	22.188,47	21.257,53	35.991,65
5.1 Rio / Lago	66.747,15	52.959,65	63.111,32	51.824,76	72.231,08	72.891,58	73.724,58	61.686,65	62.490,47

Pelos dados da tabela podemos separar as classes de cobertura e uso da terra em três grupos principais: Formações naturais, expansão agropecuária e Usos antrópicos não agrícolas, cada qual com dinâmicas de desenvolvimento distintas.

a. Dinâmica das formações naturais (Classes 1, 2 e 5)

A classe de Formação Florestal (1.1) apresentou declínio constante ao longo da série histórica, reduzindo-se de 693.695 ha. (1985) para 620.108 ha. (2023), o que representa uma perda líquida de

aproximadamente 10,6%. Essa tendência reflete a substituição gradual das áreas florestadas por usos agropecuários e urbanos, sobretudo nas regiões de contato entre a Depressão Cuiabana e o Planalto do Casca, onde predominam atividades de pecuária extensiva e agricultura de grãos. A redução contínua dessa classe indica fragmentação e isolamento de remanescentes, com implicações diretas sobre a conectividade ecológica e os fluxos de biodiversidade (Zeilhofer, 2001; Metzger, 2001).

A Formação Savânica (1.2), classe mais representativa da BHRC, sofreu uma redução ainda mais acentuada, passando de 2.266.943 ha.

(1985) para 1.466.526 ha. (2023), o que equivale a uma diminuição de cerca de 800 mil hectares ou 35,3% da área original. Essa conversão está diretamente associada à expansão das pastagens e lavouras temporárias a partir da década de 1990, período de consolidação do agronegócio mato-grossense. Os valores indicam que a estrutura savânica, antes dominante, deu lugar a um mosaico agropecuário, reduzindo a heterogeneidade natural e alterando a resiliência ecológica regional.

A classe de Campo alagado e Área Pantanosa (2.1) apresentou variações expressivas ao longo da série, com forte declínio entre 1985 e 2005 (de 257.660 ha. para 98.586 ha.), seguido por flutuações nas décadas seguintes. As reduções podem estar associadas tanto à dinâmica hidrológica natural do Pantanal Matogrossense (influenciada por ciclos de cheia e seca), quanto a alterações antrópicas, como drenagem e avanço agropecuário. A expressiva queda após 2005 (atingindo apenas 76.378 ha. em 2023) reforça a hipótese de retração funcional de áreas úmidas, comprometendo serviços ecossistêmicos ligados à regulação hídrica e à retenção de sedimentos.

A Formação Campestre (2.2) apresentou comportamento inverso às demais formações naturais, com crescimento até 2005 (372.207 ha.) e relativa estabilização posterior. Esse aumento inicial pode refletir tanto conversões de áreas de savanas em campos antrópicos (por fogo e pastejo) quanto processos naturais de substituição ecológica secundária. Nos anos recentes, a classe estabilizou-se em torno de 350 mil ha., sugerindo ocupação consolidada e baixa regeneração natural. A classe referente aos Afloramentos Rochosos (2.4) manteve-se estável em toda a série ($\approx$ 1.740 ha.), sem alterações significativas, representando áreas geologicamente restritas com baixa suscetibilidade a mudanças antrópicas.

Os Corpos d'água (5.1) formado por Rios e Lagos manteve relativa estabilidade (entre 50 e 70 mil ha.), com pequenas oscilações ligadas a variações hidrológicas sazonais e resolução espacial dos dados raster, porém com forte perda de volume na região do Pantanal mato-grossense

e acúmulo na região da Usina Hidroelétrica (UHE) Manso em Chapada dos Guimarães.

b. Expansão agropecuária (Classes 3.1 e 3.2)

A classe Pastagem (3.1) foi a que mais cresceu em toda a série temporal, passando de 130.662 ha. em 1985 para 1.015.045 ha. em 2023, um aumento superior a 677%. Esse avanço reflete o predomínio da pecuária extensiva sobre as formações savânicas e florestais, consolidando-se como o principal vetor de transformação da paisagem. A tendência indica que a BHRC assumiu características típicas de mosaico agropecuário heterogêneo, no qual a cobertura vegetal nativa é residual e fragmentada (Figueiredo et al., 2018).

Inclusas na classe de Culturas temporárias (3.2.1.x), o cultivo de soja apresenta crescimento expressivo, saltando de 8.994 ha. em 1985 para 129.291 ha. em 2023, o que evidencia a modernização agrícola regional a partir dos anos 2000. Outras lavouras temporárias, como cana-de-açúcar, algodão e outras culturas anuais, aparecem de forma pontual após 2005, refletindo o avanço do agronegócio diversificado. Em conjunto, as lavouras temporárias já superam 150 mil hectares em 2023, consolidando a agricultura mecanizada como um componente estável e estruturante da matriz paisagística.

A Silvicultura (3.3) surge apenas a partir de 1990, com incremento gradual até 2023 (de 15 ha. para mais de 10.400 ha.). Embora sua participação percentual seja pequena, essa expansão reflete o avanço de plantios florestais comerciais e reflorestamentos compensatórios, concentrados em áreas de maior acessibilidade e topografia favorável. A classe de Mosaico de usos (3.4) apresentou redução acentuada entre 1985 (251.798 ha.) e 2010 (37.643 ha.), seguida de ligeira recuperação em 2023 (96.066 ha.). Essa variação sugere uma reorganização e especialização dos usos do solo, substituindo áreas heterogêneas por unidades produtivas mais homogêneas (pastagens e lavouras), embora parte da recomposição posterior possa representar zonas de transição ou regeneração.

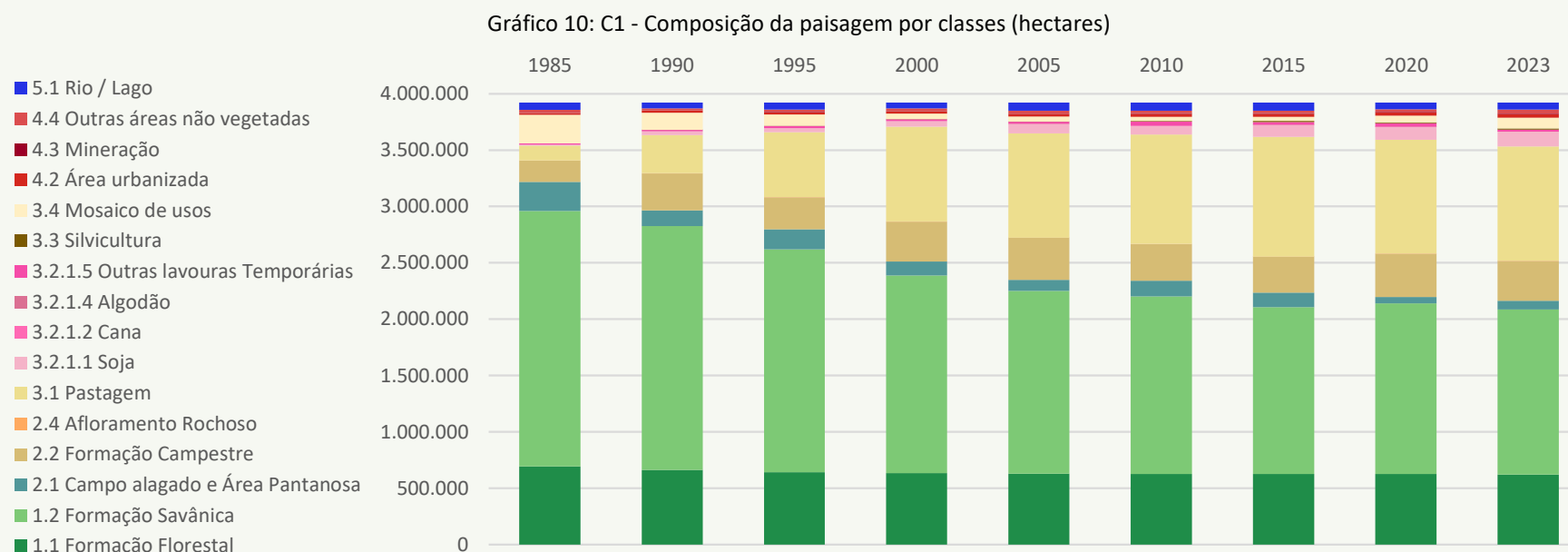
c. Usos antrópicos não agrícolas (Classes 4 e 5)

A classe representativa de Áreas urbanizadas (4.2) indica um crescimento constante e progressivo, ampliando-se de 13.286 ha. em 1985 para 29.501 ha. em 2023, um aumento de 122%. Esse padrão reflete a expansão urbana dos núcleos de Cuiabá e Várzea Grande, além da urbanização difusa em áreas periurbanas, que acompanham a infraestrutura rodoviária e industrial.

A Mineração (4.3) cresceu discretamente, de 1.919 ha. (1985) para 6.620 ha. (2023), concentrando-se em pontos específicos de extração

de cascalho e argila. Apesar da pequena representatividade, o crescimento contínuo indica pressões locais significativas sobre a geomorfologia e a qualidade da água. A classe nomeada como Outras áreas não vegetadas (4.4) variou entre 17 mil e 36 mil ha., refletindo zonas de solo exposto, obras e áreas degradadas, associadas tanto a processos de expansão urbana e agrícola quanto a fenômenos erosivos.

O gráfico 10 representa a variação da composição das classes de cobertura e uso da terra para a formação da BHRC, durante a série histórica 1985 a 2023.



A trajetória 1985-2023 na BHRC evidencia um rearranjo estrutural da paisagem com a redução marcante da formação savânica (matriz ecológica regional) e a expansão das classes antrópicas, sobretudo pastagens e, em menor escala, agricultura mecanizada (soja), com

estabilização relativa a partir de meados da década de 2010. Esse padrão local é coerente com a tendência nacional captada por séries anuais de mapeamento, que mostram a progressiva conversão de formações naturais desde 1985 e a consolidação de usos produtivos nas últimas duas

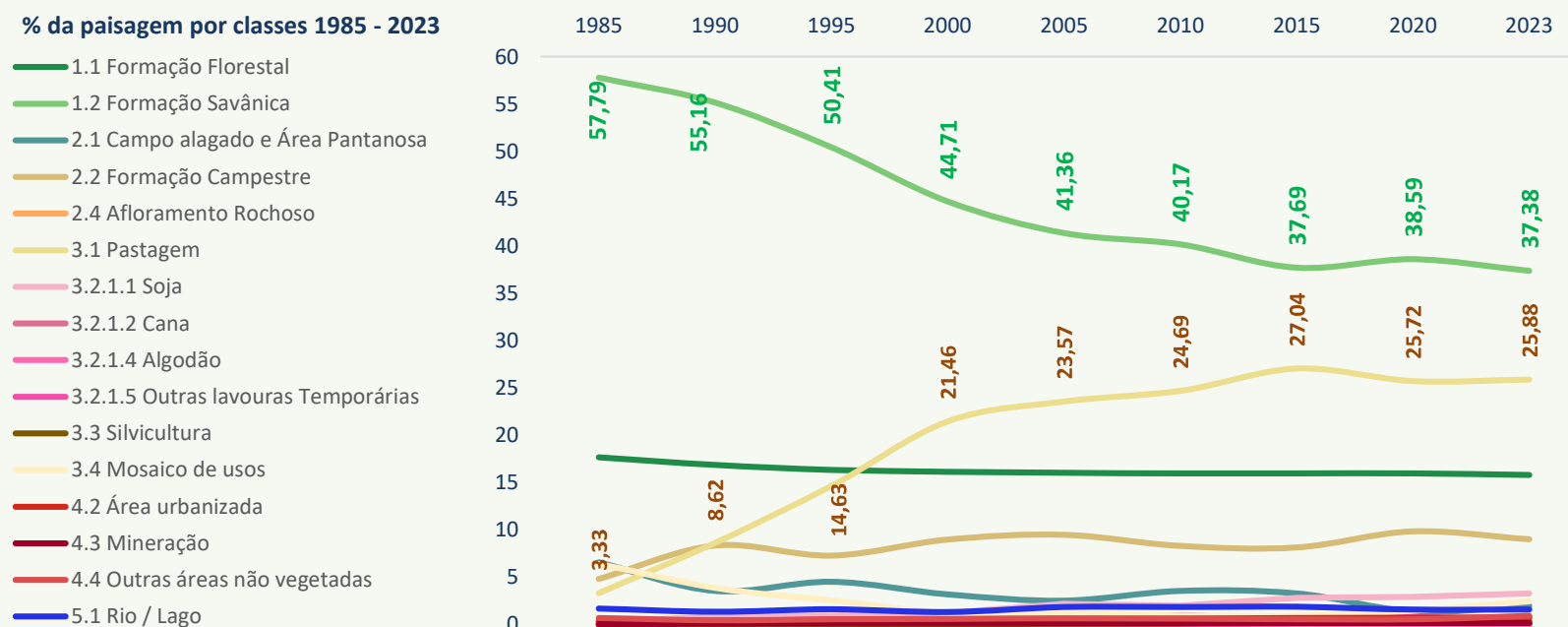
décadas (MapBiomas, 2024). Em paralelo, Mato Grosso experimentou expressivo crescimento econômico ancorado no agronegócio, com forte elevação do PIB estadual entre os anos 2000 e 2020 (SEDEC-MT, 2024), enquanto a Região Metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande expandiu sua população e suas funções urbanas (IBGE, 2025). Esses vetores ajudam a explicar:

- A substituição de vegetação nativa por pastagens e cultivos principalmente entre 1990 e 2010;
- A desaceleração da conversão após 2015, associada à maturidade territorial e ao aperfeiçoamento de instrumentos de comando e controle como o programa PPCerrado e a instituição do Cadastro Ambiental Rural e do marco legal como a Lei 12.651/2012 (MMA, 2011; Brasil, 2012; Embrapa, 2025).

5.1.2 Porcentagem da paisagem de cada classe (PLAND - Percentage of Landscape) - C2

A porcentagem da paisagem ocupada por cada classe é uma forma representativa da métrica anterior, mas em formato percentual. É útil quando se deseja comparar paisagens com recortes espaciais e áreas distintas. Considerando que a pesquisa utiliza o mesmo recorte espacial para toda a série histórica, esta métrica retorna de forma percentual a composição nominal da área de cada classe existente na paisagem ao longo da série. O gráfico 11 ilustra esta variação.

Gráfico 11: C2 - porcentagem de cada classe na paisagem (PLAND- percentage of Landscape) - % da paisagem



As linhas de tendência referente as classes Savana e Pastagem são visivelmente inversamente proporcionais, indicando uma correlação entre ambas.

A tabela 4 representa a variação durante a série histórica (1985-2023) da porcentagem da paisagem por classes (PLAND), evidenciando a profunda reorganização estrutural da cobertura e do uso da terra na BHRC,

expressando o avanço das atividades agropecuárias e a retração das formações naturais.

Tabela 4: C2 - porcentagem de cada classe na paisagem (PLAND- percentage of Landscape)

Classe de uso	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
1.1 Formação Florestal	17,68	16,85	16,34	16,14	16,02	15,97	15,98	15,98	15,80
1.2 Formação Savânica	57,78	55,16	50,41	44,70	41,35	40,17	37,69	38,59	37,38
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	6,56	3,55	4,52	3,19	2,51	3,53	3,29	1,39	1,94
2.2 Formação Campestre	4,80	8,34	7,27	8,97	9,48	8,29	8,12	9,84	9,00
2.4 Afloramento Rochoso	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
3.1 Pastagem	3,33	8,61	14,63	21,45	23,56	24,68	27,03	25,71	25,87
3.2.1.1 Soja	0,22	0,90	0,94	1,21	2,19	1,98	2,81	2,91	3,29
3.2.1.2 Cana	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,00	0,00	0,00	0,00
3.2.1.4 Algodão	n/d	n/d	n/d	n/d	0,00	n/d	0,00	0,00	0,00
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	0,34	0,31	0,54	0,46	0,40	0,98	0,57	0,79	0,48
3.3 Silvicultura	n/d	0,00	0,00	0,03	0,07	0,11	0,24	0,24	0,26
3.4 Mosaico de usos	6,41	3,87	2,54	1,20	1,12	0,95	0,90	1,46	2,44
4.2 Área urbanizada	0,33	0,42	0,46	0,52	0,57	0,62	0,68	0,72	0,75
4.3 Mineração	0,04	0,09	0,10	0,11	0,12	0,12	0,15	0,16	0,16
4.4 Outras áreas não vegetadas	0,69	0,44	0,54	0,59	0,65	0,61	0,56	0,54	0,91
5.1 Rio / Lago	1,70	1,35	1,60	1,32	1,84	1,85	1,87	1,57	1,59

Obs.: valores inferiores a 0,01% foram arredondados para zero (Cana e Algodão)

Essa dinâmica reflete o padrão característico das áreas de transição Cerrado-Pantanal, onde a expansão de pastagens e agricultura mecanizada reconfigurou a estrutura da paisagem, substituindo formações savânicas e florestais contínuas por mosaicos produtivos fragmentados (Figueiredo et al., 2018; Zocca et al., 2020; MapBiomass, 2024).

a. Classes mais representativas

Durante todo o período analisado, a Formação Savânica (1.2) se manteve como a classe de maior representatividade, passando de 57,79% em 1985 para 37,38% em 2023. Apesar da redução absoluta, ainda constitui o principal elemento estrutural da paisagem, funcionando como matriz ecológica predominante (Forman; Gordon, 1986).

A Formação Florestal (1.1) ocupa o segundo lugar em extensão, com pequena redução percentual (de 17,68% em 1985 para 15,81% em

2023), demonstrando relativa estabilidade estrutural, associada principalmente às áreas de relevo mais acidentado, como as encostas da Chapada dos Guimarães e fragmentos de floresta estacional nas margens de drenagens e cabeceiras (Zeilhofer, 2001). Essas duas classes (1.1 e 1.2), somadas, representavam aproximadamente 75% da paisagem original e, em 2023, ainda respondem por mais de 50% da área total da BHRC, constituindo o estoque remanescente de vegetação nativa mais expressivo da região.

b. Classes com crescimento e consolidação

As Pastagens (3.1) apresentaram crescimento contínuo e acentuado, passando de 1,81% em 1985 para 25,88% em 2023, configurando-se como a classe antrópica mais representativa da bacia. Essa expansão se deve, sobretudo, ao processo de substituição de savanas por sistemas pecuários extensivos, intensificados a partir da década de 1990, em sinergia com a modernização agropecuária e incentivos fiscais regionais (Dores; Lima; Figueiredo, 2018).

A Soja (3.2.1.1), embora de menor expressão espacial (menos de 5% da paisagem em 2023), reflete a agricultura de alta mecanização que se consolidou a partir dos anos 2000, marcando o avanço do modelo de monocultura no Cerrado (Castro et al., 2021).

A Formação Campestre (2.2) também apresentou aumento moderado (de 8,62% em 1990 para cerca de 9% em 2023), o que pode indicar tanto regeneração natural de áreas abandonadas quanto reclassificação de usos intermediários, como campos antrópicos e mosaicos de pastagem degradada.

c. Classes residuais e sob pressão

Algumas classes mantiveram participação residual ao longo de toda a série. É o caso de Afloramentos Rochosos (2.4), Mineração (4.3),

Silvicultura (3.3) e Área Urbanizada (4.2) — todas com percentuais inferiores a 1% da paisagem em todos os anos. Embora espacialmente pequenas, essas classes concentram impactos ambientais relevantes, especialmente mineração e urbanização, cujos efeitos de impermeabilização, contaminação e fragmentação local são desproporcionais à área ocupada (Souza et al., 2022).

As classes Campo Alagado e Área Pantanosa (2.1) sofreram redução expressiva, de 8,35% em 1990 para cerca de 3% em 2023, evidenciando pressão hidrológica e conversão de áreas úmidas — um fenômeno que compromete a regulação ecológica e os corredores de conectividade com o Pantanal. Essa retração tem sido documentada por diversos estudos que apontam a canalização de drenagens, drenagem de veredas e supressão de vegetação palustre como fatores críticos de perda de biodiversidade e função ecossistêmica (Chaves; Padovani; Zolin, 2020). O gráfico 11 representa a porcentagem de cada classe na paisagem (PLAND).

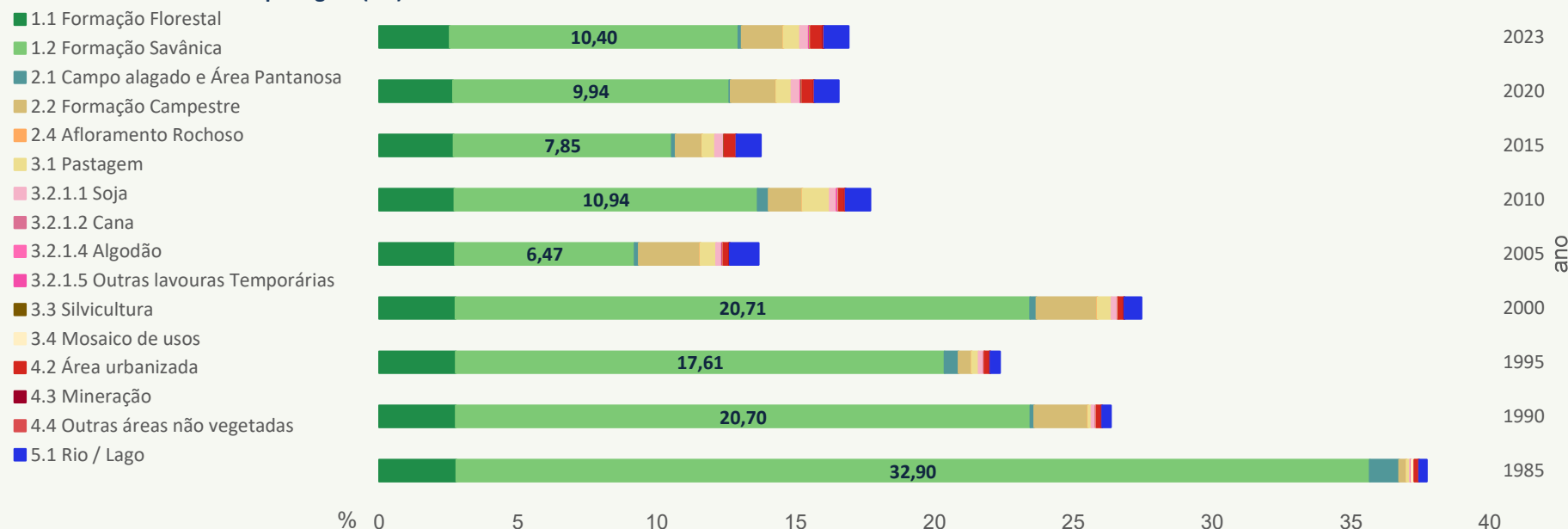
Pela variação da linha de tendência fica clara a correlação entre o declínio da formação savânica e o aumento expressivo da pecuária na BHRC.

5.1.3 Maior índice de manchas por classe em % (LPI - Largest Patch Index) - C3

O Largest Patch Index (LPI) representa a proporção da paisagem ocupada pela maior mancha individual de cada classe de cobertura e uso da terra, expressa em porcentagem da área total da bacia. Valores elevados de LPI indicam alta dominância espacial, refletindo baixa fragmentação e elevada continuidade da classe analisada, enquanto valores baixos apontam para paisagens mais fragmentadas e heterogêneas (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001). O gráfico 12 representa a variação do maior índice de mancha em porcentagem individualizado por classe (LPI).

Gráfico 12: C3 - Maior índice de manchas em porcentagem (LPI - Largest Patch Index) - % da paisagem

Maior índice de mancha na paisagem (LPI) %



A avaliação do LPI na BHRC entre 1985 e 2023 evidencia transformações estruturais significativas nas classes naturais, em especial na Formação Savânica, e um gradual aumento da representatividade de manchas antrópicas, como pastagem, soja e área urbanizada. Foram identificados cinco processos significantes para a compreensão da evolução do LPI ao longo da série histórica.

a. Predominância natural e transição antrópica

A Formação Savânica (1.2) apresentou uma redução drástica da dominância, apesar de apresentar os maiores valores de LPI em toda a série, com 32,9% em 1985, com uma redução expressiva nas décadas seguintes, atingindo apenas 10,4% em 2023. Essa queda de quase 70% do índice revela uma ruptura estrutural da conectividade savânica, resultado direto da substituição por pastagens e lavouras temporárias. O padrão não linear, com quedas bruscas (1985-1995), recuperação pontual (2000 e 2010) e nova redução, indica sucessivas ondas de fragmentação e

reconversão do uso da terra, associadas ao avanço da fronteira agropecuária e à intensificação da pecuária extensiva (Figueiredo et al., 2018). Essa dinâmica transformou a BHRC de uma paisagem savânica contínua para uma matriz agropecuária fragmentada, caracterizando alta perda de dominância e conectividade ecológica.

A Formação Florestal (1.1) por sua vez teve uma redução gradual e contínua com valores baixos e declinantes de LPI, reduzindo-se de 2,78% em 1985 para 2,54% em 2023. Embora a perda percentual seja pequena, o comportamento constante de decréscimo evidencia fragmentação progressiva dos remanescentes florestais, restritos principalmente às encostas da Chapada dos Guimarães e aos interflúvios mais preservados da Depressão Cuiabana. A constância do declínio indica ausência de regeneração estrutural e substituição contínua por usos agropecuários.

b. Classes naturais de menor extensão

Os Campo Alagados e Áreas Pantanosas (2.1) apresentou flutuações acentuadas, com valores variando entre 1,06% em 1985 e apenas 0,13% em 2023. Essas oscilações refletem a alta variabilidade hidrológica do sistema pantaneiro e a sensibilidade dos ambientes úmidos às alterações de drenagem e ciclos de cheia. A queda drástica após 2005 confirma o recuo das manchas contínuas de áreas alagáveis, possivelmente em função de mudanças climáticas regionais e pressão antrópica sobre as planícies de inundação (Zeilhofer, 2001).

A classe de Formação Campestre (2.2) variou irregularmente, com picos em 1990 e 2005 (aproximadamente 2,2%) e redução posterior para 1,49% em 2023. Essas oscilações sugerem alternância entre abertura e regeneração de campos e reclassificação de áreas savânicas degradadas, o que reforça a natureza transitória e heterogênea dessa cobertura.

Os Afloramentos Rochosos (2.4) permaneceram estáveis e irrelevantes em termos percentuais (aproximadamente 0,008%),

confirmando que se trata de uma classe geológica fixa, sem interferência significativa nos processos de uso da terra.

c. Classes agropecuárias - aumento de dominância relativa

O LPI da Pastagem (3.1) apresentou crescimento de quase seis vezes, de 0,11% em 1985 para 0,59% em 2023. Esse comportamento, ainda que em valores absolutos baixos, indica a consolidação de manchas extensas de uso pecuário contínuo, especialmente nas porções centrais e sudoeste da bacia, próximas ao Pantanal. A elevação gradativa do índice demonstra que a pastagem vem se tornando a nova matriz estrutural da paisagem, substituindo o domínio savânico.

A cultura da Soja (3.2.1.1) apresentou crescimento sistemático, de 0,03% (1985) para 0,32% (2023), com expansão contínua a partir de 1990. Embora os valores absolutos sejam baixos, o padrão revela a consolidação da agricultura mecanizada e a ampliação da mancha agrícola dominante em porções específicas do Planalto do Casca e áreas marginais à BR-070. Esse aumento indica substituição de pastagens antigas por lavouras e intensificação produtiva, tendência típica da modernização agrícola mato-grossense.

A classe de Silvicultura (3.3), com início apenas após 1990, teve um LPI com crescimento até 0,017% em 2023, o que, embora modesto, demonstra a presença de manchas contínuas de reflorestamento comercial (eucalipto e teca), sobretudo em áreas próximas à malha viária e de relevo favorável.

O LPI do Mosaico de usos (3.4) apresentou queda acentuada, de 0,10% (1985) para 0,02% (2023), refletindo a substituição das áreas heterogêneas por usos mais especializados, como pastagens ou culturas temporárias. Essa redução expressa a homogeneização espacial da paisagem e a redução da complexidade ecológica local.

d. Classes antrópicas não agrícolas

O LPI da Área Urbanizada (4.2) apresentou crescimento contínuo de 0,15% (1985) para 0,44% (2023), com aumento mais expressivo após 2010. Esse comportamento acompanha a expansão física das manchas urbanas de Cuiabá e Várzea Grande, cuja conurbação consolidou uma mancha urbana dominante na escala regional. O valor relativamente alto para essa classe reflete a densificação e o espraiamento urbano, tornando a mancha urbana o principal núcleo de concentração antrópica da bacia. A classe Mineração (4.3) embora tenha registrado valores baixos (de 0,007% a 0,024%), o crescimento constante do LPI indica a ampliação e consolidação de frentes minerárias, com aumento da área contínua explorada, especialmente após 2010.

A classe Outras Áreas Não Vegetadas (4.4) manteve valores baixos e variáveis (aproximadamente 0,01% - 0,02%), representando áreas

de solo exposto, obras ou regeneração recente, sem formação de manchas dominantes.

e. Corpos d'água (5.1 - Rio/Lago)

O LPI dessa classe apresentou tendência crescente, de 0,27% (1985) para 0,88% (2023), indicando expansão ou maior continuidade das manchas hídricas detectadas pelos sensores. Essa ampliação pode estar relacionada a mudanças sazonais, melhoria da resolução espectral dos produtos MapBiomas e à formação de corpos artificiais (açudes e reservatórios) como é o caso do APM Manso. A relativa estabilidade após 2010 demonstra persistência da rede hídrica principal, com aumento de áreas de espelho d'água permanentes. A tabela 5 contém os índices de manchas em porcentagem de todas as classes.

Tabela 5: C3 - Maior índice de manchas em porcentagem (LPI - Largest Patch Index)

Classe de uso	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
1.1 Formação Florestal	2,7776	2,7632	2,7553	2,7457	2,7260	2,7053	2,6844	2,6611	2,5410
1.2 Formação Savânica	32,8992	20,6968	17,6100	20,7064	6,4732	10,9377	7,8545	9,9443	10,3960
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	1,0640	0,1431	0,5120	0,2289	0,1479	0,3922	0,1364	0,0581	0,1327
2.2 Formação Campestre	0,2624	1,9306	0,4652	2,1860	2,2094	1,2087	0,9533	1,6442	1,4949
2.4 Afloramento Rochoso	0,0081	0,0081	0,0081	0,0081	0,0082	0,0081	0,0081	0,0081	0,0081
3.1 Pastagem	0,1131	0,1183	0,2501	0,5136	0,5673	0,9833	0,4577	0,5433	0,5909
3.2.1.1 Soja	0,0334	0,1551	0,1816	0,2005	0,2131	0,2469	0,3170	0,3158	0,3238
3.2.1.2 Cana	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,0000	0,0001	0,0005	0,0006
3.2.1.4 Algodão	n/d	n/d	n/d	n/d	0,0000	n/d	0,0000	0,0006	0,0000
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	0,0244	0,0079	0,0133	0,0205	0,0224	0,0579	0,0135	0,0434	0,0309
3.3 Silvicultura	n/d	0,0001	0,0001	0,0039	0,0131	0,0180	0,0169	0,0169	0,0170
3.4 Mosaico de usos	0,1021	0,0179	0,0116	0,0114	0,0075	0,0038	0,0032	0,0123	0,0185

4.2 Área urbanizada	0,1542	0,1758	0,1871	0,2015	0,2152	0,2244	0,3982	0,4118	0,4397
4.3 Mineração	0,0072	0,0131	0,0140	0,0141	0,0142	0,0143	0,0167	0,0243	0,0243
4.4 Outras áreas não vegetadas	0,0181	0,0202	0,0128	0,0108	0,0160	0,0101	0,0096	0,0107	0,0160
5.1 Rio / Lago	0,2727	0,3023	0,3362	0,6064	1,0341	0,8842	0,8835	0,8556	0,8781

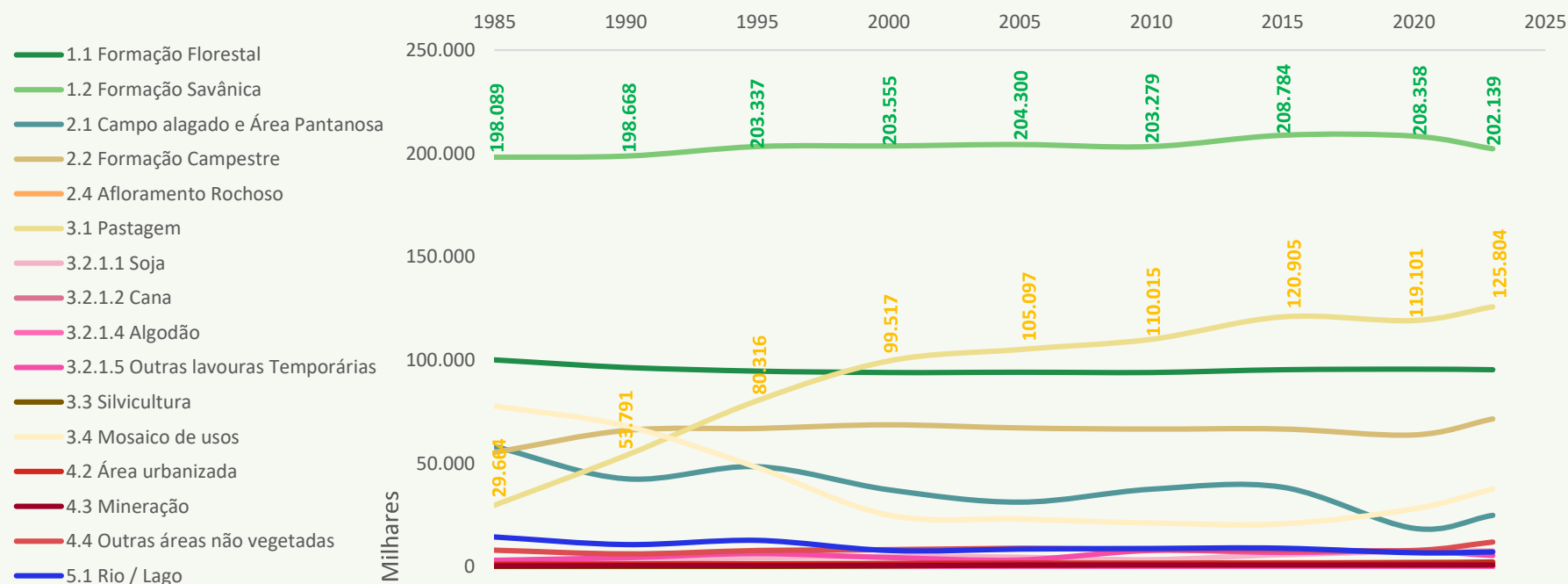
A evolução do LPI na BHRC entre 1985 e 2023 revela uma profunda reestruturação da paisagem, marcada pela perda de dominância das formações naturais, sobretudo a Formação Savânica, cuja redução de quase 70% evidencia a ruptura de continuidade ecológica, e pela concomitante consolidação de manchas antrópicas de uso agropecuário e urbano, que passam a estruturar a nova matriz territorial. Enquanto as formações florestais e campestres apresentaram declínios graduais ou flutuações associadas a processos hidrológicos e sucessões ecológicas, as áreas úmidas sofreram retração expressiva, refletindo vulnerabilidades hidrológicas e pressões antrópicas crescentes. Em contraste, pastagens, lavouras temporárias, silvicultura e manchas urbanas ampliaram sistematicamente sua representatividade, configurando um padrão espacial mais homogêneo e de maior hemerobia. O aumento do LPI dos corpos d'água, por sua vez, indica maior continuidade hídrica detectada ao longo do tempo, influenciada por variações sazonais, melhorias de classificação e formação de reservatórios artificiais. Em conjunto, esses padrões mostram que a BHRC passou de uma paisagem dominada por grandes manchas savânicas para uma estrutura fragmentada, agropecuária e urbanizada, caracterizada pela substituição da diversidade estrutural natural por matrizes especializadas de uso da terra, com implicações diretas para a conectividade ecológica e a resiliência dos ecossistemas.

5.1.4 Borda Total de cada classe em quilômetros (TE - Total Edge) - C4

A métrica Borda Total (TE) quantifica o comprimento acumulado das fronteiras entre manchas (patches) de uma mesma classe e das interfaces entre diferentes tipos de cobertura. Esse indicador é

amplamente utilizado na ecologia da paisagem como medida da complexidade espacial e da fragmentação estrutural (Forman; Gordon, 1986; McGarigal; Marks, 1995). O gráfico 13 representa a variação percentual da borda medida em quilômetros e individualizado por classe (TE).

Gráfico 13: C4 - Variação da borda total em quilômetros por classe (TE) 1985 - 2023 - quilômetros



Pela análise do gráfico 13 podemos inferir algumas dinâmicas que ocorreram na BHRC como:

a. Aumento da borda total nas classes antrópicas (1985-2005)

Entre 1985 e 2005, observa-se um aumento progressivo da borda total nas classes antrópicas, especialmente pastagens (3.1), soja (3.2.1.1) e mosaicos de uso (3.4). Esse comportamento reflete a expansão e dispersão espacial das atividades agropecuárias, que substituíram formações savânicas contínuas por uma paisagem mais subdividida e heterogênea.

Segundo McGarigal e Marks (1995), o aumento do comprimento total de bordas indica incremento da fragmentação, redução das áreas

centrais de habitat e ampliação da exposição das manchas naturais a efeitos de borda, tais como variações microclimáticas, maior incidência de espécies invasoras e perda de biomassa.

Em termos ecológicos, esse processo representa uma transição de um mosaico natural contínuo para um mosaico antrópico dominado por bordas, que intensifica a conectividade funcional apenas para espécies generalistas, enquanto reduz a conectividade efetiva para espécies especializadas (WITH, 2019).

b. Estabilização relativa das bordas naturais e retração das savanas (2005-2015)

No intervalo entre 2005 e 2015, nota-se uma tendência de estabilização da Borda Total nas classes naturais, principalmente na Formação Savânica (1.2) e Formação Florestal (1.1). Essa estabilização, porém, ocorre em patamares inferiores aos de 1985, refletindo a redução da área total das formações nativas, mas também a reorganização espacial em manchas mais compactas e isoladas.

A redução do comprimento total de bordas nas formações naturais sugere que o processo de fragmentação atingiu um ponto de saturação, em que os remanescentes passaram a apresentar menor conectividade lateral e predomínio de núcleos menores, porém mais regulares. Conforme Turner et al. (2001), após certo grau de fragmentação, as bordas tendem a se estabilizar devido à coalescência de áreas antrópicas adjacentes, reduzindo a interface com as manchas naturais.

c. Estabilidade e possível recomposição parcial (2015-2023)

Entre 2015 e 2023, o gráfico indica estabilidade nas bordas antrópicas e leve aumento nas bordas naturais, especialmente na classe Formação Campestre (2.2). Essa variação pode estar associada tanto à revegetação de áreas degradadas quanto à recuperação natural de formações secundárias, fenômeno observado em diversos pontos do Cerrado e entorno do Pantanal em função da redução das taxas anuais de desmatamento e da recomposição legal de APPs e Reservas Legais (Brasil, 2012; MMA, 2011; MapBiomas, 2024).

Ainda assim, o padrão geral sugere uma paisagem com alta densidade de bordas e baixa proporção de áreas centrais (*core areas*), típica de ambientes sob uso agropecuário consolidado, mas com certo grau de estabilização estrutural (Forman; Godron, 1986; With, 2019). Essa estabilidade é coerente com o comportamento da porcentagem da

paisagem (PLAND), que também se manteve praticamente constante após 2015.

5.1.5 Densidade de borda de cada classe em metros / hectare (ED - Edge Density) - C5

A densidade de borda (ED) expressa a razão entre o comprimento total de bordas e a área total da paisagem, sendo um indicador direto da fragmentação espacial e da complexidade das interfaces entre diferentes classes de uso e cobertura (McGarigal; Marks, 1995).

Valores elevados de ED indicam maior subdivisão das manchas e aumento das transições entre ambientes, o que reflete processos de fragmentação e intensificação do uso antrópico (Forman; Godron, 1986). Como a densidade de borda é calculada a partir do comprimento da borda total e dividida pela área total da paisagem, que no estudo da BHRC não sofreu variação, ela é uma métrica que indica tendências similares a métrica anterior. A tabela 6 representa a variação da densidade de borda por classes individualizadas (ED).

Tabela 6: Variação de valores em metros/hectares da densidade de borda por classe

Classe de uso	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
1.1 Formação Florestal	25,50	24,57	24,12	23,94	23,98	23,94	24,29	24,35	24,29
1.2 Formação Savânica	50,49	50,64	51,83	51,88	52,07	51,81	53,22	53,11	51,52
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	14,81	10,81	12,34	9,47	7,94	9,55	9,79	4,72	6,34
2.2 Formação Campestre	14,10	16,79	17,05	17,48	17,09	16,95	16,98	16,24	18,21
2.4 Afloramento Rochoso	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
3.1 Pastagem	7,56	13,71	20,47	25,36	26,79	28,04	30,82	30,36	32,06
3.2.1.1 Soja	0,25	0,84	1,08	1,24	1,16	0,86	1,48	1,87	1,97
3.2.1.2 Cana	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	0,00	0,00	0,00	0,00
3.2.1.4 Algodão	n/d	n/d	n/d	n/d	0,00	n/d	0,00	0,02	0,00
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	0,78	1,10	1,59	1,11	0,83	1,99	1,75	1,93	1,36
3.3 Silvicultura	n/d	0,00	0,00	0,09	0,16	0,26	0,44	0,48	0,55
3.4 Mosaico de usos	19,81	17,34	12,23	6,34	5,86	5,37	5,27	7,12	9,58
4.2 Área urbanizada	0,28	0,33	0,36	0,39	0,42	0,43	0,46	0,47	0,48
4.3 Mineração	0,07	0,12	0,13	0,13	0,17	0,18	0,19	0,20	0,20
4.4 Outras áreas não vegetadas	2,04	1,56	1,97	2,08	2,25	2,11	2,07	1,98	3,02
5.1 Rio / Lago	3,66	2,71	3,22	1,97		2,24	2,26	1,70	1,82

Pela tabela pode se concluir que entre 1985 e 2023, há um aumento gradual da densidade de borda nas classes antrópicas, especialmente pastagem (3.1), que passou de 7,56 m/ha. em 1985 para 32,07 m/ha. em 2023, representando um crescimento superior a 320%. Esse incremento está associado à expansão horizontal da pecuária e à conversão progressiva de formações savânicas e campestres, resultando em uma paisagem mais compartimentada e heterogênea (Figueiredo; Dorés; Lima, 2018).

A Formação Savânica (1.2) manteve valores relativamente estáveis ao longo do período, oscilando entre 50,5 e 53,5 m/ha., o que evidencia redução da área total, mas persistência de alta complexidade perimetral. Tal comportamento é típico de paisagens com elevado grau de fragmentação, nas quais remanescentes se distribuem em manchas alongadas e irregulares, frequentemente limitadas por atividades agropecuárias (Zeilhofer, 2001; With, 2019).

A Formação Florestal (1.1) apresentou discreta redução na densidade de borda (de 27 m/ha. em 1985 para cerca de 24 m/ha. em

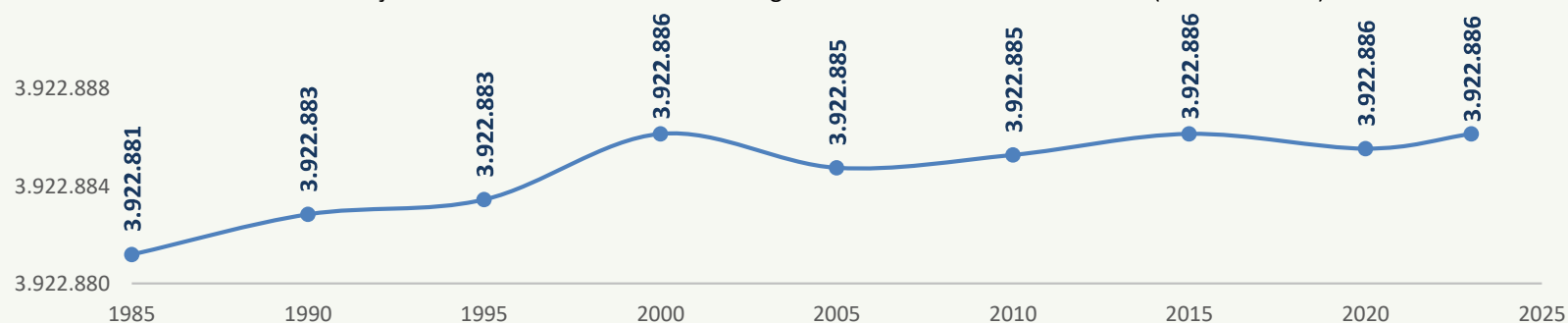
2023), o que sugere maior compactação dos fragmentos florestais remanescentes, concentrados em áreas de relevo acidentado e de menor acessibilidade antrópica, como as encostas da Chapada dos Guimarães.

Por outro lado, a Formação Campestre (2.2) mostrou aumento acentuado de ED até 2005 (26,79 m/ha.), seguido de estabilização, o que pode estar relacionado à reclassificação de áreas de pastagem em estágios iniciais de regeneração ou à intensificação de usos mistos (mosaicos agropecuários).

5.1.6 Área Total em hectares da BHRC (TA - Total Area) - L1

A área total da paisagem representada no gráfico 14 é apresentada para evidenciar que as imagens rasters inseridas no programa Fragstats© v4, possuem praticamente a mesma dimensão. A variação de 5 hectares em um universo de aproximadamente 4 milhões de hectares torna desprezível esta diferença para fins estatísticos. O gráfico 14 indica a variação da área total da paisagem.

Gráfico 14: L1 - Variação de área total em hectares da imagem raster da área de estudo BHRC (TA - Total Área) - hectares

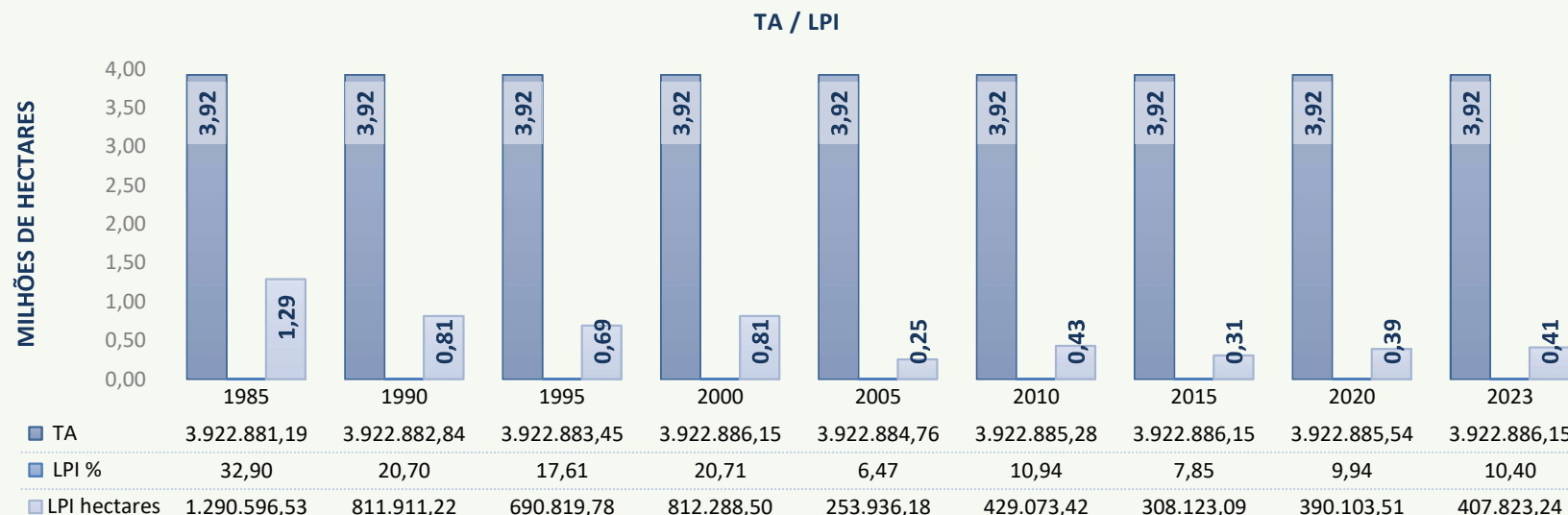


5.1.7 Maior Índice de Mancha em porcentagem (LPI - Largest Patch Index) - L2

O Maior Índice de Mancha (LPI) representa a proporção percentual da paisagem ocupada pela maior mancha individual de uma classe, sendo um dos indicadores mais diretos da dominância espacial e da conectividade estrutural de uma cobertura na paisagem (McGarigal; Marks, 1995).

Valores elevados de LPI indicam que a paisagem é dominada por grandes manchas contínuas, geralmente associadas a formações naturais conservadas; valores reduzidos, por outro lado, refletem fragmentação avançada e substituição por múltiplos usos dispersos (Forman; Godron, 1986; With, 2019). O gráfico 15 representa a variação do maior índice de mancha em porcentagem (LPI) sem distinção de classes.

Gráfico 15: L2 - Área total da classe e Maior índice de mancha em porcentagem (LPI - Largest Patch Index)



Pelos dados obtidos no gráfico 15 podemos identificar dois períodos distintos das dinâmicas de variação da LPI:

a. Padrão histórico e queda da dominância ecológica (1985-2005)

Entre 1985 e 2005, o LPI apresentou uma redução drástica, passando de 32,9% em 1985 (equivalente a aproximadamente 1,29 milhão de hectares) para apenas 6,47% em 2005 (253 mil hectares). Essa queda representa a perda de mais de 1 milhão de hectares de manchas dominantes, correspondentes às Formações Savânicas e Florestais, que até então compunham a matriz ecológica contínua da paisagem da BHRC.

Essa transformação coincide com o período de expansão agropecuária intensiva na região, motivada por políticas de incentivo à pecuária e agricultura mecanizada (Figueiredo; Dorés; Lima, 2018). O

avanço de pastagens e cultivos temporários reduziu significativamente a conectividade entre as áreas naturais e ampliou a heterogeneidade do mosaico de uso. Segundo Fahrig (2003), a perda da maior mancha e a consequente queda do LPI implicam fragmentação crítica, diminuindo a resiliência ecológica e o fluxo gênico entre populações, especialmente de espécies dependentes de habitats contínuos.

b. Estabilização e flutuações moderadas (2005-2023)

Após 2005, o índice apresenta flutuações moderadas e relativa estabilização estrutural, com LPI variando entre 6,47% e 10,4% até 2023. Essa oscilação indica que, embora o processo de fragmentação tenha sido intenso nas décadas anteriores, houve desaceleração da perda de grandes manchas a partir de 2010. Os valores próximos de 10% em 2020 e 2023 sugerem uma tendência de reorganização e possível recomposição parcial

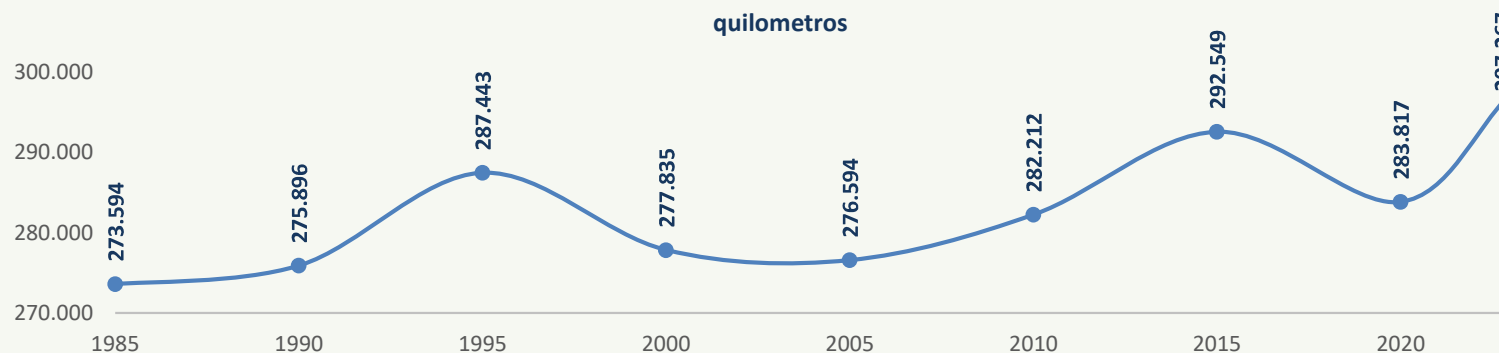
das formações naturais, possivelmente associada à regeneração secundária e à implementação de áreas de conservação legal (APPs e Reservas Legais) conforme o Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) e a implementação do programa PPCerrado (MMA, 2011).

A área total da paisagem (TA) manteve-se constante (aproximadamente 3,92 milhões de hectares), o que reforça que as variações no LPI resultam exclusivamente de mudanças internas na configuração espacial das classes, e não de ajustes na escala da análise. O comportamento estabilizado do LPI após 2015 pode estar vinculado à estagnação do desmatamento em larga escala e ao aumento de práticas de uso sustentável nas propriedades rurais, embora sem expressiva reconexão ecológica entre fragmentos (MapBiomass, 2024).

5.1.8 Borda Total de todas as manchas em quilômetros (TE - Total Edge) - L3

A métrica Borda Total (TE) quantifica o somatório de todos os perímetros das manchas existentes na paisagem, expressa em quilômetros (McGarigal; Marks, 1995). Trata-se de um dos indicadores mais diretos da fragmentação espacial, uma vez que reflete o aumento das interfaces entre diferentes tipos de cobertura, particularmente entre áreas naturais e antrópicas (Forman; Godron, 1986). O gráfico 16 representa a variação da borda total de todas as classes (TE).

Gráfico 16: L3 - Variação da borda total de todas as classes em quilômetros (TE - Total Edge)



Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), a evolução da TE entre 1985 e 2023 revela um aumento gradativo e contínuo na complexidade estrutural da paisagem, com flutuações associadas aos processos de expansão agropecuária, conversão de habitat natural e recuperação parcial de vegetação em períodos recentes.

a. Fase inicial - estrutura relativamente contínua (1985-1995)

Entre 1985 (273.594 km) e 1995 (287.443 km), observa-se um crescimento de aproximadamente 5% na borda total. Essa expansão está associada ao avanço das fronteiras de uso agropecuário nas regiões centrais e meridionais da bacia, que fragmentaram as Formações Savânicas e Campestres anteriormente contínuas.

Segundo Zeilhofer (2001), esse período corresponde ao intenso processo de mecanização agrícola e implantação de pastagens artificiais, resultando em aumento da subdivisão espacial das manchas e elevação do perímetro total da paisagem. Ainda assim, a estrutura geral mantinha certo grau de coesão, característico de uma matriz predominantemente natural, com manchas maiores e bordas mais regulares.

b. Redução temporária e reconfiguração (1995-2005)

Entre 1995 e 2005, o indicador apresentou uma leve retração, caindo de 287.443 km para 276.594 km. Essa diminuição pode estar relacionada à consolidação do uso agropecuário e à consequente uniformização de extensas áreas de pastagem, o que reduziu a complexidade das bordas. Nessa fase, parte das áreas fragmentadas transformou-se em mosaicos de uso contínuo, com menor diversidade de transições ecológicas. O comportamento reflete, portanto, uma homogeneização da matriz antrópica, ainda que às custas da redução da heterogeneidade natural (Figueiredo; Dores; Lima, 2018).

c. Aumento da fragmentação e recomplexificação (2005-2023)

Após 2005, a TE volta a crescer, alcançando 292.549 km em 2015 e 297.267 km em 2023, o maior valor de toda a série. Esse aumento expressivo indica reorganização espacial das manchas e intensificação das bordas ecológicas, tanto pela expansão de usos antrópicos mistos (mosaicos agrícolas e áreas urbanizadas) quanto pela recuperação de fragmentos secundários e pela revegetação natural de margens fluviais. De acordo com Fahrig (2003) e Haddad et al. (2015), o crescimento da borda total pode ter duplo significado:

- Positivo: quando associado à regeneração e recomposição florestal, que criam novos limites de contato entre vegetação e áreas abertas;

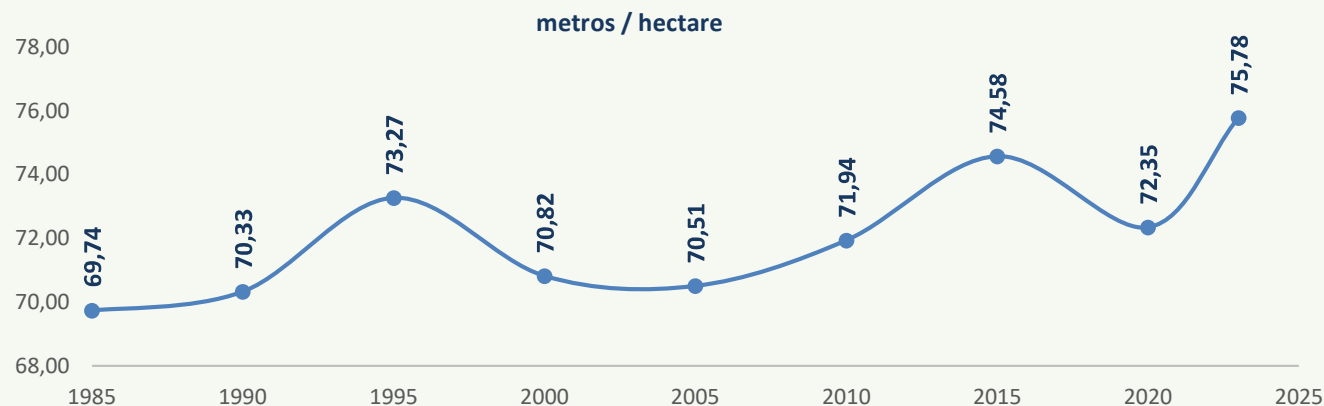
- Negativo: quando reflete fragmentação e isolamento de remanescentes naturais, aumentando a exposição a distúrbios antrópicos e a perda de qualidade ecológica.

No contexto da BHRC, os dados sugerem uma combinação desses processos: o incremento da TE a partir de 2010 está ligado tanto à ampliação das áreas de borda degradadas, sobretudo nas regiões de pecuária extensiva, quanto à retomada de cobertura vegetal secundária em setores sob influência de políticas de recomposição ambiental (Brasil, 2012; MMA, 2011).

5.1.9 Densidade de Borda em metros / hectare (ED - Edge Density) - L4

A métrica que mede a Densidade de Borda (ED) expressa a razão entre o comprimento total das bordas (TE) e a área total da paisagem (TA), sendo expressa em metros por hectare (m/ha.) (McGarigal; Marks, 1995). Esse indicador avalia a intensidade da fragmentação espacial e a complexidade do contato entre manchas, permitindo inferir o grau de heterogeneidade estrutural da paisagem (Forman; Godron, 1986). Valores mais elevados de ED indicam alta compartimentação e fragmentação, com bordas mais numerosas e extensas e valores reduzidos correspondem a paisagens mais contínuas, com menor interferência antrópica e grandes manchas coesas. O gráfico 17 representa a variação de borda de todas as classes somadas (ED).

Gráfico 17: L4 - Densidade de borda de todas as classes em metros / hectare (ED - Edge Density)



A densidade de borda indica 4 fases que caracterizam a flutuação desta métrica:

a. Estrutura inicial e estabilidade (1985-1990)

Em 1985, o valor de 69,74 m/ha. representa uma paisagem ainda predominantemente natural, com extensas formações savânicas e florestais contínuas, sobretudo na Depressão Cuiabana e no Planalto do Casca, e bordas restritas às transições de relevo e drenagem (Zeilhofer, 2001). Entre 1985 e 1990, o leve aumento para 70,33 m/ha. indica início da fragmentação, possivelmente associado à abertura de áreas agropecuárias e à formação de mosaicos de pastagem e vegetação secundária nas bordas da bacia. Essa variação inicial reflete o estágio embrionário da transformação da matriz natural em uma matriz mista, sem ainda representar perda significativa de conectividade ecológica.

b. Aceleração da fragmentação (1990-1995)

O período entre 1990 e 1995 marca o primeiro pico de fragmentação, com a densidade de borda atingindo 73,27 m/ha., o maior valor até então registrado. Esse aumento expressivo coincide com o avanço

da fronteira agrícola no centro-sul de Mato Grosso, associado à substituição de formações savânicas e campestres por pastagens e lavouras temporárias (Figueiredo; Soares; Lima, 2018). A intensificação da heterogeneidade espacial e a multiplicação de interfaces entre usos distintos (natural x antrópico) resultaram em aumento de micro fragmentos e redução de áreas núcleo, como verificado também pela queda simultânea do LPI e da TCA no mesmo período. De acordo com Fahrig (2003), esse padrão caracteriza o limiar de fragmentação, em que pequenas perdas de cobertura natural produzem grandes efeitos sobre a estrutura e a conectividade da paisagem.

c. Homogeneização e relativa estabilidade (1995-2005)

Após o pico de 1995, a ED decresce levemente, atingindo 70,82 m/ha. em 2000 e 70,51 m/ha. em 2005, o que representa um período de estabilização após intensa reorganização espacial. Essa fase reflete a consolidação de extensas áreas de pastagem e monocultivos, que reduziram a diversidade de bordas internas, criando grandes manchas contínuas de uso antrópico. Em termos ecológicos, houve diminuição da complexidade estrutural, porém acompanhada da simplificação da matriz,

típica de sistemas agrícolas mecanizados com baixa heterogeneidade interna (Haddad et al., 2015).

d. Nova complexificação e aumento recente (2005-2023)

A partir de 2010, observa-se tendência de recomplexificação, com a densidade de borda subindo para 71,94 m/ha., atingindo 74,58 m/ha. em 2015, e alcançando o maior valor de toda a série em 2023 (75,78 m/ha.). Essa elevação reflete um processo duplo e paradoxal:

- Expansão das áreas urbanizadas e mosaicos agropecuários, que ampliam o número de interfaces ecológicas;
- Revegetação de áreas degradadas e regeneração secundária, especialmente em margens de rios e encostas de APPs, que introduzem novas fronteiras entre vegetação em regeneração e áreas consolidadas.

O resultado é uma paisagem altamente compartimentada e heterogênea, em que aumenta o número de fragmentos e bordas, mas diminui a proporção de manchas amplas e contínuas. De acordo com With (2019), esse tipo de configuração aumenta a instabilidade ecológica, reduz a eficiência dos fluxos biológicos e eleva a vulnerabilidade dos habitats interiores.

5.2 Métricas baseadas na forma da mancha

As métricas baseadas na forma da mancha (patch shape metrics) são fundamentais na Ecologia de Paisagens porque avaliam complexidade, regularidade, tortuosidade, alongamento e influência das bordas sobre cada mancha (patch). Essas métricas ajudam a entender como a forma das manchas afeta processos ecológicos como conectividade, dispersão de organismos, vulnerabilidade à fragmentação, efeito de borda e integridade estrutural do habitat.

São métricas que descrevem o grau de complexidade geométrica de cada mancha da paisagem. Elas respondem às perguntas:

- A mancha é compacta ou irregular?
- Ela tem muitas bordas sinuosas?
- Tem forma natural ou é altamente modificada?
- Ela é alongada, circular, retangular, fragmentada?
- Qual é a proporção entre área e perímetro?

Essas características influenciam diretamente a qualidade do habitat, a conectividade funcional, a permeabilidade à fauna e a vulnerabilidade à pressão antrópica.

5.2.1 Dimensão Fractal da relação Área/Perímetro em nível de classe (PAFRAC - Perimeter - Area Fractal Dimension) - C1

A Dimensão Fractal (PAFRAC) mede a complexidade geométrica das manchas da paisagem, quantificando o grau de irregularidade das bordas em relação à área ocupada (McGarigal; Marks, 1995). Os valores variam tipicamente entre 1,0 e 2,0, onde:

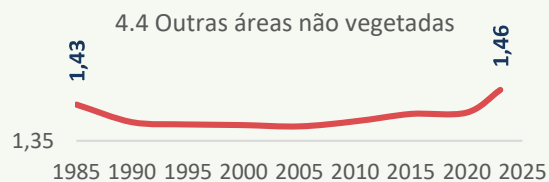
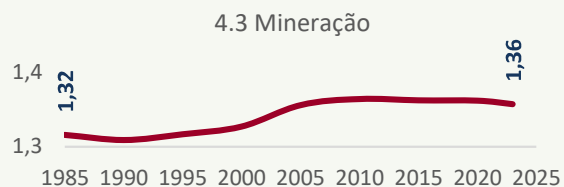
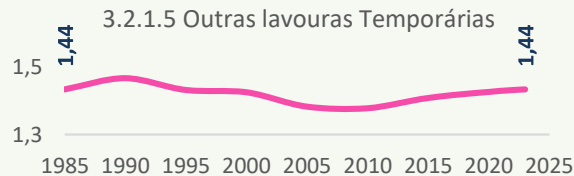
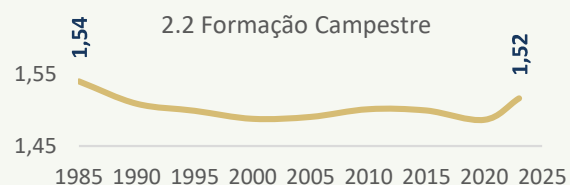
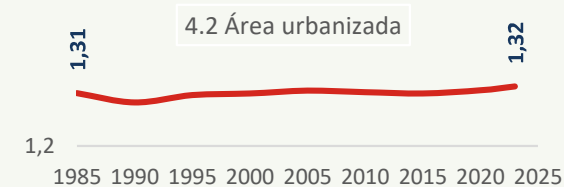
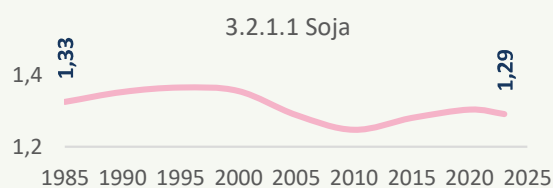
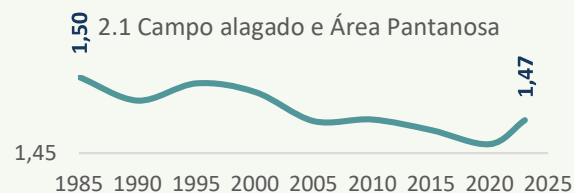
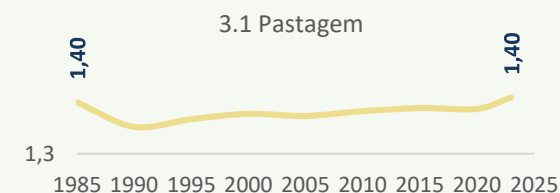
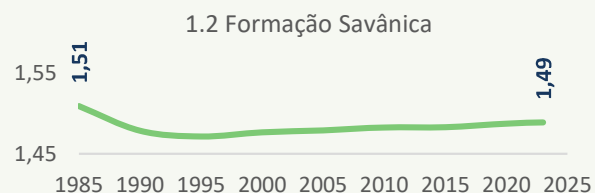
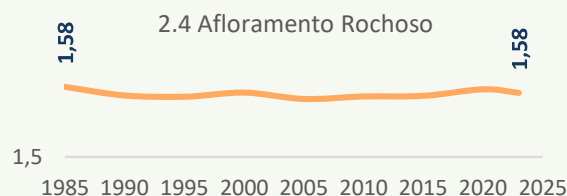
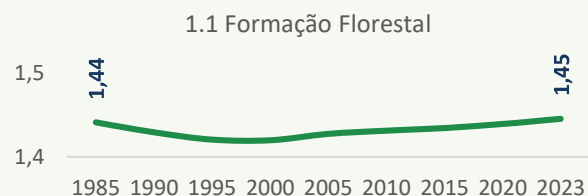
- Valores próximos de 1,0 indicam formas simples e regulares, associadas a baixa fragmentação e dominância de manchas contínuas;
- Valores mais altos (1,3 - 1,5) indicam formas complexas e bordas sinuosas, características de paisagens altamente fragmentadas e heterogêneas (Forman; Godron, 1986; Turner et al., 2001).

Um problema relatado na literatura a respeito desta métrica, faz menção a necessidade de amostras com valores elevados de número de

manchas devido a composição da fórmula para obtê-la, pois amostras com pequenos números de manchas podem retornar resultados não confiáveis ocasionados pela técnica de regressão empregada. No caso da amostra selecionada com número de manchas na casa de centenas de milhares, espera-se que os resultados carreguem a evolução da complexidade das formas ao longo da série histórica, indicando dinâmicas e processos que interferem na estrutura da paisagem. Os cálculos efetuados foram decompostos por categorias de manchas e foram confeccionados gráficos individualizados por classe de uso e cobertura da Terra de modo a facilitar a compreensão dos resultados.

Devido esta métrica representar um índice de complexidade de forma independente de escala, ela é adimensional. O gráfico 18 representa a variação da dimensão fractal individualizados por classe (PAFRAC).

Gráfico 18: C1 - Dimensão fractal de classes individualizadas (PAFRAC - Área Fractal Dimension)



A análise da dimensão fractal das manchas (PAFRAC) em nível de classes de cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) evidencia padrões consistentes de complexidade geométrica, bem como diferenças estruturais marcantes entre classes naturais e antrópicas ao longo da série histórica de 1985 a 2023. O índice PAFRAC reflete o grau de irregularidade das bordas das manchas, sendo valores mais elevados associados a formas mais complexas e menos regulares, típicas de sistemas naturais, enquanto valores mais baixos indicam simplificação geométrica, frequentemente relacionada à ação antrópica.

As Formações Florestais (1.1) apresentaram valores relativamente estáveis de PAFRAC ao longo de toda a série, variando

As classes de Campo Alagado e Área Pantanosa (2.1) e Formação Campestre (2.2) também apresentaram valores elevados de dimensão fractal ($\approx 1,45$ a $1,52$), com oscilações associadas à variabilidade hidrológica e às dinâmicas de transição ecológica. Esses resultados reforçam o caráter dinâmico e não linear dessas formações, especialmente em áreas influenciadas pelo Pantanal Matogrossense. Os Afloramentos Rochosos (2.4) apresentaram consistentemente os maiores valores de PAFRAC da série ($\approx 1,56$ a $1,58$), refletindo sua natureza geomorfológica irregular e a ausência de controle antrópico direto sobre sua forma espacial.

As classes relacionadas à agropecuária apresentaram, em geral, valores intermediários a baixos de PAFRAC, evidenciando simplificação geométrica das manchas. A Pastagem (3.1) manteve valores entre $1,35$ e $1,40$, com leve tendência de aumento nos anos mais recentes, possivelmente associada à expansão sobre áreas ambientalmente mais heterogêneas ou à fragmentação de grandes blocos contínuos.

A Soja (3.2.1.1) apresentou valores de PAFRAC relativamente baixos e estáveis ($\approx 1,24$ a $1,36$), caracterizando manchas com bordas regulares e geometrias simplificadas, típicas da agricultura mecanizada. Tendência semelhante foi observada para Cana-de-açúcar (3.2.1.2) e Algodão (3.2.1.4), quando presentes, reforçando o padrão de homogeneização estrutural associado às lavouras temporárias. A Silvicultura (3.3) apresentou valores inicialmente elevados ($1,68$ em 1990),

aproximadamente entre $1,42$ e $1,45$, o que indica manutenção da complexidade das bordas, mesmo diante da fragmentação progressiva. Esse comportamento sugere que, embora reduzidas em extensão, as manchas florestais remanescentes preservam padrões morfológicos típicos de sistemas naturais.

A Formação Savânica (1.2) manteve valores igualmente elevados e estáveis ($\approx 1,47$ a $1,51$), reforçando seu papel histórico como matriz estrutural da paisagem. Apesar da perda de dominância espacial observada em outras métricas, a persistência de valores altos de PAFRAC indica que os remanescentes savânicos ainda apresentam bordas irregulares e elevada heterogeneidade geométrica.

seguidos por redução e estabilização em torno de $1,37$ a $1,40$, sugerindo a consolidação de manchas mais regulares ao longo do tempo, compatíveis com o manejo florestal comercial. O Mosaico de usos (3.4) apresentou redução gradual do PAFRAC, refletindo a perda de heterogeneidade interna dessas áreas e sua substituição por usos mais especializados.

As classes antrópicas não agrícolas, como Áreas Urbanizadas (4.2) apresentaram valores relativamente baixos e estáveis ($\approx 1,29$ a $1,32$), indicando geometrias regulares e bordas fortemente controladas, coerentes com a expansão planejada e o espraiamento urbano de Cuiabá e Várzea Grande.

As classes de Mineração (4.3) e Outras Áreas Não Vegetadas (4.4) apresentaram valores intermediários, com leve aumento ao longo do tempo, indicando a expansão e consolidação de manchas antrópicas com formas ainda relativamente simples, porém mais irregulares do que áreas urbanas consolidadas.

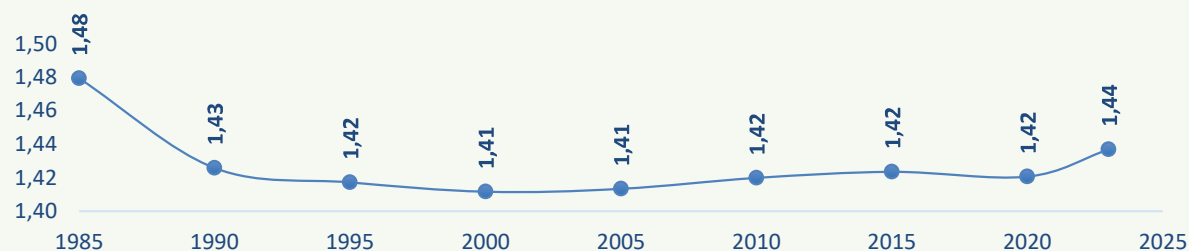
A classe Rio/Lago (5.1) manteve valores elevados de PAFRAC ($\approx 1,41$ a $1,48$), refletindo a complexidade natural das bordas hídricas, associada tanto aos meandros fluviais quanto à presença de áreas alagáveis e reservatórios artificiais.

5.2.2 Dimensão Fractal da relação Área/Perímetro em nível de paisagem (PAFRAC - Perimeter - Area Fractal Dimension) - L1

A Dimensão Fractal da Paisagem (PAFRAC) mede a complexidade geométrica média das manchas da paisagem como um todo, avaliando a relação entre área e perímetro. Valores próximos de 1,0 representam formas simples e regulares, típicas de paisagens contínuas e pouco fragmentadas, valores mais elevados, próximos de 2,0, indicam contornos irregulares e bordas complexas, próprios de sistemas fragmentados e heterogêneos (McGarigal; Marks, 1995; Turner; Gardner; O'Neill, 2001).

Esta métrica é a mesma da utilizada para a análise de cada classe de uso e ocupação da Terra, porém consolidada para toda a paisagem. As mesmas considerações realizadas para a análise de classes individuais, são aplicáveis para a paisagem de forma integral, exceto pelo fato de que todas as manchas são incluídas independentemente de sua classificação para o cálculo do índice. O gráfico 19 representa a variação do índice da dimensão fractal (PAFRAC) da paisagem.

Gráfico 19: L1 - Dimensão Fractal da paisagem (PAFRAC - Area Fractal Dimension)



No contexto da BHRC, os valores de PAFRAC variaram entre 1,41 e 1,48 no período de 1985 a 2023, revelando um padrão de oscilação leve, mas consistente, com redução inicial da complexidade seguida de reestruturação gradual da paisagem.

a. Alta complexidade inicial (1985)

Em 1985, o valor de 1,48 indica uma paisagem altamente complexa, dominada por formações naturais contínuas, porém recortadas, compostas por Florestas, Savanas e Áreas Alagadas que apresentavam bordas sinuosas e transições suaves entre tipos de cobertura. Esse valor elevado reflete uma morfologia natural de bordas fractais, típica de ecossistemas equilibrados e com elevada diversidade geomorfológica e ecológica (ZEILHOFER, 2001). A paisagem possuía grande heterogeneidade estrutural, mas ainda sem predominância de fragmentação antrópica.

b. Simplificação e perda de complexidade geométrica (1990-2005)

Entre 1990 e 2005, observa-se uma redução acentuada do índice, de 1,43 para 1,41, o menor valor da série. Essa simplificação geométrica é consequência direta da substituição de manchas naturais por áreas de uso agropecuário contínuo, com contornos mais regulares e homogêneos. O processo de retificação das bordas e expansão das pastagens artificiais na Depressão Cuiabana resultou na homogeneização espacial da paisagem, reduzindo sua complexidade fractal e diversidade de interfaces ecológicas (Figueiredo; Dores; Lima, 2018). Segundo Fahrig (2003), a simplificação geométrica está associada à fragmentação funcional, embora haja muitas manchas, elas se tornam geométrica e ecologicamente previsíveis, o que diminui a resiliência ambiental e a variação estrutural necessária à biodiversidade.

c. Estabilização e reorganização morfológica (2005-2020)

Durante o período de 2005 a 2020, o PAFRAC manteve-se estável em torno de 1,41 - 1,42, indicando que a paisagem alcançou um novo estado de equilíbrio estrutural, ainda que sob forte domínio antrópico. Essa estabilidade reflete o amadurecimento do padrão espacial agropecuário e urbano, com predomínio de formas simplificadas e bordas mais definidas, mas sem grandes mudanças na conectividade geral. Houve uma redução das oscilações geométricas, compatível com a consolidação do uso da terra e o amadurecimento da malha de ocupação rural e urbana. Conforme With (2019), paisagens que mantêm PAFRAC estável após forte simplificação tendem a entrar em fase de maturação antropogênica, na qual a estrutura física se estabiliza, mas o potencial ecológico permanece reduzido.

d. Recuperação parcial da complexidade (2020-2023)

O leve aumento para 1,44 em 2023 representa uma incipiente recuperação da complexidade geométrica, possivelmente associada a:

- Revegetação natural e reflorestamento em APPs e margens de rios, promovendo novas bordas irregulares;
- Expansão da matriz urbana e de mosaicos agropecuários, que introduzem diversidade morfológica;
- Ações de recomposição florestal decorrentes da aplicação do Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), com a recuperação de áreas degradadas.

Essa recomplexificação morfológica não implica necessariamente ganho ecológico, mas revela reconfiguração da geometria da paisagem - com bordas mais recortadas, embora ainda fragmentadas e descontínuas. A variação temporal da dimensão fractal da paisagem na BHRC evidencia quatro processos complementares:

- 1985: Alta complexidade natural e equilíbrio geomorfológico (PAFRAC = 1,48);
- 1990 - 2005: Simplificação e homogeneização antrópica (queda para 1,41);
- 2005 - 2020: Estabilidade geométrica sob uso agropecuário consolidado (1,41-1,42);
- 2023: Recuperação incipiente e recomplexificação (1,44).

5.3 Métricas baseadas na área central das manchas

A Área Central é a porção de um fragmento que está além da influência de profundidade de borda especificada (ou largura de buffer). Sua relevância primária está ligada ao efeito de borda⁵⁹, onde fatores bióticos e abióticos alteram as condições ambientais ao longo das bordas do fragmento. Para especialistas, a Área Central é um preditor muito melhor da qualidade do habitat do que a área total do fragmento.

Ao contrário da área total, a Área Central é altamente afetada pelo formato do fragmento. Um fragmento grande pode não ter Área Central adequada se tiver uma forma muito complexa ou alongada. O Fragstats© determina a Área Central usando um método de mascaramento. É usada uma máscara de tamanho variável (quase circular) colocada sobre as células delimitadoras (fora do perímetro do fragmento). O tamanho da máscara é definido pela profundidade de borda especificada pelo usuário (que pode ser única para todos os tipos de borda ou específica para cada par de tipos de fragmentos adjacentes). As células cobertas pela máscara são eliminadas do "núcleo" do fragmento. As células restantes não mascaradas, constituem a Área Central. Os cálculos da área central

Gráfico 20: C1 - Área total do núcleo de classes em hectares individualizadas (TCA - Total Core Área) - hectares

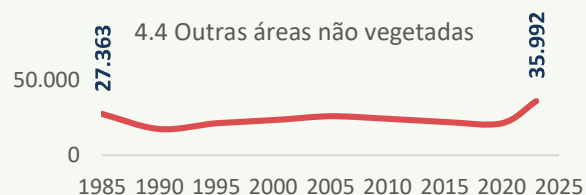
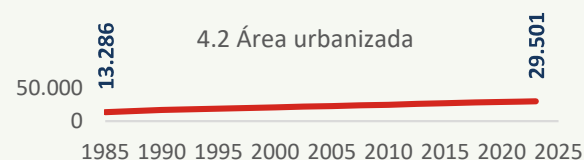
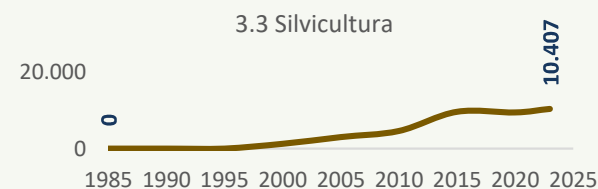
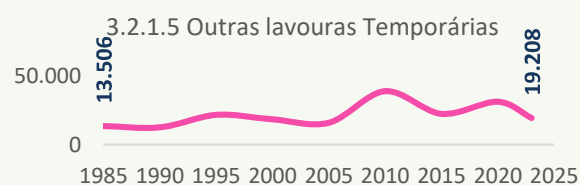
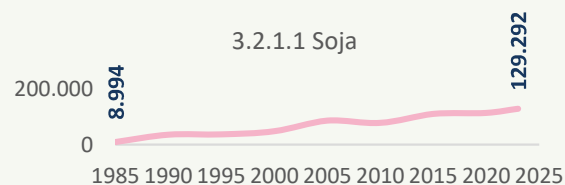
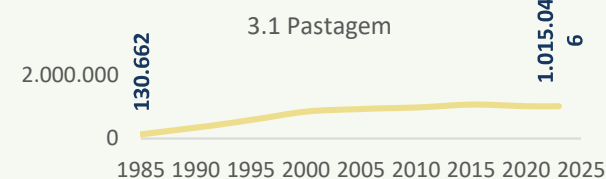
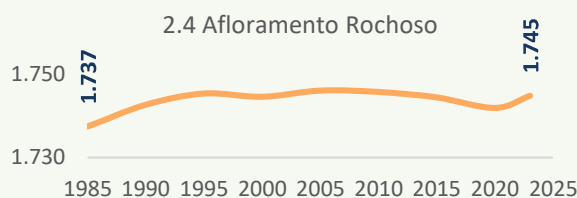
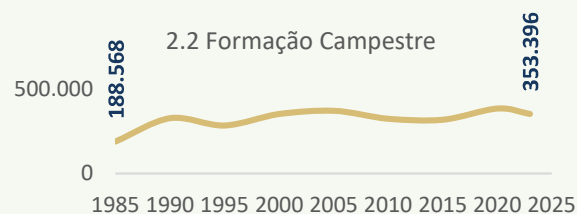
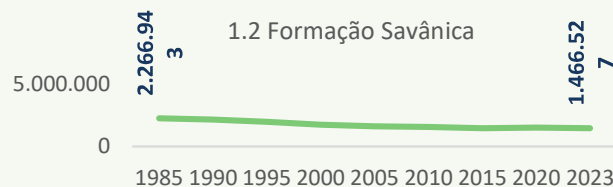
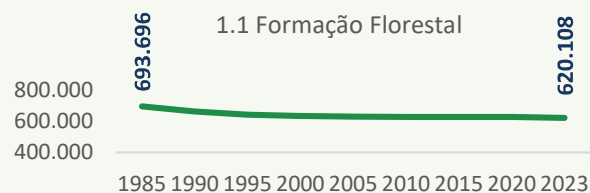
contidas neste estudo consideraram um buffer de 60 metros de distância, ou seja, o equivalente a dois pixels nas imagens raster avaliadas.

5.3.1 Área Total do Núcleo em hectares (TCA - Total Core Area) - C1

Observa-se que, ao longo do período analisado, o TCA total da bacia manteve-se em torno de 3,9 milhões de hectares, com reorganizações internas entre classes naturais e antrópicas. Entretanto, a composição interna sofreu alterações relevantes. As classes naturais — Formação Florestal (1.1), Formação Savânica (1.2), Formação Campestre (2.2) e Campo Alagado e Área Pantanosa (2.1) — apresentaram reduções sucessivas de área central, indicando perda de continuidade e de habitat interior.

As classes antrópicas, como Pastagem (3.1), Soja (3.2.1.1) e Área Urbanizada (4.2), apresentaram aumento gradual de TCA, o que demonstra consolidação e expansão dos núcleos agrícolas e urbanos. Essas tendências estão associadas à intensificação do uso agropecuário na região a partir da década de 1990 e a consolidação da ocupação metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande no mesmo período (Figueiredo; Soares; Lima, 2018). O gráfico 20 representa a variação da área total do núcleo individualizado por classe (TCA).

⁵⁹ Alterações ambientais que ocorrem nas extremidades dos fragmentos, influenciando a luminosidade, temperatura, umidade e composição de espécies.



Os gráficos indicam os seguintes processos:

a. Classes Naturais

Em 1985, Formação Savânica (1.2) e Formação Florestal (1.1) somavam mais de 2,5 milhões de hectares de núcleo, representando cerca de 65% da área total do TCA. A partir de 2000, ambas sofreram redução progressiva, sendo que a Formação Savânica diminuiu seu núcleo em aproximadamente 400 mil hectares, enquanto a Formação Florestal perdeu cerca de 250 mil hectares. Esse padrão revela a fragmentação e substituição das fitofisionomias savânicas e florestais por pastagens e mosaicos agropecuários, principalmente na Depressão Cuiabana e ao longo dos interflúvios drenados pelos rios Cuiabá e Coxipó. De acordo com Zeilhofer (2001), a topografia suave e a presença de solos férteis tornaram essas áreas as mais suscetíveis à conversão agrícola, reduzindo as manchas contínuas de vegetação natural e aumentando a exposição das bordas.

A classe Campo Alagado e Área Pantanosa (2.1) apresentou redução moderada, oscilando entre 200 e 100 mil hectares de TCA. As variações refletem tanto oscilações hidrológicas naturais quanto intervenções humanas, como o barramento do rio Manso (final dos anos 1990) e a expansão de pastagens drenadas nas bordas do Pantanal Mato-grossense. Embora ainda represente uma área importante de núcleo ecológico, a classe sofre pressões crescentes ligadas à drenagem e à agropecuária sazonal.

As Formações Campestres (2.2) e Afloramentos Rochosos (2.4) mantiveram estabilidade relativa, porém com tendência à fragmentação. Os afloramentos rochosos, por sua natureza geológica e topográfica, conservaram-se quase invariáveis, permanecendo com TCA residual e estável em torno de 1.700 hectares, concentrados na Chapada dos Guimarães.

b. Classes Antrópicas

A classe Pastagem (3.1) foi a que apresentou maior aumento de TCA em toda a série temporal. Entre 1985 e 2023, o núcleo dessa classe passou de cerca de 130 mil para mais de 1 milhão de hectares, um crescimento superior a 100%. Essa expansão consolidou a pastagem como

a principal matriz antrópica da paisagem, substituindo diretamente formações savânicas e campestres. Conforme Turner et al. (2001), esse tipo de consolidação gera homogeneização da estrutura espacial e redução da diversidade de bordas naturais.

A classe Soja (3.2.1.1) apresentou aumento expressivo de TCA após o ano 2000, atingindo aproximadamente 130 mil hectares em 2023, refletindo a intensificação do agronegócio regional e a expansão da fronteira agrícola no planalto do Rio Casca. As classes Cana (3.2.1.2) e Algodão (3.2.1.4) mantiveram áreas residuais, representando núcleos menores que 1.000 hectares, compatíveis com cultivos localizados e sazonais. A métrica demonstra que, embora a soja tenha substituído parcialmente a pastagem, o sistema agropecuário permanece como principal fator de pressão sobre as formações nativas.

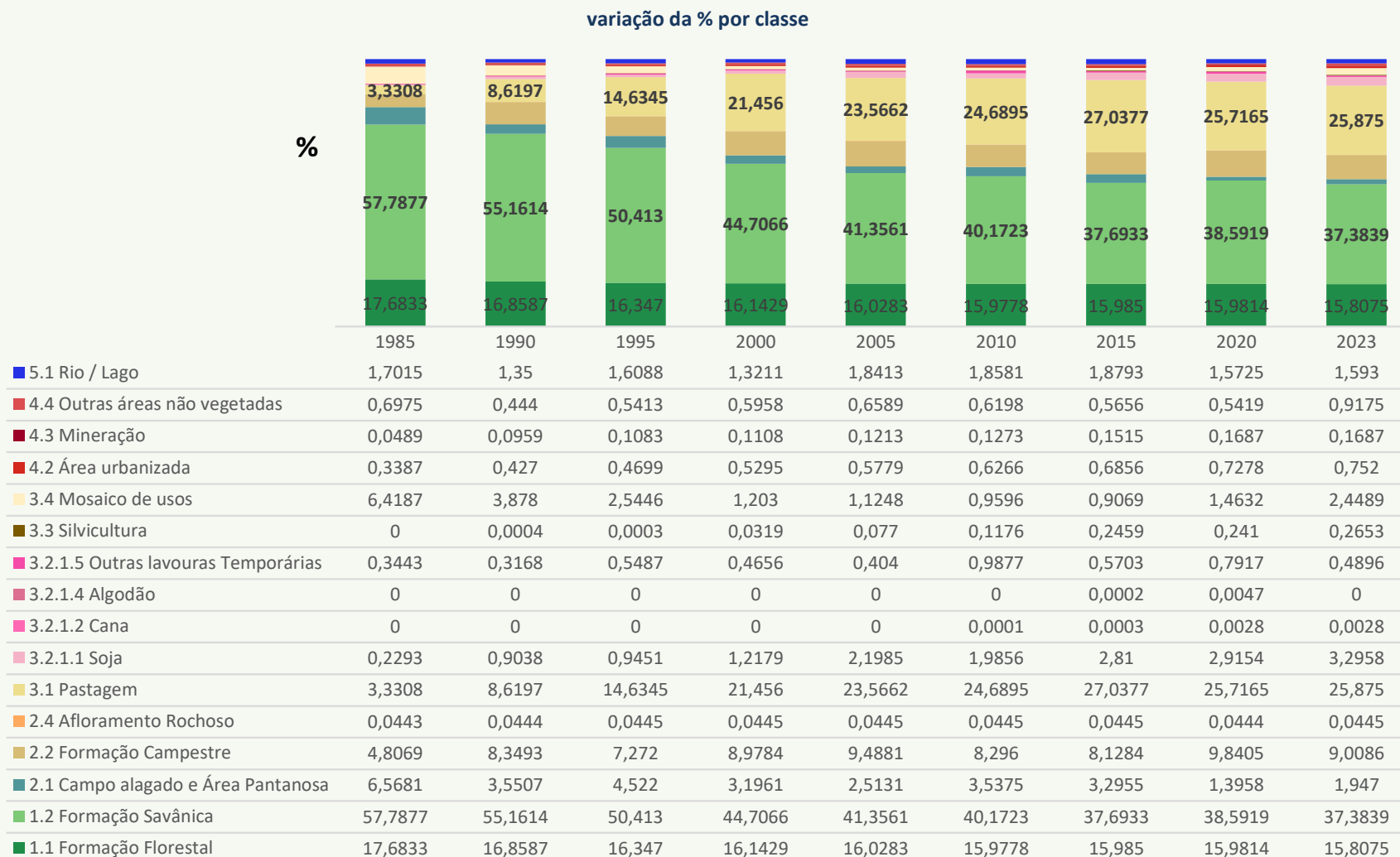
O núcleo urbano apresentou crescimento contínuo, com destaque para os municípios de Cuiabá, Várzea Grande e Santo Antônio do Leverger, atingindo cerca de 30 mil hectares em 2023. Esse valor, embora pequeno em relação ao total da bacia, tem impacto desproporcional na estrutura da paisagem, devido à impermeabilização e ruptura da conectividade ecológica. As Outras Áreas Não Vegetadas (4.4) e Mineração (4.3), apesar de menores em extensão, registraram aumento paulatino de área central, refletindo a expansão linear das infraestruturas e da extração mineral.

5.3.2 Porcentagem da área central da paisagem (CPLAND - Core Area Percentage of Landscape) - C2

A métrica CPLAND (% of landscape) expressa a porcentagem da paisagem total ocupada por áreas centrais (núcleos), ou seja, aquelas porções internas das manchas que estão afastadas das bordas. Segundo McGarigal e Marks (1995), esse índice é um indicador direto da integridade ecológica da paisagem, pois reflete o tamanho e a continuidade dos habitats centrais. Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), a variação do CPLAND entre 1985 e 2023 evidencia um processo contínuo de redução

da representatividade dos núcleos naturais e aumento proporcional das áreas centrais antrópicas, principalmente associadas à expansão da agropecuária e da urbanização. O gráfico 21 representa a variação da porcentagem de área central de cada classe (CPLAND).

Gráfico 21: C2 - Variação da porcentagem de área central de cada classe na composição da paisagem (CPLAND) - % da paisagem



Entre 1985 e 2023, a porcentagem total de áreas centrais manteve-se relativamente estável em termos absolutos (em torno de 100% da paisagem), mas ocorreu uma profunda reorganização interna entre as classes:

- Classes naturais (formações florestais, savânicas, campestres e pantanosas) apresentaram redução de sua participação relativa no CPLAND, indicando fragmentação e erosão das áreas centrais;
- Classes antrópicas (pastagem, agricultura temporária e urbana) aumentaram sua representatividade, substituindo progressivamente os habitats naturais como principais núcleos estruturais da paisagem.

Essa redistribuição da área central acompanha a transição de uma paisagem predominantemente natural (1985) para uma paisagem agropecuária consolidada (2000 em diante).

a. Classes naturais

A classe Formação Savânica (1.2) foi a mais expressiva em toda a série histórica. Em 1985, representava cerca de 57,8% da área central da paisagem; em 2023, essa participação caiu para 37,4%, indicando uma redução de mais de 20 pontos percentuais. Essa perda está associada à substituição direta por pastagens e ao avanço da agricultura mecanizada, que simplificaram a estrutura espacial da savana e eliminaram extensos núcleos contínuos. Segundo Zeilhofer (2001), essa transformação foi mais intensa nas porções centrais da Depressão Cuiabana, onde o relevo suave e os solos argilosos favoreceram a conversão de vegetação nativa em usos agropecuários.

A Formação Florestal (1.1) manteve participação relativamente estável, oscilando entre 17,6% (1985) e 15,8% (2023). Essa estabilidade aparente, contudo, mascara perdas localizadas e fragmentação intensa,

especialmente nas porções marginais do Planalto do Casca e na Serra de São Vicente, onde as manchas florestais foram reduzidas a núcleos descontínuos. A manutenção relativa do percentual deve-se à presença de áreas protegidas, como o Parque Nacional da Chapada dos Guimarães e Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo do Rio Cuiabá e seus afluentes.

A classe de Áreas Pantanosas (2.1) apresentou grande oscilação, 5,6% em 1985, reduzindo-se para 1,9% em 2023. A redução reflete tanto alterações hidrológicas (como o enchimento do reservatório da UHE Manso no final da década de 1990) quanto a drenagem e ocupação agropecuária das margens do Pantanal, processos documentados por Figueiredo, Doris e Lima (2018).

As Formações Campestres (2.2) aumentaram sua proporção de 4,8% (1985) para 9,0% (2023). Esse comportamento sugere uma substituição parcial das savanas por campos secundários, resultado da pressão antrópica e de processos de degradação e regeneração diferenciada.

b. Classes antrópicas

A Pastagem (3.1) apresentou o crescimento mais expressivo de toda a série: de 3,3% em 1985 para 25,9% em 2023. Esse aumento de quase 700% caracteriza a pastagem como a nova matriz ecológica dominante da paisagem, responsável por conectar áreas anteriormente florestadas ou savânicas. Entretanto, trata-se de uma matriz ecologicamente empobrecida, com baixa diversidade estrutural e alto impacto sobre os habitats naturais. A expansão do CPLAND dessa classe evidencia uma substituição de núcleos naturais por manchas antrópicas consolidadas (FORMAN; GODRON, 1986).

As lavouras temporárias, especialmente a Soja (3.2.1.1), cresceram de 0,2% (1985) para 3,3% (2023). Esse aumento acompanha o avanço da fronteira agrícola e a intensificação do agronegócio na região centro-sul de Mato Grosso. As classes Cana (3.2.1.2) e Algodão (3.2.1.4)

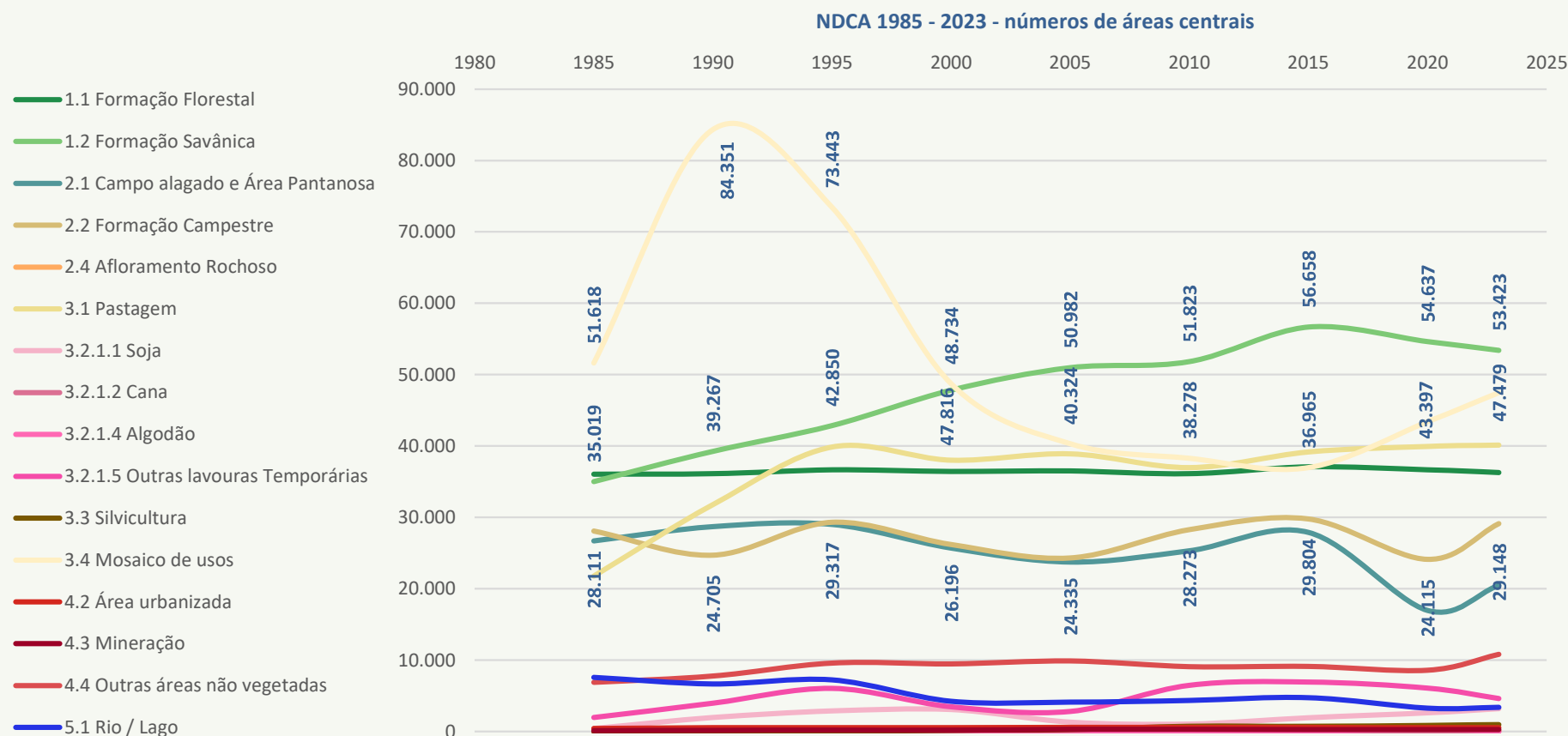
permaneceram residuais, representando juntas menos de 0,01% da área central total.

A área urbana (4.2) cresceu progressivamente, passando de 0,34% (1985) para 0,75% (2023). Apesar de pequena em proporção, essa expansão impacta fortemente a estrutura e conectividade ecológica, sobretudo nas margens do Rio Cuiabá e na conurbação Cuiabá-Várzea Grande.

5.3.3 Número de áreas centrais disjuntas (NDCA - Number of Disjunct Core Areas) - C3

A métrica NDCA (Number of Disjunct Core Areas) indica o número de manchas de área central detectadas em cada classe de uso e cobertura, considerando apenas as porções internas das manchas que não sofrem influência de borda. Segundo McGarigal e Marks (1995), o NDCA expressa a fragmentação estrutural da paisagem; valores elevados indicam múltiplos núcleos pequenos e isolados, enquanto valores baixos revelam núcleos maiores e mais contínuos. O gráfico 22 representa a variação no número de áreas centrais disjuntas por classe (NDCA).

Gráfico 22: C3 - Variação no número de áreas centrais disjuntas por classe (NDCA - Number of Disjunct Core Areas).



Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), a variação do NDCA entre 1985 e 2023 mostra flutuações significativas entre classes naturais e antrópicas, associadas a processos de conversão agropecuária, expansão urbana e reorganização hidrológica. De forma geral, o NDCA apresentou aumento expressivo entre 1985 e 1990, seguido por redução gradual e estabilização entre 2005 e 2020, com ligeira retomada em 2023. Esse

padrão indica que, nas décadas de 1980 e 1990, a expansão agrícola e pecuária fragmentou intensamente as áreas centrais naturais, criando muitos núcleos pequenos. Nas décadas seguintes, ocorreu coalescência das manchas agrícolas e pastoris, reduzindo o número de núcleos, mas aumentando o tamanho e a continuidade dos blocos antrópicos, um

processo típico de simplificação estrutural da paisagem (Forman; Godron, 1986; Turner et al., 2001).

a. Classes naturais

A Formação Savânica (1.2) apresentou o maior NDCA em toda a série histórica, oscilando de 35.019 núcleos (1985) para 53.423 núcleos (2023), com picos de 56.658 (2015). Essa variação reflete fragmentação intermitente, especialmente nas áreas de transição com pastagens e mosaicos agrícolas. O aumento de núcleos após 2000 pode estar relacionado à heterogeneização das manchas residuais, nas quais pequenas savanas remanescentes são mantidas como ilhas de vegetação entre áreas de uso agropecuário. Segundo Zeilhofer (2001), essa dinâmica é típica das porções centrais da Depressão Cuiabana, onde o relevo plano e os solos férteis favoreceram a conversão da cobertura original em pastagem e agricultura.

A Formação Florestal (1.1) apresentou NDCA relativamente estável, variando de 28.111 (1985) a 20.148 (2023). Essa estabilidade relativa indica que, embora tenha ocorrido redução de área total, a quantidade de núcleos florestais se manteve moderada devido à presença de áreas protegidas contínuas, como o Parque Nacional da Chapada dos Guimarães. A leve diminuição recente pode indicar coalescência de fragmentos menores ou perda de pequenas áreas residuais, fenômenos típicos de fragmentação avançada e homogeneização (Fahrig, 2003).

O NDCA dos Campos Alagados e das Áreas Pantanosas (2.1) dessa classe variou de 29.317 (1995) para 24.115 (2020), apresentando oscilações associadas à dinâmica hidrológica e à interferência antrópica na planície pantaneira. A redução acentuada observada entre 1990 e 2000 coincide com o enchimento do reservatório da UHE Manso, que alterou o regime hídrico e provocou a fusão de manchas alagáveis.

As Formações Campestres (2.2) apresentaram tendência geral de aumento no número de núcleos (de 24.705 em 1990 para 29.804 em 2015). Esse comportamento reflete a fragmentação de áreas savânicas em

campos secundários, resultante de uso agropecuário extensivo e recolonização vegetal em áreas degradadas.

b. Classes antrópicas

A Pastagem (3.1) apresentou variação muito acentuada partindo de 51.618 núcleos (1985) para 84.351 (1990), seguida de redução até 36.095 (2015) e nova elevação em 2023 (47.479). Essa trajetória revela que o avanço inicial da pecuária provocou fragmentação intensa das áreas naturais, mas, à medida que as pastagens se expandiram e se conectaram, os núcleos se fundiram, reduzindo o NDCA. O aumento mais recente pode estar ligado à mudança de uso agrícola (ex.: conversão de pastagens em soja) e processos de abandono e regeneração heterogênea.

A Soja (3.2.1.1) apresentou crescimento no número de núcleos a partir de 1990, atingindo cerca de 10.000 em 2023, sinalizando a disseminação de áreas agrícolas dispersas. A classe Outras Lavouras Temporárias (3.2.1.5) como milho e algodão, acompanharam o mesmo padrão, com valores residuais e oscilações compatíveis com cultivos sazonais. Essas classes contribuem para o aumento da heterogeneidade antrópica local, mas reduzem a conectividade ecológica geral.

A Área Urbanizada (4.2) mostrou tendência de aumento progressivo no número de núcleos, refletindo a expansão descontínua do perímetro urbano de Cuiabá e Várzea Grande. A Mineração (4.3) e as Outras Áreas Não Vegetadas (4.4) mantiveram valores baixos de NDCA, mas com crescimento proporcional significativo, sugerindo ocupações pontuais crescentes, especialmente ao longo de rodovias e margens de drenagem.

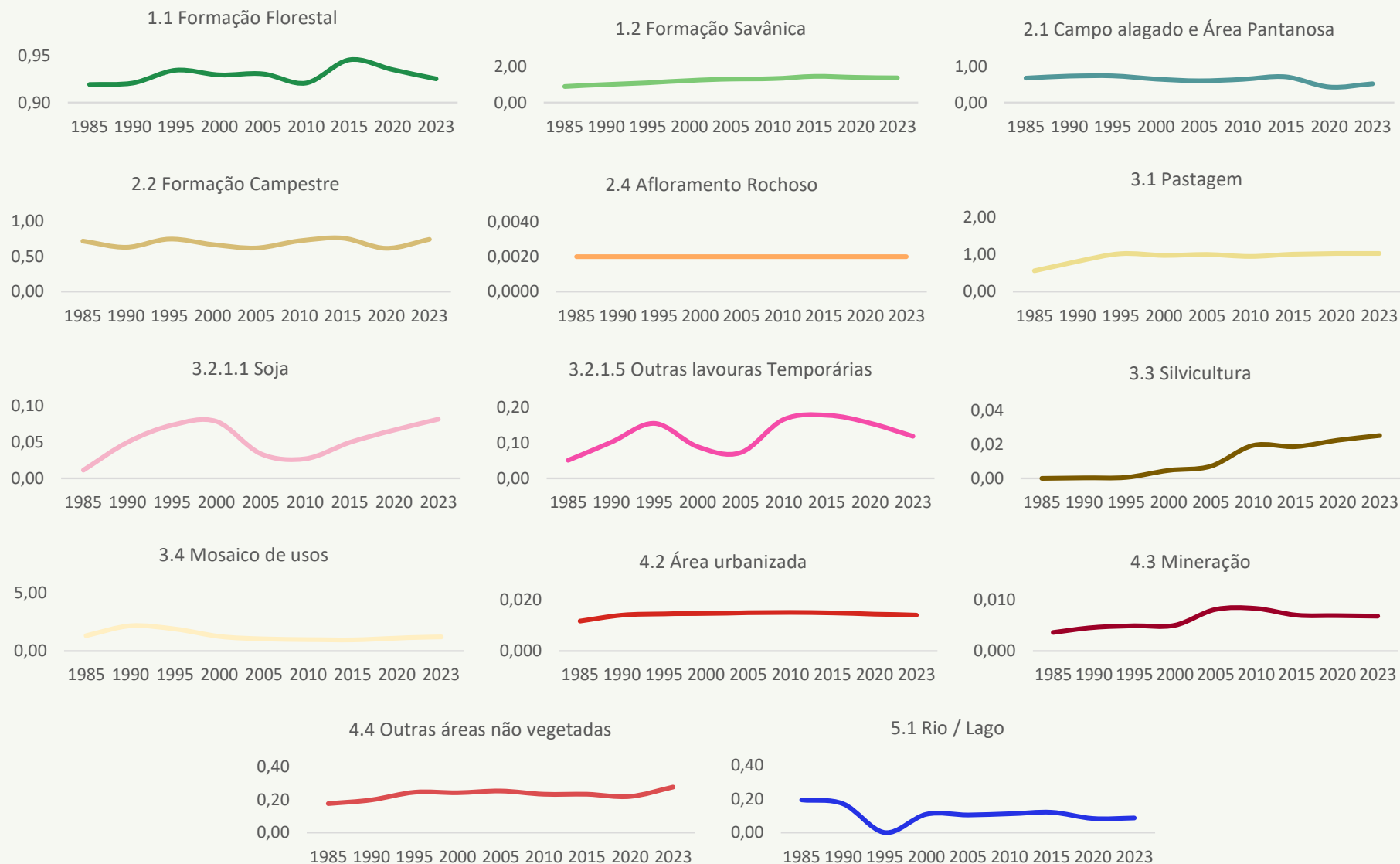
5.3.4 Densidade da área do núcleo disjunto (DCDA - Disjunct Core Area Density) - C4

O índice DCDA (Disjunct Core Area Density) representa a densidade de áreas de núcleo (core areas) que estão espacialmente desconectadas entre si, sendo expresso em número ou área por unidade

de superfície ($n.^{\circ}$ / 100 ha.). Esse indicador é particularmente relevante para compreender o grau de fragmentação interna das classes de cobertura da terra, uma vez que revela a proporção de núcleos efetivos (não periféricos) existentes por área, ou seja, áreas centrais de vegetação preservada ou de uso contínuo, isoladas umas das outras.

Assim, valores elevados de DCDA indicam uma paisagem mais fragmentada e subdividida, enquanto valores baixos representam núcleos mais contínuos e integrados (McGarigal & Marks, 1995; Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001). O gráfico 23 representa a variação da densidade da área do núcleo disjunto individualizado por classe (DCDA).

Gráfico 23: C4 - Variação da densidade da área do núcleo disjunto (n.º/ha.)



A evolução do DCDA ao longo da série histórica (1985-2023) demonstra uma tendência de leve aumento da densidade de núcleos disjuntos, refletindo a progressiva fragmentação das formações naturais e a substituição por usos antrópicos. Essa fragmentação está associada à expansão da pecuária e agricultura de larga escala, sobretudo após 1990, com estabilização relativa nos anos mais recentes. Apesar de algumas flutuações pontuais, o padrão geral indica redução da continuidade estrutural e aumento da compartimentação espacial da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC).

Análise por classes de cobertura e uso da terra

A Formação Florestal (1.1) e Formação Savânica (1.2) mantiveram-se como as principais classes em área até o final da série, porém apresentaram redução expressiva de seus núcleos contínuos. Essa perda de continuidade está refletida no aumento da densidade de núcleos disjuntos, indicando fragmentação interna, possivelmente causada pela abertura de clareiras, estradas vicinais e conversão para pastagens. O padrão sugere que, embora a área total ainda seja significativa, há divisão e isolamento dos remanescentes, sobretudo nas bordas da Depressão Cuiabana e nas transições com o Planalto do Casca.

A Formação Savânica destaca-se por exibir alta variabilidade temporal do DCDA, com picos em 1995 e 2020, associados a processos cíclicos de desmatamento e regeneração. Esses ciclos caracterizam uma paisagem savânica fragmentada, com núcleos menores, isolados e de baixa conectividade, confirmando a transição da matriz natural para uma matriz agropecuária descontínua.

As Formações Campestres (2.2) e Campos Alagados (2.1) apresentaram elevação gradual do DCDA, refletindo tanto processos de degradação e drenagem de áreas úmidas quanto expansão das pastagens sobre campos nativos. O aumento da densidade de núcleos isolados nessas classes sugere fragmentação hidro ecológica e redução da integridade

funcional das áreas úmidas, com impacto sobre a recarga hídrica e a biodiversidade associada (Zeilhofer, 2001).

O crescimento das áreas de Pastagem (3.1) e de Soja (3.2.1.1) coincide com o aumento da densidade de núcleos disjuntos nessas classes, indicando a formação de manchas agrícolas fragmentadas, separadas por áreas de transição e infraestrutura rural. Isso demonstra que a expansão agropecuária na BHRC não ocorre de forma compacta, mas sim distribuída em mosaicos descontínuos, o que contribui para a heterogeneidade estrutural da matriz produtiva.

As classes de Silvicultura (3.3) e Mosaico de Usos (3.4), embora menos representativas em área, exibem alta densidade relativa de núcleos. Esse padrão está associado a plantios isolados e manchas antrópicas intercaladas com vegetação nativa, reforçando a configuração em mosaico altamente fragmentado típica da borda metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande.

A Área Urbanizada (4.2) apresenta valores crescentes de DCDA, refletindo o espraiamento urbano e o surgimento de núcleos periféricos desconectados. Essa configuração é típica do processo de metropolização difusa, em que as manchas urbanas se expandem de forma não contígua, gerando subnúcleos isolados que fragmentam o entorno rural.

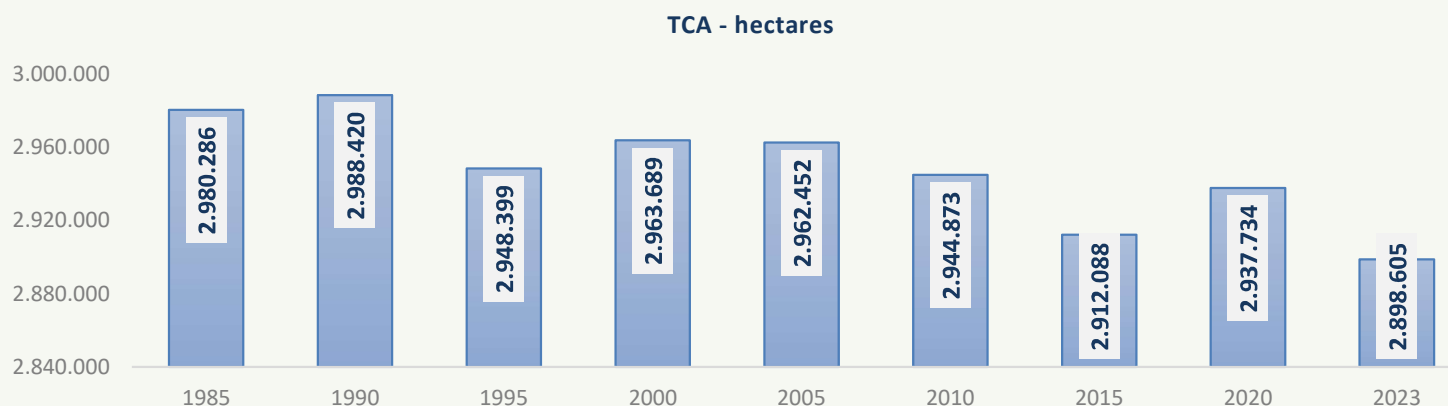
A Mineração (4.3) e as Outras Áreas Não Vegetadas (4.4) exibem densidades baixas, porém crescentes, o que indica o surgimento de novos núcleos dispersos de extração e solo exposto. Apesar da pequena representatividade em área, essas classes têm alto impacto geomorfológico e hidrológico local, atuando como pontos de ruptura na conectividade do relevo e drenagem.

A classe Rio/Lago (5.1) apresenta estabilidade relativa nos valores de DCDA, refletindo a continuidade da rede hidrográfica principal. No entanto, pequenas variações positivas observadas após 2010 indicam aumento de fragmentos hídricos isolados, possivelmente açudes ou represas formadas por barramentos locais.

5.3.5 Área Total do Núcleo em hectares (TCA - Total Core Area) - L1

A métrica de Área Total do Núcleo (TCA) expressa a soma das áreas internas das manchas, neste caso computada para a área total de todas as manchas e sem distinção de classe, excluídas as faixas periféricas afetadas por efeitos de borda representando, portanto, a porção efetivamente preservada de habitat (McGarigal; Marks, 1995). Trata-se de um indicador essencial para avaliar a qualidade ecológica e a integridade funcional da paisagem, uma vez que áreas de núcleo são fundamentais à manutenção da biodiversidade, à regulação climática local e à sustentabilidade hidrológica (Forman; Godron, 1986; Fahrig, 2003). O gráfico 24 representa a área total do núcleo (TCA) sem distinção de classes.

Gráfico 24: L1 - Área Total do Núcleo em hectares (TCA - Total Core Área)



Conforme o gráfico, a TCA apresentou uma tendência geral de decréscimo ao longo da série histórica, variando de 2.980.286 ha. em 1985

para 2.898.605 ha. em 2023, o que representa uma redução de aproximadamente 2,7% no período.

Apesar de parecer um valor percentual modesto, essa diferença traduz uma perda líquida de mais de 80 mil hectares de áreas nucleares, indicando redução da conectividade estrutural e aumento da influência das bordas em praticamente todos os remanescentes naturais.

1. Fase inicial de estabilidade relativa (1985-2000)

Entre 1985 e 2000, a área de núcleo manteve-se relativamente estável, oscilando entre 2,98 e 2,96 milhões de hectares. Esse período corresponde à fase inicial de ocupação agropecuária moderna na BHRC, quando as áreas naturais ainda formavam blocos contínuos e a conversão de habitat ocorria de forma espacialmente concentrada (Figueiredo; Dores; Lima, 2018).

O equilíbrio entre supressão e regeneração local garantiu, nessa fase, a preservação de grandes áreas centrais, especialmente nas porções setentrionais e orientais da bacia, associadas às formações savânicas e florestais do Planalto do Casca e da Chapada dos Guimarães (Zeilhofer, 2001).

2. Redução progressiva e fragmentação avançada (2000-2015)

De 2000 a 2015, observa-se uma queda mais acentuada da TCA, atingindo o menor valor da série em 2015 (2.912.088 ha.). Essa redução coincide com o avanço da fronteira agropecuária, caracterizado pela substituição de formações savânicas por pastagens e cultivos temporários, sobretudo soja e milho.

Durante esse intervalo, aumentaram também os valores de densidade e comprimento total de bordas (ED e TE), confirmando a fragmentação das manchas e a perda de habitat interior.

Segundo Haddad et al. (2015), a redução da área de núcleo está diretamente relacionada ao declínio da diversidade de espécies sensíveis,

ao aumento da mortalidade em bordas e à simplificação estrutural da vegetação, fatores que reduzem a resiliência ecológica da paisagem.

3. Estabilização e leve recuperação (2015-2023)

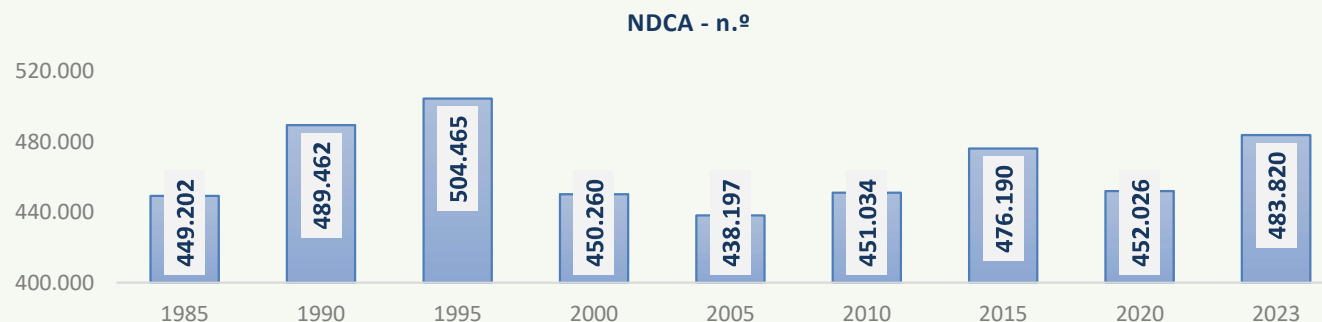
Após 2015, o indicador mostra leve recomposição, com aumento para 2.937.734 ha. em 2020, seguido de pequena retração até 2.898.605 ha. em 2023. Essa oscilação pode estar associada à recuperação espontânea de vegetação secundária e às políticas ambientais de recomposição de APPs e Reservas Legais, impulsionadas pela Lei nº 12.651/2012 e pelos programas estaduais de controle do desmatamento (MMA, 2011; Brasil, 2012).

Ainda assim, os valores permanecem inferiores aos observados até o ano 2000, sugerindo que a estrutura ecológica da BHRC se encontra em equilíbrio frágil, com núcleos remanescentes mais isolados e suscetíveis a pressões externas.

5.3.6 Número de áreas centrais disjuntas (NDCA - Number of Disjunct Core Areas) - L2

A métrica NDCA (Number of Disjunct Core Areas), quando avaliada no nível da paisagem total sem a distinção por classes, quantifica o número de manchas centrais ecologicamente relevantes existentes em todas as classes, permitindo compreender o grau de compartimentalização do espaço. De acordo com McGarigal e Marks (1995), valores elevados de NDCA indicam alta fragmentação, com muitos núcleos pequenos e isolados; valores menores indicam redução da heterogeneidade, seja pela coalescência de manchas (fusão de fragmentos), seja pela eliminação de pequenas áreas centrais. O gráfico 25 representa a variação de número de áreas centrais disjuntas (NDCA).

Gráfico 25: L2 - Variação de número de Áreas Centrais disjuntas (NDCA - Number of Disjunct Core Areas)



Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), os resultados de 1985 a 2023 mostram oscilações significativas no número total de áreas centrais disjuntas, refletindo as mudanças estruturais na matriz ecológica e produtiva ao longo do período. Os valores de NDCA variaram entre 438.197 (2005) e 504.465 (1995), com média aproximada de 465 mil núcleos centrais durante o período analisado. O gráfico mostra três fases distintas:

florestais e savânicos, principalmente em áreas de relevo plano e solos férteis (Zeilhofer, 2001).

Fase de coalescência e consolidação (2000-2010): Queda expressiva do NDCA para valores próximos de 438 mil a 451 mil núcleos, o menor patamar de toda a série. Essa redução sugere que os fragmentos isolados se fundiram, formando manchas antrópicas contínuas (pastagens e mosaicos agrícolas). Trata-se de um período marcado pela consolidação da matriz agropecuária e pela redução da diversidade estrutural da paisagem, fenômeno interpretado por Forman e Godron (1986) como homogeneização espacial.

Fase de reorganização e estabilização (2010-2023): O NDCA volta a crescer gradualmente, alcançando 483.820 núcleos em 2023, o que

Fase de fragmentação inicial (1985-1995): Aumento do NDCA de 449.202 para 504.465, indicando intensificação da subdivisão das manchas naturais. Esse processo coincide com o avanço do desmatamento e da expansão agropecuária na Depressão Cuiabana e no entorno do Pantanal Mato-grossense (Figueiredo; Soares; Lima, 2018). O crescimento de 12,3% no número de núcleos revela a dispersão e isolamento de fragmentos

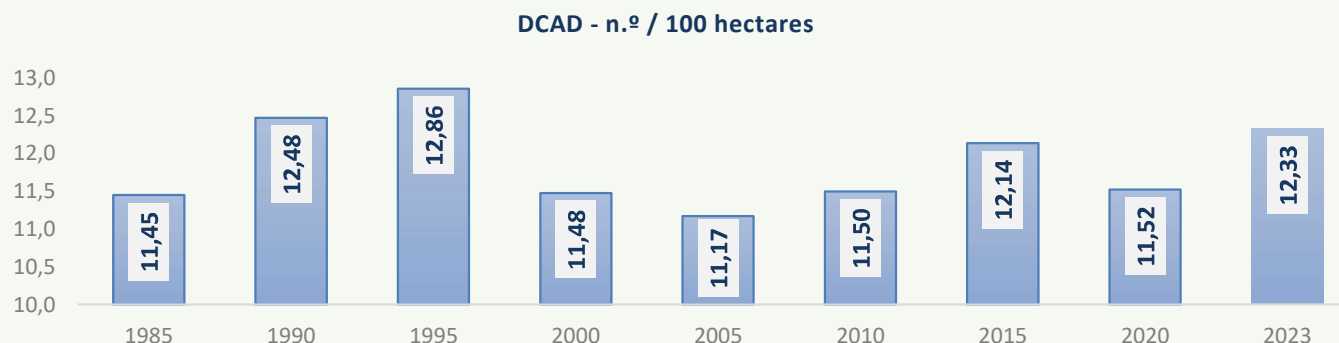
representa uma refragmentação parcial. Essa tendência pode estar associada à expansão de novas fronteiras agrícolas (soja, cana, algodão), à fragmentação de remanescentes naturais e a mudanças recentes no uso da terra urbano e periurbano. Também pode refletir processos de regeneração secundária, que criam núcleos de vegetação dispersa, mas pequenos e descontínuos.

5.3.7 Densidade da área do núcleo disjunto (DCAD - Disjunct Core Area Density) - L3

A métrica DCAD (Density of Core Areas Disjunct) indica o número de áreas centrais (núcleos) por 100 hectares de paisagem, permitindo avaliar a concentração e a distribuição dos fragmentos centrais. De acordo com McGarigal e Marks (1995), valores mais altos de DCAD denotam maior

fragmentação e subdivisão das manchas centrais, enquanto valores mais baixos indicam redução da densidade de núcleos, o que pode decorrer tanto de coalescência entre fragmentos quanto de perda de pequenos núcleos isolados. O gráfico 26 representa a variação da densidade da área do núcleo disjunto (DCAD).

Gráfico 26: L3 - Variação da densidade da área do núcleo disjunto (DCAD Disjunct Core Area Density))



Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), a variação do DCAD entre 1985 e 2023 revela flutuações estruturais marcantes, intimamente associadas aos ciclos de fragmentação, homogeneização e reorganização da matriz agropecuária e urbana.

Os valores de DCAD variaram entre 11,17 e 12,86 núcleos por 100 hectares, apresentando três grandes períodos de oscilação:

1985-1995: Fase de fragmentação intensa

O DCAD subiu de 11,45 (1985) para 12,86 (1995), o valor máximo da série. Esse aumento de quase 12% indica multiplicação de núcleos centrais devido à divisão sucessiva de manchas florestais e savânicas, sobretudo nas áreas mais planas da Depressão Cuiabana. O período coincide com o avanço da fronteira agropecuária e o início da consolidação da pecuária extensiva, conforme documentado por Zeilhofer (2001) e Figueiredo, Soares e Lima (2018).

2000-2005: Fase de coalescência e simplificação

O índice caiu para 11,17, o valor mais baixo da série. A redução da densidade de núcleos indica que fragmentos menores se fundiram ou desapareceram, originando manchas contínuas de pastagens e mosaicos agrícolas. Essa tendência reflete um processo de homogeneização estrutural da paisagem, típico de sistemas em que a matriz antrópica se torna dominante (Forman; Godron, 1986).

2010-2023: Fase de reorganização e recomplexificação

Observa-se nova elevação do DCAD, alcançando 12,33 em 2023. Esse aumento sugere formação de novos núcleos pequenos e dispersos, possivelmente associados à regeneração natural em áreas de pousio, fragmentação urbana e expansão agrícola secundária. A recomplexificação, contudo, ocorre em uma paisagem já altamente antropizada, indicando

aumento da subdivisão, mas não recuperação ecológica significativa (Fahrig, 2003).

Conforme Turner, Gardner e O'Neill (2001), esse tipo de padrão é típico de paisagens em transição, nas quais a fragmentação inicial é seguida de consolidação e posterior reabertura de novas áreas, gerando ciclos sucessivos de reconfiguração estrutural.

5.4 Métricas baseadas no contraste entre manchas

O contraste representa a magnitude da diferença estrutural, florística ou funcional entre manchas adjacentes na paisagem. De acordo com McGarigal e Marks (1995), essa diferença influencia diretamente a intensidade dos efeitos de borda, um fenômeno ecológico que ocorre na interface entre dois tipos de cobertura da terra. Bordas de alto contraste (por exemplo, entre floresta madura e pastagem) tendem a ampliar as alterações microclimáticas, ecológicas e biológicas para o interior dos fragmentos (Forman; Godron, 1986; Turner et al., 2001). O grau de contraste pode ser entendido como a capacidade de resistência, permeabilidade ou facilitação ecológica de uma fronteira entre manchas. Dessa forma, o contraste atua como uma barreira, membrana semipermeável ou facilitador para o movimento de espécies, o fluxo de energia e o intercâmbio de matéria (Figueiredo; Dores; Lima, 2018). O aumento do contraste tende a reduzir a conectividade funcional e a aumentar o isolamento ecológico dos fragmentos naturais (Fahrig, 2003).

O programa Fragstats© quantifica o contraste de bordas utilizando valores de ponderação atribuídos pelo usuário conforme sua experiência e o conhecimentos da área de estudo, com variações entre 0 (sem contraste) a 1 (contraste máximo). Essas ponderações são baseadas em critérios ecológicos e estruturais relevantes ao contexto do estudo,

permitindo que as métricas de borda, como CWED e TECI, reflitam a realidade da paisagem analisada.

A Tabela 7 apresenta a matriz de ponderação de contraste entre as classes de cobertura e uso da terra consideradas no estudo da BHRC. A tabela de contraste de borda exibe os valores de "contraste de borda" a serem usados para determinar a magnitude do contraste para cada tipo de borda, ou seja, cada combinação de pares de tipos de patch (McGarigal, 2023) e são atribuídos pelo próprio usuário do programa Fragstats© conforme seu conhecimento da área que está sob sua análise.

Tabela 7: Tabela de ponderação de contraste de bordas para combinações de classes

Classe	ID raster																	
		3	4	6	9	11	12	15	20	21	24	25	29	30	33	39	41	62
1.1 Formação Florestal	3		0	0.1	0.1	0.9	0.1	0.1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1
1.2 Formação Savânica	4		0.1	0	0.1	0.9	0.1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1
1.4 Floresta Alagável	6		0.1	0.1	0	0.9	0	0.1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1
3.3 Silvicultura	9		0.9	0.9	0.9	0	0.9	0.1	0.1	0.1	0.1	0.5	0.1	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1
2.1 Campo alagado - Área Pantanosa	11		0.1	0.1	0	0.9	0	0.1	1	1	1	1	1	0.1	1	0	1	1
2.2 Formação Campestre	12		0.1	1	0.1	0.1	0.1	0	1	1	1	1	1	0.1	1	1	1	1
3.1 Pastagem	15		1	1	1	0.1	1	1	0	0.1	0.1	1	1	1	1	1	0.1	0.1
3.2.1.2 Cana	20		1	1	1	0.1	1	1	0.1	0	0.1	1	1	0.1	0.5	1	0.1	0.1
3.4 Mosaico de usos	21		1	1	1	0.1	1	1	0.1	0.1	0	0.9	0.5	0.1	0.9	1	0.1	0.1
4.2 Área urbanizada	24		1	1	1	0.5	1	1	1	1	0.9	0	0.1	0.5	1	1	1	1
4.4 Outras áreas não vegetadas	25		1	1	1	0.1	1	1	1	1	0.5	0.1	0	0.5	1	1	1	1
2.4 Afloramento Rochoso	29		0	0	0	0.5	0.1	0.1	1	0.1	0.1	0.5	0.5	0	0.1	0.1	0.1	0.1
4.3 Mineração	30		1	1	1	0.5	1	1	1	0.5	0.9	1	1	0.1	0	1	0.5	0.5
5.1 Rio / Lago	33		0	0	0	0.5	0	1	1	1	1	1	1	0.1	1	0	1	1
3.2.1.1 Soja	39		1	1	1	0.1	1	1	0.1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.5	1	0	0.1
3.2.1.5 Outras lavouras temporárias	41		1	1	1	0.1	1	1	0.1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.5	1	0.1	0
3.2.1.4 Algodão	62		1	1	1	0.1	1	1	0.1	0.1	0.1	1	1	0.1	0.5	1	0.1	0
baixo contraste	0.1																	
médio contraste	0.5																	
alto contraste	1																	

A tabela foi elaborada a partir de princípios ecológicos que relacionam proximidade funcional e dissimilaridade estrutural entre as classes mapeadas nos períodos de 1985 a 2023. Assim, valores próximos de

0 indicam baixo contraste ecológico, geralmente entre classes com características florísticas semelhantes (por exemplo, Formação Florestal e Formação Savânica), enquanto valores próximos de 1 indicam alto

contraste, típicos de interfaces abruptas entre áreas naturais e antrópicas, como Floresta e Pastagem ou Área Urbanizada e Mineração. A matriz evidencia que as classes de maior contraste se concentram nas interfaces entre vegetação nativa e usos antrópicos intensivos, destacando-se:

- Formação Florestal × Pastagem / Cana / Área Urbanizada / Mineração (peso = 1,0);
- Formação Savânica × Área Urbanizada / Mosaico de Usos / Agricultura Temporária (peso = 1,0);
- Campo Alagado / Área Pantanosa × Áreas Não Vegetadas e Urbanas (peso = 1,0).

Essas transições configuram bordas de alta tensão ecológica, onde os efeitos de borda (variação de temperatura, luminosidade, umidade e invasão biológica) tendem a se propagar por dezenas de metros para dentro dos fragmentos.

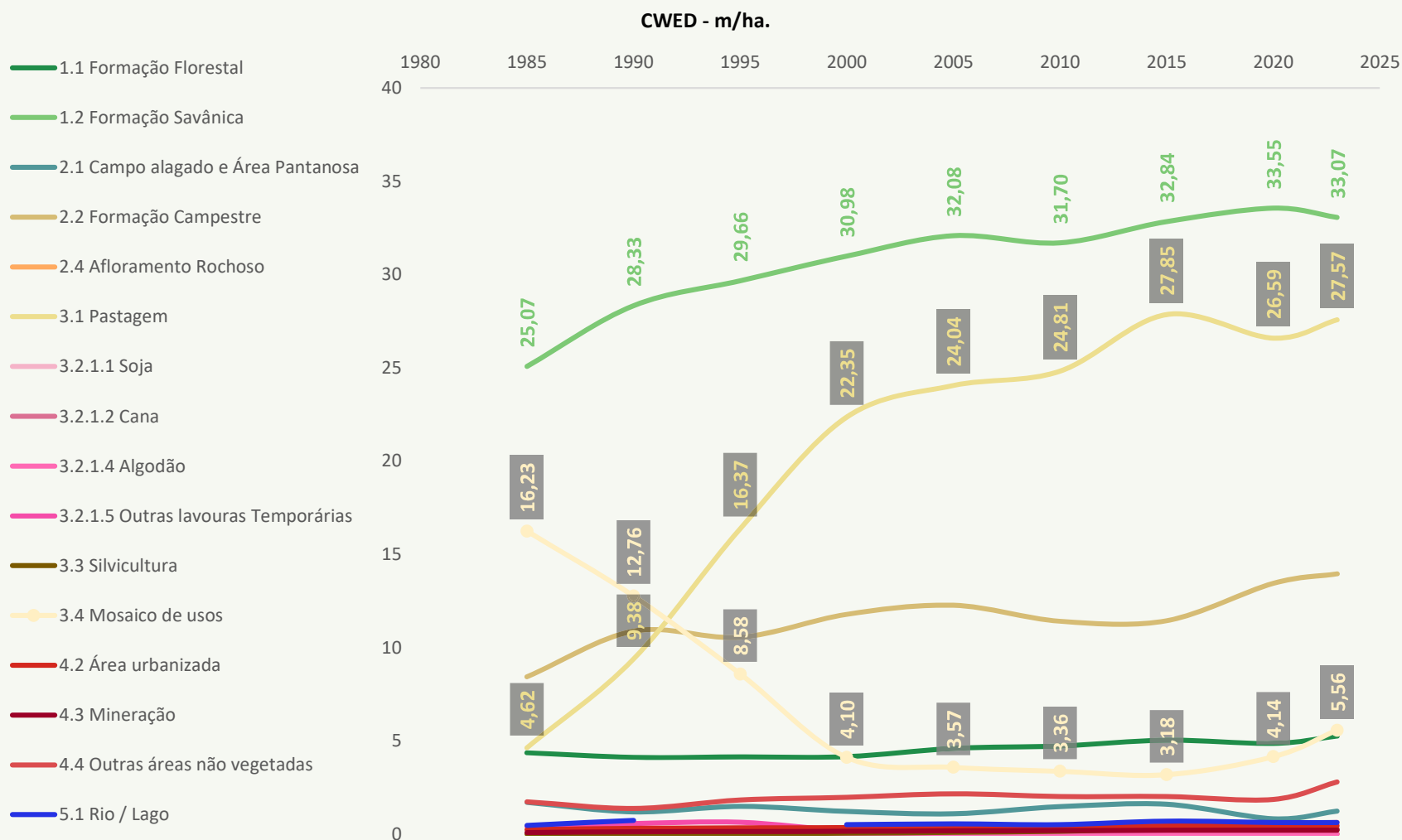
Por outro lado, as combinações de baixo contraste ($\leq 0,1$) correspondem a interfaces internas entre ecossistemas naturais similares, como Formação Florestal × Floresta Alagável ou Formação Savânica × Campestre, nas quais as diferenças florísticas e estruturais são sutis e a conectividade ecológica permanece elevada.

5.4.1 Densidade de borda ponderada por contraste (CWED - Contrast-Weighted Edge Density) - C1

A métrica CWED (Contrast Weighted Edge Density) mede o comprimento total de bordas entre diferentes classes, ponderado pelo contraste ecológico entre elas, expressando-se em metros de borda por hectare (McGarigal; Marks, 1995). Dessa forma, o CWED revela a intensidade de descontinuidade da paisagem, sendo um dos indicadores

mais diretos de fragmentação estrutural e vulnerabilidade ecológica (Forman; Godron, 1986).

Valores mais altos de CWED indicam maior complexidade e contraste entre manchas adjacentes, o que implica maior exposição das classes naturais à pressão antrópica. Valores menores refletem homogeneização espacial e redução de interfaces abruptas entre tipos de cobertura, podendo indicar simplificação da matriz. O gráfico 27 representa a variação das densidades de borda ponderadas por contraste (CWED).



Tendências gerais da CWED (1985-2023)

A série temporal da CWED revela mudanças significativas na estrutura de bordas da paisagem da BHRC entre 1985 e 2023, indicando três fases ecológicas distintas:

Fase de intensificação da fragmentação (1985-2000):

O período inicial é caracterizado por crescimento expressivo do CWED nas classes naturais, sobretudo na Formação Savânica (1.2) e na Formação Campestre (2.2). A Formação Savânica apresentou aumento de 25,07 para 30,98 m/ha., refletindo a abertura de novas interfaces entre vegetação e áreas de pastagem e agricultura. Essa tendência coincide com a expansão agropecuária desordenada e a substituição das savanas e florestas por pastagens, fenômeno típico da Depressão Cuiabana e da transição Cerrado-Pantanal (Zeilhofer, 2001; Figueiredo; Dores; Lima, 2018).

Fase de estabilização e coalescência (2000-2010):

Nesse intervalo, observa-se redução no ritmo de crescimento do CWED, especialmente nas classes de uso agropecuário. A Pastagem (3.1) manteve valores elevados (22,35-24,81 m/ha.), mas sem grandes variações, o que indica consolidação da matriz pecuária e redução das bordas novas. O Campo Alagado (2.1) e as Áreas Pantanosas sofreram redução no contraste (de 16,23 para 3,36 m/ha.), possivelmente associada ao enchimento do reservatório da UHE Manso e à alteração do regime hidrológico local.

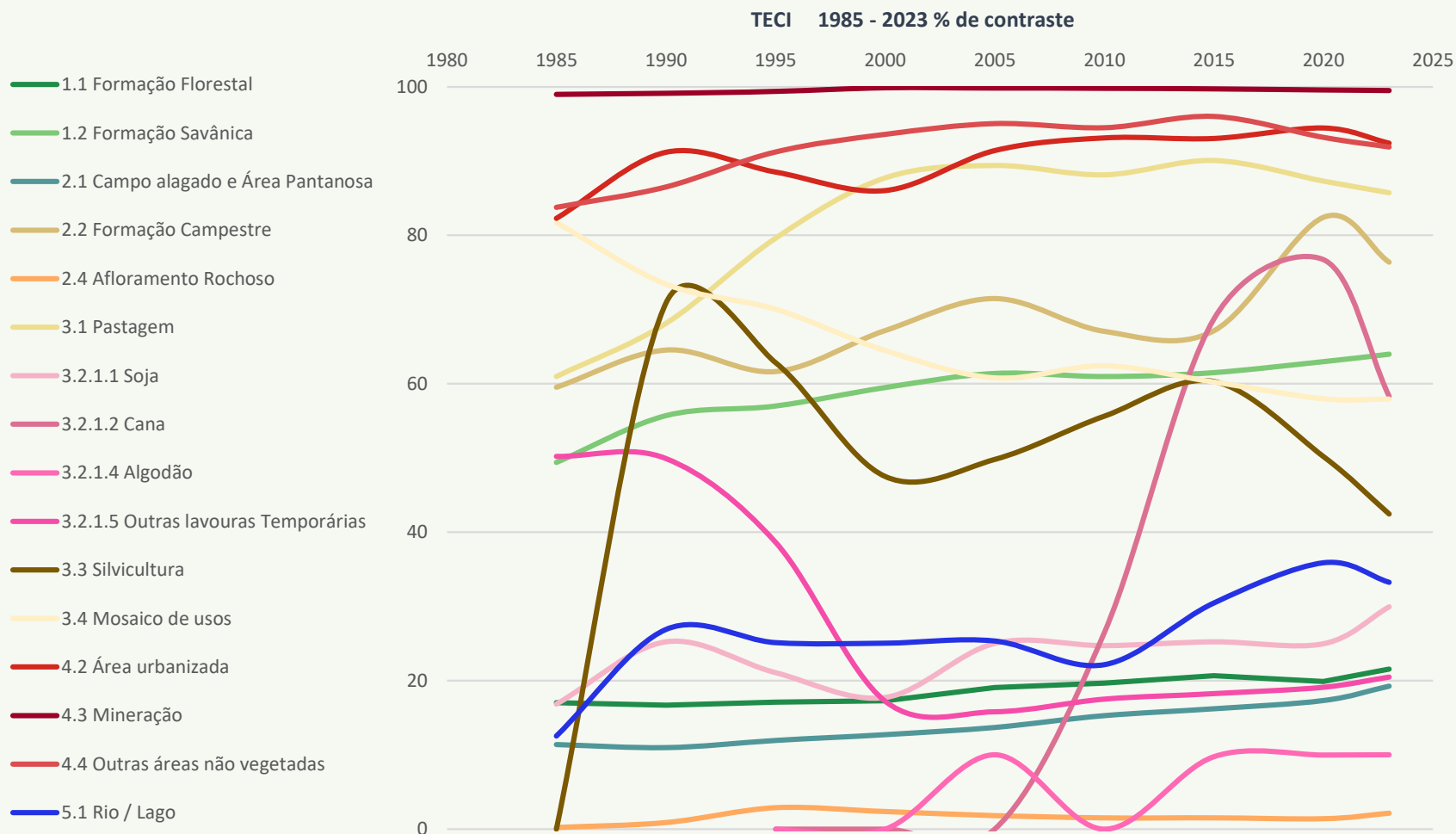
Fase de recomplexificação e recontraste (2010-2023):

A partir de 2010, há retomada gradual do aumento da CWED em algumas classes antrópicas e naturais. As Formações Savânicas voltam a apresentar elevação (de 31,70 para 33,07 m/ha.), assim como as Pastagens (de 24,81 para 27,57 m/ha.). Essa tendência indica reabertura de interfaces e aumento do contraste estrutural, causado pela expansão urbana, agricultura intensiva e reparcelamento do uso da terra.

5.4.2 Índice de contraste total da borda (TECI - Total Edge Contrast Index) - C2

O TECI (Total Edge Contrast Index) representa o grau médio de contraste das bordas entre todas as classes da paisagem, sendo expresso em valores percentuais (0 - 100%). De acordo com McGarigal e Marks (1995), valores próximos de 100% indicam transições muito abruptas entre classes, o que implica alta fragmentação e diferenciação ecológica; valores baixos, ao contrário, indicam transições suaves e maior integração estrutural. O gráfico 28 representa a variação do índice de contraste de borda (TECI).

Gráfico 28: C2 - Variação do índice de contraste de borda de cada classe individualizada (TECI - Total Edge Contrast Index)



Na BHRC, o TECI revela como o nível de heterogeneidade e tensão entre unidades de paisagem se alterou ao longo de quase quatro décadas de transformação territorial, marcadas pela expansão agropecuária, pela urbanização e por modificações hidrológicas associadas ao represamento do Rio Manso.

1. Tendência geral (1985-2023)

A análise do TECI demonstra um padrão de alta complexidade e contraste persistente, com valores médios acima de 80% em todas as classes, o que caracteriza a BHRC como uma paisagem de forte descontinuidade ecológica. Entretanto, a intensidade e a direção das variações diferem entre os grupos de classes: Classes antrópicas de uso consolidado (área urbanizada, mineração e outras áreas não vegetadas) apresentaram valores máximos de contraste ($\approx 100\%$), estáveis durante todo o período, representando interfaces abruptas e permanentes.

A área urbanizada (4.2) e as outras áreas não vegetadas (4.4) mantêm TECI entre 95 e 100%, indicando transições quase totais entre matrizes impermeáveis e ambientes naturais.

A mineração (4.3) mantém o TECI em 100%, refletindo rupturas físicas completas na estrutura da paisagem. Classes naturais (florestal, savânica e campestre) mostraram aumento gradual no TECI, especialmente entre 1985 e 2015, sugerindo elevação da exposição e da descontinuidade ecológica. A Formação Savânica (1.2) elevou o contraste de 50% para cerca de 63%, devido à inserção de pastagens e cultivos agrícolas entre os remanescentes nativos. A Formação Campestre (2.2), que possuía contrastes moderados (60%), atingiu valores próximos a 80% em 2023, expressando a substituição progressiva por usos antrópicos. Classes agropecuárias (pastagem, soja, cana e outras lavouras temporárias) revelaram variações amplas e irregulares, refletindo ciclos de expansão e substituição de cultivos. O TECI das pastagens (3.1) cresceu até 2000 (aproximadamente 80%), estabilizando-se em torno de 85% após 2010, sugerindo interfaces estáveis, porém muito contrastadas. As áreas de soja (3.2.1.1) e cana (3.2.1.2) apresentaram picos elevados em 2015 ($\approx 90\%$),

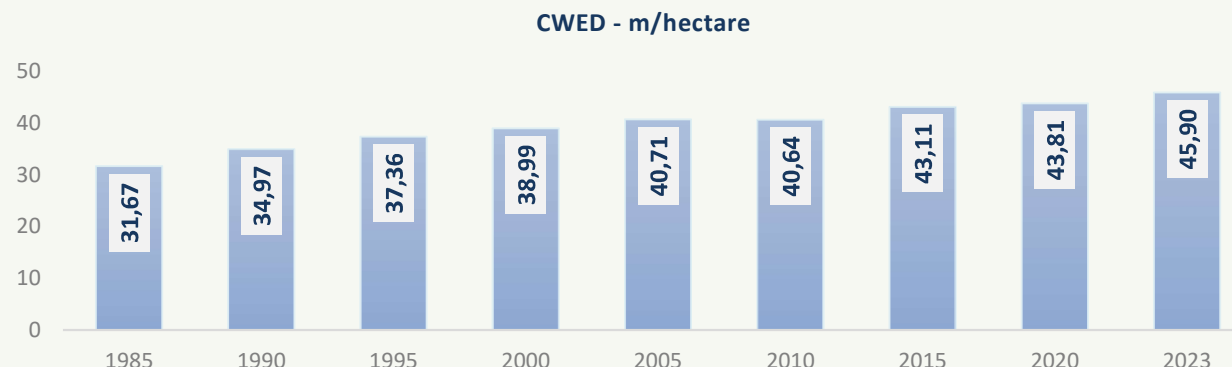
correspondendo à fase de intensificação agrícola na planície Inter fluvial Cuiabá - São Lourenço. Classes aquáticas e de várzea (Campo alagado e Rio/Lago) exibiram TECI médio entre 20 e 40%, sendo as únicas com transições mais suaves.

Essa baixa no contraste reflete o caráter naturalmente gradual das interfaces hidro mórficas, mas com leve elevação após 2010, possivelmente ligada à urbanização de margens e drenagens artificiais.

5.4.3 Densidade de borda ponderada por contraste (CWED - Contrast-Weighted Edge Density) - L1

A Densidade de Borda Ponderada por Contraste (CWED) é uma métrica de nível de paisagem que expressa o comprimento total das bordas entre todas as classes, ajustado pela intensidade do contraste ecológico entre as transições de uso e cobertura. É expressa em metros de borda por hectare (m/ha.) e reflete o grau de heterogeneidade estrutural, fragmentação e complexidade espacial da paisagem (Forman; Godron, 1986). O gráfico 29 representa a variação da densidade de borda ponderada por contraste (CWED).

Gráfico 29: L1 - Variação da densidade de borda ponderada por contraste (CWED - Contrast-Weighted Edge Density).



Variação temporal do CWED (1985-2023)

Os valores do CWED para a paisagem total variaram entre 31,67 e 45,90 m/ha., representando um crescimento acumulado de aproximadamente 45% em quase quatro décadas, conforme o gráfico apresentado. A trajetória evidencia três períodos distintos de evolução estrutural da paisagem:

1985-1995 - Fase de fragmentação inicial:

O CWED aumentou de 31,67 m/ha. (1985) para 37,36 m/ha. (1995), indicando expansão de bordas e interfaces entre classes. Essa variação está relacionada à substituição progressiva da vegetação nativa (florestas e savanas) por pastagens e mosaicos agropecuários, fenômeno característico da Depressão Cuiabana e documentado por Zeilhofer (2001). O acréscimo de aproximadamente 6 m/ha. nesse intervalo evidencia fragmentação espacial intensa e aumento do contraste entre as classes naturais e antrópicas.

1995-2010 - Fase de consolidação e homogeneização relativa:

O índice manteve um crescimento moderado, variando de 37,36 para 40,64 m/ha.. Essa estabilidade indica maturação da matriz agropecuária e redução no ritmo de criação de novas bordas. Nesse período, as áreas de uso consolidado (pastagens e agricultura temporária) passaram a dominar a paisagem, gerando grandes blocos de uso homogêneo, embora ainda fortemente contrastantes com os remanescentes naturais. Essa fase coincide com o auge da expansão da fronteira agrícola no Mato Grosso (décadas de 1990 e 2000), quando a paisagem passou a ser fragmentada, porém funcionalmente estabilizada (Figueiredo; Dores; Lima, 2018).

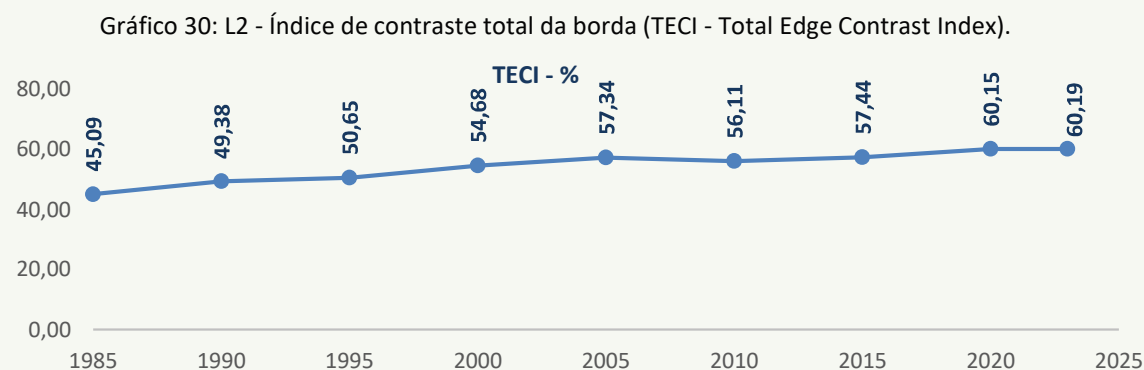
2010-2023 - Fase de recomplexificação e intensificação do contraste:

A partir de 2010, observa-se um novo aumento consistente, atingindo 45,90 m/ha. em 2023, o maior valor da série. Esse acréscimo indica intensificação do contraste e multiplicação das interfaces, associada à reorganização do uso da terra, à expansão urbana e à fragmentação residual de áreas naturais remanescentes. Essa recomplexificação sugere maior descontinuidade ecológica, com paisagens mais subdivididas e contrastantes.

5.4.4 Índice de contraste total da borda (TECI - Total Edge Contrast Index) - L2

O Índice de Contraste Total da Borda (TECI) quantifica a intensidade média de diferenciação estrutural entre as bordas adjacentes de todas as classes de uso e cobertura da paisagem. Valores próximos de 0% indicam transições suaves entre classes (baixa heterogeneidade), enquanto valores próximos de 100% refletem interfaces abruptas e de alto contraste ecológico, típicas de paisagens altamente fragmentadas e antrópicas (Forman; Godron, 1986).

Na escala de paisagem, o TECI é considerado um indicador-síntese da tensão ecológica e da heterogeneidade espacial, pois integra a variação estrutural de todas as bordas e reflete as mudanças cumulativas na configuração dos ecossistemas ao longo do tempo (Turner; Gardner; O'Neill, 2001). O gráfico 30 representa a variação do índice de contraste total da borda (TECI) para toda a paisagem, sem distinção de classe.



Evolução temporal do TECI (1985-2023)

Os valores de TECI da BHRC variaram de 45,09% (1985) para 60,19% (2023), representando um aumento relativo de cerca de 33% em 38 anos. Esse comportamento revela um gradual aumento do contraste entre as classes da paisagem, refletindo o processo contínuo de intensificação do uso da terra e substituição da vegetação natural por usos antrópicos. A série temporal permite identificar três períodos distintos:

1985-1995 - Fase de contraste inicial e fragmentação progressiva

O TECI passou de 45,09% (1985) para 50,65% (1995). Essa elevação indica o início da ruptura estrutural da paisagem, em função da expansão da agropecuária e da abertura de áreas de pastagem, sobretudo na Depressão Cuiabana e nas zonas de planície fluvial. As bordas entre as formações savânicas, campestres e pastagens tornaram-se mais abruptas, marcando o início da antropização consolidada. Esse período coincide com o aumento da CWED (de 31,67 para 37,36 m/ha.), reforçando que as bordas não só se multiplicaram como se tornaram mais contrastadas (Zeilhofer, 2001).

1995-2010 - Fase de intensificação e estabilização relativa do contraste

Entre 1995 e 2010, o TECI variou de 50,65% para 56,11%, indicando crescimento contínuo, porém menos acentuado. Esse intervalo representa uma fase de consolidação da matriz antrópica: a agropecuária expandiu-se e estabilizou grandes manchas homogêneas de uso, mas com alto contraste nas bordas com remanescentes naturais. A coexistência entre pastagens, mosaicos agrícolas e manchas savânicas remanescentes acentuou as diferenças de textura e composição da paisagem. O leve decréscimo observado em 2010 sugere pequena recomplexificação estrutural, possivelmente relacionada à regeneração secundária ou à estabilização dos sistemas produtivos (Figueiredo; Dores; Lima, 2018).

2010-2023 - Fase de recomplexificação com alto contraste estrutural

De 56,11% (2010) para 60,19% (2023), a paisagem atinge o maior nível de contraste da série histórica. Esse resultado indica que, embora o número de manchas (NDCA) e a densidade de bordas (CWED) se mantenham relativamente estáveis, o grau de diferenciação entre os tipos de uso aumentou. Isso reflete a heterogeneidade recente causada pela diversificação dos usos da terra, pela urbanização periférica, pela expansão da silvicultura e por novas interfaces de uso agroindustrial. Assim, a paisagem passa de uma estrutura fragmentada para uma paisagem fortemente compartimentada e de elevado contraste ecológico.

5.5 Métricas baseadas na agregação de manchas

As métricas de agregação descrevem o grau em que manchas (patches) pertencentes à mesma classe de cobertura e uso da terra tendem a se agrupar espacialmente, formando padrões de ocupação, continuidade territorial e textura na paisagem. Esse processo está diretamente relacionado ao conceito de contágio, entendido como a probabilidade de que células vizinhas do mapa sejam ocupadas por uma mesma classe, refletindo o nível de coesão, conexão espacial e dominância estrutural dentro da paisagem.

Do ponto de vista teórico, a agregação de manchas dialoga com princípios fundamentais da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson, 1967) e com a Teoria das Metapopulações (Levins, 1969), conforme discutido no capítulo 1.5.2, uma vez que o arranjo espacial e o grau de agrupamento influenciam diretamente processos de colonização, dispersão, isolamento, extinção e persistência populacional (With, 2019). Fragmentos altamente agregados tendem a reduzir a barreira de matriz antrópica e favorecer a continuidade ecológica, enquanto paisagens com baixa agregação apresentam maior fragmentação, resultando em aumento de bordas, isolamento estrutural e maior vulnerabilidade ecológica.

As métricas de agregação passaram a ser sistematizadas e operacionalizadas em análises espaciais a partir do desenvolvimento do software Fragstats© (McGarigal & Marks, 1995), consolidando-se como referenciais quantitativos essenciais para interpretação da configuração espacial da paisagem. Diferentemente das métricas de área e forma, voltadas principalmente ao tamanho e à geometria dos fragmentos, as métricas de agregação avaliam as relações espaciais entre manchas e sua conectividade estrutural, enfatizando o arranjo e a forma de distribuição.

Entre as variáveis mais utilizadas nesse grupo de métricas destacam-se:

- Dispersão (DIS) - descreve o padrão de distribuição e proximidade espacial das manchas de uma mesma classe, independentemente das demais;
- Interspersão e Justaposição (IJI) - quantifica a frequência relativa com que diferentes classes aparecem adjacentes entre si, sem considerar forma ou tamanho dos fragmentos (Forman & Godron, 1986);
- Subdivisão (DIVISION) - expressa o grau de fragmentação e redução da continuidade de uma classe, indicando sua tendência à pulverização espacial;
- Isolamento (PROX e relacionados) - mensura a distância média funcional entre fragmentos, influenciando fluxos biológicos, fluxo gênico e conectividade funcional (Fahrig, 2003).

Dentre os índices de maior relevância analítica encontram-se o Índice de Agregação (AI), o Índice de Aglomeração (CLUMPY) e o Índice de Intercalação e Justaposição (IJI). A leitura integrada desses indicadores permite identificar e interpretar processos de homogeneização da cobertura antrópica, bem como inferir o nível de persistência, isolamento

ou retratação de remanescentes naturais, especialmente de formações florestais e savânicas em paisagens sob forte pressão antrópica, como evidenciado na BHRC.

A Tabela 8 apresenta a matriz de ponderação de similaridade entre as classes de cobertura e uso da terra consideradas no estudo da BHRC. A tabela exhibe os valores a serem usados para determinar a similaridade entre cada combinação de pares de tipos de patch (McGarigal, 2023) e são atribuídos pelo próprio usuário do programa Fragstats© conforme seu conhecimento da área que está sob sua análise.

Tabela 8: Tabela de ponderação de similaridade para combinações de classes nas métricas de agregação.

Classe	ID raster	0	3	4	6	9	11	12	15	20	21	24	25	29	30	33	39	41	62
	0																		
1.1 Formação Florestal	3		1	0.8	0.5	0	0.8	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.2 Formação Savânica	4		0.8	1	0.8	0	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.4 Floresta Alagável	6		0.5	0.8	1	0	0.8	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.3 Silvicultura	9		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.1 Campo alagado - Área Pantanosa	11		0.8	0.8	0.8	0	1	0.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2.2 Formação Campestre	12		0.5	0	0.5	0	0.8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.1 Pastagem	15		0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.2.1.2 Cana	20		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3.4 Mosaico de usos	21		0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
4.2 Área urbanizada	24		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
4.4 Outras áreas não vegetadas	25		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
2.4 Afloramento Rochoso	29		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
4.3 Mineração	30		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
5.1 Rio / Lago	33		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
3.2.1.1 Soja	39		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
3.2.1.5 Outras lavouras temporárias	41		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
3.2.1.4 Algodão	62		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
baixa similaridade	0,1																		
média similaridade	0,5																		
totalmente similar	1,0																		

A matriz de similaridade adotada como insumo no processamento das métricas de agregação no Fragstats© evidencia padrões ecológicos relevantes, assumindo que valores próximos de 1

representam alta similaridade estrutural e funcional entre classes adjacentes, como nos pares Formação Florestal - Formação Savânica e Formação Florestal - Campo Alagado, indicando maior afinidade ecológica,

continuidade fisionômica e maior potencial de coesão espacial entre essas unidades de paisagem. Esse arranjo favorece a conectividade funcional, entendida como a capacidade de manutenção de fluxos biológicos, genéticos, hidrológicos e ecológicos através da matriz natural, ampliando a permeabilidade ambiental da paisagem e garantindo maior resiliência sistêmica (McGarigal; Marks, 1995; Forman; Godron, 1986).

Em contraposição, classes antrópicas como Pastagem, Cana, Área Urbanizada e Mineração apresentaram valores de similaridade inferiores ou iguais a 0,2, indicando baixa afinidade ecológica com manchas naturais e revelando baixa permeabilidade ambiental, com elevado potencial de atuar como barreiras ecológicas e filtros seletivos à movimentação de organismos e processos pedogenéticos, hidrológicos e ecológicos (Fahrig, 2003). Esse padrão contrastante demonstra que, na BHRC, a organização espacial das manchas se dá sob a coexistência de dois regimes paisagísticos distintos e simultâneos:

- Coalescência de áreas antrópicas, formando matrizes agrícolas extensivas, contínuas e homogêneas, especialmente associadas à pecuária e à agricultura mecanizada de grãos, e
- Progressiva fragmentação de remanescentes naturais, com aumento do isolamento estrutural, redução da conectividade, perda de áreas-núcleo e consequente elevação da vulnerabilidade ecológica, sobretudo em áreas de transição entre Cerrado - Floresta

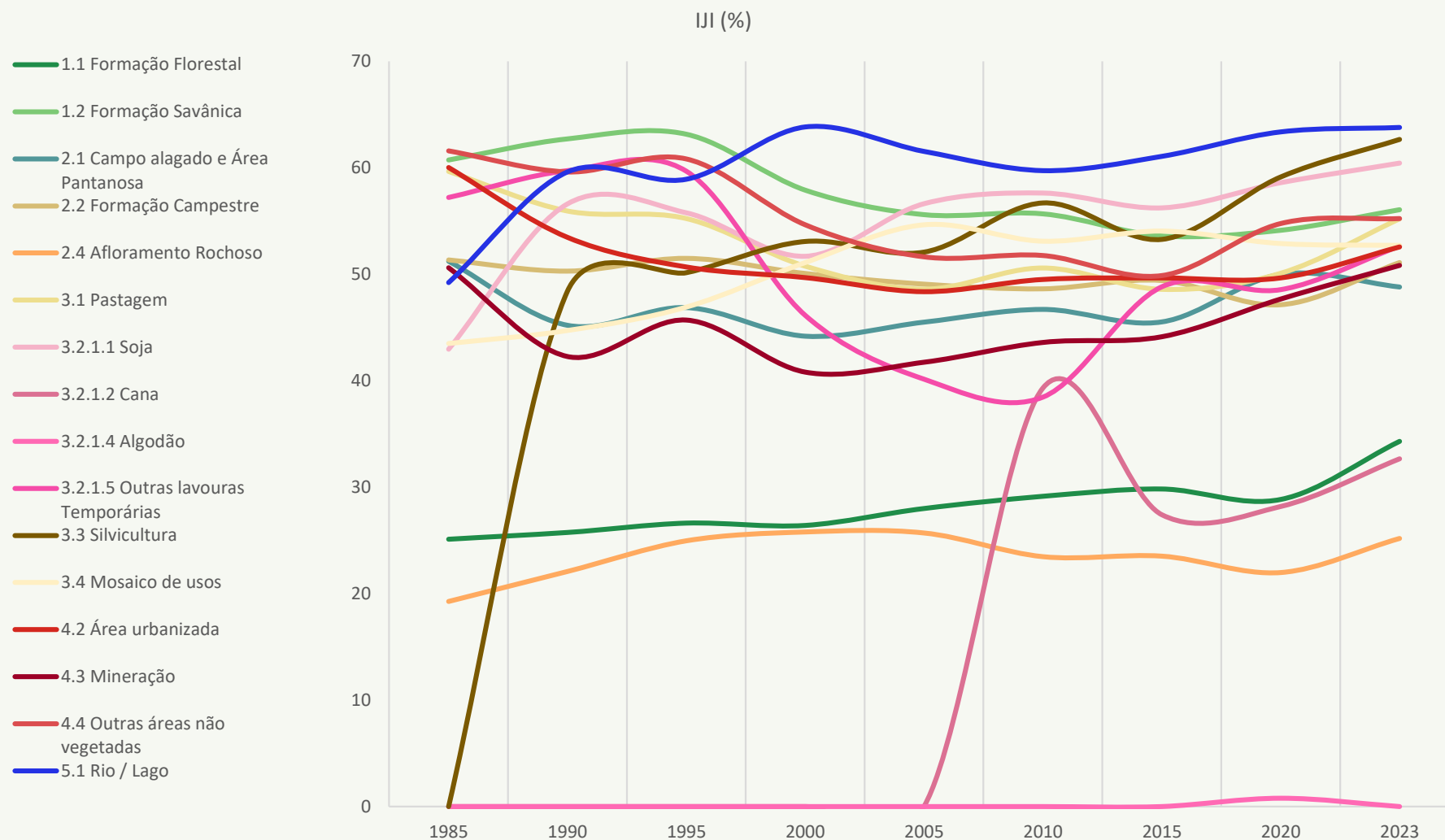
Estacional e zonas de maior pressão agropecuária e urbana.

5.5.1 Índice de Intercalação e Justaposição em porcentagem (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index) - C1

O Índice de Intercalação e Justaposição (IJI) é uma métrica de configuração da paisagem que expressa o grau de uniformidade na distribuição das adjacências entre as classes de cobertura e uso da terra. Ele mede a heterogeneidade espacial e a mistura entre diferentes tipos de manchas, variando de 0% (máxima justaposição irregular, ou seja, dominância de poucas adjacências) a 100% (justaposição uniforme, onde todas as classes estão igualmente distribuídas em contato umas com as outras) (McGarigal e Marks, 1995; Turner et al., 2001).

Em termos ecológicos, o IJI representa a interspersão ou mistura espacial entre as classes, fornecendo subsídios para compreender a organização estrutural e funcional da paisagem. Valores altos de IJI indicam uma paisagem bem misturada, com classes de cobertura que compartilham fronteiras mais distribuídas e equilibradas, o que favorece interações ecológicas, fluxos de energia e dispersão de organismos. Em contrapartida, valores baixos refletem segregação espacial e dominância de certas classes, características de paisagens mais homogêneas e fragmentadas, típicas de contextos antrópicos intensamente modificados (Forman & Godron, 1986; Metzger, 2001). O gráfico 31 representa a variação do índice de intercalação e justaposição (IJI) individualizado por classes.

Gráfico 31: C1 - Índice de Intercalação e Justaposição em % (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index)



No período analisado (1985 - 2023), o IJI das diferentes classes na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) apresentou tendências contrastantes entre formações naturais e usos antrópicos, refletindo transformações estruturais na organização espacial da paisagem.

As formações naturais, como Formação Florestal, Savânica e Campo Alagado/Pantanoso, exibem valores intermediários e relativamente estáveis de IJI, com variações entre 45% e 55%, indicando uma mistura moderada entre essas classes e certa continuidade ecológica ao longo do tempo. Essa estabilidade sugere que, apesar da expansão agrícola e urbana, remanescem interconexões estruturais entre fragmentos naturais, especialmente nas áreas de relevo mais acidentado e de maior restrição agrícola.

Já as classes antrópicas, como Pastagem, Soja e Cana, mostram crescimento progressivo nos valores de IJI após a década de 1990, alcançando patamares superiores a 60% em 2020 - 2023. Esse comportamento reflete a expansão territorial e o adensamento de interfaces entre usos agrícolas e naturais, que aumentam a complexidade das bordas e a fragmentação do mosaico original (Figueiredo et al., 2018). A Pastagem mantém-se como a classe mais intercalada, resultado da sua ampla distribuição espacial e contato direto com múltiplas classes, tanto naturais quanto antrópicas.

Por outro lado, classes como Silvicultura, Mineração e Áreas Urbanizadas apresentam baixa intercalação, com IJI oscilando entre 10% e 30%, o que indica isolamento espacial e distribuição concentrada. Esse padrão é coerente com atividades econômicas pontuais e espacialmente

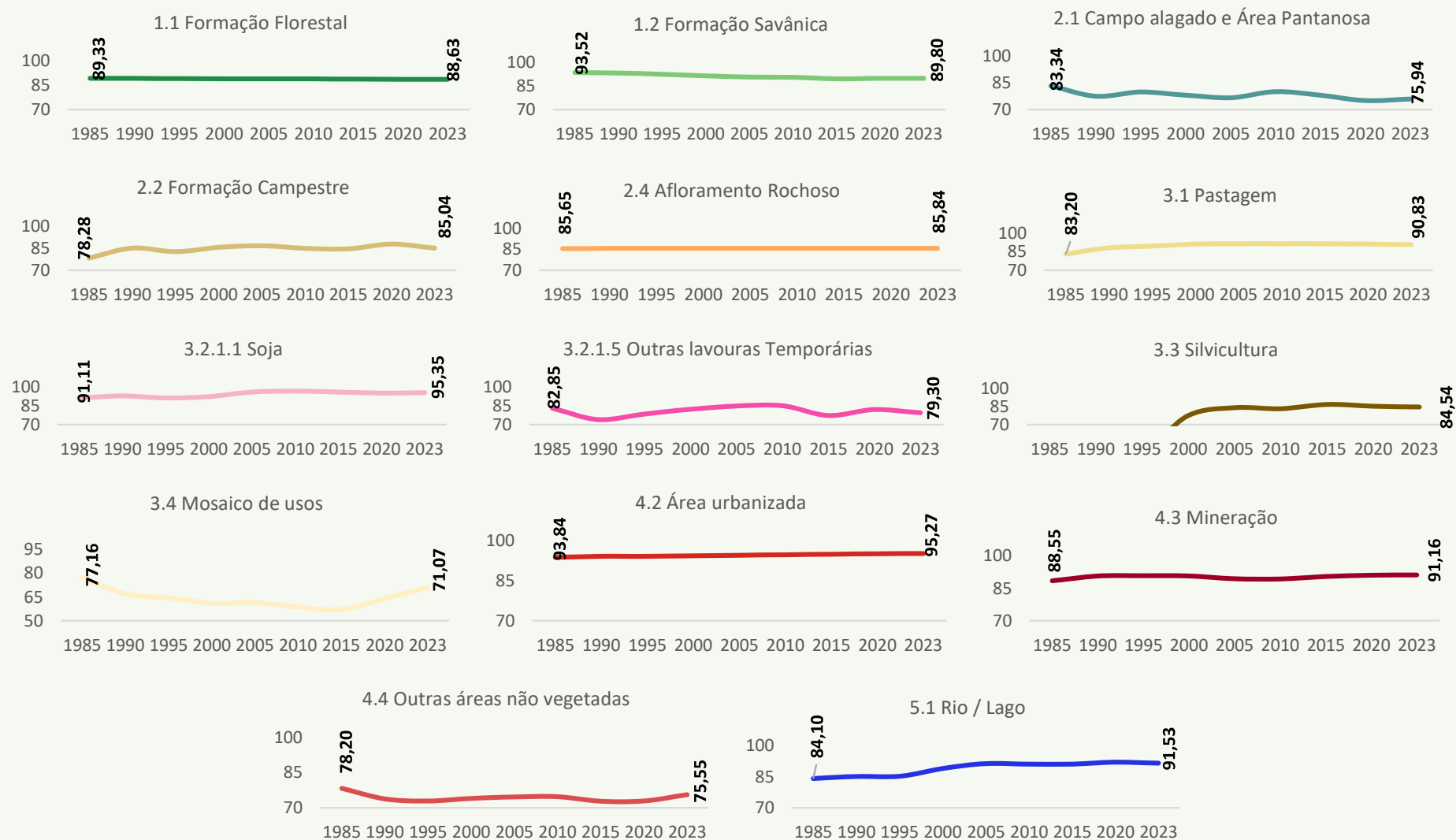
delimitadas, que ocupam porções restritas da paisagem e mantêm pouca conectividade estrutural com as demais classes.

5.5.2 Porcentagem de adjacências semelhantes (PLADJ - Percentage of Like Adjacencies) - C2

O Percentual de Adjacências Semelhantes (PLADJ) é uma métrica de configuração da paisagem que expressa a proporção de fronteiras entre células de uma mesma classe em relação ao total de fronteiras existentes (McGarigal & Marks, 1995). Em outras palavras, o PLADJ mede o grau de agrupamento ou continuidade espacial das manchas, variando entre 0% (dispersão total) e 100% (agregação máxima). Valores elevados de PLADJ indicam que uma classe apresenta alta conectividade interna, formando manchas contínuas e extensas, o que favorece a manutenção de processos ecológicos, o fluxo gênico e a estabilidade dos habitats. Por outro lado, valores baixos sugerem fragmentação e dispersão espacial, com predominância de bordas e interfaces entre diferentes classes, características de paisagens altamente heterogêneas e antropizadas (Forman & Godron, 1986; Metzger, 2001).

Essa métrica está diretamente associada ao grau de homogeneidade estrutural e à coesão das classes de cobertura e uso da terra, sendo um dos indicadores mais utilizados para identificar tendências de fragmentação, isolamento e degradação da conectividade ecológica (Fahrig, 2003; With, 2019). O gráfico 32 representa a evolução das porcentagens de adjacências semelhantes (PLDJ) separadas por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 32: C2 - Porcentagem de adjacências semelhantes - % (PLDJ - Percentage of like Adjacencies)



A análise do PLADJ entre 1985 e 2023 revela que a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) apresenta um processo dinâmico e contrastante entre as classes naturais e as classes antrópicas, refletindo as profundas transformações na estrutura da paisagem ao longo das últimas quatro décadas. As formações naturais, como Formação Florestal, Formação Savânica e Campo Alagado/Pantanosos, mantêm altos valores de PLADJ (superiores a 60%), evidenciando forte agregação interna e continuidade estrutural. Esses resultados sugerem que, mesmo diante da expansão das atividades agropecuárias e urbanas, ainda persistem núcleos ecológicos relevantes e manchas de vegetação contínuas, especialmente em áreas de relevo mais acidentado e unidades de conservação.

Em contraste, as classes antrópicas (Pastagem, Soja, Cana-de-açúcar, Algodão) apresentam aumento expressivo nos valores de PLADJ após 2000, atingindo patamares entre de 50 a 70% em 2023. Essa elevação indica expansão e coalescência das manchas agrícolas, que passaram a formar matrizes contínuas e homogêneas, substituindo mosaicos de uso misto e reduzindo a heterogeneidade estrutural da paisagem (Figueiredo et al., 2018). Classes como Área Urbanizada e Mineração, embora ocupem menor proporção da paisagem, apresentam altos valores locais de PLADJ, pois são espacialmente concentradas e compactas, refletindo baixo grau de mistura e forte dominância interna.

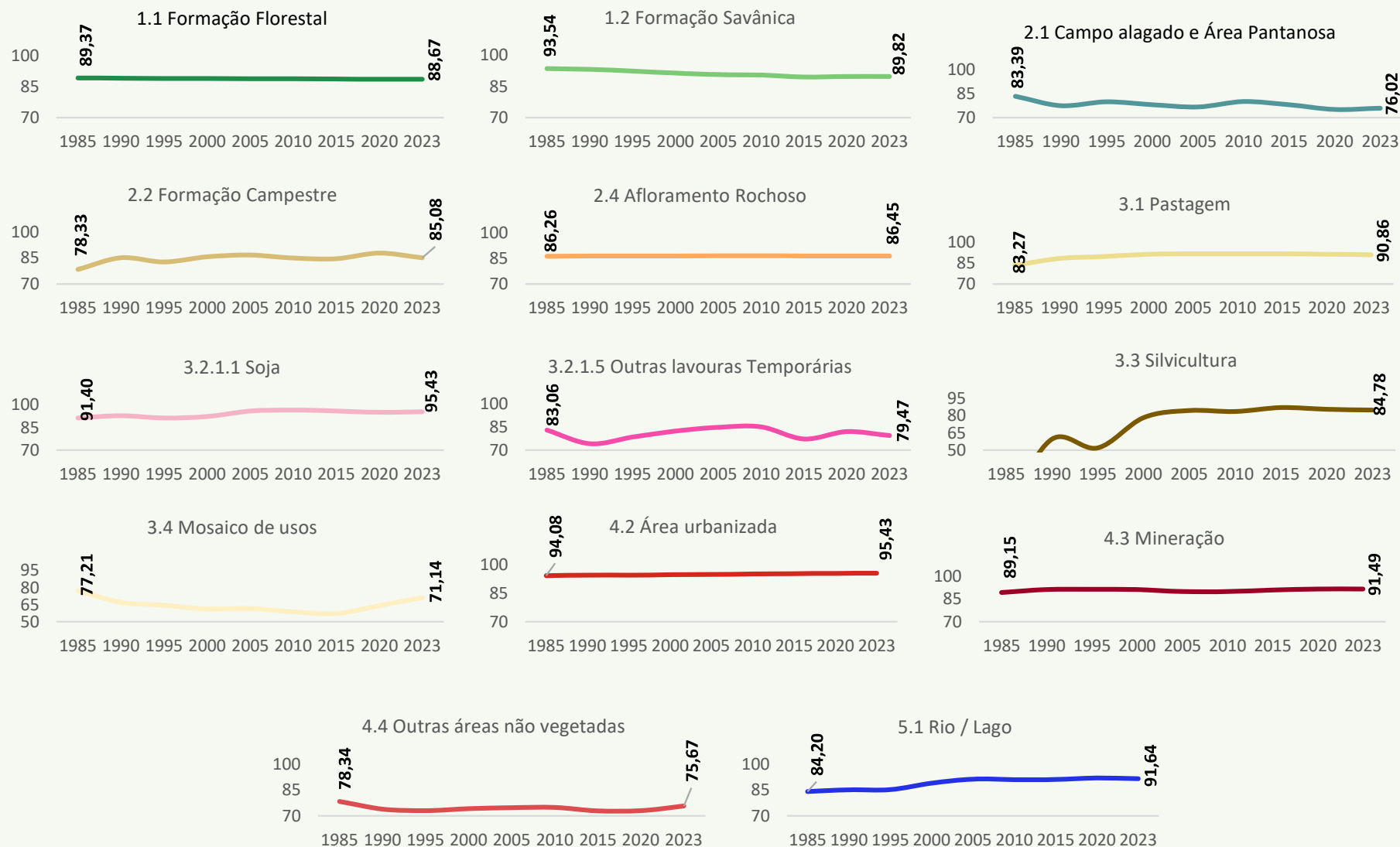
Em termos gerais, o gráfico demonstra que o PLADJ médio da BHRC aumentou progressivamente, sugerindo uma tendência de homogeneização e simplificação da estrutura da paisagem, associada principalmente à consolidação de usos agrícolas extensivos e à redução da conectividade entre fragmentos naturais.

5.5.3 Índice de agregação (AI - Aggregation Index) - C3

O Índice de Agregação (AI - Aggregation Index) é uma métrica que descreve o grau de coesão e contiguidade espacial das manchas de uma determinada classe de cobertura e uso da terra, expressa em porcentagem. Ele mede a proporção de adjacências semelhantes entre células contíguas de uma mesma classe em relação ao total possível de adjacências (McGarigal & Marks, 1995). Valores altos de AI (próximos de 100%) indicam elevada agregação e baixa fragmentação, ou seja, manchas grandes e contínuas com forte conectividade interna. Já valores baixos refletem alta subdivisão, dispersão espacial e fragmentação da paisagem, condições típicas de ambientes sob intensa pressão antrópica (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001).

O AI é, portanto, um indicador direto da estrutura espacial e da integridade da paisagem, intimamente relacionado à distribuição dos habitats e à dinâmica dos processos ecológicos. Sua interpretação permite compreender como diferentes usos da terra interagem e se organizam espacialmente, revelando tendências de homogeneização ou diversificação da matriz paisagística (Metzger, 2001; With, 2019). O Gráfico 33 representa a variação do índice de agregação (AI) individualizado para cada classe de cobertura e uso da terra.

Gráfico 33: C3 - Índice de Agregação (AI - Aggregation Index)



A análise temporal do AI (1985-2023) evidencia mudanças significativas na organização espacial das classes de cobertura e uso da terra na BHRC, refletindo as transformações estruturais da paisagem ao longo das últimas quatro décadas.

As formações naturais como Formação Florestal, Formação Savânica e Campo Alagado e Área Pantanosa, mantiveram altos valores de AI, acima de 80% em praticamente todo o período, o que indica alta coesão estrutural e continuidade espacial. Essa estabilidade sugere a preservação relativa dos remanescentes naturais em setores de relevo acidentado e áreas legalmente protegidas, como as APPs e Unidades de Conservação, que ainda atuam como núcleos de conectividade ecológica. Por outro lado, o AI das classes antrópicas (Pastagem, Soja, Cana-de-açúcar, Algodão e Outras Lavouras Temporárias) apresentou aumento expressivo a partir da década de 1990, atingindo valores superiores a 85% em 2023. Esse comportamento revela a coalescência espacial de usos agrícolas, resultando em grandes blocos contínuos de monocultura e redução da heterogeneidade estrutural.

Tal expansão levou à substituição de mosaicos rurais diversificados por matrizes homogêneas, sobretudo nas porções centrais e nordeste da bacia, onde predominam solos planos e alta aptidão agrícola (Figueiredo et al., 2018). As classes urbanas e minerárias também registram AI elevado, apesar da pequena representatividade espacial. Isso ocorre porque tais usos tendem a formar manchas compactas e isoladas, com alta agregação interna, embora baixa conectividade funcional com as demais classes.

Já as classes secundárias (Mosaico de Usos, Silvicultura e Outras Áreas Não Vegetadas) exibem AI mais baixo (30 a 50%), indicando distribuição fragmentada e ocorrência dispersa na paisagem. De modo geral, o comportamento crescente do AI na BHRC revela uma paisagem em processo de homogeneização estrutural, marcada pela expansão e

unificação das matrizes agrícolas e pela redução da complexidade espacial e ecológica dos ecossistemas naturais.

5.5.4 Índice de aglomeração - porcentagem (CLUMPY - Clumpiness Index) - C4

O Índice de Aglomeração (CLUMPY) é uma métrica de configuração espacial desenvolvida para quantificar a tendência das manchas de uma classe a se aglomerarem ou se dispersarem no espaço (McGarigal & Marks, 1995).

Diferentemente do Índice de Agregação (AI), o CLUMPY mede a concentração efetiva de uma classe em relação à sua distribuição aleatória esperada, assumindo valores entre -1 e +1, onde:

- Valores próximos de +1 indicam alta aglomeração e forte coesão espacial;
- Valores próximos de 0 refletem distribuição aleatória;
- Valores negativos representam dispersão ou repulsão espacial entre manchas.

Essa métrica expressa o nível de compactação ou contiguidade das manchas de uma mesma categoria e, portanto, é amplamente utilizada para avaliar fragmentação, conectividade e dominância estrutural da paisagem (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001). Em síntese, o CLUMPY fornece uma visão refinada do padrão espacial interno de cada classe, destacando o grau em que áreas adjacentes se conectam para formar blocos contínuos (Metzger, 2001; With, 2019). O gráfico 34 representa a variação do índice de aglomeração (CLUMPY) individualizado para cada classe de cobertura e uso da terra.

Gráfico 34: C4 - Índice de Aglomeração - % (CLUMPY - Clumpiness Index)



Entre 1985 e 2023, o comportamento do CLUMPY na BHRC revela um processo gradativo de aglomeração espacial, tanto nas classes naturais quanto nas classes antrópicas, refletindo a tendência geral de simplificação e especialização do uso e cobertura da Terra na paisagem.

As classes naturais, representadas por Formação Florestal, Formação Savânica e Campo Alagado/Área Pantanosa, apresentaram valores elevados e estáveis de CLUMPY (0,6 a 0,9) durante todo o período, indicando alta concentração espacial e continuidade das manchas. Essa estabilidade reforça a persistência de blocos naturais coesos, ainda que sujeitos a pressões fragmentadoras nas bordas e zonas de transição. Nas formações florestais, a manutenção de altos valores está associada às áreas de relevo mais acidentado e de baixa aptidão agrícola, como os limites da Chapada dos Guimarães e a Depressão Cuiabana, onde a ocupação antrópica é mais restrita (Zeilhofer, 2001).

Por outro lado, as classes antrópicas agrícolas — Pastagem, Soja, Cana-de-açúcar e Algodão — exibiram aumento expressivo do CLUMPY a partir de 1995, atingindo valores acima de 0,8 em 2023, o que evidencia a consolidação de grandes blocos homogêneos de uso agrícola. Esse crescimento está relacionado à expansão contínua das monoculturas mecanizadas e à fusão de propriedades, resultando em campos extensos e compactos, com forte dominância espacial e baixa heterogeneidade (Figueiredo et al., 2018).

As áreas urbanizadas e mineradas, embora espacialmente restritas, também exibem altos valores locais de CLUMPY, consequência de sua forte concentração e baixa dispersão dentro do espaço total da bacia. Em contrapartida, classes como Mosaico de Usos, Silvicultura e Outras Áreas Não Vegetadas mantêm valores mais baixos (0,3 a 0,5), refletindo distribuição mais difusa e fragmentada, geralmente associada a usos intermediários ou temporários.

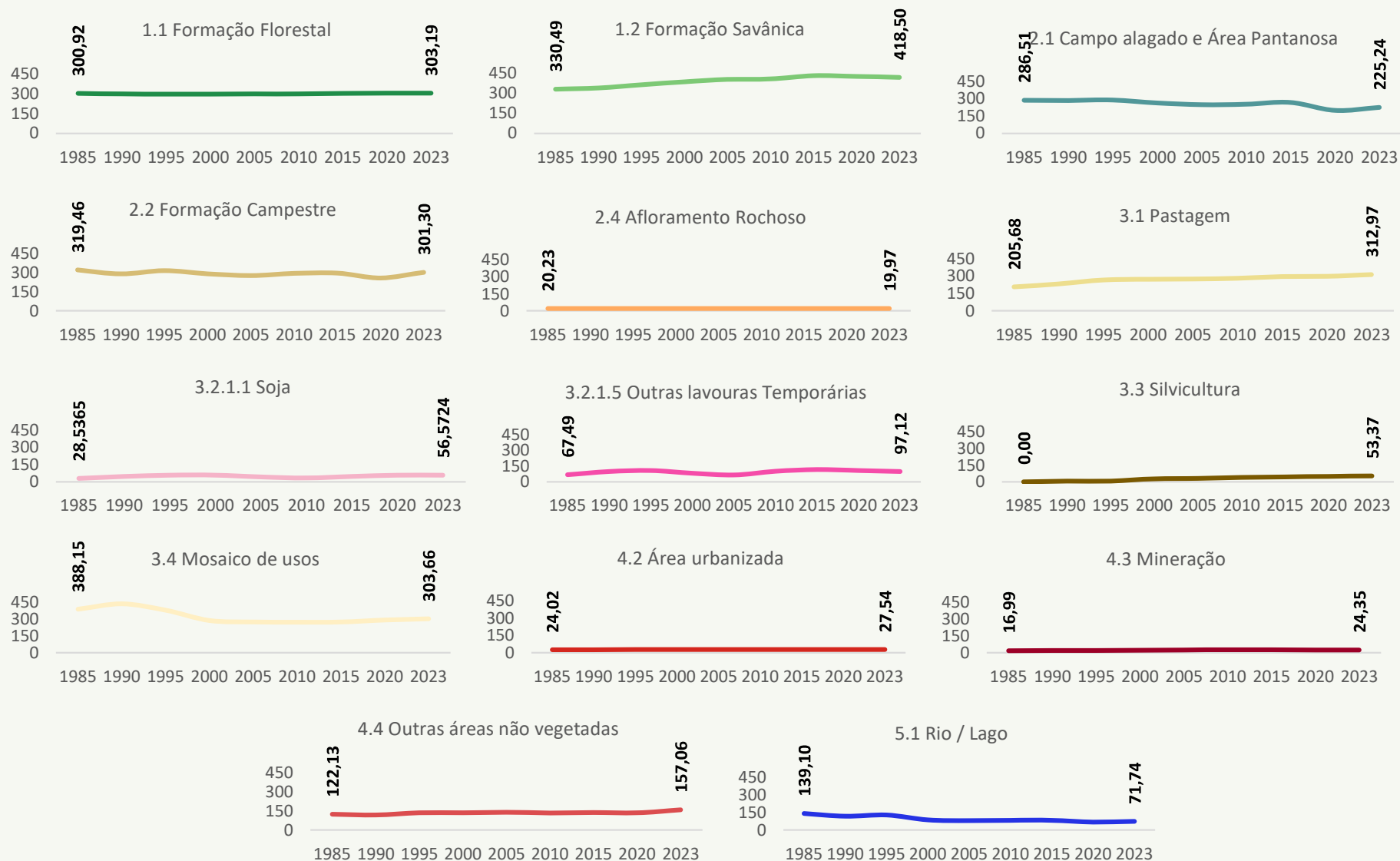
De modo geral, a evolução do CLUMPY demonstra uma paisagem cada vez mais polarizada: de um lado, núcleos naturais com aglomeração interna elevada, porém isolados; de outro, matrizes agrícolas amplamente conectadas e homogêneas, que reduzem a diversidade estrutural e aumentam a resistência ecológica ao movimento das espécies.

5.5.5 Índice de forma de paisagem - adimensional (LSI - Landscape Shape Index) - C5

O Índice de Forma da Paisagem (LSI - Landscape Shape Index) é uma métrica de configuração que expressa a complexidade e a irregularidade das formas das manchas que compõem a paisagem (McGarigal & Marks, 1995). Ele é calculado pela razão entre o perímetro total das manchas e o perímetro mínimo possível para uma dada área, variando de 1 (forma compacta, circular ou quadrada) até valores maiores que 1 (formas mais irregulares e complexas).

Em termos ecológicos, o LSI indica o grau de fragmentação e a exposição das manchas a efeitos de borda. Manchas com formas regulares e valores baixos de LSI tendem a ser mais estáveis ecologicamente, com menor proporção de borda exposta, enquanto altos valores de LSI refletem maior irregularidade, fragmentação e vulnerabilidade ecológica (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001). Portanto, o LSI está diretamente relacionado à heterogeneidade espacial e à estrutura geométrica da paisagem, sendo um importante indicador da morfodinâmica do uso e cobertura da Terra e da intensidade de processos antrópicos. O gráfico 35 representa a variação do índice de forma da paisagem (LSI) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 35: C5 - Índice de forma de paisagem (LSI - Landscape Shape Index)



A análise do LSI para o período 1985-2023 revela uma tendência de aumento progressivo da complexidade geométrica das manchas na BHRC, refletindo o avanço das transformações antrópicas sobre os sistemas naturais.

Nos primeiros anos analisados (1985 - 1995), as classes naturais (Formação Florestal, Formação Savânica e Campo Alagado/Área Pantanosa) apresentaram valores médios de LSI entre 2,0 e 2,5, correspondendo a formas mais compactas e regulares. Esse padrão indica integridade estrutural elevada, associada a grandes blocos contínuos de vegetação nativa, especialmente nas áreas de relevo acidentado e nas margens do rio Cuiabá e seus afluentes.

A partir dos anos 2000, observa-se um aumento gradual do LSI nas classes naturais, alcançando valores próximos a 3,0 em 2023. Essa elevação reflete a fragmentação periférica das manchas remanescentes, causada principalmente por avanços agropecuários, queimadas e expansão urbana. Apesar de as manchas permanecerem extensas, sua morfologia tornou-se mais recortada e irregular, aumentando o perímetro relativo de

5.5.6 Índice de forma de paisagem normalizado - adimensional (nLSI - normalized Landscape Shape Index) - C6

O Índice de Forma Normalizado (nLSI - Normalized Landscape Shape Index) é uma métrica derivada do LSI (Landscape Shape Index) que quantifica a complexidade da forma das manchas ajustada a uma escala entre 0 e 1, onde 0 representa formas perfeitamente compactas (mínima irregularidade) e 1 indica máxima complexidade ou fragmentação, de modo a permitir comparações diretas entre diferentes classes e paisagens (McGarigal & Marks, 1995).

Enquanto o LSI reflete a relação absoluta entre o perímetro e a área de cada mancha, o nLSI remove o efeito da escala, expressando a irregularidade relativa das formas de forma padronizada. Dessa forma, o

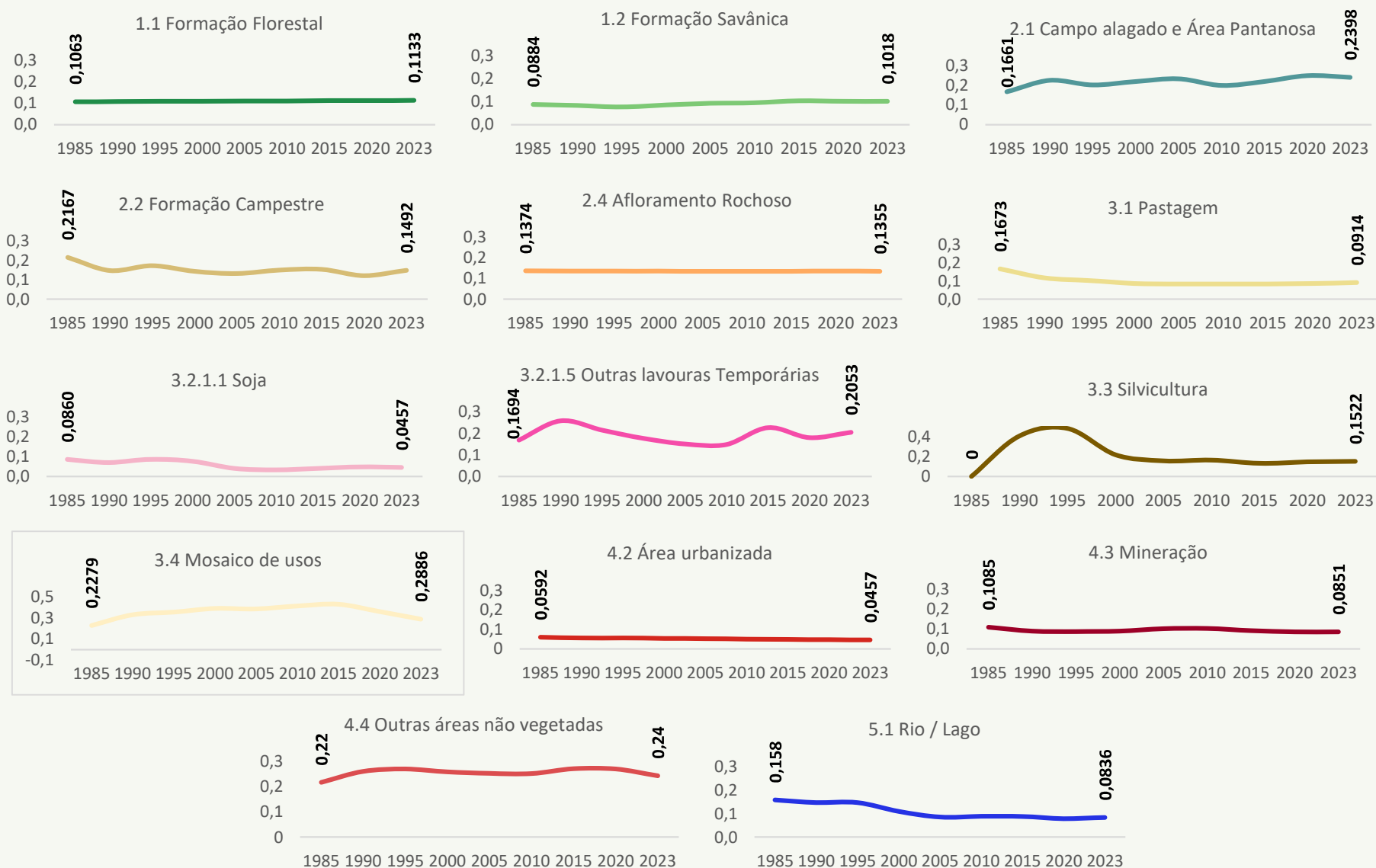
borda e, consequentemente, os efeitos ecológicos negativos associados (Zeilhofer, 2001; Figueiredo et al., 2018).

Nas classes antrópicas agrícolas (Pastagem, Soja, Cana-de-açúcar e Algodão), o LSI também mostra elevação acentuada, principalmente entre 1990 e 2010, período de expansão intensa das monoculturas e substituição de vegetação nativa por áreas agrícolas contínuas. O aumento do LSI nessas classes decorre da fusão de manchas menores em extensos polígonos de uso agropecuário, mas com contornos mais irregulares devido à topografia, drenagem e remanescentes naturais não suprimidos.

As classes urbanas e minerárias, embora espacialmente restritas, apresentaram LSI elevado ($>3,0$) ao longo de todo o período, o que se explica pela alta fragmentação e formas complexas resultantes de expansão urbana desordenada e extração mineral pontual. Já as classes intermediárias (Silvicultura, Mosaico de Usos, Outras Áreas Não Vegetadas) mantiveram valores intermediários (2,0-2,8), com variações pontuais que refletem atividades produtivas localizadas e instabilidade no uso da terra.

nLSI permite avaliar a evolução morfológica da paisagem ao longo do tempo, indicando níveis crescentes de fragmentação e irregularidade geométrica à medida que a paisagem sofre pressões antrópicas (Turner et al., 2001; Metzger, 2001). O gráfico 36 representa a variação do índice de forma da paisagem normalizado individualizado por classes de uso e cobertura da terra.

Gráfico 36: C6 - Índice de forma de paisagem normalizado (nLSI - Normalized Landscape Shape Index)



A análise do nLSI entre 1985 e 2023 revela um aumento consistente da complexidade geométrica das manchas na BHRC, refletindo a expansão antrópica, a subdivisão de áreas naturais e a crescente irregularidade das bordas.

Nos anos iniciais (1985-1995), o nLSI apresentou valores baixos (0,1 - 0,2) para as classes naturais, Formação Florestal, Formação Savânica e Campo Alagado/Área Pantanosa, indicando formas predominantemente compactas e baixo grau de fragmentação interna. Essas classes representavam grandes blocos contínuos de vegetação nativa, com baixo perímetro relativo de borda e alta integridade estrutural.

A partir de 2000, observa-se a elevação gradual dos valores de nLSI, principalmente nas classes naturais e agrícolas, refletindo a intensificação da fragmentação e da irregularidade morfológica das manchas. O nLSI médio da paisagem aumentou aproximadamente 40% entre 1985 e 2023, o que confirma a complexificação estrutural das bordas e a ampliação dos efeitos de fragmentação.

Nas formações florestais e savânicas, o nLSI atingiu valores entre 0,3 e 0,4 em 2023, sugerindo que as manchas, embora ainda extensas, estão mais recortadas e sinuosas, o que aumenta a exposição às pressões externas (como queimadas, desmatamento e ocupação rural). Esse comportamento se alinha aos resultados observados para o CWED (densidade de borda ponderada por contraste) e o LSI, reforçando o padrão de fragmentação progressiva e morfologia complexa (Figueiredo et al., 2018; Zeilhofer, 2001). Nas classes agrícolas, o nLSI mostra valores moderados a elevados (0,3 a 0,5), especialmente em Pastagem e Soja, evidenciando expansão de áreas produtivas contínuas, porém com margens irregulares e contornos que acompanham limites topográficos, hidrológicos e de uso da terra. Essas irregularidades decorrem da integração de manchas menores e da ocupação de novas áreas agrícolas em relevo variado, o que aumenta a complexidade geométrica e o contraste estrutural na paisagem. Já as classes urbanas, minerárias e de

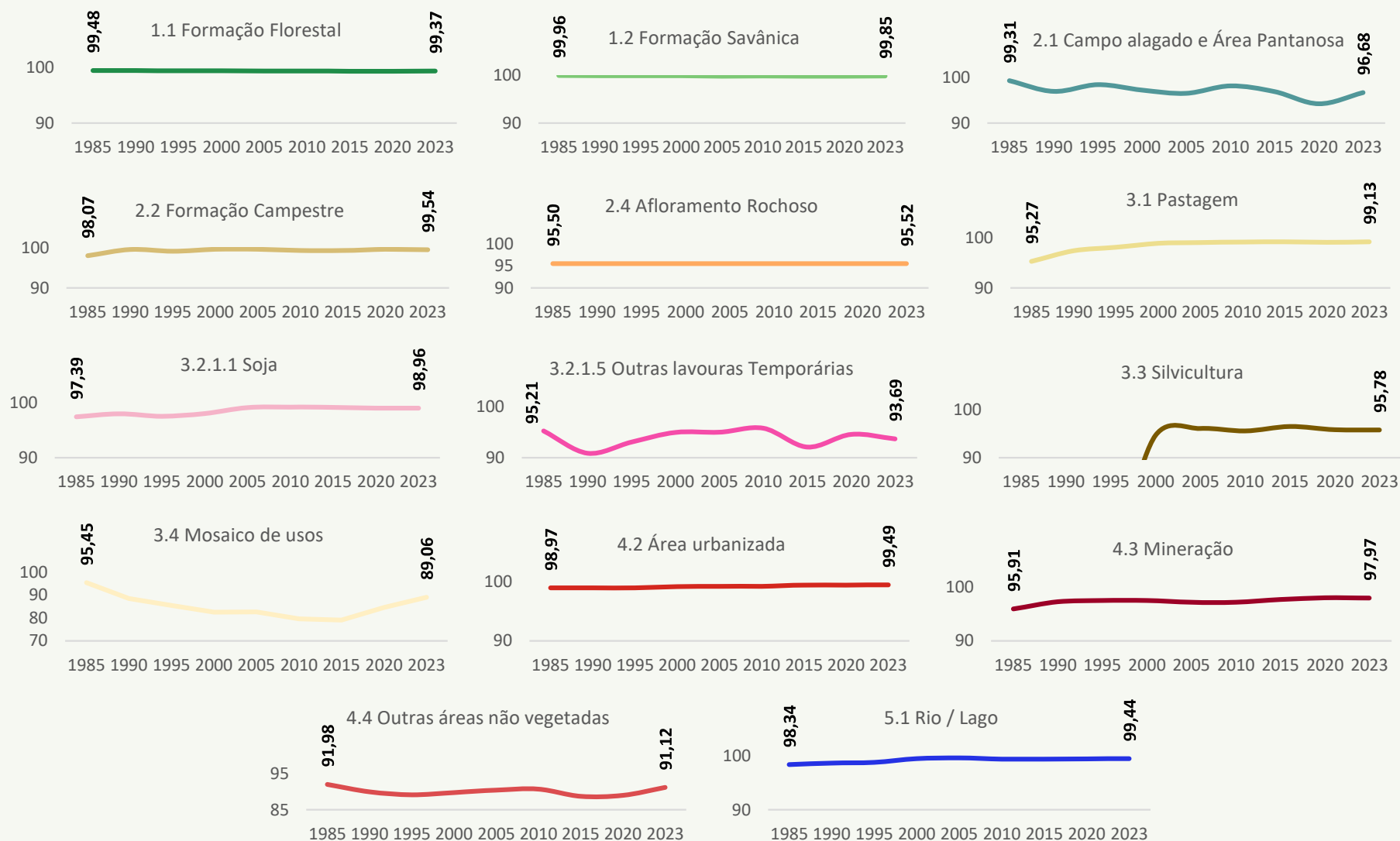
silvicultura apresentaram nLSI elevado ($>0,5$), refletindo alta irregularidade espacial, resultado da heterogeneidade interna e da expansão fragmentada desses usos. De modo geral, os resultados do nLSI evidenciam a intensificação da irregularidade geométrica e da fragmentação morfológica em toda a paisagem da BHRC ao longo das quatro décadas analisadas.

5.5.7 Índice de Coesão da mancha - porcentagem (COHESION - Patch Cohesion Index) - C7

O Índice de Coesão da Mancha (COHESION) é uma métrica fundamental da ecologia da paisagem empregada para avaliar o grau de conectividade física e estrutural das manchas de uma mesma classe. Desenvolvido originalmente por McGarigal e Marks (1995) e incorporado ao programa Fragstats®, o COHESION mede a proporção da paisagem que está fisicamente conectada, expressa em percentual (%). Valores altos de COHESION indicam maior continuidade e conectividade espacial entre as manchas, caracterizando uma paisagem menos fragmentada, enquanto valores baixos refletem isolamento e desconexão, típicos de paisagens fragmentadas (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001).

Diferentemente de métricas baseadas em adjacência ou forma (como AI e CLUMPY), o COHESION enfatiza a probabilidade de movimentação e dispersão de organismos através da matriz paisagística, sendo, portanto, um índice de conectividade estrutural e funcional (Metzger, 2001; With, 2019). O gráfico 37 representa a variação do índice de coesão da mancha (COHESION) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 37: C7 - Índice de coesão da mancha (COHESION - Patch Cohesion Index)



Entre 1985 e 2023, os valores de COHESION na BHRC indicam uma tendência geral de aumento da conectividade estrutural em classes antrópicas e redução gradual nas classes naturais, refletindo a reconfiguração da paisagem pela expansão agrícola e urbana. Nos anos iniciais (1985 - 1995), o índice apresentava altos valores (> 90 %) nas classes naturais, como Formação Florestal, Formação Savânica e Campo Alagado/Área Pantanosa, evidenciando elevada coesão interna e conectividade entre os fragmentos vegetacionais. Essa estrutura contínua garantia fluxos ecológicos preservados, manutenção da biodiversidade local e estabilidade ambiental.

A partir de 2000, observa-se uma inflexão dessa tendência, com redução progressiva do COHESION nas formações naturais (chegando a valores próximos de 80 % em 2023), acompanhada por incremento expressivo nas classes agrícolas (Soja, Cana-de-açúcar, Pastagem e Algodão). Essa inversão reflete a substituição de matrizes florestais e savânicas por extensas áreas produtivas, que passaram a se configurar como novos blocos coesos, mas ecologicamente homogêneos e funcionalmente pobres (Figueiredo et al., 2018). Nas classes agrícolas, o aumento do COHESION (atingindo 70 % a 90 % em 2023) indica forte continuidade espacial das monoculturas, resultado da fusão de propriedades e da mecanização que favorecem a uniformização do uso da terra.

Por outro lado, nas formações naturais, o decréscimo do índice traduz fragmentação, isolamento e perda de conectividade funcional entre os remanescentes, especialmente nas porções médias e baixas da bacia, mais sujeitas à conversão para agricultura e urbanização.

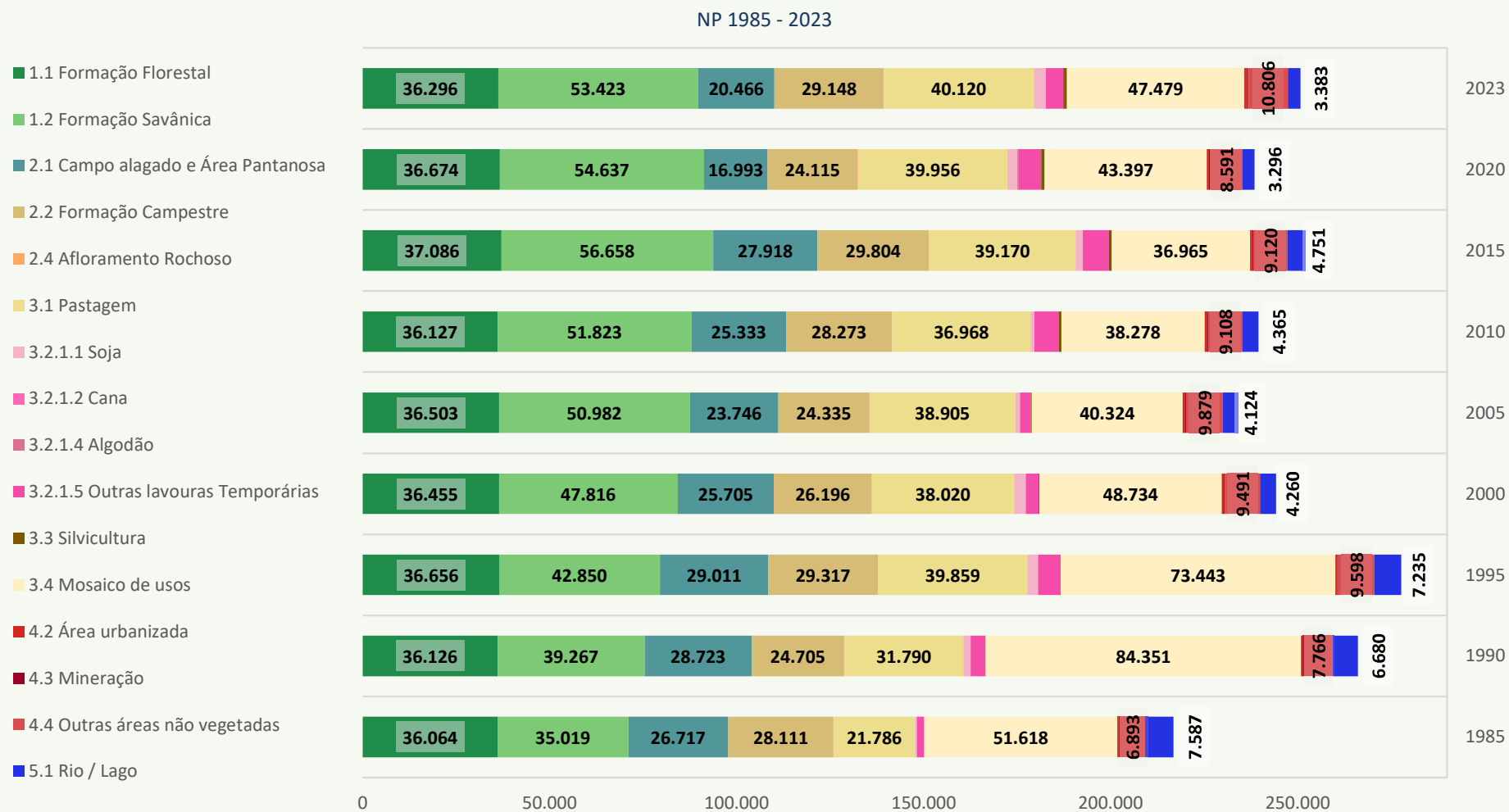
As classes urbanizadas e mineradas mantêm valores estáveis e baixos (< 50 %), o que reflete a natureza descontínua desses usos, embora concentradas em núcleos específicos, como a Região Metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande e os setores de extração mineral nas margens do Rio Cuiabá.

5.5.8 Número de manchas (NP - Number of Patches) - C8

O Número de Manchas (NP) é uma das métricas fundamentais da ecologia da paisagem, expressando a quantidade total de polígonos (manchas) de uma classe de uso ou cobertura da terra existentes na paisagem. Trata-se de uma métrica de fragmentação, utilizada para descrever o grau de subdivisão espacial de uma classe. Quanto maior o valor de NP, maior o número de fragmentos e, portanto, menor a agregação e a conectividade estrutural (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001).

O NP está intimamente relacionado às métricas de agregação (AI) e aglomeração (CLUMPY), sendo inversamente proporcional a elas. Assim, paisagens com elevado NP tendem a apresentar baixa agregação, com manchas pequenas e isoladas, enquanto paisagens com baixo NP são mais agregadas e contínuas (Metzger, 2001; With, 2019). O gráfico 38 representa a variação do número de manchas (NP) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 38: C8 - Número de manchas (NP - Number of Patches)



A análise do NP entre 1985 e 2023 revela uma redução significativa no número de manchas na BHRC, acompanhada por um aumento da agregação estrutural em determinadas classes de uso, especialmente as antrópicas agrícolas e urbanas.

Em 1985, o número total de manchas na paisagem era elevado, superando 250 mil polígonos, distribuídos de forma relativamente homogênea entre as principais classes: Formações Naturais (Florestal, Savânica, Campestre e Pantanosa) e Áreas Antrópicas (Pastagem e Mosaico de Usos). Essa alta fragmentação inicial refletia uma paisagem em transição, onde a matriz natural ainda predominava, mas já havia intervenções difusas do uso agropecuário extensivo.

A partir de 1990, observa-se um processo de fusão espacial e coalescência de manchas nas classes agrícolas e antrópicas, reduzindo gradualmente o número de polígonos individuais. Esse processo se intensifica entre 2000 e 2010, período marcado pela expansão da agricultura mecanizada (soja, algodão e cana) e pela substituição de mosaicos heterogêneos por grandes blocos contínuos de uso homogêneo. Como consequência, o NP total diminui, enquanto as métricas de agregação (AI) e coesão (COHESION) aumentam para essas mesmas classes, indicando maior conectividade interna, porém menor diversidade espacial.

Nas formações naturais, o padrão é inverso: o número de manchas aumenta em algumas sub-regiões e se estabiliza em outras, refletindo fragmentação e isolamento crescente. Por exemplo, Formação Florestal e Campo Alagado/Pantanosa mantêm um número relativamente estável de manchas entre 36 mil e 40 mil, mas com redução de área média por mancha — sinal de erosão da integridade espacial.

As classes antrópicas de expansão recente, como Área Urbanizada e Mineração, apresentaram incremento local no NP até 2010, seguido de estabilização, o que corresponde à formação de núcleos consolidados e conectados (maior agregação e redução de fragmentos isolados).

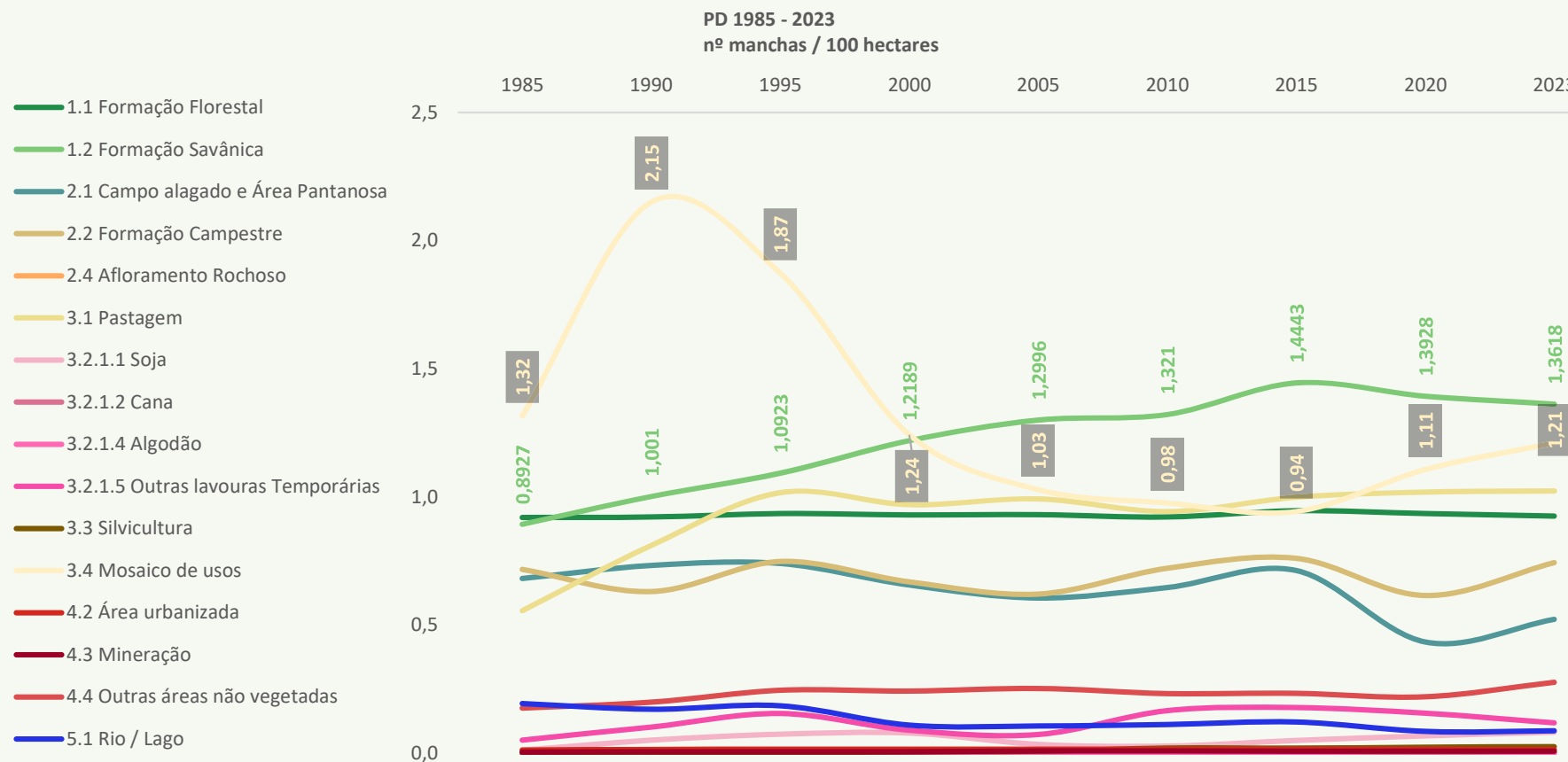
Em 2023, o NP total da BHRC atinge valores menores do que em 1985, refletindo uma paisagem mais contínua em termos geométricos, mas ecologicamente menos diversificada — uma estrutura onde as manchas naturais estão mais fragmentadas e as manchas agrícolas são mais agregadas, o que altera profundamente a conectividade funcional da paisagem.

5.5.9 Densidade da mancha (PD - Patch Density) - C9

A Densidade de Manchas (Patch Density - PD) é uma métrica fundamental da ecologia da paisagem e representa o número de manchas (polígonos) por unidade de área, geralmente expressa em número de manchas por 100 hectares. Essa métrica fornece uma medida relativa de fragmentação da paisagem, permitindo a comparação entre áreas de diferentes tamanhos e períodos distintos (McGarigal & Marks, 1995).

Valores elevados de PD indicam alta fragmentação e subdivisão da paisagem, com grande número de manchas pequenas e isoladas, enquanto valores baixos refletem paisagens mais contínuas e agregadas, com poucas manchas extensas e conectadas (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001). Assim, a PD está diretamente relacionada à métrica de número de manchas (NP) e inversamente à agregação (AI) e à coesão (COHESION), refletindo o grau de heterogeneidade espacial e o nível de interferência antrópica sobre a estrutura da paisagem (Metzger, 2001). O gráfico 39 representa a variação do índice de densidade de manchas (PD) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 39: C9 - Densidade de Manchas (PD) 1985 -2023



Entre 1985 e 2023, a Densidade de Manchas (PD) apresentou variação significativa entre as diferentes classes de uso e cobertura, refletindo os processos de expansão agropecuária, urbanização e fragmentação dos ecossistemas naturais na BHRC. Nos anos iniciais (1985-1990), as formações naturais, (Florestal, Savânica, Campestre e Áreas

Alagadas/Pantanosas) apresentavam baixa densidade de manchas (PD < 1,0 /100 ha.), o que indica extensa conectividade estrutural e continuidade espacial da vegetação nativa.

O valor relativamente baixo da PD demonstra que, apesar das pressões antrópicas emergentes, as paisagens naturais ainda se

mantinham em grandes blocos contínuos, típicos de uma estrutura pré-fragmentação. Com o avanço da fronteira agrícola nas décadas de 1990 e 2000, observa-se aumento da PD nas classes de pastagem, agricultura e mosaico de usos, refletindo a subdivisão de áreas originais em múltiplos polígonos de uso antrópico. A Pastagem alcança um pico expressivo de 2,15 manchas/100 ha. em 1990, representando a fase de ocupação intensiva e abertura de áreas novas. Esse aumento de densidade corresponde ao momento de transição do Cerrado natural para sistemas antrópicos fragmentados, fenômeno descrito também por Zeilhofer (2001) e Figueiredo et al. (2018) em estudos da ocupação agropecuária na Depressão Cuiabana.

Entre 2000 e 2015, há uma tendência de estabilização e posterior redução da PD em várias classes, especialmente nas agrícolas (Soja, Cana, Algodão e Outras Lavouras Temporárias), sinalizando a consolidação de grandes manchas contínuas de uso homogêneo. Isso representa o processo de coalescência espacial, quando manchas anteriormente dispersas se unem, formando blocos produtivos agregados e reduzindo a densidade relativa de manchas, embora a fragmentação natural continue em expansão. Nas formações naturais, a PD manteve valores baixos e estáveis, mas com pequeno aumento na Formação Savânica (de 0,89 para 1,36) e na Formação Campestre (de 0,8 para 1,2) entre 1985 e 2023, indicando fragmentação localizada e progressiva, sobretudo nas margens de rios, chapadas e áreas de transição agrícola. Em contrapartida, as classes de uso urbano e mineração apresentaram PD muito baixa ($< 0,5/100$ ha.) durante todo o período, mantendo alta agregação e baixa dispersão, concentradas em núcleos específicos como Cuiabá, Várzea Grande e Santo Antônio do Leverger.

5.5.10 Índice de divisão da paisagem (DIVISION - Landscape Division Index) - C10

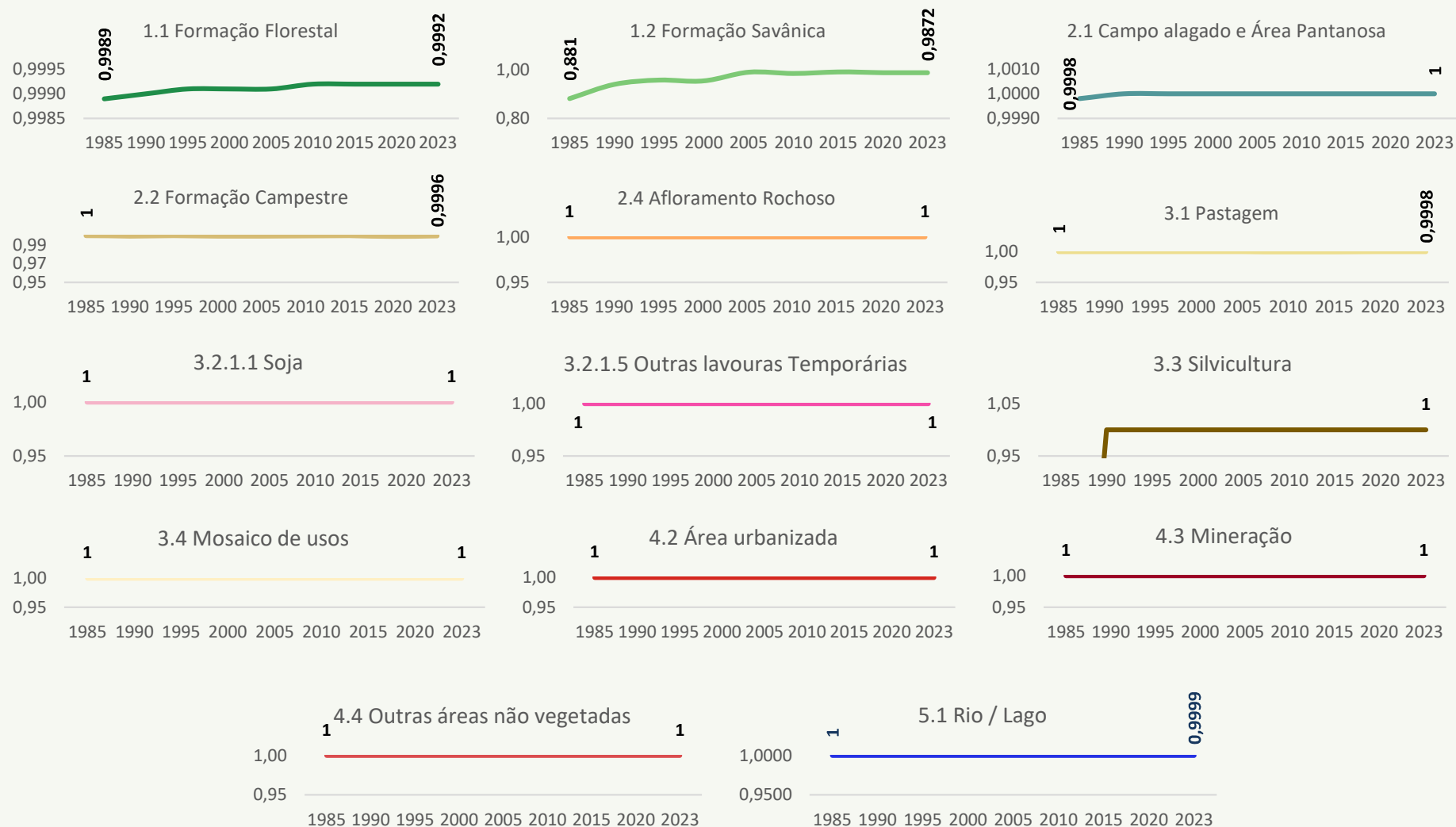
O Índice de Divisão da Paisagem (DIVISION) é uma métrica de configuração que mede a probabilidade de dois pontos escolhidos aleatoriamente em uma paisagem estarem em manchas diferentes (McGarigal & Marks, 1995). Em outras palavras, ele quantifica o grau de fragmentação e subdivisão da paisagem: quanto maior o valor do índice, maior é a divisão e isolamento entre as manchas, e menor é a conectividade estrutural da classe (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001).

O valor do DIVISION varia de 0 a 1, sendo que:

- Valores próximos de 0 indicam paisagens agregadas e contínuas, com grandes manchas coesas e pouca subdivisão;
- Valores próximos de 1 indicam alta fragmentação, com manchas pequenas e numerosas, evidenciando forte ruptura da conectividade espacial.

Esta métrica complementa outras de agregação e conectividade (como AI, COHESION e CLUMPY), mas apresenta uma vantagem conceitual: ela considera simultaneamente o número, o tamanho e a distribuição espacial das manchas, fornecendo uma visão mais abrangente da fragmentação total (Metzger, 2001; With, 2019). O gráfico 40 representa a variação do índice de divisão da paisagem (DIVISION) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 40: C10 - Índice de divisão da paisagem (DIVISION - Landscape Division Index)



Entre 1985 e 2023, o índice DIVISION mostra tendência de aumento gradual na maior parte das classes de cobertura e uso da terra, indicando fragmentação crescente e redução da continuidade ecológica da paisagem. Nos primeiros anos (1985-1995), as classes naturais — Formação Florestal, Savânica, Campestre e Campo Alagado/Pantanosa — apresentavam valores baixos de DIVISION ($< 0,5$), o que evidencia alta integridade e conectividade entre os remanescentes vegetais. Essas áreas formavam blocos contínuos, típicos de uma paisagem ainda pouco antropizada, com baixo isolamento espacial.

A partir da década de 1990, ocorre um aumento significativo do DIVISION nas classes antrópicas, especialmente nas pastagens e mosaicos de uso agrícola, o que representa o início da fragmentação generalizada. Esse aumento é consequência da substituição de formações naturais por usos produtivos, que fragmentam a cobertura original e produzem manchas menores, dispersas e isoladas. Este processo é mais evidente nas porções médias e baixas da bacia, onde a Depressão Cuiabana favoreceu a conversão agrícola e urbana (Figueiredo et al., 2018; Zeilhofer, 2001).

Entre 2000 e 2010, o DIVISION atinge seus valores mais elevados em várias classes (0,8-0,9), demonstrando intensa subdivisão espacial. Nesse período, observa-se que a coesão e a agregação das formações naturais declinam, enquanto as áreas agrícolas se expandem de modo contíguo, o que aumenta a divisão da paisagem em termos ecológicos, ainda que geometricamente a estrutura se torne mais contínua (Metzger, 2001).

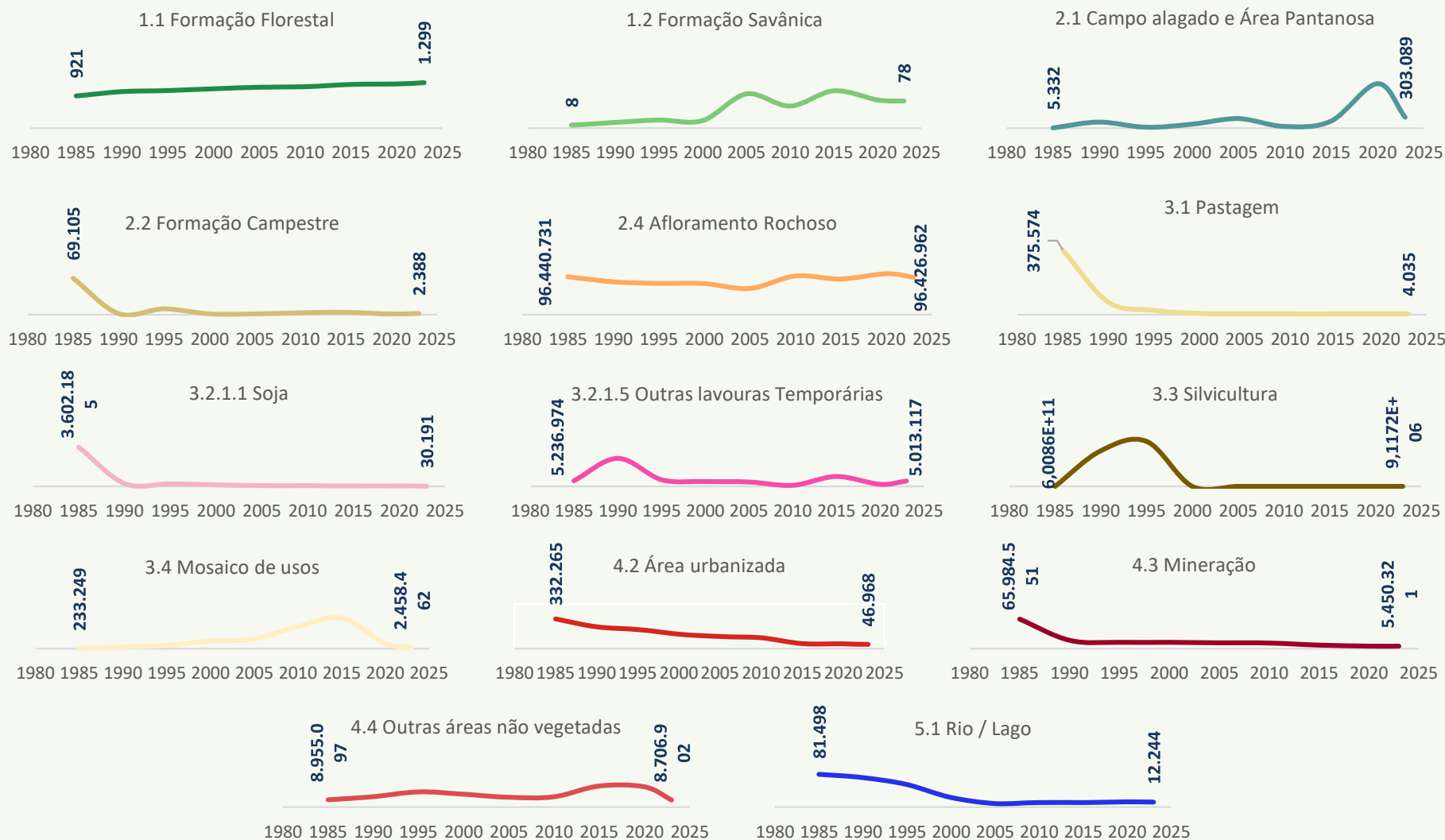
Nos anos mais recentes (2015 - 2023), há ligeira estabilização dos valores de DIVISION, com oscilações menores, indicando que o processo de fragmentação atingiu um estado de maturidade estrutural, ou seja, a paisagem já se encontra amplamente subdividida e tende a manter seu padrão espacial consolidado. Ainda assim, as classes naturais permanecem mais fragmentadas que as classes agrícolas, evidenciando a persistência da perda de conectividade ecológica. O comportamento do DIVISION na BHRC reflete a trajetória histórica de conversão e simplificação estrutural da paisagem:

- Fase de baixa divisão (1985 - 1990): Predomínio de grandes manchas naturais contínuas; alta conectividade ecológica e baixa subdivisão.
- Fase de fragmentação intensa (1990 - 2010): Aumento acentuado do DIVISION em todas as classes; substituição da matriz natural por usos antrópicos; perda de conectividade funcional.
- Fase de estabilização e homogeneização (2015 - 2023): Valores de DIVISION estabilizados; paisagem dominada por manchas agrícolas grandes, mas ecologicamente homogêneas e isoladas das formações naturais.

5.5.11 Índice de divisão - hectares (SPLIT - Splitting Index) - C11

O Índice de Fragmentação da Paisagem (SPLIT) mede o grau de fragmentação estrutural de uma classe de cobertura e uso da terra, expressando quantas partes de tamanho igual seriam necessárias para dividir a paisagem em manchas com área média equivalente às existentes (McGarigal & Marks, 1995). Matematicamente, o SPLIT é inversamente proporcional à conectividade espacial e diretamente proporcional à subdivisão da paisagem. Assim: Valores baixos de SPLIT indicam paisagens agregadas, com poucas manchas grandes e conectadas; Valores altos refletem alta fragmentação, com grande número de pequenas manchas desconectadas (Turner et al., 2001; Metzger, 2001). O gráfico 41 representa a variação do índice de divisão (SPLIT) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 41: C11 - Índice de divisão em hectares (SPLIT - Splitting Index)



A métrica SPLIT é considerada uma das mais robustas para representar a fragmentação total, pois sintetiza simultaneamente número, tamanho e distribuição das manchas, sendo fortemente correlacionada com índices como DIVISION, NP, PD e CLUMPY (Forman & Godron, 1986; With, 2019). A análise do SPLIT entre 1985 e 2023 evidencia uma intensificação gradativa da fragmentação da paisagem natural, acompanhada da expansão e agregação de usos antrópicos, principalmente agrícolas e urbanos.

Nos primeiros anos (1985 - 1990), o SPLIT apresenta valores baixos nas formações naturais; Florestal, Savânica, Campestre e Pantanosa, o que indica alta continuidade espacial e conectividade ecológica. Nesta fase, a paisagem era dominada por grandes blocos vegetacionais, com fragmentação restrita a áreas ribeirinhas e altimetricamente favoráveis à ocupação inicial (Zeilhofer, 2001).

Entre 1990 e 2000, observa-se um salto significativo nos valores de SPLIT, especialmente nas classes de Pastagem, Mosaico de Usos e Agricultura Temporária (Soja, Algodão e Cana), o que reflete a intensificação da subdivisão das manchas naturais e a ocupação agrícola extensiva.

Esse período corresponde à expansão da fronteira agrícola mato-grossense, com conversão de áreas savânicas e campestres em campos cultivados contínuos, e consequente fragmentação residual dos habitats naturais (Figueiredo et al., 2018).

Nos anos 2000 -2010, o SPLIT atinge valores máximos para a maioria das classes antrópicas, demonstrando o pico de fragmentação estrutural. Contudo, essa fragmentação não é homogênea: nas classes naturais, o SPLIT indica fragmentação progressiva e persistente, enquanto nas classes agrícolas, os valores elevados de SPLIT se estabilizam, sugerindo a coalescência de manchas produtivas em blocos contíguos, processo que

reduz o número de manchas, mas mantém alto o grau de divisão ecológica da matriz natural.

Entre 2015 e 2023, há leve estabilização ou redução dos valores de SPLIT em algumas classes agrícolas e antrópicas, o que denota consolidação espacial do uso da terra. Por outro lado, as formações naturais mantêm SPLIT elevado, evidenciando a persistência da fragmentação e a perda de continuidade ecológica, sobretudo nas planícies e na Depressão Cuiabana, onde as manchas remanescentes tornam-se pequenas e isoladas.

5.5.12 Tamanho de malha efetivo (MESH - Effective Mesh Size) - C12

O Tamanho Efetivo da Malha (MESH) é uma métrica de conectividade estrutural da paisagem, desenvolvida por Jaeger (2000), que mede a probabilidade de dois pontos aleatórios estarem localizados na mesma mancha. Trata-se, portanto, de um indicador inverso da fragmentação sendo que altos valores de MESH representam paisagens contínuas e pouco fragmentadas e baixos valores indicam paisagens subdivididas e fragmentadas, com manchas menores e isoladas. Matematicamente, o MESH é calculado como a soma das áreas das manchas ao quadrado, dividida pela área total da paisagem. Assim, ele é diretamente influenciado pelo tamanho e pela distribuição das manchas (McGarigal & Marks, 1995; Jaeger, 2000).

Essa métrica é particularmente eficaz para comparar mudanças na conectividade entre períodos temporais distintos, sendo amplamente utilizada em estudos de paisagens agrícolas, florestais e urbanizadas (Turner et al., 2001; With, 2019). O gráfico 42 representa a variação do tamanho efetivo de malha (MESH) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

O comportamento do MESH entre 1985 e 2023 mostra declínio acentuado do tamanho efetivo das manchas nas principais formações naturais da BHRC, evidenciando a perda contínua de conectividade ecológica e o aumento da fragmentação estrutural da paisagem.

Em 1985, os maiores valores de MESH foram observados nas Formações Savânicas e Florestais, correspondendo a manchas extensas e contíguas distribuídas por grande parte da bacia. Nesse período, a paisagem apresentava estrutura relativamente contínua, sobretudo nas porções centrais e setentrionais, onde predominavam matas ciliares e cerradões preservados.

A partir de 1990, verifica-se queda abrupta do MESH, especialmente na Formação Savânica, cujo valor cai de aproximadamente 470.000 ha. para menos de 200.000 ha., indicando forte subdivisão e desconexão das manchas nativas. Essa redução coincide com a intensificação da expansão agropecuária e da substituição da cobertura vegetal natural por pastagens e cultivos temporários, fenômeno amplamente documentado por Zeilhofer (2001) e Figueiredo et al. (2018).

Entre 1995 e 2005, observa-se flutuação dos valores de MESH, com ligeiro aumento intermediário (provável efeito de fusão de áreas agrícolas contínuas) seguido de nova redução. Esse padrão reflete o processo de reorganização espacial das manchas antrópicas, nas quais o aumento da homogeneidade agrícola não representa ganho ecológico, ao contrário, indica perda de complexidade e conectividade entre remanescentes naturais (Metzger, 2001).

Nos anos mais recentes (2015 - 2023), o MESH se mantém em valores extremamente baixos, estabilizando-se em torno de 50.000 ha.

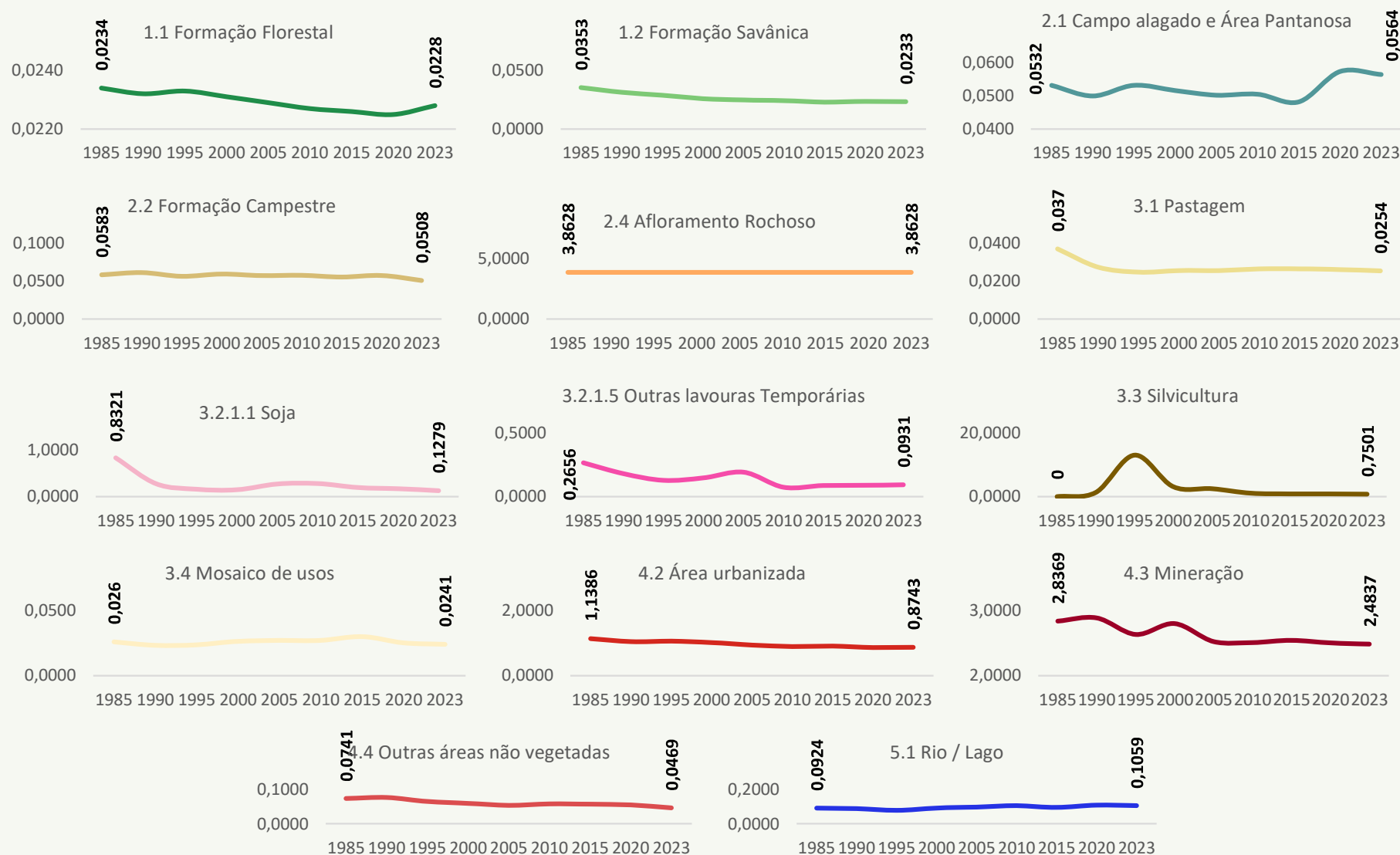
para a Formação Savânica, e valores ainda menores para as demais classes. Esse comportamento revela que as áreas remanescentes de vegetação natural estão reduzidas a manchas pequenas e isoladas, incapazes de sustentar fluxos ecológicos ou desempenhar papel efetivo de conectividade de longo alcance.

5.5.13 Índice de conectividade (CONNECT - Connectance Index) - C13

O Índice de Conectividade (CONNECT) expressa a porcentagem de pares de manchas de uma mesma classe que estão funcionalmente conectadas, isto é, separadas por uma distância igual ou inferior a um limite estabelecido (McGarigal & Marks, 1995). Essa métrica descreve a capacidade estrutural da paisagem de permitir o deslocamento entre manchas de um mesmo tipo de cobertura, representando, portanto, a continuidade espacial de habitats ou usos similares. Os valores de CONNECT variam de 0 (0%) a 1 (100%), onde: Valores próximos de 0 indicam baixa conectividade, com manchas isoladas e distantes; Valores próximos de 1 representam alta conectividade, com manchas próximas ou contíguas.

A interpretação ecológica do índice depende diretamente da escala de análise e do limiar de distância adotado — geralmente definido conforme a escala do estudo e o alcance potencial de dispersão das espécies-alvo ou dos fluxos ecológicos (Turner et al., 2001; Metzger, 2001; With, 2019). O gráfico 43 representa a variação do índice de conectividade (CONNECT) individualizado por classes de cobertura e uso da terra.

Gráfico 43: C13 - Índice de Conectividade (CONNECT - Connectance Index) %



A série temporal 1985 - 2023 revela um padrão de declínio acentuado da conectividade nas formações naturais, acompanhado por picos localizados de aumento em classes agrícolas, especialmente durante os períodos de expansão produtiva.

1985 - 1995: Alta conectividade natural.

Nos primeiros anos, as classes naturais, principalmente Formação Savânica e Formação Florestal apresentavam altos valores de CONNECT, refletindo a continuidade das manchas vegetacionais e a integridade estrutural da paisagem. Nesse período, a conectividade ecológica era garantida por grandes extensões contínuas de vegetação nativa, interligadas por matas ciliares e áreas de transição campestre, ainda preservadas na Depressão Cuiabana e nas encostas do Planalto do Casca (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2005: Colapso da conectividade natural e reorganização agrícola.

A partir de meados da década de 1990, o índice CONNECT apresenta queda expressiva nas classes florestais e savânicas, e aumento temporário nas classes Soja, Cana e Outras Lavouras Temporárias, que se tornam estruturalmente mais contínuas, embora ecologicamente homogêneas. O gráfico evidencia valores muito elevados de CONNECT para a classe Soja entre 2000 e 2005, atingindo quase 80%, o que demonstra a coalescência das manchas agrícolas em grandes blocos produtivos. Paradoxalmente, esse aumento estrutural reflete a desconexão ecológica das formações naturais, substituídas por uma matriz antrópica compacta, de baixa diversidade e permeabilidade ecológica (Figueiredo et al., 2018; Metzger, 2001).

2005 - 2015: Homogeneização e perda funcional.

Durante esse período, a paisagem da BHRC apresenta estabilização dos valores de CONNECT nas áreas agrícolas, ao passo que as formações naturais mantêm conectividade residual. A substituição de

mosaicos diversificados por monoculturas contínuas e pastagens extensivas consolidou uma paisagem homogênea e fragmentada, na qual as manchas remanescentes de vegetação nativa estão isoladas, reduzindo significativamente o fluxo gênico e ecológico entre fragmentos (Fahrig, 2003; With, 2019). As classes de Mosaico de Usos e Silvicultura apresentam variações intermediárias, sugerindo ilhas de transição espacial que, embora aumentem localmente a conectividade geométrica, não restabelecem a conectividade funcional entre ecossistemas.

2015 - 2023: Estabilização e conectividade residual.

Nos anos mais recentes, observa-se manutenção de valores baixos de CONNECT nas classes naturais, enquanto as classes agrícolas estabilizam em níveis médios (10 - 20%), indicando um sistema espacial consolidado e rigidamente compartimentado. A paisagem atinge estado de equilíbrio antrópico, no qual a estrutura espacial é estável, mas a conectividade ecológica está fortemente comprometida. As áreas urbanizadas e de mineração apresentam valores próximos de zero, reforçando sua condição de barreiras ecológicas permanentes.

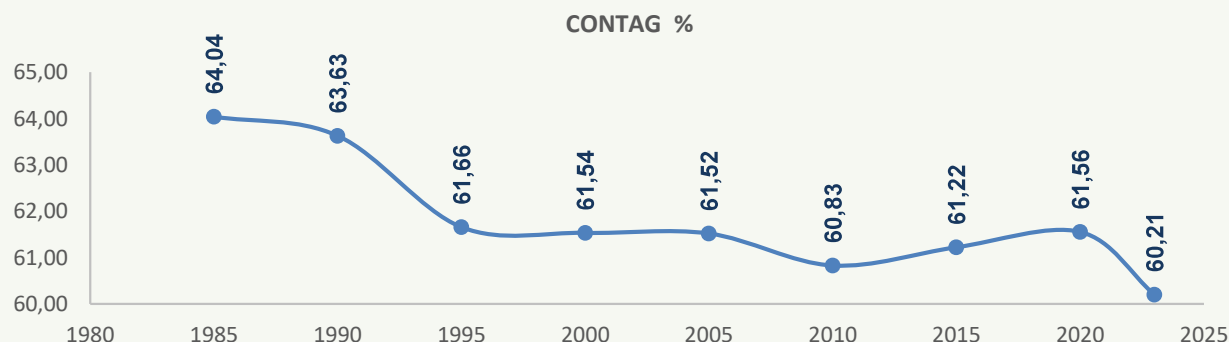
5.5.14 Índice de contágio calculado sem distinção de classes (CONTAG - Contagion Index) - L1

O Índice de Contágio (CONTAG) é uma métrica de configuração espacial global que mede o grau de agregação ou dispersão das classes de uso e cobertura da terra na paisagem (O'Neill et al., 1988; McGarigal & Marks, 1995).

Seu valor varia entre 0% e 100%, onde, valores elevados (próximos de 100%) indicam alta agregação, ou seja, poucas classes dominantes formando grandes manchas contínuas e valores baixos sugerem alta fragmentação e dispersão, com muitas classes pequenas intercaladas, denotando paisagens heterogêneas e fragmentadas. O CONTAG é, portanto, uma medida sintética da textura e da conectividade estrutural da paisagem.

Ele integra as informações de adjacência entre classes e proporção de área ocupada por cada uma, sendo amplamente utilizado para avaliar processos de fragmentação, coalescência e homogeneização espacial em escala de paisagem (Turner et al., 2001; Metzger, 2001). O gráfico 44 representa a variação do índice de contágio (CONTAG) para toda a paisagem sem distinção de classes.

Gráfico 44: L1 - índice de contágio (CONTAG - Contagion Index) - %



A série temporal entre 1985 e 2023 revela tendência de queda contínua do CONTAG, com redução de aproximadamente 4 pontos percentuais ao longo do período (de 64,04% para 60,21%). Essa variação representa uma diminuição da agregação espacial e aumento da dispersão e fragmentação da paisagem. Pode-se distinguir três principais períodos da evolução desta métrica:

1985-1990: Alta agregação e continuidade estrutural. Os valores iniciais de 64,04% em 1985 e 63,63% em 1990 indicam uma paisagem altamente agregada, caracterizada por grandes manchas contínuas de formações savânicas e florestais. Essa configuração reflete a estrutura prévia à intensificação da conversão agropecuária, quando as áreas naturais ainda predominavam sobre a matriz produtiva (Zeilhofer, 2001).

1990-2000: Redução da agregação e início da fragmentação. Entre 1990 e 2000, o CONTAG sofre queda mais acentuada, alcançando 61,54%, evidenciando o início da fragmentação significativa da paisagem. Esse período corresponde à expansão das fronteiras agrícolas e pecuárias, com substituição de formações naturais por pastagens e culturas temporárias. A paisagem torna-se mais heterogênea, com maior intercalamento entre usos naturais e antrópicos, o que reduz a coalescência das classes nativas e aumenta o contraste espacial (Figueiredo et al., 2018).

2000-2010: Consolidação da fragmentação. Durante a primeira década dos anos 2000, o CONTAG estabiliza-se em torno de 61,5% a 60,8%, o que demonstra a manutenção de um padrão intermediário de agregação. A paisagem passa a apresentar mosaicos agrícolas e pastoris contínuos, intercalados com remanescentes florestais e savânicos isolados. Essa

configuração reflete a consolidação da matriz produtiva e o aumento da homogeneização antrópica, fenômeno já observado em métricas correlatas, como SPLIT e DIVISION.

2010-2023: Estabilização em baixos níveis de agregação. De 2010 a 2023, o índice varia apenas levemente entre 60,83% e 61,56%, caindo para 60,21% em 2023, o menor valor da série. Essa estabilização em um nível reduzido indica uma paisagem madura do ponto de vista antrópico, na qual a fragmentação está consolidada e a estrutura espacial tende à estabilidade. A paisagem permanece altamente heterogênea e compartimentada, com baixa conectividade ecológica e predomínio de usos antrópicos contínuos (pastagem e agricultura), contrastando com fragmentos naturais residuais.

A redução do CONTAG entre 1985 e 2023 evidencia a transição de uma paisagem agregada e contínua para uma paisagem fragmentada e dispersa, dominada por usos antrópicos.

Essa tendência reflete:

- A substituição da matriz natural (florestas e savanas) por uma matriz antrópica homogênea (agropecuária e urbana);
- O aumento do número de bordas e interfaces entre classes distintas, o que amplia o efeito de borda e reduz a área central de habitats naturais;
- A diminuição da conectividade estrutural, comprometendo fluxos ecológicos e processos biológicos dependentes da continuidade espacial; A perda de heterogeneidade funcional, já que a nova configuração privilegia grandes áreas agrícolas homogêneas, mas ecologicamente simplificadas.

Do ponto de vista sistêmico, a paisagem da BHRC passou de uma estrutura de coalescência natural para uma estrutura de fragmentação antrópica estabilizada, em que a complexidade espacial não corresponde mais à diversidade ecológica, mas à interspersão de usos de natureza distinta (Forman & Godron, 1986; With, 2019).

5.5.15 Índice de intercalação e justaposição calculado sem distinção de classes (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index) - L2

O Índice de Intercalação e Justaposição (IJI) expressa a distribuição e a proximidade relativa das diferentes classes de uso e cobertura da terra na paisagem. Trata-se de uma métrica de heterogeneidade estrutural, que mede o grau de mistura entre os tipos de cobertura, refletindo a configuração espacial das bordas e interfaces entre elas (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001).

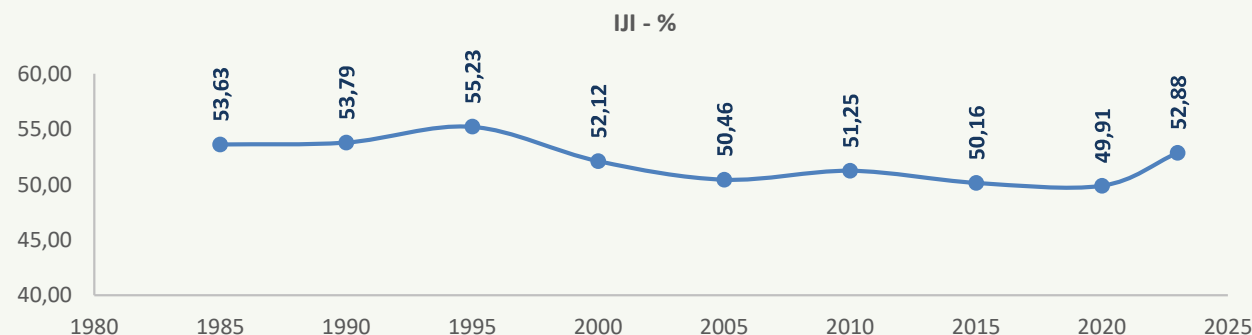
Matematicamente, o IJI avalia a uniformidade com que as adjacências entre classes estão distribuídas. Seus valores variam de 0% a 100%, com as seguintes interpretações gerais:

- Valores próximos de 0%: a paisagem é altamente dominada por poucas classes agrupadas, com baixa intercalação e pouca justaposição entre diferentes usos;
- Valores próximos de 100%: a paisagem é altamente heterogênea, com elevada intercalação e complexa justaposição de classes (característica de paisagens fragmentadas e diversificadas).

Portanto, o IJI representa a complexidade e a integração espacial dos diferentes tipos de cobertura, sendo um importante indicador para compreender a dinâmica de fragmentação e heterogeneização da paisagem (Forman & Godron, 1986; Metzger, 2001). O gráfico 45

representa a variação do índice de intercalação e justaposição (IJI) da paisagem sem distinção de classes.

Gráfico 45: L2 - Índice de Intercalação e Justaposição (IJI - Interspersion and Juxtaposition Index) - %



A análise temporal entre 1985 e 2023 revela variação relativamente estável dos valores de IJI, oscilando entre 49,91% e 55,23%, com leve tendência à redução de justaposição até 2020 e pequena recuperação em 2023. Esses resultados indicam que a paisagem da BHRC passou por mudanças estruturais graduais, mantendo-se dentro de um nível intermediário de intercalação ao longo das últimas quatro décadas.

1985 - 1995: Estrutura heterogênea inicial e transição antrópica. Nos primeiros anos da série, o índice apresenta valores em torno de 53,63% (1985) e 55,23% (1995), representando paisagens relativamente bem intercaladas. Nesse período, predominavam mosaicos naturais contínuos compostos por formações florestais, savânicas e campestres, intercalados com áreas de uso agropecuário incipiente. A paisagem possuía transições suaves e interfaces ecológicas complexas, o que favorecia fluxos ecológicos contínuos (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2010: Queda progressiva do IJI e aumento da homogeneização. Entre 1995 e 2010, o índice caiu de 55,23% para 51,25%,

evidenciando a simplificação estrutural da paisagem. Esse período coincide com a intensificação da conversão de áreas naturais para pastagens e lavouras, resultando na redução da diversidade espacial de adjacências. A paisagem torna-se menos intercalada, com blocos antrópicos mais extensos e menos interfaces entre classes distintas (Figueiredo et al., 2018). O resultado é menor complexidade espacial e maior homogeneidade estrutural, típica de paisagens agrícolas consolidadas.

2010 - 2020: Níveis mínimos de intercalação e justaposição. O valor mínimo do índice é registrado em 2020 (49,91%), o que reflete a consolidação da fragmentação e homogeneização da matriz agropecuária e urbana. A estrutura espacial nesse momento caracteriza-se por grandes manchas contínuas de uso antrópico, intercaladas com pequenos fragmentos isolados de vegetação nativa, reduzindo significativamente a interação entre classes distintas. Essa configuração representa o auge da compartimentação da paisagem, em que as interfaces ecológicas se tornam escassas e a conectividade funcional declina fortemente.

2023: Recuperação pontual da heterogeneidade. O leve aumento do IJI para 52,88% em 2023 sugere uma discreta recomplexificação estrutural, possivelmente associada à retomada de áreas de regeneração natural, à diversificação dos usos agrícolas e à expansão de mosaicos mistos de uso. Ainda assim, o valor permanece abaixo dos níveis das décadas de 1980 e 1990, confirmando a manutenção de uma estrutura predominantemente homogênea, embora com tendências localizadas de recomposição ecológica.

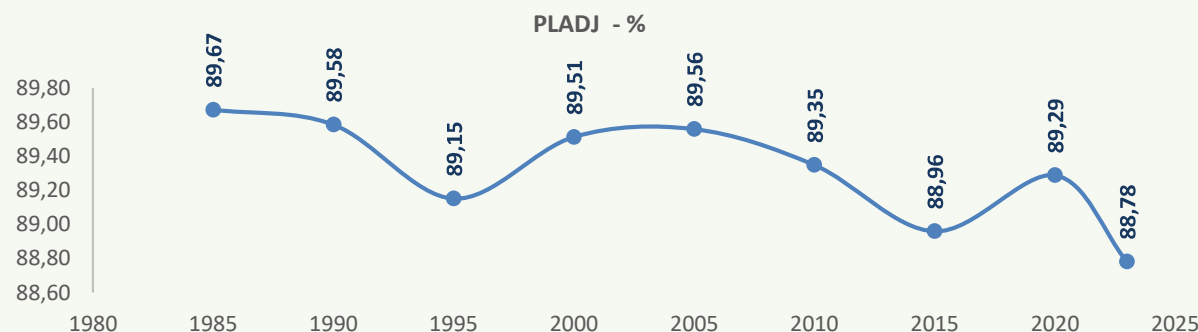
5.5.16 Porcentagem de adjacências semelhantes calculado sem distinção de classes (PLADJ - Percentage of Like Adjacencies) - L3

O Índice PLADJ expressa a proporção de adjacências entre pixels pertencentes à mesma classe de uso ou cobertura da terra, em relação ao total de adjacências possíveis na paisagem (McGarigal & Marks, 1995). Essa métrica quantifica o grau de agrupamento ou agregação interna das classes, refletindo a homogeneidade estrutural e a coesão espacial da paisagem como um todo (Turner et al., 2001). Seus valores variam de 0% a 100%, com as seguintes interpretações gerais:

- Valores altos (próximos de 100%) indicam alta agregação e forte predominância de adjacências entre pixels de mesma classe, o que significa paisagens homogêneas e coesas;
- Valores baixos refletem alta fragmentação, com maior mistura entre classes distintas, revelando paisagens heterogêneas e menos coesas.

O PLADJ é, portanto, um índice global de homogeneidade da paisagem, diretamente relacionado à fragmentação estrutural e à complexidade das fronteiras entre classes (Forman & Godron, 1986; Metzger, 2001). O gráfico 46 representa a variação da porcentagem de adjacências semelhantes (PLDJ) da paisagem sem distinção de classes.

Gráfico 46: L3 -Porcentagem de adjacências semelhantes (PLDJ - Percentage of Like Adjacencies) - %



Os valores do PLADJ entre 1985 e 2023 variaram de 89,67% a 88,78%, indicando um padrão de leve declínio na agregação das classes,

mas mantendo altos níveis de homogeneidade espacial ao longo de todo o período. Essa estabilidade sugere que, embora a fragmentação ecológica

tenha aumentado, a estrutura geométrica da paisagem permaneceu dominada por grandes blocos homogêneos de uso antrópico e natural, alternando-se em proporções variáveis.

1985 - 1995: Alta agregação natural e estabilidade estrutural. No início da série, a paisagem apresenta valores elevados de PLADJ (89,67% em 1985 e 89,15% em 1995), indicando forte agregação espacial entre pixels de mesma cobertura. Nesse período, as formações naturais savânicas, florestais e campestres ainda constituíam manchas contínuas e coesas, com poucas interrupções e elevada autocorrelação espacial. Essa estrutura refletia alta integridade ecológica e baixa interferência antrópica, conforme também verificado no índice de contágio (CONTAG).

1995 - 2005: Reorganização espacial e início da homogeneização produtiva. Entre 1995 e 2005, o índice oscila levemente, variando de 89,15% para 89,56%, evidenciando uma reorganização das adjacências internas. Essa variação coincide com a intensificação da expansão agrícola e rearranjos espaciais de grandes áreas de uso agropecuário, resultando na formação de extensos blocos homogêneos de cultivo e pastagem. Apesar da perda de diversidade, o PLADJ manteve-se alto devido à substituição de heterogeneidade natural por homogeneidade antrópica (Figueiredo et al., 2018).

2005 - 2015: Queda gradual da agregação e aumento da complexidade marginal. A partir de 2005, nota-se uma redução contínua dos valores de PLADJ, chegando a 88,78% em 2023, o menor valor da série. Essa tendência reflete a crescente fragmentação periférica das manchas naturais remanescentes e o surgimento de novas fronteiras antrópicas, especialmente nas bordas urbanas e em áreas de transição agropecuária. A estrutura espacial torna-se mais compartimentada, mas ainda fortemente dominada por grandes unidades homogêneas de uso agrícola.

2015 - 2023: Estabilização em alta homogeneidade. Nos últimos anos, o índice variou de 89,29% (2020) para 88,78% (2023), confirmando a

estabilização da estrutura espacial em um padrão homogêneo e consolidado. A leve oscilação observada pode estar associada a processos de regeneração natural e recomposição marginal, mas a paisagem continua dominada por extensos blocos contínuos de cobertura antrópica (soja, pastagens e áreas urbanas). Assim, a homogeneidade estrutural permanece elevada, embora com baixa complexidade ecológica.

A estabilidade dos valores de PLADJ ao longo de quase quatro décadas indica uma paisagem funcionalmente homogênea, com predomínio de adjacências internas semelhantes e baixo grau de fragmentação geométrica. Contudo, essa homogeneidade espacial não deve ser interpretada como equilíbrio ecológico, pois reflete a simplificação estrutural decorrente da substituição de ecossistemas complexos por matrizes agropecuárias contínuas.

Os principais significados ecológicos incluem: Alta coesão estrutural, mas baixa diversidade funcional; Predomínio de processos de homogeneização antrópica, reduzindo a complexidade das interfaces naturais; Manutenção de grandes blocos agrícolas e pastoris, em detrimento da conectividade natural; Redução da redundância ecológica, com implicações negativas sobre resiliência e dispersão biológica. Assim, o PLADJ confirma que a BHRC apresenta alta homogeneidade e estabilidade estrutural, porém ecologicamente empobrecida e funcionalmente compartimentada (Forman & Godron, 1986; With, 2019).

5.5.17 Índice de agregação calculado sem distinção de classes (AI - Aggregation Index) - L4

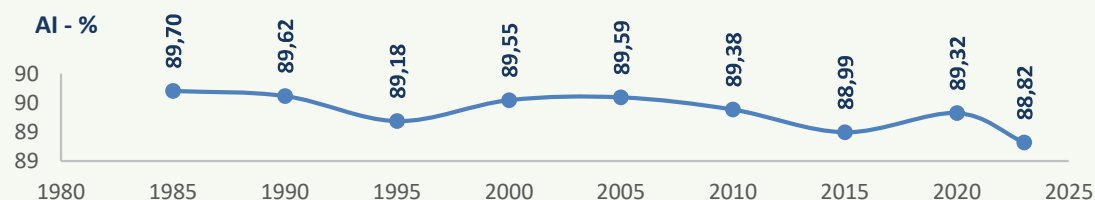
O Índice de Agregação (AI) mede a proximidade e o agrupamento espacial entre manchas adjacentes de uma mesma classe, expressando a coesão geométrica e a continuidade das unidades de cobertura do solo na paisagem (McGarigal & Marks, 1995). Matematicamente, o AI representa a proporção de adjacências semelhantes observadas em relação ao número máximo possível de adjacências da mesma classe, sendo expresso em porcentagem (%). Valores próximos de 100% indicam alta agregação e

continuidade espacial, enquanto valores mais baixos refletem maior dispersão e fragmentação. Assim, o AI é um indicador direto da estrutura espacial da paisagem, refletindo o grau de compactação ou de isolamento das manchas (Turner et al., 2001; With, 2019). Em síntese:

- AI elevado (>85%) → alta agregação; manchas contínuas, conectadas e espacialmente coesas;
- AI intermediário (60-85%) → dispersão moderada; fragmentação controlada;
- AI baixo (<60%) → dispersão elevada; manchas isoladas e fragmentadas.

O gráfico 47 representa a variação do índice de agregação (AI) sem distinção de classes.

Gráfico 47: L4 - Índice de agregação (AI - Aggregation Index) - %



Os valores de AI entre 1985 e 2023 variam de 88,82% a 89,70%, mantendo-se altos e relativamente estáveis.

Essa constância indica que, apesar da expansão antrópica e da reconfiguração territorial, a paisagem manteve forte padrão de agregação, com blocos coesos e contínuos de uso dominante. A evolução do AI ao longo da série histórica evidência 4 fases características:

1985 - 1995: Alta agregação e início da compartimentação.

Nos primeiros anos, o índice apresenta valores elevados (89,70% em 1985 e 89,18% em 1995), caracterizando paisagens fortemente agregadas, ainda dominadas por extensos contínuos naturais (florestais e savânicos) e uso agropecuário incipiente. O leve declínio nesse período sugere o início da compartimentação estrutural, com rupturas pontuais nas

manchas naturais, sobretudo em áreas de planalto e transição com o Pantanal (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2005: Estabilização e reconfiguração da estrutura espacial.

Entre 1995 e 2005, o índice recupera valores em torno de 89,55-89,59%, refletindo a reorganização espacial da paisagem durante a expansão agropecuária e silvicultural. Apesar do avanço das atividades antrópicas, as manchas produtivas formaram grandes blocos homogêneos, compensando a fragmentação natural com agregação antrópica. O resultado é uma paisagem reestruturada, porém coesa, com perda de diversidade, mas alta continuidade espacial (Figueiredo et al., 2018).

2005 - 2015: Queda gradual da agregação.

Entre 2005 e 2015, observa-se um declínio suave do AI, de 89,59% para 88,99%, indicando redução da compactação e aumento da fragmentação marginal. Essa fase coincide com a expansão urbana e abertura de novas fronteiras agrícolas, que introduzem elementos lineares de separação (estradas, canais, áreas desmatadas), fragmentando as unidades de paisagem. A conectividade espacial diminui levemente, mas a estrutura macro permanece integrada.

2015 - 2023: Leve recomposição e estabilização estrutural.

De 2015 a 2020, há pequena recuperação do índice (89,32%), seguida de nova queda em 2023 (88,82%), representando a estabilização de uma paisagem fortemente agregada, porém heterogênea. Esse comportamento revela uma coexistência entre áreas compactas de uso consolidado e fragmentos dispersos de regeneração natural, refletindo a maturidade de um mosaico estrutural híbrido — em que a agregação é mantida por continuidade antrópica e não ecológica.

Os valores de AI acima de 88% em todo o período indicam que a paisagem da BHRC se manteve altamente agregada, mas essa agregação não implica integridade ecológica plena. Em contextos de uso intensivo, a

alta agregação pode representar homogeneidade e simplificação estrutural, com predomínio de matrizes agrícolas contínuas em detrimento da diversidade e conectividade natural.

Do ponto de vista funcional um índice de AI elevado expressa coerência geométrica e continuidade espacial, mas pobreza em diversidade de interfaces. A redução gradual ao longo do tempo indica maior complexidade de bordas e fragmentação controlada e a estabilização recente sugere maturidade estrutural, com equilíbrio entre agregação produtiva e fragmentação natural residual. Portanto, o índice de agregação da paisagem mostra que a estrutura geral se manteve compacta e coesa, mesmo diante de transformações significativas no uso e cobertura, refletindo a consolidação de uma matriz territorial homogênea, mas espacialmente estável.

5.5.18 Índice de forma da paisagem calculado sem distinção de classes (LSI - Landscape Shape Index) - L5

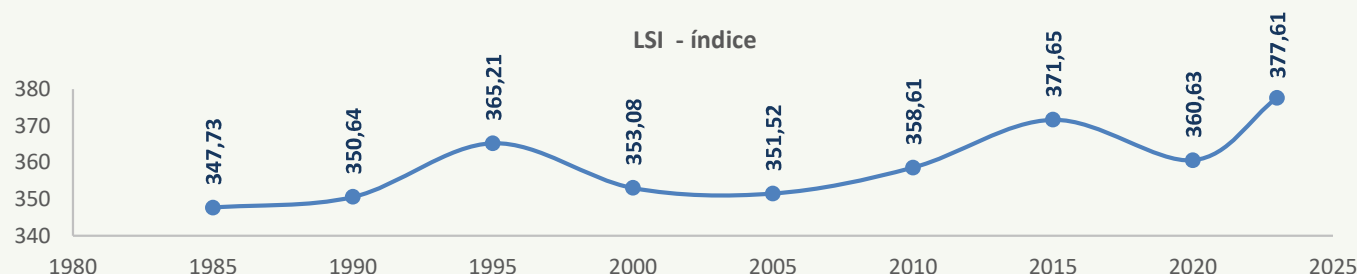
O Índice de Forma da Paisagem (LSI) é uma métrica de configuração espacial que mede a complexidade geométrica das manchas na paisagem como um todo. Este índice avalia o grau de irregularidade e fragmentação das bordas, ou seja, quanto a forma das manchas se afasta da geometria simples (circular ou quadrada) (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001). Matematicamente, o LSI é expresso como a razão entre o perímetro total das manchas da paisagem e o perímetro mínimo possível para o mesmo número de manchas e área total.

Os valores são adimensionais e não possuem limite superior fixo, aumentando proporcionalmente à irregularidade e fragmentação espacial:

- Valores baixos (próximos a 1) indicam paisagem simples, contínua, com formas compactas e pouco fragmentadas;
- Valores altos indicam paisagem mais irregular, complexa e fragmentada, com bordas sinuosas e maior dispersão geométrica (Forman & Godron, 1986; Metzger, 2001).

O gráfico 48 representa a variação do índice de forma da paisagem (LSI) sem distinção de classes.

Gráfico 48: L5 - Índice de forma da paisagem (LSI - Landscape Shape Index)



A série temporal do LSI (1985-2023) demonstra variações cíclicas e ascendentes, com oscilações em torno de 347 a 377, revelando uma tendência geral de aumento da complexidade geométrica da paisagem. Esse comportamento reflete processos de fragmentação, expansão e recomposição espacial, relacionados à dinâmica antrópica e ecológica da bacia, caracterizados por 4 períodos distintos.

1985 - 1995: Aumento da irregularidade e início da fragmentação.

O período inicial apresenta uma elevação de 347,73 (1985) para 365,21 (1995), representando um acréscimo expressivo na complexidade das formas. Esse crescimento está diretamente associado à intensificação do uso agropecuário, que fragmentou as formações naturais contínuas em manchas menores e mais irregulares, sobretudo nas áreas de formações savânicas e campestres (Zeilhofer, 2001). A substituição gradual da cobertura nativa por pastagens e lavouras promoveu aumento da razão perímetro/área, intensificando o LSI.

1995 - 2005: Redução e estabilização da complexidade.

Entre 1995 e 2005, observa-se queda gradual de 365,21 para 351,52, refletindo um período de reorganização espacial e consolidação das áreas de uso antrópico. A diminuição da irregularidade pode estar associada à fusão de áreas agrícolas contínuas, gerando blocos produtivos mais homogêneos e compactos. Em termos ecológicos, o padrão indica perda de diversidade geométrica, com simplificação das formas e redução das bordas ecológicas.

2005 - 2015: Nova fase de expansão e aumento da complexidade.

Após 2005, o índice volta a crescer, atingindo 371,65 em 2015 — o segundo maior valor da série. Esse aumento traduz a intensificação da fragmentação periférica e o avanço de manchas irregulares de uso agropecuário e urbano, principalmente nas zonas de contato entre o planalto e a depressão cuiabana. A paisagem torna-se mais heterogênea e recortada, apresentando configuração altamente compartimentada, com formações de bordas complexas e numerosas (Figueiredo et al., 2018).

2015 - 2023: Flutuação e complexidade consolidada.

Entre 2015 e 2023, o LSI apresenta uma leve redução (360,63 em 2020) seguida de crescimento acentuado até 377,61 em 2023, o maior valor da série. Essa variação demonstra o equilíbrio dinâmico entre recomposição ecológica e expansão antrópica, com formações fragmentadas, porém interligadas por mosaicos diversificados. A alta complexidade atual sugere uma paisagem madura e multifacetada, onde coexistem manchas irregulares de origem natural e antrópica, compondo um mosaico estrutural de alta variação geométrica.

5.5.19 Índice de coesão da mancha calculado sem distinção de classes (COHESION - Patch Cohesion Index) - L6

O Índice de Coesão da Mancha (COHESION) é uma métrica fundamental na ecologia da paisagem, utilizada para quantificar o grau de conectividade física e estrutural entre manchas da mesma classe ou, em análises integradas, entre as unidades de paisagem como um todo (McGarigal & Marks, 1995). Esse índice mede a probabilidade de que dois

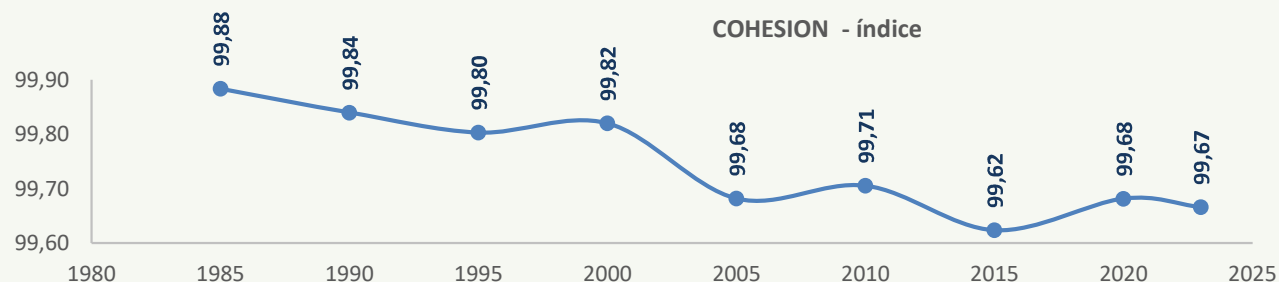
pixels selecionados aleatoriamente pertençam a manchas conectadas, fornecendo uma estimativa da continuidade espacial e da resistência da paisagem à fragmentação (Turner et al., 2001).

O COHESION é expresso em valores adimensionais que variam de 0 a 100, sendo que:

- Valores próximos de 100 indicam alta conectividade e paisagens contínuas e coesas;
- Valores mais baixos indicam fragmentação crescente e isolamento estrutural.

Matematicamente, o índice considera o número, o tamanho e o perímetro das manchas, relacionando o grau de fragmentação (perda de área e aumento de bordas) à dispersão espacial das unidades de paisagem (Forman & Godron, 1986; Metzger, 2001). O gráfico 49 representa a variação do índice de coesão de manchas (COHESION) sem distinção de classes.

Gráfico 49: L6 - Índice de coesão da mancha (COHESION - Patch Cohesion Index)



A variação do Índice de Coesão (COHESION) entre 1985 e 2023 mostra uma leve tendência de redução gradual na conectividade estrutural, passando de 99,88 em 1985 para 99,67 em 2023, com pequenas oscilações intermediárias. Apesar da queda sutil, o índice manteve-se

acima de 99,6 durante todo o período, o que indica paisagens amplamente conectadas, embora progressivamente mais compartimentadas. Ao longo da série histórica o índice sofreu 4 ciclos identificáveis:

1985 - 1995: Alta coesão e estrutura contínua.

O período inicial apresenta valores muito elevados (99,88 a 99,80), caracterizando uma paisagem altamente conectada e com baixa fragmentação. Nesse intervalo, as formações naturais predominavam em extensos blocos contínuos, com transições graduais entre as classes de uso e limites suavemente definidos (Zeilhofer, 2001). A estrutura ecológica da bacia possuía alta integridade funcional, favorecendo fluxos ecológicos e estabilidade espacial.

1995 - 2005: Início da desconexão e aumento da compartimentação.

Entre 1995 e 2005, observa-se uma queda de 99,80 para 99,68, sinalizando os primeiros sinais de ruptura na continuidade espacial. A paisagem passa a apresentar segmentações resultantes da expansão agropecuária e urbana, com manchas isoladas e limites mais definidos entre usos distintos. Ainda assim, a coesão permanece alta, pois a matriz territorial (formações savânicas e áreas agrícolas) mantém conectividade interna.

2005 - 2015: Fragmentação controlada e reorganização estrutural.

De 2005 a 2015, o COHESION cai de 99,68 para 99,62, o menor valor da série. Esse decréscimo representa um aumento da fragmentação geométrica, com maior dispersão de manchas e interrupções em corredores naturais. As áreas de pastagem e agricultura intensiva tornam-se predominantes, enquanto os remanescentes florestais e campestres perdem conectividade lateral, especialmente nas zonas de planície e entorno urbano (Figueiredo et al., 2018). Mesmo assim, o sistema mantém função estrutural coerente, configurando fragmentação sob controle e perda de coesão moderada.

2015 - 2023: Estabilização em alto nível de coesão.

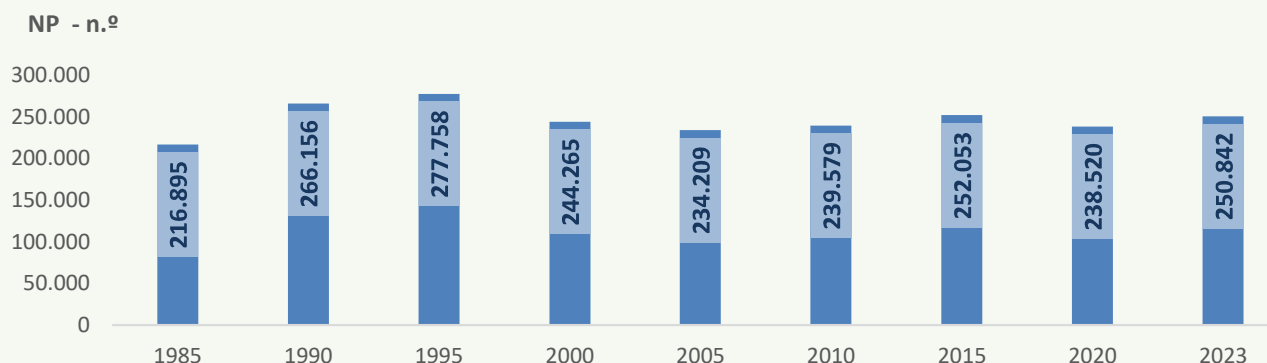
Nos anos mais recentes, o índice oscilou entre 99,68 (2020) e 99,67 (2023), revelando um equilíbrio dinâmico entre fragmentação e recomposição. Essa estabilização indica que, embora as mudanças no uso da terra continuem, a paisagem alcançou um novo padrão estrutural estável, onde a coesão é mantida por grandes manchas contínuas de uso consolidado, ainda que com baixa diversidade estrutural. Assim, a paisagem apresenta alta conectividade física, mas com homogeneização espacial crescente.

A análise da série temporal evidência que a coesão estrutural da paisagem da BHRC permanece elevada, demonstrando a resiliência da configuração espacial mesmo após décadas de transformação antrópica. Contudo, a leve redução de 0,21 pontos (de 99,88 para 99,67) indica perda progressiva da continuidade entre manchas naturais, substituídas por matrizes homogêneas e monofuncionais.

5.5.20 Número de manchas calculado sem distinção de classes (NP - Number of Patches) - L7

O Número de Manchas (NP) é uma métrica de composição da paisagem que quantifica o total de manchas (patches) identificadas em uma área de estudo. Corresponde, portanto, a uma medida direta da fragmentação espacial, pois reflete a subdivisão da paisagem em unidades menores e descontínuas (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001). Matematicamente simples, o NP não considera o tamanho ou a forma das manchas, mas fornece uma base fundamental para a interpretação conjunta de outras métricas (como o tamanho médio das manchas - MPS, ou o índice de agregação - AI). Em termos ecológicos, um aumento no NP indica intensificação da fragmentação, enquanto valores menores sugerem coalescência ou recomposição de áreas (Forman & Godron, 1986). O Gráfico 50 representa a variação no número de manchas (NP) sem distinção de classes.

Gráfico 50: L7 - Número de manchas (NP - Number of patches)



O Número de Manchas (NP) apresentou variação significativa ao longo da série temporal, oscilando entre 216.895 (1985) e 277.758 (1995), com média geral de aproximadamente 245 mil manchas. Essas variações refletem os ciclos de fragmentação e reorganização da paisagem ocorridos nas últimas quatro décadas.

1985 - 1995: Crescimento acentuado do número de manchas.

O NP aumentou de 216.895 para 277.758, representando um crescimento de mais de 28% em dez anos. Esse salto está associado ao avanço da fragmentação estrutural, sobretudo em função da expansão da fronteira agropecuária, abertura de novas áreas de pastagem e substituição de formações naturais por usos produtivos (Zeilhofer, 2001). Nesse período, a paisagem passou de um mosaico predominantemente natural para uma configuração intensamente compartimentada, marcando a primeira grande ruptura na conectividade ecológica regional.

1995 - 2005: Redução gradual e reorganização espacial.

Entre 1995 e 2005, o número de manchas reduziu de 277.758 para 234.209, indicando processos de fusão e consolidação de unidades de

uso. Essa diminuição reflete a expansão e coalescência de áreas agrícolas, formando blocos maiores e mais contínuos. Trata-se de uma fase de reorganização estrutural, na qual a fragmentação diminui, mas a diversidade espacial também é reduzida, sinalizando a homogeneização da matriz paisagística (Metzger, 2001; Figueiredo et al., 2018).

2005 - 2015: Flutuação e estabilidade relativa.

De 2005 a 2015, o NP manteve-se dentro de uma faixa estável (234 a 252 mil manchas), sugerindo um equilíbrio dinâmico entre fragmentação e regeneração. A expansão urbana e a intensificação agrícola compensaram parcialmente a recomposição natural e a regeneração secundária em setores marginais. A paisagem, nesse período, apresenta estrutura madura, com fragmentos estabilizados e padrões espaciais consolidados.

2015 - 2023: Manutenção da estabilidade estrutural.

Nos anos recentes, o número de manchas oscilou levemente entre 252.053 (2015) e 250.842 (2023), confirmando a estabilização da estrutura fragmentada da paisagem. A manutenção de um NP elevado,

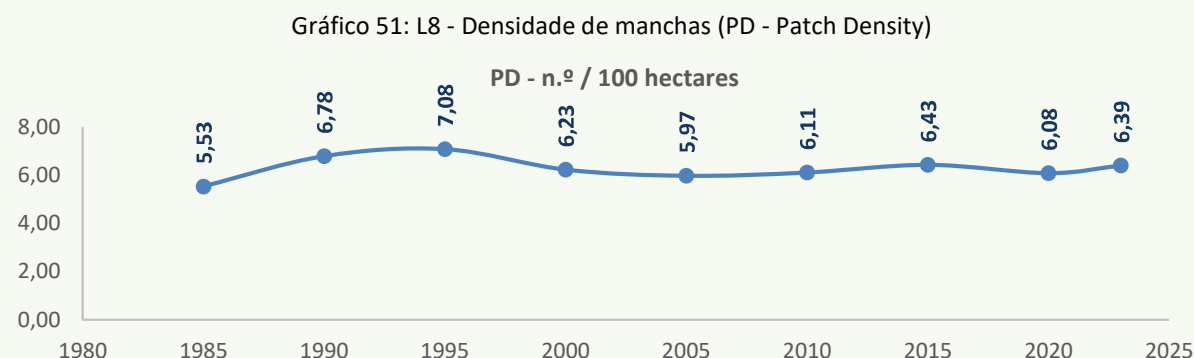
porém constante, indica que a compartimentação espacial atingiu um nível de equilíbrio, no qual os processos de perda e regeneração se compensam. A paisagem atual é, portanto, fragmentada, mas estruturalmente estável, representando um mosaico consolidado entre usos antrópicos e remanescentes naturais.

5.5.21 Densidade das manchas calculado sem distinção de classes (PD - Patch Density) - L8

O Índice de Densidade de Manchas (PD) é uma métrica fundamental da ecologia da paisagem que expressa o número de manchas

por unidade de área, geralmente 100 hectares. Essa métrica indica o grau de fragmentação e compartimentação da paisagem, refletindo a subdivisão espacial das unidades de cobertura do solo (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001).

Quanto maior o valor de PD, maior o número de manchas por área, e, portanto, maior o nível de fragmentação espacial. Valores menores indicam menor compartimentação e maior continuidade estrutural da paisagem. O gráfico 49 representa a variação da densidade de manchas (PD) sem distinção de classes. O gráfico 51 representa a evolução do índice de densidade de manchas na BHRC sem distinção de classes.



A densidade de manchas (PD) na BHRC variou entre 5,53 e 7,08 manchas por 100 hectares no período de 1985 a 2023, apresentando padrão oscilatório com tendência de estabilidade moderada. Essa flutuação reflete processos alternados de fragmentação e coalescência espacial, correspondentes às fases históricas de uso e transformação territorial da região.

1985 - 1995: Aumento expressivo da fragmentação.

O índice PD cresceu de 5,53 (1985) para 7,08 (1995), indicando um aumento de aproximadamente 28% na densidade de manchas em uma década. Esse incremento representa o auge da fragmentação estrutural da paisagem, impulsionado pela expansão agropecuária e substituição de formações naturais por usos antrópicos. O aumento do número de manchas menores e desconectadas reflete a intensificação da compartimentação territorial, coincidente com o período de expansão das frentes de ocupação rural e abertura de novas áreas produtivas (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2005: Redução da densidade e reorganização estrutural.

Entre 1995 e 2005, a densidade caiu de 7,08 para 5,97 manchas/100 ha., revelando processos de fusão e reagrupamento das unidades espaciais. Esse comportamento decorre da consolidação de áreas agrícolas e de pastagens contínuas, que reduziram o número de fragmentos isolados. Assim, a paisagem passou por transição de uma fase de fragmentação intensa para outra de reconfiguração espacial, caracterizada por blocos homogêneos maiores e menor complexidade geométrica (Metzger, 2001).

2005 - 2015: Estabilidade e consolidação estrutural.

De 2005 a 2015, a densidade oscilou entre 5,97 e 6,43, indicando equilíbrio entre processos de fragmentação e coalescência. Nesse intervalo, a paisagem atinge um padrão espacial maduro, com compartimentação estável e distribuição regular de manchas. As pressões antrópicas mantêm a estrutura fragmentada, mas não há incremento expressivo na subdivisão, sugerindo um cenário de estabilidade morfológica e funcional (Figueiredo et al., 2018).

2015 - 2023: Manutenção do padrão fragmentado.

Nos anos mais recentes, o PD manteve-se em torno de 6,08 a 6,39 manchas/100 ha., refletindo a persistência da estrutura fragmentada consolidada. A ligeira elevação observada em 2023 sugere pequenas oscilações locais na configuração espacial, possivelmente relacionadas à reconversão de áreas marginais e regeneração natural pontual, sem alteração significativa do padrão geral. A paisagem demonstra, portanto, um mosaico estabilizado, em que as taxas de fragmentação e regeneração se compensam.

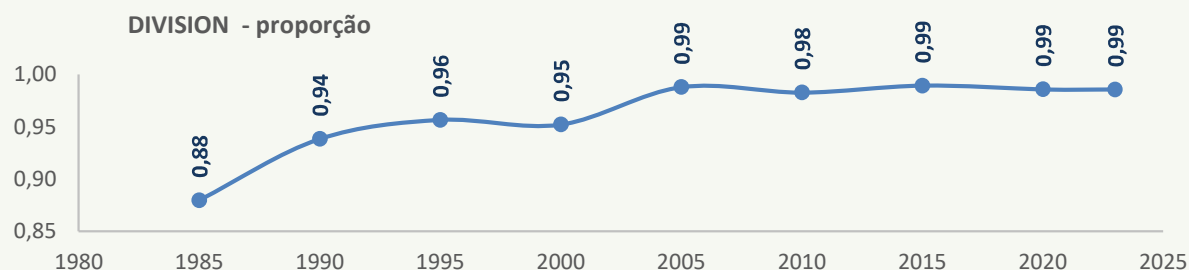
5.5.22 Índice de divisão da paisagem calculado sem distinção de classes (DIVISION - Landscape Division Index) - L9

O Índice de Divisão da Paisagem (DIVISION) mede a probabilidade de que dois pontos aleatórios da paisagem pertencem a manchas diferentes, expressando o grau de fragmentação espacial e a descontinuidade estrutural do território (McGarigal & Marks, 1995). O índice varia entre 0 e 1, em que:

- Valores próximos de 0 indicam paisagem contínua, com baixa divisão e alta coesão estrutural;
- Valores próximos de 1 indicam paisagem altamente fragmentada, com muitas manchas pequenas e desconectadas.

Assim, o DIVISION é uma métrica inversa da coesão e complementa índices como AI (Aggregation Index) e COHESION, refletindo a perda de continuidade e o isolamento espacial entre manchas (Turner et al., 2001). O gráfico 50 representa a variação do índice de divisão da paisagem (DIVISION) sem distinção de classes. O gráfico 52 representa a evolução do índice de divisão da paisagem (DIVISION) ao longo da série histórica sem distinção de classes.

Gráfico 52: L9 - Índice de divisão da paisagem (DIVISION - Landscape Division Index)



O Índice de Divisão (DIVISION) da paisagem na BHRC aumentou de 0,88 em 1985 para 0,99 em 2023, revelando um processo expressivo de fragmentação e desagregação espacial ao longo de quase quatro décadas. Esse aumento, contudo, apresenta tendência de estabilização em níveis elevados a partir de 2005, o que sugere a consolidação de uma paisagem fragmentada e estruturalmente madura.

1985 - 1995: Período de intensa fragmentação inicial.

Entre 1985 e 1995, o índice sobe de 0,88 para 0,96, representando um salto de 9% na divisão estrutural. Esse comportamento reflete a substituição acelerada das formações naturais por usos agropecuários e urbanos, especialmente nas áreas da Depressão Cuiabana e do Planalto do Casca (Zeilhofer, 2001). A paisagem, antes dominada por grandes blocos de vegetação contínua, fragmenta-se em unidades menores e descontínuas, aumentando a probabilidade de dois pontos quaisquer pertencerem a manchas distintas.

1995 - 2005: Fragmentação máxima e reconfiguração espacial.

De 1995 a 2005, o DIVISION passa de 0,96 para 0,99, indicando a consolidação do estado de fragmentação. A paisagem torna-se altamente

compartimentada, com manchas menores, isoladas e de contorno irregular. Esse período coincide com o avanço da fronteira agrícola e da silvicultura comercial, que reorganizaram os padrões espaciais em mosaicos regulares e homogêneos (Metzger, 2001; Figueiredo et al., 2018). A paisagem alcança, assim, o limiar de divisão estrutural máxima, característico de territórios de uso consolidado.

2005 - 2023: Estabilização da fragmentação em nível elevado.

Após 2005, o índice mantém-se entre 0,98 e 0,99, demonstrando a persistência da fragmentação e a estabilidade estrutural da paisagem. Essa constância revela que a reorganização espacial atingiu equilíbrio dinâmico, com pequenas variações locais, mas sem alteração substancial do padrão geométrico global. A paisagem atual é, portanto, fortemente dividida, mas estável, configurando um mosaico antrópico consolidado, onde a diversidade geométrica foi substituída por padrões uniformes e contínuos de uso agrícola e urbano.

A trajetória do Índice de Divisão (DIVISION) indica a transição de uma paisagem natural contínua (1985) para uma estrutura fragmentada e compartimentada (2005 em diante). Ecologicamente, essa evolução

representa a perda de conectividade estrutural e funcional entre as manchas naturais, comprometendo a integração dos fluxos ecológicos (água, fauna, polinização e dispersão de sementes).

As principais interpretações ecológicas associadas são:

- A alta divisão espacial ($\geq 0,98$) revela predomínio de matrizes homogêneas, compostas por grandes áreas de uso antrópico contínuo;
- O aumento do índice até 2005 indica fragmentação acelerada, enquanto a estabilização posterior reflete saturação da capacidade de subdivisão;
- A paisagem permanece funcionalmente segmentada, com baixa permeabilidade ecológica e elevada vulnerabilidade à perda de biodiversidade.

Assim, o DIVISION expressa um estágio avançado de compartimentação geométrica, típico de sistemas territoriais antropizados e consolidados, nos quais a estrutura espacial já perdeu grande parte da heterogeneidade natural.

5.5.23 Índice de divisão calculado sem distinção de classes (SPLIT - Splitting Index) - L10

O Índice SPLIT (Splitting Index) é uma métrica derivada da ecologia da paisagem que mede o grau de fragmentação e subdivisão espacial de uma paisagem em unidades menores (McGarigal & Marks, 1995). Ele indica o número efetivo de manchas de tamanho médio equivalente que resultariam da subdivisão da área total da paisagem (A), caso toda a superfície fosse dividida em manchas iguais.

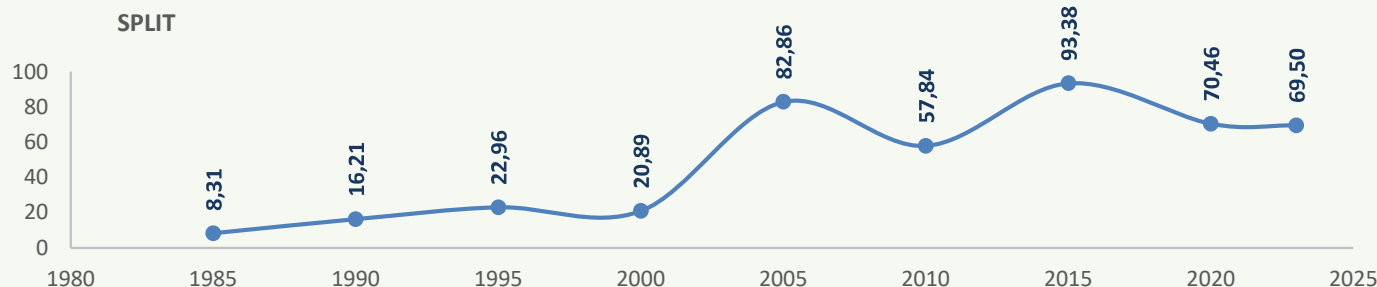
O SPLIT é adimensional e varia entre 1 (paisagem composta por uma única mancha contínua) e valores altos, que refletem fragmentação acentuada.

Em termos ecológicos:

- Valores baixos indicam paisagens coesas e contínuas;
- Valores elevados representam paisagens altamente fragmentadas e subdivididas em manchas pequenas.

O gráfico 53 representa a variação do índice de divisão (SPLIT) sem distinção de classes.

Gráfico 53: L10 - Índice de Divisão (SPLIT - Splitting Index)



Na BHRC, o índice SPLIT apresentou variação significativa entre 8,31 e 93,38, refletindo mudanças expressivas na compartimentação espacial ao longo das últimas quatro décadas. O comportamento temporal evidencia três fases principais:

- (1) um período de fragmentação progressiva (1985-1995);
- (2) uma fase de colapso e reorganização estrutural (1995-2005);
- e
- (3) uma estabilização oscilatória com elevada fragmentação (2005-2023).

1985 - 1995: Aumento gradual da fragmentação.

Entre 1985 e 1995, o SPLIT aumentou de 8,31 para 22,96, representando uma triplicação da subdivisão da paisagem. Esse período coincide com a expansão agropecuária e o desmatamento em larga escala, principalmente nas porções de planalto e depressão, substituindo formações naturais por mosaicos de pastagens, culturas temporárias e áreas de uso misto (Zeilhofer, 2001). A paisagem, anteriormente dominada por manchas contínuas, foi compartimentada em unidades menores e desconectadas, reduzindo a conectividade ecológica.

1995 - 2005: Pico de fragmentação e reorganização.

De 1995 a 2005, o SPLIT teve uma elevação abrupta de 22,96 para 82,86, atingindo o ápice de subdivisão estrutural da série histórica. Esse comportamento reflete a intensificação do uso da terra, com a formação de um mosaico altamente compartimentado, resultado da consolidação agrícola, abertura de estradas e expansão urbana difusa. O ano de 2005 representa o limiar máximo de fragmentação estrutural da paisagem, com altíssima divisão entre manchas e redução drástica das áreas contínuas.

2005 - 2023: Estabilização em patamar elevado.

Após o pico de 2005, o índice oscila entre 57,84 e 93,38, indicando manutenção de um padrão estrutural altamente fragmentado, mas com reorganização morfológica. Os valores de 70,46 (2020) e 69,50 (2023) mostram pequena redução da subdivisão, associada a processos de regeneração natural em áreas marginais e à estabilização do uso da terra em grandes matrizes agrícolas e urbanas. A paisagem permanece fragmentada, mas estruturalmente estável, caracterizando um mosaico consolidado de usos antrópicos com pequenas variações locais.

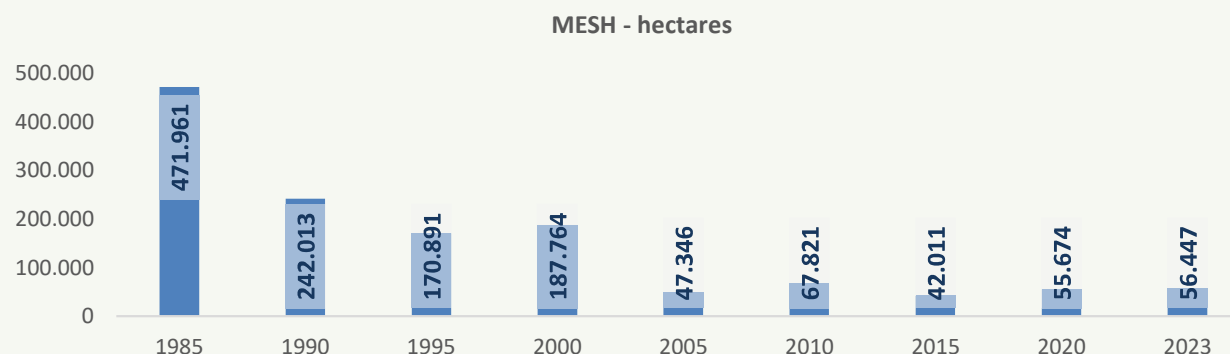
5.5.24 Tamanho de malha efetivo calculado sem distinção de classes (MESH - Effective Mesh Size) - L11

O Índice MESH (Effective Mesh Size) é uma métrica fundamental da ecologia da paisagem que expressa o tamanho médio das manchas esperadas se a paisagem fosse subdividida aleatoriamente em parcelas de igual área, mantendo a mesma estrutura espacial observada (Jaeger, 2000; McGarigal & Marks, 1995). Em termos ecológicos, o MESH indica a

probabilidade de que dois pontos aleatórios na paisagem pertençam à mesma mancha, traduzindo o grau de continuidade e conectividade estrutural do território.

O MESH é expresso em hectares, e seus valores diminuem à medida que a paisagem se fragmenta — ou seja, quanto menor o MESH, maior a fragmentação e menor a conectividade. O gráfico 54 representa a variação do tamanho da malha efetiva (MESH) sem distinção de classes.

Gráfico 54: L11 - Tamanho de malha efetivo (MESH - Effective Mesh Size)



Os valores do MESH variaram de 471.961 ha. (1985) para 56.447 ha. (2023), indicando redução de 88% na conectividade média da paisagem ao longo de 38 anos. Esse comportamento revela uma forte tendência de fragmentação estrutural, principalmente nas primeiras décadas, seguida de estabilização em níveis baixos de conectividade após 2005.

1985 - 1995: Colapso inicial da conectividade.

De 1985 a 1995, o MESH reduziu de 471.961 ha. para 170.891 ha., representando uma perda de mais de 63% na continuidade estrutural. Esse período marca a fase mais intensa de descontinuidade geométrica da

paisagem, quando grandes blocos de vegetação natural foram substituídos por usos agropecuários e áreas antropizadas, fragmentando a matriz natural dominante. A conectividade entre manchas florestais e savânicas, que em 1985 ainda sustentava corredores ecológicos contínuos, colapsa rapidamente sob a pressão da expansão da fronteira agrícola e da pecuária extensiva (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2005: Fragmentação crítica e reorganização espacial.

Durante essa década, o índice continuou caindo até 47.346 ha. em 2005, refletindo a consolidação da fragmentação em toda a bacia.

Nesse ponto, as grandes manchas remanescentes tornam-se isoladas e de menor extensão, e a paisagem atinge o limiar de desconexão estrutural. O valor mínimo de MESH no período mostra que a probabilidade de dois pontos pertencerem à mesma mancha é mínima, caracterizando um sistema espacial altamente compartimentado (Metzger, 2001).

2005 - 2023: Estabilização em patamar reduzido.

Após 2005, os valores variaram entre 42.011 e 67.821 ha., com tendência de leve recuperação e estabilização. Esse comportamento indica um novo equilíbrio estrutural, em que a paisagem permanece fragmentada, mas estabilizada em termos de configuração espacial. A variação discreta entre 2010 e 2023 (de 67.821 ha. para 56.447 ha.) sugere processos locais de regeneração natural compensando perdas antrópicas, mantendo a malha ecológica em condição estável, porém reduzida.

5.5.25 Índice de conectividade calculado sem distinção de classes (CONNECT - Connectance Index) - L30

O Índice CONNECT (ou Landscape Connectivity Index) mede o grau de conectividade estrutural entre as manchas de uma paisagem, considerando a proximidade espacial e a possibilidade de fluxo entre fragmentos (McGarigal & Marks, 1995).

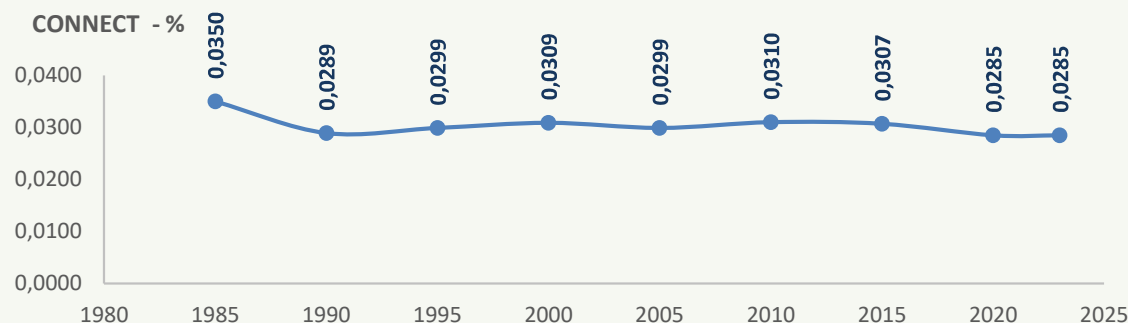
É expresso como a proporção de pares de manchas conectadas dentro de uma distância crítica predefinida, em relação ao número máximo possível de conexões.

O CONNECT varia entre 0 e 100%, sendo que:

- Valores próximos de 0 indicam paisagens desconectadas, com fragmentos isolados;
- Valores próximos de 100 representam alta conectividade, com manchas próximas e interligadas.

O gráfico 55 representa a variação do índice de conectividade (CONNECT) sem distinção de classes.

Gráfico 55: L30 - Índice de conectividade (CONNECT - Connectance Index)



Os valores do índice CONNECT variaram entre 0,0350% (1985) e 0,0285% (2023), com tendência geral de declínio, embora com flutuações discretas ao longo das quatro décadas. Esses valores indicam uma conectividade estrutural muito baixa, característica de paisagens altamente fragmentadas e espacialmente dispersas.

1985 - 1990: Queda acentuada na conectividade.

No início do período, o índice caiu de 0,0350% para 0,0289%, evidenciando redução abrupta das conexões potenciais entre manchas. Essa queda coincide com o período de expansão agrícola intensiva e abertura de novas áreas de ocupação, que interromperam corredores naturais e isolaram fragmentos florestais e savânicos. A estrutura da paisagem passou a ser marcada por ilhas ecológicas desconectadas, limitando o fluxo biológico e a continuidade funcional (Zeilhofer, 2001).

1990 - 2010: Oscilações em baixa conectividade.

Entre 1990 e 2010, o índice variou suavemente entre 0,029 e 0,031%, sem tendência de recuperação significativa. Essas pequenas oscilações refletem mudanças locais na configuração da malha, com perdas e ganhos compensatórios na conectividade. O período é marcado pela

consolidação de áreas agrícolas contínuas e urbanização crescente, fatores que estabilizaram a estrutura fragmentada da paisagem (Figueiredo et al., 2018).

2010 - 2023: Estabilidade em patamar mínimo.

De 2010 a 2023, o CONNECT manteve-se entre 0,0307% e 0,0285%, demonstrando estabilidade morfológica da fragmentação. Essa constância sugere que a paisagem atingiu um estado de equilíbrio estrutural, em que os padrões de uso da terra estão consolidados, e a conectividade estrutural encontra-se permanentemente reduzida. Mesmo pequenas variações (como a leve queda após 2020) indicam oscilações locais, sem impacto significativo sobre o padrão geral de isolamento.

5.6 Métricas baseadas na diversidade de manchas

A diversidade da paisagem é influenciada por dois componentes principais: **Riqueza** (Componente Composicional) o qual refere-se ao número de tipos de fragmentos (manchas) presentes na paisagem e **Uniformidade** (Evenness / Componente Estrutural) o qual refere-se à distribuição da área entre os diferentes tipos de fragmentos. Quanto mais uniforme, mais equilibrada é a área ocupada por cada tipo. As métricas de

composição do Fragstats© não são afetadas pela configuração espacial dos fragmentos.

A Riqueza mede o número de tipos de fragmentos, sem considerar a abundância relativa. Riqueza de Fragmentos (RP) a qual conta o número absoluto de tipos de fragmentos. É sensível à escala (áreas maiores tendem a ter maior riqueza). A Densidade de Riqueza de Fragmentos (PRD), padroniza a riqueza pela área total, o que facilita a comparação entre paisagens de tamanhos diferentes (embora não corrija totalmente a interação com a escala). A Riqueza Relativa de Fragmentos (RPR): Expressa a riqueza como uma porcentagem da riqueza potencial máxima, fornecendo valor interpretativo em certas aplicações.

A Uniformidade mede a distribuição da área, isolando a contribuição da riqueza. São calculados três índices de uniformidade (SHEI, SIEI, MSIEI), correspondentes aos índices de diversidade (Shannon e Simpson). A Uniformidade é expressa como o nível de diversidade observado dividido pela diversidade máxima possível para aquela riqueza. Valores próximos a 1 indicam que a distribuição da área entre os tipos de fragmentos se aproxima da uniformidade perfeita (equilíbrio).

O Fragstats© calcula três índices de diversidade que combinam riqueza e uniformidade:

- Índice de Diversidade de Shannon (IDSH): Baseado na teoria da informação e mais sensível à riqueza. Tipos de fragmentos raros têm grande influência. É usado principalmente como um índice relativo para comparar paisagens.
- Índice de Diversidade de Simpson (IDSI): Menos sensível à riqueza e mais fácil de interpretar. Representa a probabilidade de que duas células selecionadas aleatoriamente sejam de tipos de fragmentos diferentes. Pode ser usado em termos absolutos e relativos.

- Índice de Diversidade de Simpson Modificado (MSDI): Uma variação que se assemelha ao Índice de Shannon em aplicabilidade.

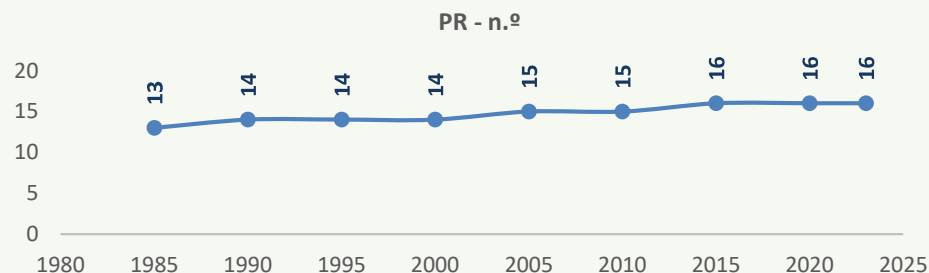
Entre as limitações gerais, são comumente citadas críticas ao uso de índices de diversidade em ecologia de espécies e se elas também são válidas para a ecologia da paisagem. Os índices de diversidade são métricas resumidas que não transmitem nenhuma informação sobre os tipos de fragmentos reais (por exemplo, a presença de um tipo de fragmento raro ou ecologicamente importante). Os índices de Shannon e Simpson combinam riqueza e uniformidade, mas geralmente é mais informativo e recomendado avaliar a riqueza e a uniformidade de forma independente.

5.6.1 Riqueza de manchas (PR - Patch Richness) - L1

A Riqueza de Manchas (Patch Richness - PR) é uma métrica de diversidade que expressa o número total de classes de uso e cobertura do solo presentes na paisagem (McGarigal & Marks, 1995). Ela constitui um dos índices mais simples e diretos para medir a heterogeneidade composicional da paisagem, refletindo a variedade de tipos de cobertura existentes em determinado período.

O PR não considera a proporção ou a dominância de cada classe, apenas a presença ou ausência delas. Assim, é uma métrica puramente qualitativa, associada à diversidade de categorias e não à sua área ou distribuição. O gráfico 56 representa a variação do número de classes (PR) ao longo da série histórica.

Gráfico 56: L1 - Número de classes mapeadas - Riqueza de manchas (PR - Patch Richnes)



Na BHRC, o número de classes de uso e cobertura do solo variou de 13 em 1985 para 16 em 2023, apresentando um aumento discreto, porém constante ao longo do período analisado. Essa tendência indica uma elevação gradual da diversidade composicional da paisagem, associada à introdução de novos tipos de uso antrópico e à diversificação funcional das matrizes espaciais.

1985 - 1995: Estabilidade inicial da diversidade.

Nos primeiros dez anos, o PR manteve-se praticamente estável (13-14 classes), refletindo uma paisagem ainda dominada por formações naturais (florestas, savanas e campos alagáveis), com baixa diversificação antrópica. Esse período corresponde à fase anterior à plena consolidação da fronteira agrícola mato-grossense, quando predominavam usos extensivos e baixa fragmentação estrutural (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2005: Diversificação funcional.

Entre 1995 e 2005, o PR aumentou de 14 para 15, representando a incorporação de novas categorias de uso da terra, como lavouras temporárias específicas (soja, algodão, cana) e silvicultura. Essa ampliação da diversidade reflete a complexificação do mosaico de usos, resultante da intensificação da agricultura mecanizada e da urbanização periférica (Figueiredo et al., 2018). Trata-se de um momento de substituição de áreas

homogêneas por um mosaico funcionalmente heterogêneo, embora dominado por matrizes antrópicas.

2005 - 2023: Consolidação da heterogeneidade.

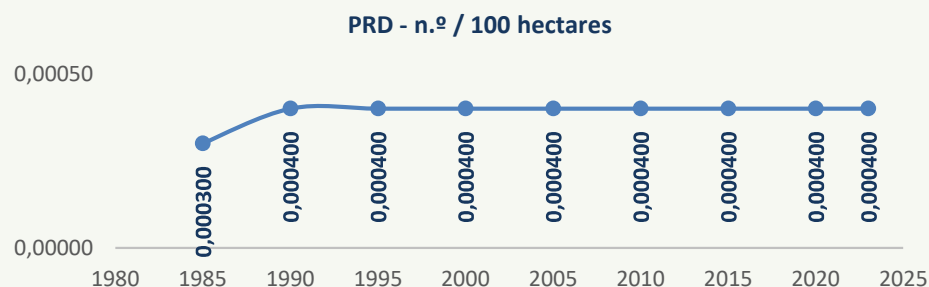
A partir de 2005, observa-se a manutenção de 16 classes, indicando estabilidade composicional e consolidação do padrão de diversidade. Essa estabilidade decorre da maturidade do uso antrópico da paisagem, na qual as principais classes — agrícolas, urbanas e remanescentes naturais — atingiram equilíbrio espacial. A leve oscilação entre 15 e 16 classes sugere pequenas variações de identificação ou subdivisão de usos, sem impacto significativo sobre a diversidade total.

5.6.2 Densidade de riqueza de manchas (PRD - Patch Richness Density) - L2

A Densidade de Riqueza de Manchas (Patch Richness Density - PRD) é uma métrica derivada da Riqueza de Manchas (PR) e mede o número de classes de uso e cobertura do solo por unidade de área da paisagem (McGarigal & Marks, 1995). Ela permite comparar paisagens de tamanhos diferentes, normalizando a riqueza de classes pela escala espacial da análise. O resultado indica quantas classes distintas estão presentes em cada 100 hectares de paisagem. Trata-se, portanto, de uma

métrica de diversidade relativa, útil para avaliar variações espaciais e temporais na complexidade composicional da paisagem. O gráfico 57 representa a variação do índice de riqueza de manchas (PRD) sem distinção de classes.

Gráfico 57: L2 - Densidade de riqueza de manchas (PRD - Patch Richness Density)



Os valores de PRD variaram entre 0,0003 e 0,0004 classes por hectare, mostrando estabilidade ao longo de todo o período analisado (1985 - 2023).

A partir de 1990, o índice se manteve constante em 0,0004, sem oscilações significativas. Isso indica que, embora a riqueza de manchas absoluta (PR) tenha aumentado levemente (de 13 para 16 classes), a proporção entre o número de classes e a área total permaneceu praticamente inalterada.

1985 - 1990: Aumento inicial da densidade.

Entre 1985 e 1990, o PRD cresceu de 0,0003 para 0,0004, refletindo o aumento da diversidade de usos e coberturas decorrente da expansão agrícola inicial e da diferenciação de classes no mapeamento. Esse crescimento coincide com a fase de transição da paisagem natural para um mosaico agropecuário em expansão, quando as primeiras subdivisões funcionais (e.g., pastagem, áreas agrícolas e remanescentes naturais) passaram a compor a estrutura territorial.

1990 - 2023: Estabilidade estrutural e saturação.

Após 1990, o índice estabiliza-se em 0,0004 classes/100 ha., indicando saturação da diversidade relativa. Apesar da introdução de novas classes no tempo (PR crescente), o tamanho total da bacia (área de referência) faz com que o acréscimo seja insignificante em termos proporcionais. Essa estabilidade demonstra que a paisagem atingiu um ponto de equilíbrio composicional, com diversidade constante em escala regional.

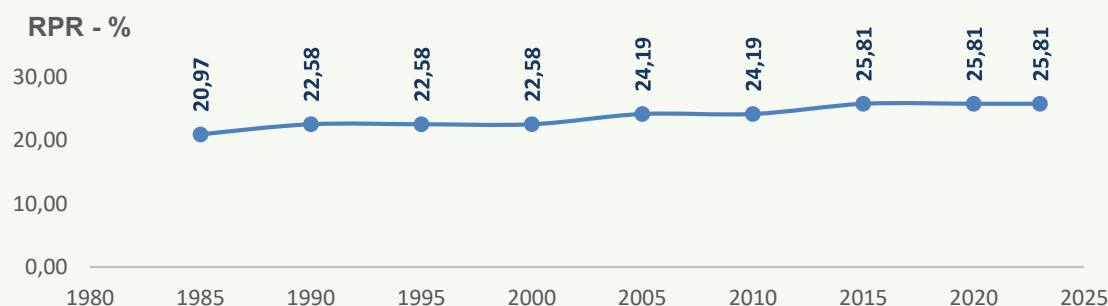
5.6.3 Riqueza relativa de manchas (RPR - Relative Patch Richness) - L3

A Riqueza Relativa de Manchas (RPR - Relative Patch Richness) é uma métrica derivada da Riqueza de Manchas (PR), que avalia a proporção de classes efetivamente presentes na paisagem em relação ao número total de classes possíveis no sistema de classificação (McGarigal & Marks,

1995). Trata-se, portanto, de um índice de diversidade padronizado, que varia de 0 a 1 (ou 0 a 100%), e permite comparar paisagens com diferentes níveis de detalhamento de classes ou entre períodos históricos com número variável de categorias de uso e cobertura do solo. O gráfico 58

representa a variação do índice de riqueza relativa de manchas (RPR) sem distinção de classes.

Gráfico 58: L3 - Riqueza relativa de manchas (RPR - Relative Patch Richness)



Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), o índice de riqueza relativa apresentou valores elevados e estáveis ao longo de todo o período analisado, variando entre 0,80 e 1,00 (ou 80% a 100% da riqueza total possível). Esse comportamento demonstra que a paisagem abrange quase todas as classes de uso e cobertura disponíveis no sistema de classificação, revelando alta diversidade composicional em escala regional.

1985 - 1995: Fase de estruturação e diversificação

Nos primeiros anos (1985-1995), a riqueza relativa aumentou, acompanhando o crescimento da riqueza absoluta (PR). O surgimento de novas classes — como pastagens cultivadas, agricultura temporária e áreas urbanas — ampliou o espectro funcional da paisagem, resultando em incremento expressivo da diversidade proporcional. Essa fase marca a transição da paisagem natural (predominantemente florestal e savânica) para uma paisagem mista, multifuncional e antrópica (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2005: Saturação e consolidação da diversidade

Durante a década seguinte, o RPR atingiu valores próximos de 1,00, indicando ocupação total do espectro de classes possíveis. Essa estabilidade representa a maturação do sistema de uso da terra, quando todas as categorias do mapeamento estavam representadas na paisagem. Ou seja, a riqueza relativa máxima reflete um mosaico consolidado, composto por matrizes agrícolas, áreas urbanas e fragmentos naturais remanescentes.

2005 - 2023: Estabilidade estrutural

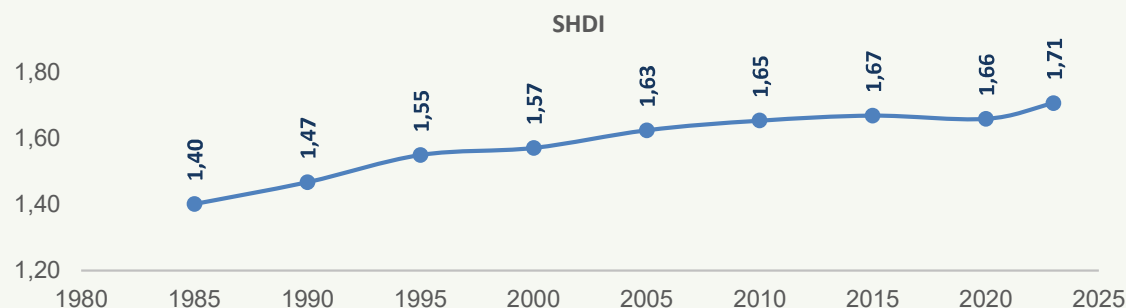
Nos períodos mais recentes, o índice manteve-se em patamar elevado e constante, revelando estabilidade na diversidade composicional e ausência de novas categorias significativas. Isso demonstra que, embora ocorram variações pontuais nas proporções de uso, a estrutura geral da paisagem encontra-se saturada em termos de diversidade funcional (Figueiredo et al., 2018).

5.6.4 Índice de diversidade de Shannon (SHDI - Shannon's Diversity Index) - L4

O Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) é uma métrica clássica da ecologia de paisagens utilizada para quantificar a diversidade composicional de uma paisagem em termos de abundância relativa e equitatividade (uniformidade) das classes de uso e cobertura do solo (McGarigal & Marks, 1995; Forman & Godron, 1986). O SHDI aumenta com o número de classes e com a distribuição mais uniforme das áreas entre

elas, sendo máximo quando todas as classes estão igualmente representadas, assim, valores mais altos de SHDI indicam maior heterogeneidade composicional e diversidade ecológica mais equilibrada. O gráfico 59 representa a variação do índice de diversidade de Shannon (SHDI) sem distinção de classes.

Gráfico 59: L4 - Índice de Diversidade de Shannon (SHDI - Shannon's Diversity Index)



O índice SHDI da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) apresentou um aumento progressivo e contínuo ao longo de todo o período analisado, evoluindo de 1,40 em 1985 para 1,71 em 2023. Esse incremento evidencia o aumento da diversidade estrutural e composicional da paisagem, consequência direta da expansão e diversificação dos usos antrópicos, associados à fragmentação das formações naturais.

1985 - 1995: Baixa diversidade e predomínio natural.

Nos primeiros anos, o SHDI variou entre 1,40 e 1,55, indicando baixa diversidade composicional e predomínio de poucas classes

dominantes, principalmente formações florestais, savânicas e campestres. A paisagem ainda apresentava grande extensão de cobertura vegetal contínua, com pouca heterogeneidade espacial (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2010: Crescimento e diversificação.

Entre 1995 e 2010, o índice elevou-se de 1,55 para 1,65, refletindo a intensificação do uso da terra, com expansão agrícola, formação de mosaicos agropecuários e aumento das áreas urbanas. Essa fase coincide com a consolidação das atividades agroindustriais e com o

avanço da fronteira agrícola, principalmente nas áreas do Planalto do Casca e Depressão Cuiabana. A paisagem tornou-se mais heterogênea, com maior número de classes e distribuição espacial mais equilibrada (Figueiredo et al., 2018).

2010 - 2023: Estabilização em alta diversidade.

De 2010 a 2023, o índice manteve-se em patamar elevado, variando entre 1,65 e 1,71, o que demonstra estabilidade da diversidade composicional. Esse comportamento indica que a paisagem atingiu um estado de saturação ecológica e funcional, com equilíbrio na proporção entre usos agrícolas, urbanos e remanescentes naturais. A diversidade atual resulta de um mosaico consolidado, típico de paisagens antropizadas maduras, em que a heterogeneidade espacial é mantida pela coexistência de múltiplos usos consolidados.

5.6.5 Índice de diversidade de Simpson (SIDI - Simpson's Diversity Index) - L5

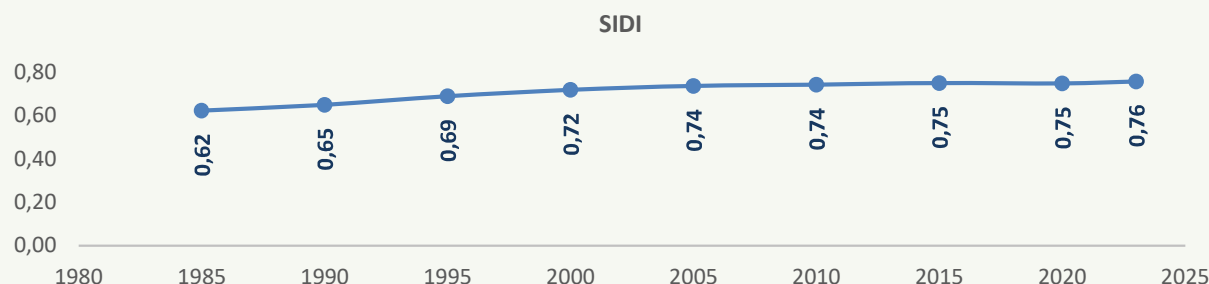
O Índice de Diversidade de Simpson (SIDI) é uma métrica amplamente utilizada na ecologia de paisagens e na análise de padrões espaciais, destinada a mensurar a probabilidade de dois elementos aleatoriamente selecionados na paisagem pertencerem a classes diferentes de uso e cobertura do solo (McGarigal & Marks, 1995; Forman & Godron, 1986).

O valor de SIDI varia entre 0 e 1:

- Valores próximos de 0 indicam baixa diversidade (paisagens dominadas por uma única classe ou uso);
- Valores próximos de 1 indicam alta diversidade, ou seja, distribuição equilibrada entre as classes.

O gráfico 60 representa a variação do índice de diversidade de Simpson (SIDI) sem distinção de classes.

Gráfico 60: L5 - Índice de diversidade de Simpson (SIDI - Simpson's Diversity Index)



Na Bacia do Rio Cuiabá (BHRC), o índice de diversidade de Simpson apresentou tendência de crescimento contínuo e moderado, evoluindo de 0,62 em 1985 para 0,76 em 2023. Esse comportamento evidencia um aumento gradual da diversidade composicional da paisagem,

refletindo processos de fragmentação, diversificação de usos e maior equilíbrio entre as áreas ocupadas pelas diferentes classes.

1985 - 1995: Baixa diversidade e predomínio natural.

Nos primeiros anos da série (1985-1995), os valores do SIDI variaram de 0,62 a 0,69, indicando paisagem de baixa diversidade e predomínio de grandes matrizes naturais contínuas, como formações florestais e savânicas. Nesse período, o sistema apresentava estrutura ecológica homogênea e baixa interferência antrópica, refletindo as condições prévias à intensificação agropecuária (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2010: Diversificação e reorganização espacial.

Entre 1995 e 2010, observa-se aumento progressivo do índice, que passa de 0,69 para 0,74. Esse crescimento corresponde à expansão de usos agrícolas e urbanos, à introdução de novas classes funcionais (pastagens, lavouras temporárias, silvicultura, mosaicos de uso) e à redução da dominância das formações naturais. A paisagem torna-se mais heterogênea e multifuncional, evidenciando processos de reestruturação territorial e fragmentação ecológica (Figueiredo et al., 2018).

2010 - 2023: Estabilização e maturidade estrutural.

De 2010 a 2023, o SIDI manteve-se praticamente estável, variando entre 0,74 e 0,76, o que indica equilíbrio estrutural e maturidade composicional da paisagem. A constância do índice revela que as proporções entre as classes de uso e cobertura atingiram estabilidade, e que o sistema espacial se consolidou em um mosaico heterogêneo, porém funcionalmente antropizado. Nesse contexto, o aumento da diversidade

reflete a coexistência consolidada de usos agrícolas, urbanos e remanescentes naturais dentro de um modelo territorial saturado.

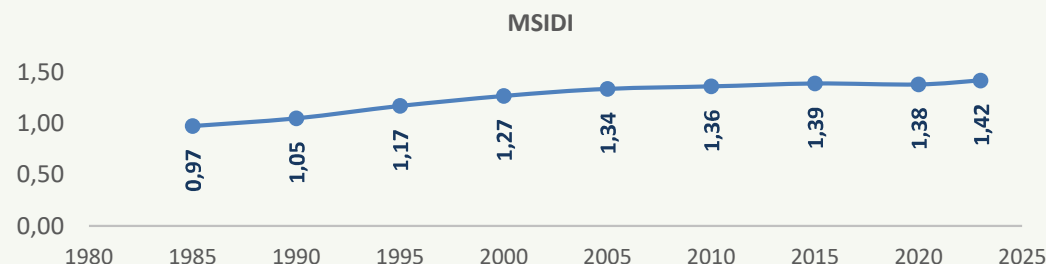
5.6.6 Índice de diversidade de Simpson modificado (MSIDI - Modified Simpson's Diversity Index) - L6

O Índice de Diversidade de Simpson Modificado (MSIDI) representa uma versão ajustada do índice clássico de Simpson, proposta por McGarigal e Marks (1995) no programa Fragstats®, com o objetivo de ampliar a sensibilidade da métrica a mudanças sutis na estrutura composicional da paisagem. Enquanto o SIDI expressa a probabilidade de dois elementos aleatórios pertencerem a classes diferentes, o MSIDI ajusta essa relação, permitindo valores superiores a 1, o que facilita comparações entre paisagens com ampla variação de classes e proporções desiguais.

Dessa forma, o MSIDI aumenta conforme cresce a diversidade de classes e a uniformidade de suas proporções, refletindo uma estrutura mais equilibrada e heterogênea.

Valores altos indicam alta diversidade composicional e baixa dominância, enquanto valores baixos indicam paisagens homogêneas. O gráfico 61 representa a variação do índice de diversidade de Simpson Modificado (MSIDI) sem distinção de classes.

Gráfico 61: L6 - Índice de Diversidade de Simpson Modificado (MSIDI - Modified Simpson's Diversity Index).



O índice MSIDI da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) apresentou crescimento constante ao longo das quatro décadas analisadas, passando de 0,97 em 1985 para 1,42 em 2023, o que representa um aumento de aproximadamente 46% na diversidade composicional da paisagem.

1985 - 1995: Paisagem natural e baixa heterogeneidade.

Entre 1985 e 1995, o MSIDI subiu de 0,97 para 1,17, caracterizando uma paisagem ainda dominada por formações florestais, savânicas e campestres, mas que começava a diversificar-se com o avanço dos usos agropecuários e urbanos. O aumento da diversidade nessa fase reflete processos iniciais de fragmentação e conversão do uso da terra, ainda de forma localizada (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2010: Expansão antrópica e diversificação acelerada.

De 1995 a 2010, o índice evoluiu de 1,17 para 1,36, indicando uma mudança estrutural mais profunda na composição da paisagem. Nesse período, consolidaram-se novas classes de uso, como soja, cana, silvicultura e mosaicos de uso agropecuário, aumentando a heterogeneidade e a complexidade territorial. A expansão da fronteira agrícola e a intensificação das atividades econômicas geraram um mosaico heterogêneo, com áreas naturais residuais intercaladas a zonas agrícolas contínuas (Figueiredo et al., 2018).

2010 - 2023: Maturidade e estabilidade composicional.

De 2010 a 2023, o MSIDI manteve valores entre 1,36 e 1,42, demonstrando estabilidade da diversidade e equilíbrio funcional entre as diferentes classes de uso e cobertura. Esse comportamento indica que a paisagem atingiu um nível de saturação estrutural, no qual a diversidade relativa se estabilizou, com proporções equilibradas entre áreas agrícolas, urbanas e remanescentes naturais.

5.6.7 Índice de uniformidade de Shannon (SHEI - Shannon's Evenness Index) - L7

O Índice de Uniformidade de Shannon (SHEI) expressa o grau de equitatividade na distribuição das classes de uso e cobertura do solo dentro da paisagem, sendo derivado diretamente do Índice de Diversidade de Shannon (SHDI).

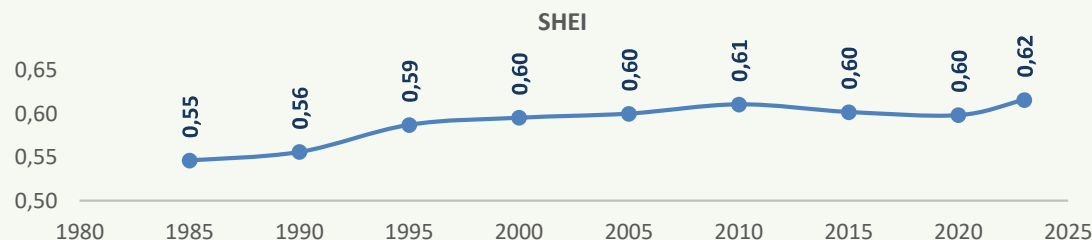
Enquanto o SHDI mede a diversidade total, o SHEI quantifica a uniformidade, ou seja, o quão igualmente as diferentes classes estão representadas na paisagem (McGarigal & Marks, 1995; Forman & Godron, 1986).

Os valores de SHEI variam entre 0 e 1, em que:

- Valores próximos de 1 indicam alta uniformidade, com proporções de classes similares;
- Valores baixos indicam domínio de uma ou poucas classes, sugerindo paisagem menos equilibrada.

O gráfico 62 representa a variação do índice de Shannon (SHEI) sem distinção de classes.

Gráfico 62: L7 - Índice de Shannon (SHEI - Shannon's Evenness Index)



O índice SHEI apresentou tendência de crescimento gradual ao longo das quatro décadas analisadas, passando de 0,55 em 1985 para 0,62 em 2023, evidenciando melhora na uniformidade da distribuição das classes de uso e cobertura do solo. Esse comportamento revela que, com o tempo, a paisagem se tornou mais equilibrada, com redução da dominância de uma única classe e maior homogeneização proporcional entre os diferentes tipos de uso.

1985 - 1995: Baixa uniformidade e domínio natural.

Nos primeiros anos (1985-1995), o índice variou de 0,55 a 0,59, refletindo uma paisagem fortemente dominada por formações naturais, principalmente florestais e savânicas, com pouca representatividade de outras classes. A baixa uniformidade indica estrutura homogênea e pouco diversificada, característica de paisagens ainda predominantemente naturais (Zeilhofer, 2001).

1995-2010: Aumento da uniformidade.

De 1995 a 2010, o índice elevou-se de 0,59 para 0,61, sinalizando reorganização espacial e aumento da diversidade relativa. Essa fase coincide com o avanço agropecuário e urbano, que reduziu a dominância das formações nativas e introduziu novas classes de uso (soja, pastagem, mosaicos de uso e áreas urbanizadas). A paisagem tornou-se mais equilibrada em proporções, refletindo maior heterogeneidade e redistribuição funcional dos usos (Figueiredo et al., 2018).

2010 - 2023: Estabilização e maturidade.

Nos anos recentes (2010-2023), o índice manteve-se entre 0,60 e 0,62, sugerindo estabilização da estrutura composicional e maturidade do mosaico paisagístico. A uniformidade atingiu um patamar alto e estável, indicando que as proporções relativas entre as diferentes classes de uso se consolidaram, com predomínio de uma configuração equilibrada entre usos antrópicos e remanescentes naturais. A tendência geral de aumento do SHEI demonstra que a Bacia do Rio Cuiabá passou de um sistema dominado por poucas classes naturais para uma paisagem diversificada e proporcionalmente equilibrada. Isso reflete uma redistribuição espacial dos usos, promovendo maior homogeneidade em termos de cobertura, embora à custa da fragmentação ecológica das formações nativas.

5.6.8 Índice de uniformidade de Simpson modificado (MSIEI - Modified Simpson's Evenness Index) - L9

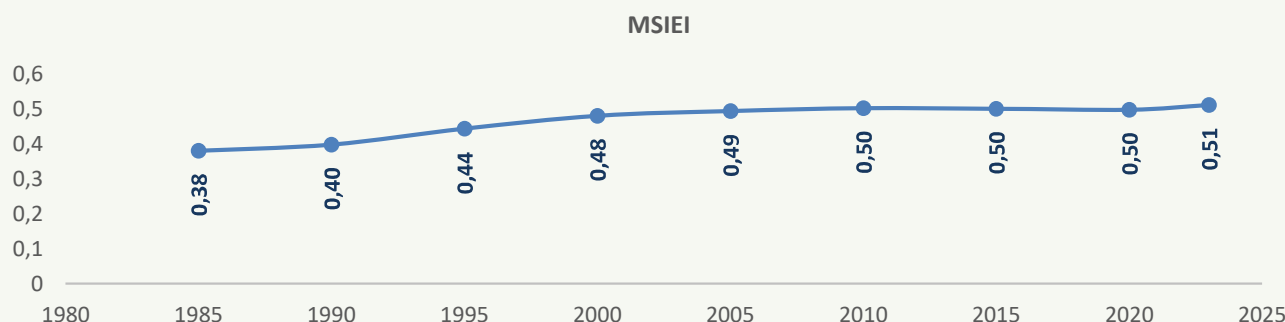
O Índice de Uniformidade de Simpson Modificado (MSIEI) mede o grau de equitatividade na distribuição das classes de uso e cobertura da terra, ajustado pela sensibilidade do Índice de Simpson Modificado (MSIDI). Trata-se de uma métrica que expressa o quanto as classes estão distribuídas de forma uniforme, levando em consideração tanto o número de categorias quanto a proporção que cada uma ocupa (McGarigal & Marks, 1995).

Os valores de MSIEI variam entre 0 e 1, sendo que:

- Valores próximos de 1 indicam alta uniformidade (todas as classes com proporções semelhantes);
- Valores baixos indicam baixa uniformidade, ou seja, predomínio de uma ou poucas classes de uso e cobertura.

O gráfico 63 representa a variação do índice de uniformidade de Simpson Modificado (MSIEI) sem distinção de classes.

Gráfico 63: L9 - Índice de uniformidade de Simpson Modificado (MSIEI - Modified Simpson's Evenness Index)



Na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), o índice MSIEI apresentou uma tendência de crescimento contínuo e suave, de 0,38 em 1985 para 0,51 em 2023, indicando maior equilíbrio entre as proporções das diferentes classes de uso e cobertura do solo. Esse comportamento demonstra uma evolução da estrutura espacial da paisagem em direção a uma maior homogeneidade relativa, refletindo a diversificação e estabilização das proporções de uso da terra ao longo das últimas quatro décadas.

1985 - 1995: Domínio natural e baixa uniformidade.

Durante o período inicial, os valores do índice variaram entre 0,38 e 0,44, caracterizando uma paisagem pouco uniforme, fortemente dominada por formações naturais — especialmente florestas, savanas e campos alagados. A baixa uniformidade reflete uma estrutura ecológica ainda primária, na qual poucas classes ocupavam a maior parte da área da bacia (Zeilhofer, 2001).

1995 - 2010: Aumento da heterogeneidade e reorganização espacial.

Entre 1995 e 2010, o índice aumentou de 0,44 para 0,50, correspondendo ao período de maior diversificação dos usos antrópicos. A

introdução de novas categorias de uso agrícola (soja, cana, algodão), o crescimento urbano e a expansão de áreas mosaico reduziram a dominância das classes naturais, conferindo maior equilíbrio entre as proporções de ocupação. Essa fase representa o pico da reorganização territorial da BHRC, com crescente complexidade espacial e redistribuição das áreas (Figueiredo et al., 2018).

2010 - 2023: Estabilização e maturidade estrutural.

De 2010 a 2023, os valores oscilaram levemente entre 0,50 e 0,51, indicando estabilização estrutural e maturidade da configuração da paisagem. A uniformidade atingiu seu nível máximo no período, sugerindo que as classes de uso e cobertura mantêm proporções estáveis. Essa estabilidade reflete um mosaico consolidado, no qual a diversidade estrutural é alta, mas a dinâmica de substituição e fragmentação se tornou menos intensa.

5.7 Considerações parciais

O Capítulo 5 apresentou os resultados empíricos da pesquisa obtidos a partir da análise de imagens raster da série histórica (1985-2023), processadas no software Fragstats®, principal ferramenta para o cálculo de métricas da paisagem. O objetivo central foi compreender a evolução da estrutura espacial e das mudanças de cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), revelando tendências de fragmentação, conectividade e complexidade morfológica ao longo de quase quatro décadas. As métricas foram calculadas nos níveis classe e paisagem, abrangendo categorias de uso como formações florestais, savânicas, campestres, pastagens, agricultura (soja, cana, algodão, lavouras temporárias), silvicultura, áreas urbanizadas, mineração e corpos d'água. As principais variáveis avaliadas incluíram área e borda (TA, TE, ED), forma (PAFRAC), área central (TCA, CPLAND, NDCA), contraste (CWED, TECI) e agregação/interspersão. Os resultados revelaram tendências expressivas de transformação da paisagem como a redução contínua das formações

florestais (de 17,6% para 15,8%) e savânicas (de 57,8% para 37,3%), indicando um processo de fragmentação e substituição por usos antrópicos, expansão das pastagens (de 3,3% para 25,9%) e das áreas agrícolas, especialmente de soja, que passou de 0,22% para 3,29% da área total, aumento das áreas urbanizadas, embora em menor proporção (de 0,33% para 0,75%), e discreto crescimento das áreas de mineração e silvicultura, redução acentuada dos campos alagados e áreas pantanosas, que passaram de 6,5% para 1,9%, demonstrando perda de habitats úmidos e impacto direto sobre ecossistemas associados ao Pantanal.

As métricas de borda total (TE) e densidade de borda (ED) apontaram um crescimento significativo até 2020, refletindo o aumento da fragmentação e da complexidade espacial. Já a dimensão fractal (PAFRAC) indica uma paisagem progressivamente mais irregular e heterogênea, com valores próximos a 1,5 — característicos de padrões altamente modificados por ação humana. A análise da área central dos fragmentos (TCA e CPLAND) demonstra diminuição expressiva das zonas-núcleo florestais e savânicas, o que reduz a qualidade dos habitats e intensifica os efeitos de borda. Métricas de contraste (CWED e TECI) confirmam a crescente justaposição entre usos agrícolas e remanescentes naturais, ampliando o isolamento ecológico e dificultando fluxos biológicos. Por fim, os índices de agregação e interspersão revelam uma paisagem cada vez mais subdividida e desconexa, especialmente após 2000, coincidindo com a expansão agropecuária e urbana.

O Capítulo 5 constituiu o núcleo analítico e quantitativo da dissertação, traduzindo em métricas e gráficos o processo de transformação da paisagem regional. As informações obtidas evidenciaram que, entre 1985 e 2023, a BHRC passou por uma transição estrutural profunda, marcada pela conversão de ecossistemas naturais em áreas produtivas, refletindo o avanço do agronegócio, da pecuária e da urbanização sobre a base ecológica da bacia. As métricas demonstraram um declínio da conectividade ecológica e um aumento da fragmentação, o que compromete a integridade ambiental e a sustentabilidade dos serviços

ecossistêmicos. A perda de área central e o crescimento das bordas indicam maior exposição dos ecossistemas aos efeitos antrópicos, como erosão, assoreamento e perda de biodiversidade. A expansão das pastagens e da soja, em detrimento de formações savânicas e florestais, revela uma paisagem dominada por matrizes homogêneas, com baixa diversidade e alta vulnerabilidade ambiental. Ao integrar métricas como TA, PLAND, LPI, TE, ED, PAFRAC, TCA e TECI, o capítulo confirmou a eficácia da ecologia da paisagem como abordagem para compreender a dinâmica territorial. A análise evidencia não apenas as mudanças espaciais, mas também as implicações ecológicas e socioambientais dessas transformações, oferecendo subsídios concretos para o planejamento ambiental e gestão da bacia hidrográfica.

Em síntese, o capítulo reafirma que a sustentabilidade da BHRC depende diretamente da reconectividade ecológica e da preservação das formações naturais remanescentes, destacando a necessidade de políticas públicas integradas, monitoramento contínuo e adoção de práticas de uso da terra baseadas na conservação da paisagem. O próximo capítulo fará uma discussão dos resultados obtidos e como estes resultados impactam de forma marcante a sustentabilidade ecológica da BHRC. O próximo capítulo faz uma discussão dos resultados obtidos e como estes dados podem auxiliar na compreensão das abordagens necessárias para resgatar a sustentabilidade ecológica da BHRC.

5.8 Referências Bibliográficas

BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan. **Ecologia da Paisagem: Fundamentos e Métodos**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2009.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 7 nov. 2025.

CASTRO, C. A. C. de et al. Cobertura e uso da terra no Cerrado mato-grossense: padrões, tendências e desafios à conservação. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 14, n. 2, p. 1-20, 2021.

CHAVES, J. S.; PADOVANI, C. R.; ZOLIN, C. A. **Alterações hidrológicas e degradação de áreas úmidas no Pantanal e seu entorno**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Embrapa Pantanal, Corumbá, n. 175, 2020.

CHIARENDI, A.; COLPINI, C.; SOARES, M. A. Análise da dinâmica de cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - MT. **Revista Geoambiente**. n. 27, p. 72-89, 2016.

DORES, E. F. G. de C.; LIMA, Z. M.; FIGUEIREDO, D. M. de (orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 2018. 715 p.

EMBRAPA. **Entenda o Código Florestal (Lei 12.651/2012)**. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/entenda-o-codigo-florestal>. Acesso em: 7 nov. 2025. Embrapa

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 34, p. 487-515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 7 nov. 2025.

FIGUEIREDO, D. M. de M.; DORES, E. F. G. de C.; LIMA, Z. M. (Orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 2018.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: Wiley, 1986.

FORMAN, Richard T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, e1500052, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 7 nov. 2025. Science

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

IBGE. **Cuiabá (MT): panorama municipal**. Rio de Janeiro: IBGE, 2025a. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/cuiaba/panorama>. Acesso em: 7 nov. 2025. IBGE Cidades

IBGE. **Várzea Grande (MT): cidades e estados**. Rio de Janeiro: IBGE, 2025b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mt/varzea-grande.html>. Acesso em: 7 nov. 2025. IBGE

LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise Espacial e Ecologia da Paisagem: Conceitos e Aplicações**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2013.

LAUSCH, Angela; BLASCHKE, Thomas; KIESE, Rainer; HAASE, Dagmar. The Role of Landscape Metrics in Environmental Assessment and Monitoring. **Ecological Indicators**, v. 47, p. 100-118, 2015.

LEVINS, R. **Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control**. Bulletin of the Entomological Society of America, v. 15, p. 237-240, 1969.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MAPBIOMAS. **Em 2023, a perda de áreas naturais no Brasil atinge 33% do território**. São Paulo: MapBiomas, 21 ago. 2024. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2024/08/21/em-2023-a-perda-de-areas->

naturais-no-brasil-atinge-a-marca-historica-de-33-do-territorio/. Acesso em: 7 nov. 2025. MapBiomias Brasil

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da terra do Brasil - Coleção 9 (1985-2023)**. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 3 nov. 2025.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS®: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. Portland: USDA Forest Service, 1995.

MCGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard. **FRAGSTATS® v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2012.

MCGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard; CUSHMAN, Samuel A. **FRAGSTATS® v5.3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2023. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/Fragstats/Fragstats.html>. Acesso em: 3 nov. 2025.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1-2, p. 1-9, 2001.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado)**. Brasília: MMA, 2011. Disponível em: https://combateadodesmatamento.mma.gov.br/images/conteudo/PPCerrado_1aFase.pdf. Acesso em: 7 nov. 2025. combateadodesmatamento.mma.gov.br

ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

SEDEC-MT - SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO DE MATO GROSSO. **PIB de Mato Grosso registra a maior variação percentual do país e cresce mais de 1.230% em 20 anos (2002-2022)**. Cuiabá: Governo de

Mato Grosso, 18 nov. 2024. Disponível em: <https://www.secom.mt.gov.br/web/sedec/w/pib-de-mato-grosso-registra-a-maior-varia%C3%A7%C3%A3o-percentual-do-pa%C3%ADs-e-cresce-mais-de-1.230-em-20-anos>. Acesso em: 7 nov. 2025.

SOUZA, J. M.; RIBEIRO, L. S.; BRAGA, M. L. Urbanização, mineração e fragmentação ambiental em bacias hidrográficas do Centro-Oeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 34-58, 2022.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. New York: Springer, 2001.

WITH, K. A. **Essentials of Landscape Ecology**. New York: Oxford University Press, 2019.

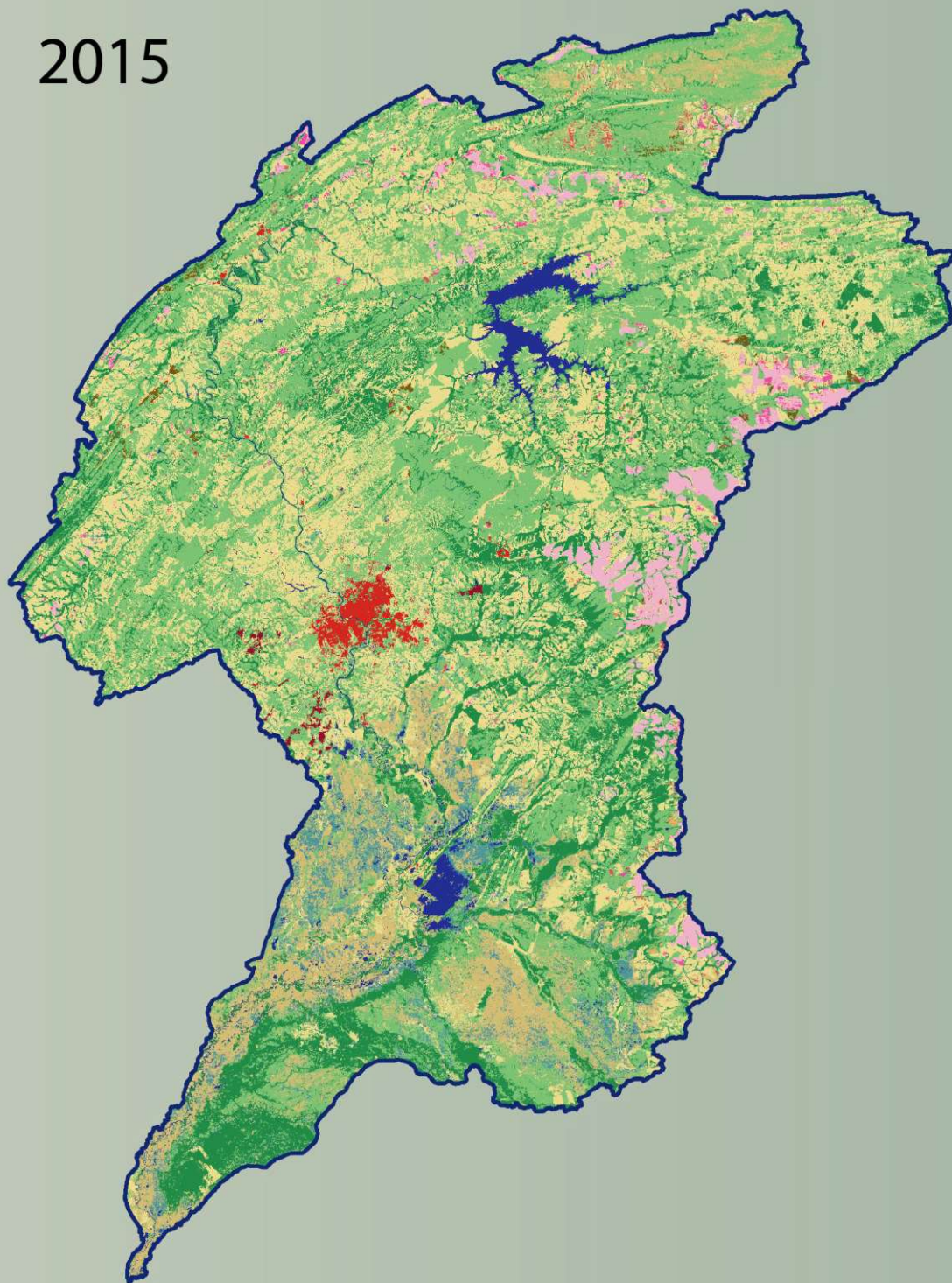
WITH, Kimberly A. **Landscape Ecology Across Scales**. Oxford: Oxford University Press, 2019.

ZEILHOFER, P. **Análise multitemporal do uso do solo e cobertura vegetal na Bacia do Rio Cuiabá**. Cuiabá: UFMT, 2001.

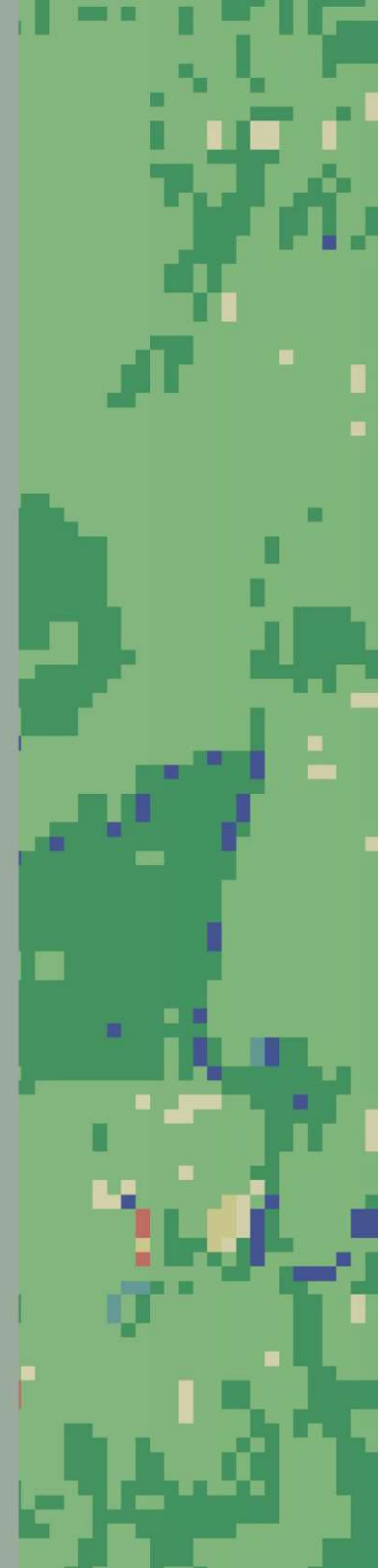
ZEILHOFER, P. Modelagem digital do relevo e implicações geomorfológicas na bacia do Rio Cuiabá (MT). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 23-39, 2001.

ZOCCA, J. J.; SILVA, M. S.; SOARES, L. M. Mudanças no uso da terra e implicações ambientais na Depressão Cuiabana. **Revista Cerrados**, Montes Claros, v. 18, n. 2, p. 203-221, 2020.

2015



C
A
P
Í
T
U
L
O
6



CAPÍTULO 6 - DISCUSSÃO DOS RESULTADOS E IMPLICAÇÕES PARA A SUSTENTABILIDADE

A análise espacial de paisagens, aliada ao uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG), tem se consolidado como um instrumento metodológico consistente e indispensável para estudos ambientais, especialmente em territórios sujeitos a pressões socioeconômicas crescentes e rearranjos estruturais da cobertura e uso da terra. Nesse sentido, visando ampliar o alcance interpretativo dos resultados deste estudo, foram incorporadas análises derivadas do processamento de imagens raster e da extração de métricas quantitativas de ecologia da paisagem, utilizando softwares específicos como ArcGis e Fragstats®, reconhecidos internacionalmente pela capacidade de mensurar, espacializar e comparar padrões multitemporais de paisagens fragmentadas.

O uso da série histórica anual (1985 - 2023) disponibilizada pelo projeto MapBiomias, em sua Coleção 9, permitiu reconstruir, com elevada acurácia sistêmica, o comportamento temporal e espacial da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). A partir do processamento e padronização dos dados, foi possível identificar tendências evolutivas da estrutura da paisagem, evidenciando padrões de permanência, substituição, expansão, retração e reorganização espacial das classes de cobertura e uso da terra. Tais resultados permitem caracterizar, de forma técnica e comparável, o grau de antropização da paisagem e suas repercussões ecológicas, hidrológicas, socioeconômicas e territoriais.

Os dados quantitativos extraídos favoreceram uma leitura integrada e fundamentada acerca de temas essenciais à gestão territorial contemporânea, tais como: conversão de usos da terra, impactos potenciais sobre serviços ecossistêmicos e recursos hídricos, expansão da urbanização, intensificação da agropecuária mecanizada, fragmentação de habitats naturais, variações na conectividade ecológica, mudanças na agregação e contraste entre manchas e, ainda, inferências sobre resiliência ecológica e possíveis *hotspots* de vulnerabilidade ambiental. Assim, os

resultados transcendem o caráter meramente descritivo, permitindo interpretar trajetórias evolutivas e diagnosticar riscos e oportunidades para o planejamento ambiental da região da BHRC.

Adotou-se como premissa interpretativa que o ano de 1985 representa uma condição de referência (*baseline*) próxima do estado pré-expansão agropecuária moderna, portanto, mais alinhada ao padrão ecológico original da BHRC. Dessa forma, todos os anos subsequentes, até 2023, foram analisados comparativamente, de modo a evidenciar o grau, ritmo e direção das transformações, fornecendo subsídios técnicos para a formulação de estratégias de mitigação, restauração, compensação ambiental e ordenamento territorial orientado à sustentabilidade.

Para assegurar rigor metodológico e clareza interpretativa, a discussão foi estruturada considerando dois níveis complementares de análise:

- a) métricas implícitas relacionadas a **composição da paisagem (item 6.2)**, relacionadas diversidade de manchas;
- b) métricas explícitas relacionadas a **configuração da paisagem (item 6.3)**, associadas à área, forma, área central, contraste e agregação de manchas.

A composição da paisagem refere-se a dados sem referências a tributos espaciais (implicitamente espaciais) em contraponto às métricas de configuração que exigem informações espaciais para seu cálculo (explicitamente espaciais).

Além disso, as análises foram desenvolvidas em duas escalas interpretativas:

- Nível de classes de cobertura e uso da terra (indicadas pela letra C), totalizando 16

categorias reconhecidas pelo MapBiomas para a BHRC;

- Nível da paisagem integrada (indicadas pela letra L), sem distinção temática entre classes, permitindo a compreensão da estrutura global da BHRC.

Essa organização analítica possibilita avaliar tanto padrões intraclasses, importantes para conservação e manejo de ecossistemas específicos, quanto padrões interclasses, fundamentais para estratégias de conectividade e governança territorial multi escalar.

A discussão a seguir integra, correlaciona e interpreta os resultados, propondo leitura crítica fundamentada no referencial teórico-metodológico adotado e buscando contribuir para a formulação de políticas públicas ambientais e territoriais, instrumentos de planejamento urbano e regional, modelos de gestão hídrica, programas de restauração ecológica, critérios de licenciamento ambiental e, sobretudo, novas agendas de sustentabilidade socioecológica para a BHRC.

6.1 Análise Espacial e Temporal da Cobertura e uso da terra

A dinâmica territorial observada em grande parte dos municípios brasileiros, e de forma particularmente intensa na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), reflete o processo histórico de expansão das fronteiras agrícolas no Centro-Oeste, caracterizado pela rápida conversão de ecossistemas naturais em áreas produtivas. O crescimento desordenado das áreas urbanas e rurais, impulsionado por forças econômicas e pela demanda por novas terras agricultáveis, promoveu uma reestruturação profunda da paisagem regional e resultou na consolidação de uma matriz antrópica dominante, intercalada por fragmentos naturais isolados.

Esse processo é descrito por Passold e Barros, no documento intitulado - Planejando Paisagens Sustentáveis (2014), publicado pela The Nature Conservancy. Segundo os autores, a expansão não planejada do uso

da terra cria um mosaico composto por pequenas ilhas de vegetação nativa dispersas dentro de uma matriz fortemente antropizada, o que intensifica a fragmentação e compromete tanto a conectividade estrutural quanto os processos ecológicos essenciais à manutenção da biodiversidade. Eles ressaltam que a análise da estrutura da paisagem constitui uma ferramenta estratégica para ações de conservação, restauração e manejo ambiental, afirmando que:

A análise da paisagem, por meio da identificação e do mapeamento de áreas importantes para a conservação visando reconectá-las e integrá-las a esse mosaico antropizado, é uma ferramenta poderosa para a priorização de áreas a serem restauradas. A caracterização do uso e da ocupação do solo se traduz num retrato da paisagem (...), a partir do qual é possível identificar e quantificar as áreas prioritárias para a restauração florestal (Passold; Barros, 2014, p. 28).

Nesse contexto, o presente estudo adotou um conjunto abrangente de métricas da ecologia da paisagem, processadas com apoio do software Fragstats©®, buscando compreender a evolução das dinâmicas espaciais da BHRC entre 1985 e 2023. Para fins analíticos, essas métricas foram organizadas em dois grandes grupos: (i) métricas de composição da paisagem, discutidas na Seção 6.2, e (ii) métricas de configuração da paisagem, detalhadas na Seção 6.3.

A decisão metodológica de seguir a mesma nomenclatura e estrutura lógica do Fragstats©® — incluindo os prefixos C (classes) e L (paisagem), facilita a replicabilidade do estudo, a comparação de resultados e a compreensão integrada do comportamento multitemporal da paisagem. Essa organização também permite distinguir claramente os processos que operam dentro de cada classe de cobertura e uso da terra daqueles que se manifestam na estrutura global da paisagem, contribuindo para um diagnóstico mais preciso das tensões entre áreas naturais e

antrópicas. Para orientar adequadamente a interpretação dos resultados, algumas notas conceituais são importantes:

- O Índice de Contágio (CONTAG) é calculado apenas no nível da paisagem (L) e expressa a tendência geral de agrupamento ou dispersão das classes;
- O Índice de Intercalação e Justaposição (IJI) mede exclusivamente o grau de interspersão entre classes, não sendo afetado pela resolução do raster;
- A Porcentagem de Adjacências Semelhantes (PLADJ) isola o fenômeno da dispersão espacial dentro de classes específicas, sendo influenciada pelo comprimento das bordas;
- O Índice de Agregação (AI) e o Índice de Aglomeração (CLUMPY) foram derivados do PLADJ, sendo calculados, respectivamente, com base em células e em manchas;
- Valores menores de comprimento de borda tendem a aumentar PLADJ, AI e CLUMPY, indicando maior agregação;
- O Índice de Forma da Paisagem (LSI) descreve a desagregação ou complexidade geométrica das manchas;
- O nLSI, sua versão normalizada, pode gerar valores distorcidos quando uma classe ocupa mais de 50% da paisagem;
- O Índice de Coesão (COHESION) está relacionado à conectividade estrutural de habitats;

- A subdivisão da paisagem pode ser analisada a partir do Número de Manchas (NP) e da Densidade de Manchas (PD);
- O Índice de Divisão da Paisagem (DIVISION) baseia-se em células raster, enquanto o Índice de divisão (SPLIT) utiliza a contagem de manchas;
- As métricas de diversidade (PR, PRD, RPR, SHDI, SIDI, MSIDI, SHEI e MSIEI) são calculadas apenas no nível da paisagem (L) e descrevem a composição global;

Em conjunto, esses elementos estruturam o arcabouço conceitual e metodológico que fundamenta a discussão dos resultados apresentados nos capítulos seguintes, permitindo interpretar como os processos socioeconômicos, ecológicos e territoriais atuaram sobre a estrutura da paisagem da BHRC ao longo das últimas quatro décadas.

6.2 Análise da composição da paisagem

A composição da paisagem corresponde à variedade e à abundância dos diferentes tipos de manchas presentes no mosaico, sem considerar sua distribuição espacial. Como integra todos os tipos de manchas, suas métricas só se aplicam em nível de paisagem. Entre os principais indicadores estão a proporção ocupada por cada classe, a riqueza, a equitabilidade e a diversidade de manchas. Existem inúmeras formas de medir essa diversidade, muitas derivadas da ecologia de comunidades e, portanto, sujeitas às mesmas limitações interpretativas. Assim, cabe ao pesquisador selecionar o índice mais adequado aos objetivos de sua análise. Nesse grupo incluem-se indicadores de diversidade os quais fornecem um retrato quantitativo

da configuração funcional da paisagem em um dado momento (McGarigal; Marks, 1995; Forman; Godron, 1986).

As métricas de diversidade incluem índices como o de Shannon (SHDI) e de Simpson (SIDI) e suas versões modificadas, além de medidas de uniformidade e riqueza. Esses indicadores sintetizam a complexidade composicional da paisagem, representando o grau de heterogeneidade ecológica e a variedade de usos da terra. Uma paisagem com alta diversidade de classes pode indicar um mosaico multifuncional, ao passo que valores reduzidos sinalizam homogeneização decorrente de processos como expansão agrícola ou urbanização.

Ao analisar a paisagem da BHRC entre 1985 e 2023, as métricas de composição permitem identificar com precisão as principais transformações ocorridas no território. Elas evidenciam a retração progressiva de formações naturais contínuas, a expansão acentuada das classes produtivas, e a reorganização da estrutura territorial em função da pressão antrópica. Assim, tornam-se elementos fundamentais para embasar diagnósticos ambientais e para orientar medidas de conservação, restauração ecológica e planejamento territorial integrado. O programa Fragstats© calcula as seguintes métricas de composição da paisagem, conforme o quadro 16.

Quadro 16: Métricas de composição da paisagem

Métrica de Área		
C2 - Porcentagem da paisagem	(PLAND)	%
Métrica de Área Central		
C2 - % área central da paisagem	(CPLAND)	%
Métricas de diversidade		
L1 - Riqueza de patches	(PR)	número
L2 - Densidade de riqueza de mancha	(PRD)	n.º / 100 hectares
L3 - Riqueza relativa de patches	(RPR)	%
L4 - Índice de Diversidade de Shannon	(SHDI)	s/unidade
L5 - Índice de Diversidade de Simpson	(SIDI)	s/unidade
L6 - Índice de Diversidade de Simpson modificado	(MSIDI)	s/unidade
L7 - Índice de uniformidade de Shannon	(SHEI)	s/unidade
L9 - Índice de uniformidade de Simpson modificado	(MSIEI)	s/unidade

6.2.1 Porcentagem da paisagem C2 (PLAD -Percentage of Landscape)

A série histórica (1985 a 2023) da porcentagem da paisagem por classes evidencia a profunda reorganização estrutural da cobertura e do uso da terra na BHRC, expressando o avanço das atividades agropecuárias e a retração das formações naturais. Essa dinâmica reflete o padrão característico das áreas de transição Cerrado - Pantanal, onde a expansão de pastagens e agricultura mecanizada reconfigurou a estrutura da paisagem, substituindo formações savânicas e florestais contínuas por mosaicos produtivos fragmentados (Figueiredo et al., 2018; Zocca et al., 2020; MapBiomias, 2024).

Durante todo o período analisado, a Formação Savânica (1.2) se manteve como a classe de maior representatividade, passando de 57,79% em 1985 para 37,38% em 2023. Apesar da redução absoluta, ainda constitui o principal elemento estrutural da paisagem, funcionando como matriz ecológica predominante (Forman; Godron, 1986). A Formação

Florestal (1.1) ocupa o segundo lugar em extensão, com pequena redução percentual (de 17,68% em 1985 para 15,81% em 2023), demonstrando relativa estabilidade estrutural, associada principalmente às áreas de relevo mais acidentado, como as encostas da Chapada dos Guimarães e fragmentos de floresta estacional nas margens de drenagens e cabeceiras (Zeilhofer, 2001).

Essas duas classes (1.1 e 1.2), somadas, representavam aproximadamente 75% da paisagem original e, em 2023, ainda respondem por mais de 50% da área total da BHRC, constituindo o estoque remanescente de vegetação nativa mais expressivo da região. Do ponto de vista ecológico, as classes que mais requerem conservação e manejo prioritário são:

- Formação Savânica (1.2) e Formação Florestal (1.1): Por sua função de matriz ecológica, estoque de biodiversidade e papel fundamental na regulação hídrica da bacia (Forman; Godron, 1986; MMA, 2011);
- Campo Alagado e Área Pantanosa (2.1): Essenciais à manutenção da conectividade com o Pantanal, à mitigação de cheias e à reposição de aquíferos;
- Formações Campestres (2.2): Por funcionarem como áreas de transição e corredores biológicos entre fragmentos florestais e áreas úmidas.

Essas classes compõem o conjunto de áreas de interesse ecológico que, se integradas ao Sistema de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais, podem aumentar a coesão da paisagem e reduzir o isolamento de remanescentes.

O período analisado reflete uma transição ecológica e socioeconômica, marcada pela redução de áreas naturais e expansão das atividades produtivas até 2015, seguida de estabilização relativa entre 2015 e 2023.

As formações savânicas e florestais, embora reduzidas, ainda desempenham o papel de núcleo ecológico estruturante e necessitam de políticas ativas de restauração e manejo integrado por bacia. Em contrapartida, as classes de pastagem e agricultura se consolidaram como os principais vetores de pressão sobre a biodiversidade e os recursos hídricos, sendo prioritário o planejamento da paisagem que compatibilize produção e conservação, conforme propõe o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento no Cerrado (PPCerrado) (MMA, 2011) e o novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) (Brasil, 2012).

6.2.2 Porcentagem de área central da paisagem C2 (CPLAND - Core Area Percentage of Landscape)

A variação do CPLAND ao longo da série histórica revela um padrão de inversão estrutural da paisagem. As áreas centrais naturais diminuem em extensão e continuidade, fragmentando-se e perdendo função ecológica e as áreas centrais antrópicas expandem-se, tornando-se os principais elementos estruturadores do espaço. Conforme Turner, Gardner e O'Neill (2001), esse tipo de reorganização implica uma mudança funcional da paisagem, na qual o equilíbrio ecológico é substituído por uma dominância antrópica, reduzindo a resiliência e a heterogeneidade espacial. A substituição de núcleos florestais e savânicos por pastagens e lavouras reflete a simplificação da matriz, a diminuição das áreas-núcleo com baixa influência de borda e o comprometimento da conectividade natural. Essas alterações acentuam os efeitos de borda, alteram o microclima e reduzem a biodiversidade associada aos habitats interiores (Fahrig, 2003; Haddad et al., 2015). O quadro síntese 17 indica as tendências das transformações da paisagem na BHRC.

Quadro 17: Síntese comparativa (CPLAND 1985 - 2023)

Grupo de classes	Tendência percentual	Interpretação ecológica
Formações Savânicas e Florestais	-22%	Fragmentação e perda de núcleo
Campos e Áreas Pantanosas	-3%	Redução hídrica e antrópica
Pastagens e Agricultura	+26%	Consolidação e homogeneização
Áreas Urbanas e Mineradas	+0,7%	Expansão linear e isolamento ecológico

6.2.3 Diversidade das manchas na paisagem

As métricas de Diversidade da paisagem são todas analisadas na escala da paisagem de forma integral, todas as métricas também se referem a composição da paisagem. As métricas de diversidade são influenciadas por duas variáveis principais: a Riqueza de manchas e Uniformidade. A riqueza faz relação direta com o número de diferentes tipos de manchas existentes na paisagem, no caso da BHRC foram contabilizados 16 tipos distintos. A uniformidade calcula como é a distribuição de área entre os diferentes tipos de manchas. McGarigal e ENE (2023) ressaltam como os diferentes índices se comportam em relação a essas variáveis:

Alguns índices (por exemplo, o índice de diversidade de Shannon) são mais sensíveis à riqueza do que à uniformidade. Assim, tipos raros de manchas têm uma influência desproporcionalmente grande na magnitude do índice. Outros índices (por exemplo, o índice de diversidade de Simpson) são relativamente menos sensíveis à riqueza e, portanto, atribuem mais peso aos tipos comuns de manchas. Esses índices de diversidade foram aplicados por ecologistas de

paisagens para medir um aspecto da estrutura da paisagem: a composição da paisagem (McGarigal, Ene., 2013)60.

O índice de diversidade de Shannon não possui unidade de medida e transmite apenas uma informação para efeitos de comparação entre diferentes paisagens ou mesmo a análise da mesma paisagem, porém em momentos de análise distintos, como é o caso do estudo da BHRC na série histórica 1985 a 2023. O índice vai de 0 (zero), quando há apenas um fragmento em toda a paisagem e vai aumentando a medida que o número de diferentes tipos de fragmentos cresce ou a distribuição de diferentes tipos de fragmentos se tornam mais proporcionais entre eles. With (2019).

Developed by Claude Shannon (1916 - 2001), an American mathematician considered to be the 'father of information theory,' the Shannon Diversity Index is probably the most widely used index of species diversity in ecology, where it is sometimes referred to as (1) the Shannon-Wiener Index (apparently because Shannon credited mathematician Norbert Wiener for his contributions to communications theory, although Wiener was not actually involved in developing the index itself); 2) the Shannon-Weaver Index (which is a misapplied reference to an earlier publication by Shannon and Weaver); or simply, (3) the Shannon Index (With, 2019, p. 167).

Esta métrica sofre uma forte influência se classes com poucas manchas estão presentes na paisagem, problema metodológico que foi aperfeiçoado no índice de Simpson. O índice de diversidade de Simpson é utilizado para representar uma probabilidade de dois tipos de manchas selecionadas de forma aleatória em toda a paisagem sejam de classes distintas. Este índice varia entre 0 (zero) a 1 (um) sendo que valores mais

60 Disponível em: <https://www.fragstats.org/index.php/fragstats-metrics/patch-based-metrics/diversity-metrics>, acessado em 15 de setembro de 2025.

próximos de 0 (zero) em paisagens menos diversas e se aproxima de 1 (um) quando há uma distribuição mais equilibrada de manchas entre os diferentes tipos de classes.

As métricas de diversidade representam um componente central na análise da composição da paisagem, pois descrevem não apenas a presença e abundância relativa das diferentes classes de uso e cobertura da terra, mas também a forma como essas classes contribuem para a heterogeneidade estrutural do território. No contexto da BHRC, a interpretação dessas métricas torna-se particularmente relevante diante das transformações observadas ao longo da série histórica 1985 a 2023, marcada por expansão agropecuária, consolidação de matrizes antrópicas e crescente fragmentação das formações naturais.

Antes de discutir diretamente os índices de diversidade, como a Riqueza de Manchas, a Densidade de Riqueza, o Índice de Shannon e o Índice de Simpson, é importante destacar que a diversidade da paisagem está profundamente associada à quantidade e distribuição das manchas, aspecto evidenciado pelas métricas de agregação e subdivisão descritas anteriormente. O número de manchas (NP), tanto no nível de classes (NP - C8) quanto no nível da paisagem como um todo (NP - L7), constitui o principal elo entre a composição da paisagem e seus padrões de diversidade.

6.2.3.1 Riqueza de manchas L1 (PR - Patch Richness)

O comportamento do índice PR demonstra que a paisagem da BHRC aumentou sua diversidade composicional ao longo das últimas quatro décadas, passando de uma estrutura simples e dominada por poucos tipos naturais para uma paisagem multifuncional e heterogênea. Entretanto, essa heterogeneidade não se traduz necessariamente em complexidade ecológica positiva, pois a maior parte das novas classes é de origem antrópica, substituindo formações naturais por usos agrícolas e urbanos.

Em síntese a diversidade de classes aumentou, mas a diversidade ecológica efetiva diminuiu, devido à perda de habitats nativos. O PR estabilizou-se em 16 classes, sugerindo saturação do sistema de uso da terra. A paisagem atual é composicionalmente rica, porém estruturalmente simplificada, um mosaico de usos dominado por poucas matrizes agrícolas e fragmentos naturais residuais. O quadro 18 faz uma relação entre a variação na riqueza de classes (PR) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 18: Variação na riqueza de classes (PR)

Período	RPR (proporção)	Interpretação ecológica
1985-1995	0,80-0,90	Aumento da diversidade relativa; introdução de novos usos e fragmentação inicial
1995-2005	0,95-1,00	Saturação da riqueza relativa; todas as classes representadas na paisagem
2005-2023	1,00 (constante)	Estabilidade composicional; maturidade estrutural e saturação da diversidade

6.2.3.2 Densidade de riqueza de manchas L2 (PRD - Patch Richness density)

A constância dos valores de PRD sugere que a paisagem da Bacia do Rio Cuiabá consolidou um padrão composicional estável ao longo de quatro décadas. Embora tenha havido aumento na riqueza absoluta (PR), a densidade de riqueza (PRD) manteve-se constante, o que implica que a introdução de novas classes foi compensada pela manutenção da área total e pela estabilidade espacial das matrizes existentes. Em termos ecológicos a heterogeneidade composicional atingiu um platô, indicando maturidade estrutural. O sistema apresenta diversidade mantida, porém dominada por usos consolidados (agropecuária e urbano). A paisagem mantém complexidade limitada pela escala e pelo domínio das matrizes produtivas, configurando um mosaico estável e previsível. Assim, o PRD reforça que a paisagem atual é heterogênea em composição, mas estável em densidade, sem expansão significativa de novos tipos de uso desde a década de 1990.

A Densidade de Riqueza de Manchas (PRD) evidencia que, embora a paisagem da Bacia do Rio Cuiabá tenha se tornado mais diversa em número absoluto de classes, a diversidade relativa por área se manteve constante e estável desde 1990. Isso demonstra que a estrutura composicional da paisagem amadureceu e estabilizou-se, consolidando um padrão espacial fixo, característico de sistemas antropizados estabilizados e de baixa dinâmica de diversificação. Essa estabilidade sugere que a diversificação da paisagem atingiu um ponto de saturação ecológica, em que novos usos apenas substituem usos existentes, sem ampliar a diversidade relativa. O resultado é uma paisagem madura, multifuncional e estável, mas com limitada capacidade de evolução espontânea da diversidade estrutural. O quadro síntese 19 faz uma relação entre a variação da densidade de riqueza de manchas (PRD) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 19: Variação de densidade de riqueza de manchas (PRD)

Período	PRD (n.º/100 ha.)	Interpretação ecológica
1985-1990	0,0003 - 0,0004	Aumento inicial da diversidade relativa; fase de transição estrutural
1990-2023	0,0004 (constante)	Estabilidade composicional; saturação da diversidade de classes

6.2.3.3 Riqueza relativa de manchas L3 (RPR - Relative patch richness)

A manutenção de valores elevados e constantes de RPR sugere que a paisagem da BHRC atingiu seu limite de diversidade estrutural, incorporando praticamente todas as classes de uso e cobertura previstas pelo sistema de classificação. Em termos ecológicos, isso significa que:

- A diversidade funcional está maximizada, mas a conectividade e a integridade ecológica permanecem limitadas;
- A heterogeneidade composicional é alta, porém fortemente influenciada por usos antrópicos intensivos;

- A paisagem apresenta maturidade estrutural, com baixa capacidade de expansão de novas classes.

Portanto, o RPR próximo de 1 não implica aumento da qualidade ambiental, mas sim completa ocupação das possibilidades de uso, consolidando um sistema territorial plenamente diversificado, porém fragmentado e antropizado. O quadro síntese 20 faz uma relação entre a variação da densidade de riqueza relativa de manchas (PRD) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 20: Variação de densidade de riqueza relativa de manchas (RPR)

Período	RPR (proporção)	Interpretação ecológica
1985-1995	0,80-0,90	Aumento da diversidade relativa; introdução de novos usos e fragmentação inicial
1995-2005	0,95-1,00	Saturação da riqueza relativa; todas as classes representadas na paisagem
2005-2023	1,00 (constante)	Estabilidade composicional; maturidade estrutural e saturação da diversidade

6.2.3.4 Índice de diversidade de Shannon - L4 (Shannon's Diversity Index)

O aumento gradual do SHDI ao longo das últimas quatro décadas demonstra que a paisagem da Bacia do Rio Cuiabá tornou-se progressivamente mais complexa e diversificada. Essa evolução reflete uma transição ecológica de um sistema natural contínuo para um mosaico fragmentado e multifuncional, composto por formações vegetais remanescentes, áreas agrícolas, urbanas e silviculturais. Entretanto, o aumento da diversidade composicional não deve ser confundido com melhoria ambiental. De acordo com Forman & Godron (1986) e Turner et al. (2001), paisagens antrópicas podem exibir alta diversidade estrutural associada à baixa conectividade ecológica e à redução da resiliência

funcional. Portanto, o SHDI elevado indica diversidade de usos, mas também fragmentação avançada das matrizes naturais.

Em síntese: O aumento do SHDI evidencia:

- Maior complexidade espacial;
- Estabilização recente indica maturidade do mosaico territorial;
- Heterogeneidade observada funcionalmente antropogênica, não necessariamente ecológica.

O Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) confirma que, entre 1985 e 2023, a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá passou por um processo gradual de diversificação composicional, atingindo estabilidade em alta diversidade nas últimas décadas. Esse padrão indica uma paisagem madura e multifuncional, na qual coexistem diferentes usos do solo em equilíbrio proporcional. Apesar da diversidade elevada, o sistema apresenta fragilidade ecológica devido à fragmentação das formações nativas e à prevalência de usos agrícolas e urbanos, o que reforça a necessidade de planejamento territorial voltado à conectividade ecológica e à sustentabilidade das funções ambientais. Assim, o SHDI traduz a complexidade e a saturação estrutural da paisagem, sendo um indicador robusto de heterogeneidade espacial e de estabilidade antrópica. O quadro 21 faz uma relação entre a variação no índice de diversidade de Shannon (SHDI) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 21: Variação no índice de diversidade de Shannon (SHDI)

Período	SHDI	Interpretação ecológica
1985-1995	1,40-1,55	Predomínio natural; baixa diversidade e conectividade elevada
1995-2010	1,55-1,65	Expansão de usos antrópicos; aumento da heterogeneidade
2010-2023	1,65-1,71	Saturação da diversidade; mosaico estável e multifuncional

6.2.3.5 Índice de diversidade de Simpson - L5 (SIDI - Simpson's Diversity Index)

O comportamento ascendente e posterior estabilizado do SIDI confirma o aumento progressivo da diversidade composicional e o amadurecimento da estrutura espacial da paisagem da BHRC. A elevação do índice ao longo das quatro décadas indica que a paisagem deixou de ser dominada por poucas classes naturais, tornando-se mais equilibrada e diversificada em termos de uso e cobertura.

Em termos ecológicos, valores crescentes de SIDI (0,62 → 0,76) indicam redução da dominância e maior distribuição equitativa das classes. O período recente mostra estabilização da heterogeneidade, com diversidade máxima alcançada sob um contexto de fragmentação consolidada. A paisagem, embora mais diversa, mantém alta dependência de usos antrópicos e baixa conectividade entre remanescentes naturais. Assim, o SIDI elevado traduz complexidade estrutural e equilíbrio funcional aparente, mas não necessariamente integridade ecológica, uma vez que a diversidade é resultado da fragmentação induzida por uso humano.

A análise do Índice de Diversidade de Simpson (SIDI) demonstra que, entre 1985 e 2023, a Bacia do Rio Cuiabá passou de uma paisagem simples e homogênea, dominada por formações naturais, para um mosaico diversificado e multifuncional, marcado por heterogeneidade espacial consolidada. O crescimento do índice de 0,62 para 0,76 revela a complexificação da estrutura territorial, ao mesmo tempo em que reflete os efeitos da expansão antrópica sobre a matriz ecológica original. Portanto, o SIDI confirma a saturação da diversidade composicional e o equilíbrio funcional da paisagem atual, caracterizando uma paisagem madura, estável e antropizada, cuja sustentabilidade depende da manutenção da diversidade e da conectividade ecológica residual. O quadro 22 faz uma relação entre a variação do índice de diversidade de Simpson (SIDI) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 22: Variação índice de diversidade de Simpson (SIDI)

Período	SIDI	Interpretação ecológica
1985-1995	0,62-0,69	Predomínio natural; baixa diversidade; dominância de poucas classes
1995-2010	0,69-0,74	Aumento da diversidade; expansão agrícola e urbana; reorganização espacial
2010-2023	0,74-0,76	Estabilização da diversidade; maturidade estrutural da paisagem antropizada

6.2.5.6 Índice de diversidade de Simpson modificado - L6 (MSIDI - Modified Simpson's Diversity)

O aumento contínuo do MSIDI ao longo do período indica maior diversidade composicional e menor dominância de uma única classe, refletindo complexificação estrutural da paisagem. Essa tendência aponta para a evolução de uma paisagem simples e homogênea (natural) para um mosaico multifuncional e equilibrado, onde as classes coexistem de forma proporcional. Contudo, é importante salientar que a diversidade elevada não implica necessariamente melhor qualidade ecológica. De acordo com Turner et al. (2001) e Metzger (2001), paisagens antropizadas podem apresentar alta diversidade estrutural acompanhada de baixa integridade funcional, resultado da fragmentação e da substituição de habitats naturais. Assim, o aumento do MSIDI (0,97 → 1,42) reflete diversificação e reorganização territorial, a estabilidade recente indica maturidade estrutural e equilíbrio de usos e a diversidade observada é funcionalmente antrópica, e não ecológica, reforçando a necessidade de manejo que preserve conectividade e sustentabilidade.

O Índice de Diversidade de Simpson Modificado (MSIDI) mostra que, entre 1985 e 2023, a paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá passou por um processo de aumento gradual da diversidade composicional, seguido de estabilização estrutural nas últimas duas décadas. O crescimento do índice (de 0,97 para 1,42) reflete a transição de um cenário natural homogêneo para uma configuração espacial equilibrada e multifuncional, típica de paisagens maduras e intensamente

antropizadas. O MSIDI, portanto, evidencia que a paisagem atingiu alta diversidade estrutural, mas dentro de um contexto de domínio antrópico, exigindo estratégias de manejo voltadas à manutenção da funcionalidade ecológica e à recomposição de conectividade entre remanescentes naturais. O quadro 23 faz uma relação entre a variação do índice de Simpson modificado (MSIDI) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 23: Variação índice de Simpson modificado (MSIDI)

Período	MSIDI	Interpretação ecológica
1985-1995	0,97-1,17	Predomínio natural; baixa diversidade e fragmentação incipiente
1995-2010	1,17-1,36	Diversificação antrópica; expansão agrícola e reorganização espacial
2010-2023	1,36-1,42	Saturação e estabilidade; mosaico equilibrado e multifuncional

6.2.3.6 Índice de uniformidade de Shannon - L7 (SHEI - Shannon's Evenness Index)

De acordo com Forman & Godron (1986) e Turner et al. (2001), o aumento da uniformidade estrutural pode ter efeitos duplos; positivamente, sugere maior complexidade espacial e equilíbrio de usos e negativamente, pode representar homogeneização ecológica, caso as novas classes sejam predominantemente antrópicas. Assim, o comportamento do SHEI indica equilíbrio quantitativo entre as classes, mas não necessariamente diversidade funcional ou resiliência ecológica.

O Índice de Uniformidade de Shannon (SHEI) mostra que, entre 1985 e 2023, a paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá evoluiu para uma configuração mais homogênea e proporcionalmente equilibrada, com redução da dominância de uma única classe e distribuição mais uniforme dos usos do solo. Esse padrão reflete a consolidação de um mosaico territorial equilibrado, no qual usos agrícolas, urbanos e remanescentes naturais coexistem de forma relativamente estável. Contudo, a uniformidade estrutural elevada também sugere homogeneização

funcional e diminuição da diversidade ecológica real, indicando que o equilíbrio proporcional foi alcançado dentro de um contexto de antropização consolidada. Assim, o SHEI revela estabilidade e maturidade da paisagem, mas também a necessidade de estratégias de conservação voltadas à diferenciação ecológica e à manutenção da funcionalidade natural residual. O quadro 24 faz uma relação entre a variação do índice de uniformidade de Shannon (SHEI) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 24: Variação índice de uniformidade de Shannon (SHEI)

Período	SHEI	Interpretação ecológica
1985-1995	0,55-0,59	Baixa uniformidade; dominância de classes naturais; estrutura homogênea
1995-2010	0,59-0,61	Aumento da uniformidade; diversificação e redistribuição de usos
2010-2023	0,60-0,62	Estabilidade e maturidade estrutural; equilíbrio proporcional entre classes

6.2.3.7 Índice de uniformidade de Simpson - L9 (MSIEI - Modified Simpson's Evenness Index)

O aumento do MSIEI ao longo do período demonstra melhora na equitatividade da paisagem, resultado de uma transição de domínio natural para equilíbrio antrópico. A partir de uma estrutura inicial simples e hierarquizada, a paisagem evoluiu para uma configuração equilibrada, na qual os diferentes usos se estabilizaram em proporções semelhantes. Segundo Forman & Godron (1986) e Turner et al. (2001), o aumento da uniformidade é típico de paisagens que atingem maturidade estrutural, quando a diversidade de usos se mantém constante e a proporção entre as classes se torna mais homogênea. No entanto, tal homogeneização pode representar perda de heterogeneidade ecológica, pois o equilíbrio ocorre dentro de um contexto predominantemente antrópico e funcionalmente uniforme.

Assim, o comportamento do índice na BHRC sugere maior equilíbrio e estabilidade de proporções entre classes, redução da dominância natural e predomínio de usos agropecuários e urbanos e homogeneização estrutural da paisagem, acompanhada de complexificação composicional. O Índice de Uniformidade de Simpson Modificado (MSIEI) revela que, entre 1985 e 2023, a Bacia do Rio Cuiabá evoluiu de uma paisagem naturalmente hierarquizada e dominada por poucas classes para uma configuração mais equilibrada e estável, na qual as proporções entre usos e coberturas se tornaram homogêneas. O aumento de 0,38 para 0,51 reflete maior equitatividade estrutural, mas também homogeneização funcional, característica de paisagens maduras e antrópicas. O comportamento do MSIEI, portanto, confirma que a diversidade estrutural atingiu estabilidade, e que o equilíbrio proporcional da paisagem resulta de ajustes sucessivos na ocupação e uso do território, exigindo ações voltadas à conservação de variabilidade ecológica e conectividade. O quadro 25 faz uma relação entre a variação do índice de uniformidade de Simpson modificado (MSIEI) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 25: Variação do índice de uniformidade de Simpson modificado (MSIEI)

Período	MSIEI	Interpretação ecológica
1985-1995	0,38-0,44	Baixa uniformidade; domínio natural; pouca diversificação
1995-2010	0,44-0,50	Aumento da uniformidade; diversificação de usos; reorganização territorial
2010-2023	0,50-0,51	Estabilidade e maturidade estrutural; homogeneização funcional da paisagem

6.3 Análise da configuração da paisagem

As métricas de configuração da paisagem desempenham papel central na compreensão dos processos ecológicos que emergem da organização espacial das manchas de uso e cobertura da terra, indo além de sua simples quantidade ou abundância. Enquanto as métricas de composição evidenciam “quanto” de cada classe está presente no

território, as métricas de configuração explicam “como” esses elementos estão distribuídos, conectados ou isolados na paisagem (McGarigal; Marks, 1995; Turner; Gardner; O’Neill, 2001). No contexto da BHRC, a análise da configuração permitiu identificar de maneira robusta a reestruturação espacial decorrente da intensificação das atividades agropecuárias, da expansão urbana e das transformações hidrológicas, revelando padrões de fragmentação, agregação, contraste e complexidade morfológica que alteraram profundamente a integridade ecológica da bacia entre 1985 e 2023. De forma geral, as métricas de configuração, como borda, forma, distância, contrastes, agregação e conectividade, são essenciais para interpretar a funcionalidade ecológica do território, pois regulam processos como dispersão de organismos, fluxo gênico, propagação de distúrbios, circulação hídrica e manutenção de habitats interioranos.

Na BHRC, a análise histórica demonstrou que a paisagem evoluiu gradualmente para uma estrutura espacial mais fragmentada e contrastante, marcada pela substituição da matriz savânica por mosaicos agropecuários cada vez mais coalescidos, o que se refletiu em variações significativas no comprimento de bordas, no número de manchas disjuntas, na densidade de bordas, na dimensão fractal, na subdivisão e nos índices de conectividade.

O comportamento das métricas relacionadas à borda (perímetro total, densidade de bordas e índice de contraste) evidenciou um aumento significativo na exposição das manchas naturais aos efeitos de borda, principalmente devido à expansão de pastagens e agricultura. A criação de interfaces de alto contraste entre Savana, Formação Florestal e classes antrópicas elevou a vulnerabilidade ecológica desses fragmentos, amplificando alterações microclimáticas e reduzindo o habitat interior funcional, fatores frequentemente associados à perda de espécies sensíveis à borda e à redução de processos ecológicos essenciais (Harper et al., 2005; Laurance; Bierregaard, 1997).

Métricas relacionadas à forma das manchas, como o Índice de Forma da Paisagem (LSI) e sua versão normalizada (nLSI), também

revelaram aumento da complexidade geométrica das manchas, sobretudo nos anos em que ocorreram picos de conversão antrópica (1995 e 2005). Formas mais recortadas refletem processos de fragmentação e exposição crescente das manchas a perturbações, indicando redução da estabilidade estrutural e maior permeabilidade à colonização de usos agropecuários. A dimensão fractal reforçou esse padrão, registrando tendência de simplificação geométrica de manchas agrícolas e complexificação das manchas remanescentes de vegetação natural.

Outro conjunto relevante de métricas de configuração está ligado à subdivisão e ao isolamento, descritos por índices como NP (número de manchas), PD (densidade de manchas), DIVISION, SPLIT e MESH. Esses indicadores, analisados na seção 5.3, apontaram que a BHRC apresentou um pico de subdivisão da paisagem em 1995, seguido por um processo de consolidação das manchas antrópicas e redução do tamanho efetivo dos fragmentos naturais. A diminuição do MESH e o aumento do SPLIT evidenciam que a paisagem se tornou mais fragmentada e compartimentada, o que compromete a conectividade ecológica e dificulta a manutenção de populações viáveis em longo prazo, especialmente para espécies dependentes de grandes áreas contínuas.

As métricas de agregação e conectividade, como AI, CLUMPY, COHESION e CONNECT, explicitaram mudanças estruturais profundas na matriz da paisagem. As classes antrópicas mostraram forte tendência à agregação, formando manchas extensas e contíguas, enquanto as formações naturais se fragmentaram e perderam coesão. A redução da conectividade estrutural, refletida nos valores decrescentes do índice CONNECT e na diminuição da coesão das manchas naturais, reforça o diagnóstico de que a paisagem da BHRC passou de um padrão predominantemente natural, altamente conectado em 1985, para uma paisagem antrópica fragmentada, com corredores ecológicos restritos e vulneráveis.

Por fim, o Índice de Contágio (CONTAG), quando analisado sem distinção de classes, revelou tendência de diminuição ao longo do período,

indicando maior dispersão e mistura de classes contrastantes. Essa redução no contágio está consistentemente ligada ao avanço de usos agrícolas e urbanos, que criaram mosaicos heterogêneos, porém ecologicamente empobrecidos, interrompendo gradientes ambientais e fluxos biológicos essenciais.

Em conjunto, as métricas de configuração demonstraram que a estrutura espacial da BHRC sofreu transformações multidimensionais ao longo das últimas quatro décadas, marcadas por: Fragmentação crescente das formações naturais (Savana, Floresta e Campos), coalescência e expansão de manchas antrópicas (Pastagem, Agricultura, Urbanização), aumento generalizado da exposição a efeitos de borda, redução da conectividade e da integridade do habitat, substituição de matrizes ecológicas complexas por matrizes produtivas simplificadas e maior heterogeneidade espacial, porém, menor resiliência ecológica.

Esse conjunto de evidências reforça a necessidade de políticas integradas de conservação, restauração ecológica e planejamento territorial que considerem, de forma sistêmica, a composição e principalmente a configuração espacial da paisagem, elementos essenciais para garantir a sustentabilidade ecológica da BHRC. O programa Fragstats© calcula as seguintes **métricas de configuração** da paisagem, conforme o quadro 26.

Quadro 26: Métricas de configuração da paisagem

Métricas de Área e Borda		
C5 - Densidade da borda	(ED)	metros / hectare
L4 - Densidade da borda	(ED)	metros / hectare
C1 - Área total da classe	(CA)	hectares
C3 - Maior Índice de mancha	(LPI)	%
C4 - Borda Total	(TE)	Quilômetros
L1 - Área Total	(TA)	hectares
L2 - Maior índice de mancha	(LPI)	%
L3 - Borda Total	(TE)	Quilômetros
Métricas de Forma		
C1 - Dimensão Fractal da área do perímetro	(PAFRAC)	s/unidade
L1 - Dimensão Fractal da área do perímetro	(PAFRAC)	s/unidade
Métricas de área central		
C1 - Área total do núcleo	(TCA)	hectares
C3 - Número áreas centrais disjuntas	(NDCA)	número
C4 - Densidade área do núcleo disjunto	(DCAD)	n.º/100 hectares
L1 - Área total do núcleo	(TCA)	hectares
L2 - n.º de áreas centrais disjuntas	(NDCA)	número
L3 - Densidade da área do núcleo disjunto	(DCAD)	n.º / 100 hectares
Métricas de contraste		
C1 - Densidade de borda ponderada por contraste	(CWED)	metros / hectare
L1 - Densidade de borda ponderada por contraste	(CWED)	metros / hectare
C2 - Índice de contraste total da borda	(TECI)	%
L2 - Índice de contraste total da borda	(TECI)	%
Métricas de agregação		
C1 - Índice de intercalação e justaposição	(IJI)	%
C2 - Porcentagem de adjacências semelhantes	(PLADJ)	%
C3 - Índice de agregação	(AI)	%
C4 - Índice de aglomeração	(CLUMPY)	%
C5 - Índice de Forma de Paisagem	(LSI)	s/unidade
C6 - Índice de Forma de Paisagem normalizado	(nLSI)	s/unidade
C7 - Índice de Coesão da mancha	(COHESION)	%
C8 - Número de patches	(NP)	número

C9 - Densidade da mancha	(PD)	n. º / 100 hectares
C10 - Índice de Divisão de Paisagem	(DIVISION)	proporção
C11 - Índice de divisão	(SPLIT)	s/unidade
C12 - Tamanho de malha efetivo	(MESH)	hectares
C13 - Índice de Conectividade	(CONNECT)	%
L1 - Índice de Contágio	(CONTAG)	%
L2 - Índice de intercalação e justaposição	(IJI)	%
L3 - Porcentagem de adjacências semelhantes	(PLADJ)	%
L4 - Índice de agregação	(AI)	%
L5 - Índice de Forma de Paisagem	(LSI)	s/unidade
L6 - Índice de Coesão do Patch	(COHESION)	s/unidade
L7 - Número de patches	(NP)	número
L8 - Densidade do patch	(PD)	n. º / 100 hectares
L9 - Índice de Divisão de Paisagem	(DIVISION)	proporção
L10 - Índice de divisão	(SPLIT)	s/unidade
L11 - Tamanho de malha efetivo	(MESH)	hectares
L30 - Índice de Conectividade	(CONNECT)	%

6.3.1 Área e Borda

As métricas de área e borda desempenham papel central na caracterização da paisagem, pois permitem quantificar a extensão das manchas e a magnitude das interfaces entre diferentes classes de cobertura e uso da terra. Embora muitas dessas métricas sejam tradicionalmente associadas à composição da paisagem por parte de alguns autores, parte delas, especialmente aquelas relacionadas ao comprimento das bordas, também fornece informações fundamentais sobre a configuração espacial dos elementos estruturais, refletindo padrões de fragmentação, isolamento e vulnerabilidade ecológica (McGarigal; Marks, 1995).

A área da mancha constitui uma das variáveis ecológicas mais relevantes, pois está diretamente associada à capacidade de suporte de espécies, à manutenção de processos ecológicos e à persistência de habitats ao longo do tempo. Manchas maiores tendem a abrigar maior diversidade interna, menor suscetibilidade a distúrbios e maior proporção de áreas centrais protegidas do efeito de borda. Em contrapartida, manchas pequenas ou progressivamente reduzidas apresentam núcleos internos mais restritos, maior exposição aos gradientes ambientais externos e maiores probabilidades de perda de funções ecológicas, especialmente em paisagens sob forte pressão antrópica (Laurance et al., 2011).

O comprimento total de bordas (TE) complementa a interpretação sobre a integridade dos habitats, indicando o grau de exposição das manchas à influência do ambiente circundante. O aumento das bordas, geralmente associado à fragmentação, intensifica alterações microclimáticas, pressões bióticas e fluxos ecológicos diferenciados entre classes contrastantes. Já a métrica densidade de borda (ED), a única desse grupo diretamente vinculada à configuração espacial, expressa a quantidade de borda por unidade de área, funcionando como indicador sensível da intensidade da fragmentação e da complexidade da paisagem.

Um aspecto metodológico relevante refere-se às diferenças inerentes entre dados raster e dados vetoriais. Como discutido no item 3.5, a representação das manchas por meio de pixels implica em uma tendência sistemática ao aumento dos comprimentos de borda, em razão da geometria discretizada das células. Tal diferença, já destacada por Lang e Blaschke (2009), não invalida as análises, desde que interpretada de forma consistente: o erro se distribui de maneira proporcional entre todas as classes e anos da série histórica, permitindo comparações temporais robustas dentro do mesmo modelo de dados. Dessa forma, as métricas de borda devem ser avaliadas prioritariamente em termos relativos, e não absolutos, quando o objetivo é compreender a evolução da estrutura da paisagem.

A análise dos resultados obtidos para a BHRC demonstra que as métricas de área e borda refletem de maneira clara as transformações ocorridas entre 1985 e 2023. A Formação Savânica manteve-se como a classe de maior representatividade ao longo de todo o período, apesar de apresentar uma redução expressiva: passou de aproximadamente 2,3 milhões de hectares em 1985 para cerca de 1,5 milhão de hectares em 2023, indicando perda superior a 20% de sua área original. Essa retração, associada ao aumento de classes produtivas e regiões urbanizadas, reforça o papel central das métricas de área e borda para diagnosticar a fragmentação progressiva dos ambientes naturais e suas consequências para a conservação da biodiversidade e a resiliência ecológica da paisagem.

As métricas de área e borda desempenham papel fundamental na compreensão da configuração espacial da paisagem, sobretudo por regularem a forma, a exposição e a conectividade dos fragmentos ao longo do tempo. Na BHRC, a evolução histórica do perímetro total das manchas, da densidade de bordas (ED), dos padrões de forma e do contraste estrutural entre classes evidenciou mudanças significativas nos processos de fragmentação e reorganização espacial do território entre 1985 e 2023.

No que diz respeito à configuração, a métrica mais sensível e informativa é a densidade das bordas (ED), que expressa o comprimento

total de bordas por unidade de área e reflete diretamente o nível de fragmentação da paisagem (Turner; Gardner; O'Neill, 2001). Valores mais elevados de ED são característicos de paisagens com manchas menores, mais recortadas e espacialmente isoladas, enquanto valores menores indicam manchas contínuas ou agregadas. Na BHRC, os picos de densidade de bordas registrados nos anos de 1995 e 2005 corresponderam aos períodos de maior expansão agropecuária, quando a matriz natural savânica foi intensamente subdividida em fragmentos menores, aumentando a complexidade espacial da paisagem e sua suscetibilidade aos efeitos de borda.

Esse aumento no comprimento relativo de bordas é especialmente relevante no contexto da ecologia de paisagens, uma vez que as bordas apresentam condições microclimáticas distintas dos interiores das manchas—com maior luminosidade, variação térmica, vento e alteração da umidade—o que afeta a sobrevivência de espécies sensíveis, favorece espécies oportunistas e facilita a penetração de usos antrópicos nas áreas naturais (Harper et al., 2005; Murcia, 1995). Na BHRC, esse fenômeno foi especialmente evidente na Savana e na Formação Campestre, que apresentaram altos níveis de subdivisão espacial e um crescimento contínuo de bordas expostas ao longo da série histórica.

Outra métrica relevante da configuração é o perímetro total (TE), cuja variação indica não apenas a fragmentação, mas também o grau de complexidade geométrica das manchas. A conversão de áreas naturais em pastagens e agricultura tende a aumentar o perímetro total ao criar manchas menores e mais irregulares. Entre 1985 e 2023, observou-se um aumento expressivo do TE para classes antrópicas como Pastagem e Outras Lavouras Temporárias, enquanto classes naturais apresentaram redução ou estabilidade, indicando um processo de substituição de grandes manchas contínuas por mosaicos de alta irregularidade espacial.

O índice de contraste total da borda (TECI) complementa essas interpretações ao considerar a intensidade estrutural das bordas formadas entre manchas adjacentes. Altos valores de TECI, especialmente para

interfaces entre Savana e pastagem ou entre Savana e agricultura, revelam a criação de bordas de forte descontinuidade, que funcionam como barreiras ecológicas e limitam o fluxo de energia, organismos e processos hidrológicos entre fragmentos. A evolução temporal do TECI para a paisagem da BHRC indica aumento do contraste a partir dos anos 1990, compatível com a expansão acelerada de usos agropecuários e com a consolidação de matrizes agrícolas mais homogêneas e extensas.

Além disso, métricas como o Índice de Forma da Paisagem (LSI) e a dimensão fractal (PAFRAC) reforçam a leitura configuracional das bordas ao quantificar a complexidade geométrica das manchas. A simplificação geométrica observada em manchas agrícolas e a crescente irregularidade das manchas naturais alinhavam-se com o processo de fragmentação e ampliação de bordas contrastantes, características típicas de paisagens submetidas a intensos processos antrópicos.

Em síntese, a análise conjunta das métricas de área e borda no nível configuracional evidencia que:

- Houve aumento expressivo de bordas de alto contraste, especialmente entre formações naturais e usos antrópicos;
- A densidade de bordas cresceu significativamente nos períodos de maior expansão agrícola e pecuária;
- Manchas naturais tornaram-se menores, mais isoladas e mais irregulares, ampliando sua exposição aos efeitos de borda;
- Matrizes antrópicas tornaram-se mais extensas e mais homogêneas, substituindo gradualmente a savana como elemento dominante da configuração espacial;
- Os processos ecológicos essenciais foram alterados, sobretudo a conectividade funcional e a disponibilidade de habitat interior.

Assim, as métricas de área e borda, quando interpretadas sob a perspectiva da configuração, demonstram que a estrutura espacial da BHRC vem passando por um processo contínuo de fragmentação ecológica e substituição da matriz natural por usos antrópicos, com implicações diretas sobre a resiliência dos ecossistemas, a manutenção da biodiversidade e a sustentabilidade dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo.

6.3.1.1 Área Total C1 / L1 (TA - Total Area)

As métricas relacionadas a área ocupada pelas classes de uso e ocupação de Terra indicam um claro processo de conversão da classe savana, representada pelo Bioma Cerrado na BHRC, em áreas de pastagem. Entre os anos de 1985 a 2023 a área de Savana passou por um decréscimo de 2.266.943 ha. para 1.465.526 ha., com redução em termos percentuais de 55,79% para 37,38% do total da área da BHRC. Por outro lado, a classe Pastagem registrou um aumento de 130.662 ha. para 1.015.045 ha. o que representa uma participação de 3,33% em 1985 para 25,88% do total da área da paisagem em 2023.

Do ponto de vista ecológico, a redução da cobertura nativa e a reconfiguração espacial das classes implicam perda de habitat, aumento de bordas e isolamento de remanescentes. A literatura de referência indica que perda de habitat exerce os efeitos mais consistentes e negativos sobre a biodiversidade, enquanto os efeitos da fragmentação per se são mais contextuais e, em média, mais fracos (Fahrig, 2003). Em paisagens tropicais, a fragmentação e a proximidade de bordas estão associadas a quedas na riqueza de espécies, alterações em processos ecológicos e degradação funcional de ecossistemas; meta-análises globais sugerem reduções de 13% a 75% na biodiversidade em cenários fragmentados e mostram que aproximadamente 70% das florestas remanescentes no mundo encontram-se a menos de 1 km de uma borda (Haddad et al., 2015). Na BHRC, a substituição de savanas por pastagens e soja entre 1985 e 2015

(com posterior estabilidade) sugere uma simplificação estrutural e homogeneização funcional do mosaico, com núcleos menores de habitat e conectividade reduzida, quadro típico de transição de um sistema natural para um sistema agropecuário dominante (Forman; Godron, 1986).

Quanto aos impactos ambientais associados, três dimensões se destacam:

- **Regulação hídrica e solo:** A conversão de savanas e florestas em usos agropecuários tende a elevar a razão borda/área, a compactação e a susceptibilidade à erosão, além de encurtar o tempo de resposta hidrológica de encostas e interflúvios. Isso pode se traduzir em picos de vazão mais rápidos nas cheias e maior sensibilidade à estiagem nas secas, com reflexos sobre APPs, cabeceiras e planícies alagáveis. A estabilização observada após 2015, somada à exigência de Reserva Legal e APP na Lei 12.651/2012, tende a conter a supressão marginal e favorecer a manutenção de corredores ripários, importantes para conectividade e qualidade da água (Brasil, 2012; Embrapa, 2025).
- **Biodiversidade e serviços ecossistêmicos:** A perda de habitat na matriz savânica, mesmo quando seguida de estabilidade, deixa uma dívida de extinção e efeitos de borda persistentes (Haddad et al., 2015). Em paisagens como a BHRC, a manutenção de áreas campestres e pantanosas (ambientes chave de transição Cerrado - Pantanal) é

crítica para ciclagem de nutrientes, refúgio de fauna e rotas de dispersão. O planejamento por bacia, o ordenamento de APPs e a reação em cadeia de políticas setoriais (PPCerrado, CAR) contribuem para amortecer pressões e evitar novas quebras de conectividade (MMA, 2011; Brasil, 2012).

- **Dimensão socioeconômica e urbana:** O ciclo de expansão das pastagens e agricultura mecanizada coincide com o salto do PIB de MT e a expansão urbana em Cuiabá e Várzea Grande. Setorialmente, pastagens respondem pela maior parcela de conversão acumulada, a soja cresce em patamar inferior, porém com alto grau de mecanização e produtividade. A partir de 2015, observa-se padrão de estabilidade de áreas com ganhos de eficiência (intensificação, ILPF), redução da pressão por novas conversões e expansão urbana mais contida em termos absolutos (Sedec-MT, 2024; IBGE, 2025a; 2025b).

Em termos de governança, o PPCerrado (2010/2011) inaugurou um ciclo de monitoramento e controle mais efetivo sobre a supressão no bioma, e o Código Florestal de 2012 introduziu obrigações claras (APPs, Reserva Legal, CAR), elevando a capacidade de rastreabilidade e responsabilização no uso da terra (MMA, 2011; BRASIL, 2012; Embrapa, 2025). Os sinais de estabilização das áreas por classe na BHRC em 2015 a 2023 são compatíveis com esse novo regime regulatório e com a própria maturidade territorial dos sistemas produtivos.

O período 1985 a 2023 na BHRC pode ser lido em três fases:

- Expansão antrópica (1985 - 2000), com aceleração da conversão;
- Consolidação produtiva (2000-2015), com dominância de pastagens e avanço moderado da soja;
- Equilíbrio/estabilização (2015 - 2023), com pouca variação líquida de áreas por classe.

A matriz da paisagem ainda é formada pela classe de cobertura natural de formação Savânica (1.2) conforme demonstram os mapas das figuras 35 e 36, porém passaram por um intenso processo de redução de suas áreas naturais entre os anos de 1985 e 2023. A segunda classe com maior representatividade é composta pela formação florestal que em 1985 tinha 17,68% da área total da BHRC passando em 2023 a compor 15,80% da paisagem. Uma dinâmica marcante ocorreu com a área de pastagem que em 1985 representava 3,33% da área da Bacia e em 2023 já detinha 25,88% de toda a região.

Figura 35: Matriz da paisagem classe Savana 1985

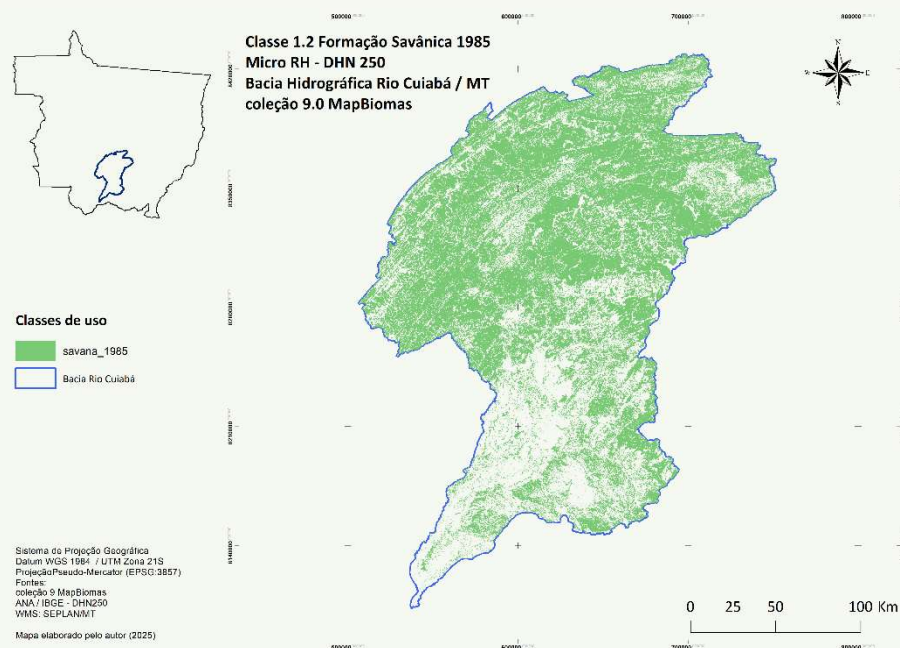
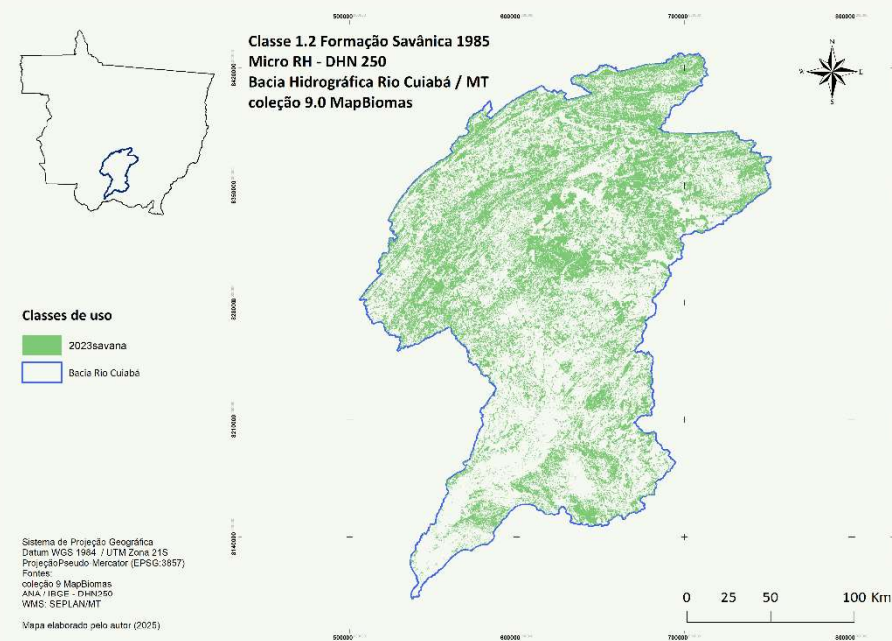


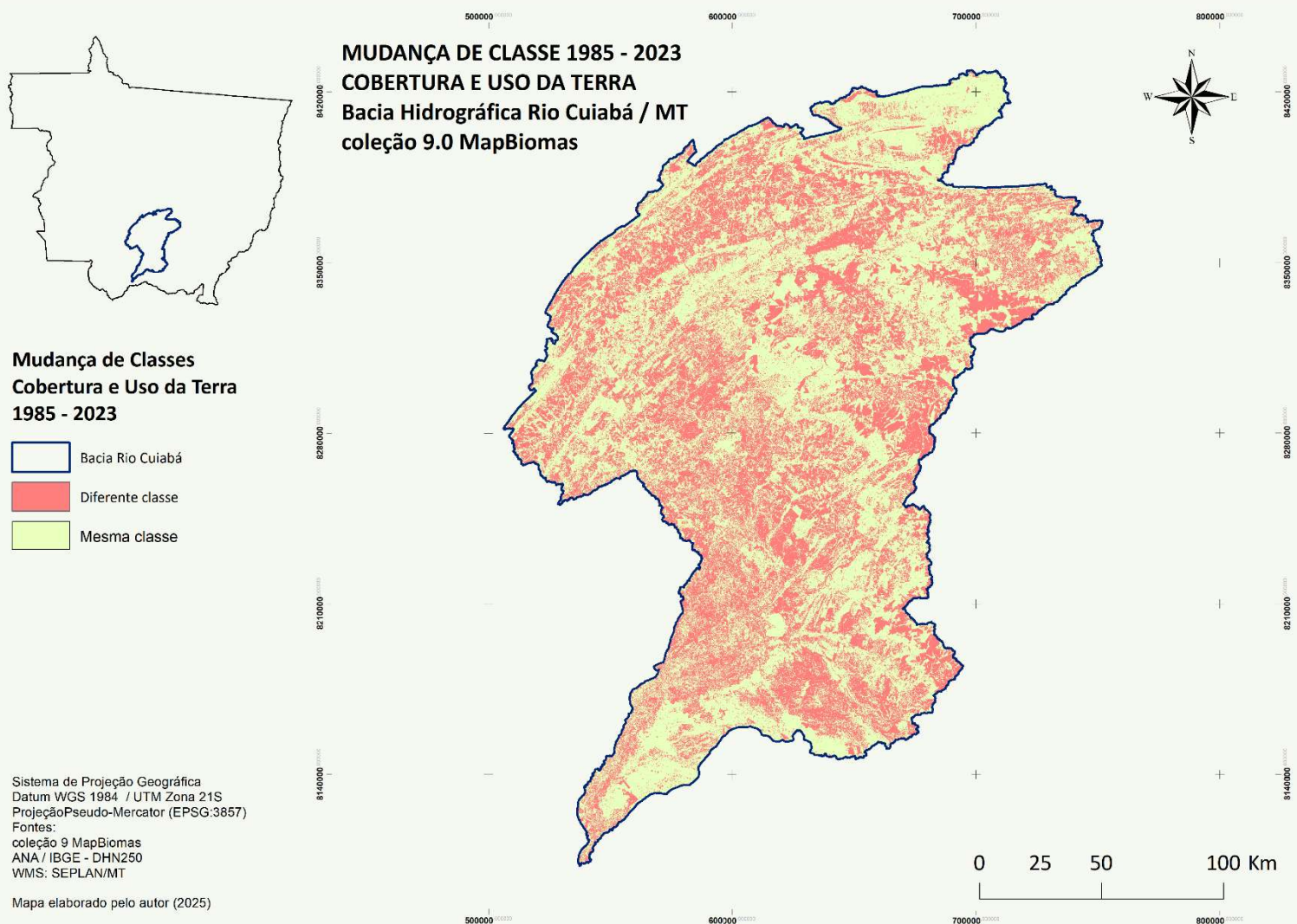
Figura 36: Matriz da paisagem classe Savana 2023



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomias - Mapa elaborado pelo autor

Em 1995 os dados indicam que a área de pastagem e de Formação Florestal eram equivalentes em torno de 15 % da paisagem, porém as tendências de desenvolvimento eram opostas, sendo que a partir deste ano a Formação Florestal sofreu uma tendência de declínio suave e de pastagens uma tendência de forte aumento, neste ano a área de Pastagem suplantou a Formação Florestal configurando-se como a segunda maior área entre todas as classes presentes na BHRC. Pelos dados obtidos pode-se concluir que ocorreu uma conversão de áreas naturais de Savana e Floresta em outras classes de uso antrópico da Terra. A figura 37 representa em vermelho a área que passou por mudança de classes na série histórica 1985 a 2023.

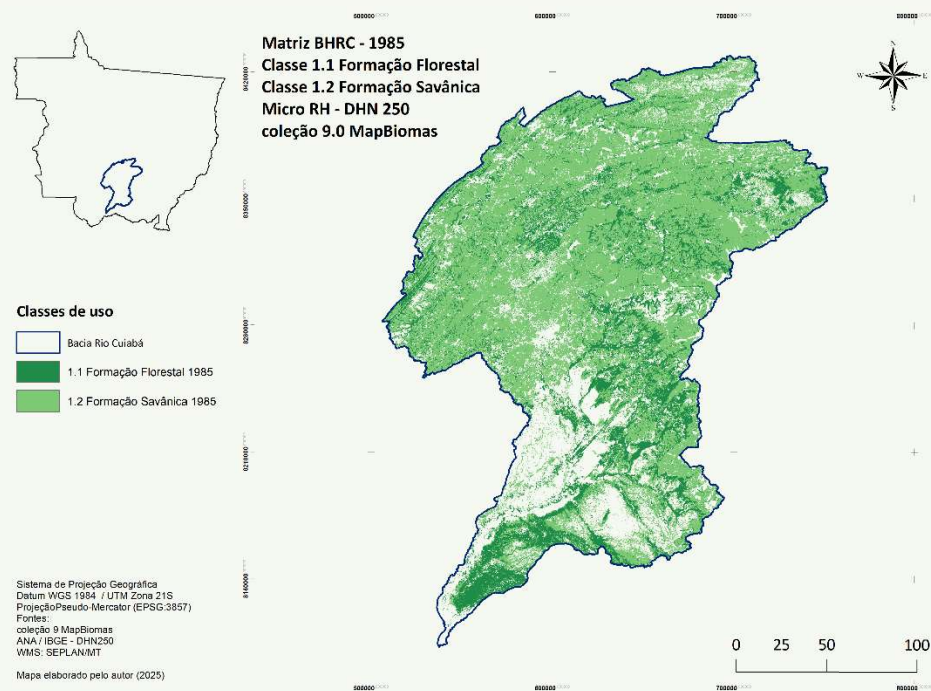
Figura 37: Alteração de classe de cobertura e uso da terra 1985 - 2023



Fonte: coleção 9 projeto MapBiomas, Mapa elaborado pelo autor através do plug in Map Álgebra - ArcMap® v.10.1

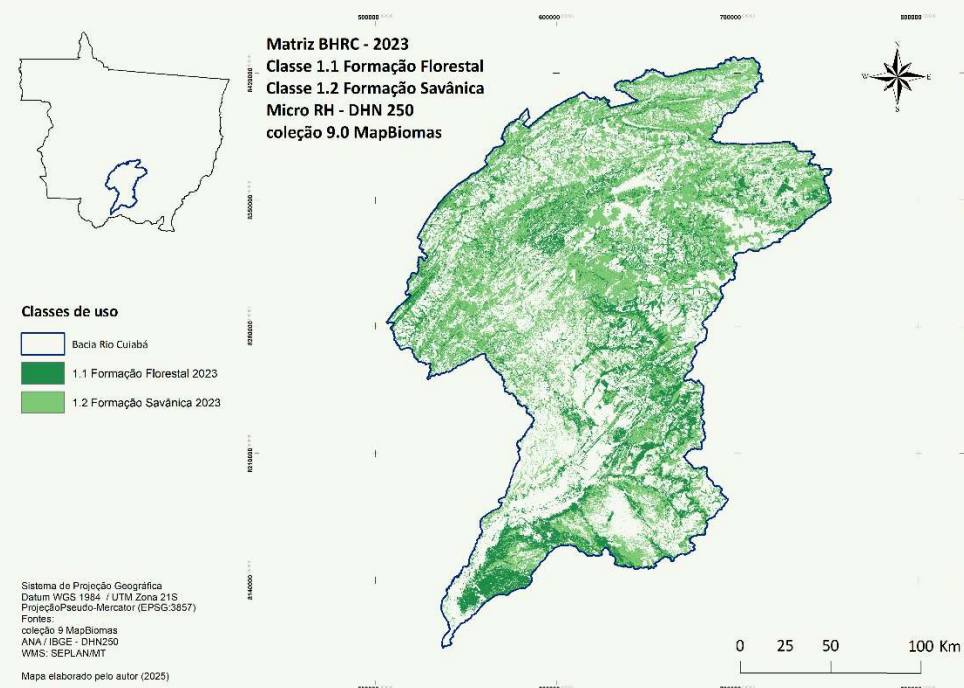
A consequência desta transformação das classes naturais formadoras da matriz da paisagem, pode ser verificada através das figuras 38 e 39, que representam as duas classes dominantes (Formação Savânica e Formação Florestal) nos anos 1985 e 2023 respectivamente.

Figura 38: Matriz Floresta (1.1) e Savana (1.2) - 1985



fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

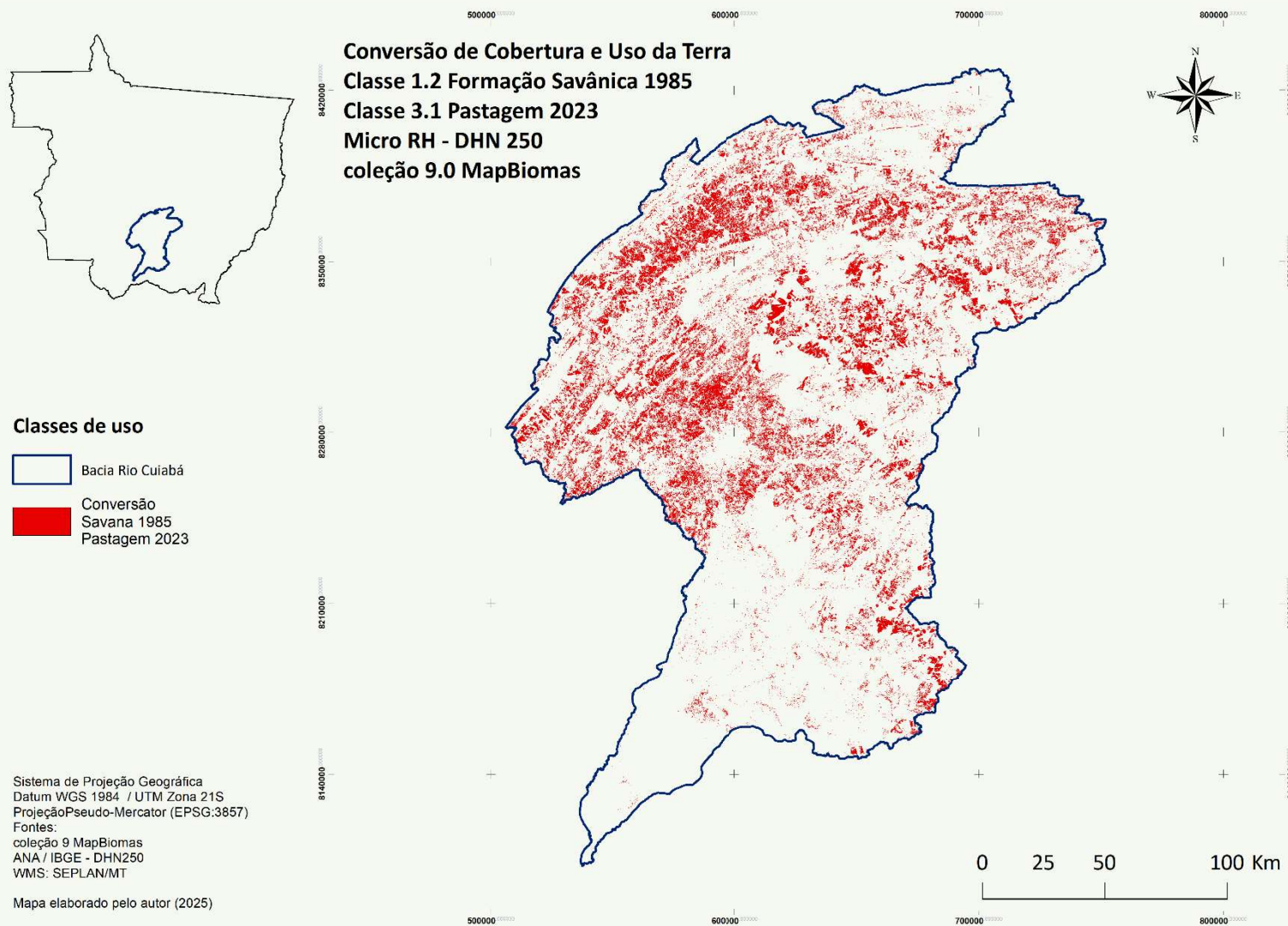
Figura 39: Matriz Floresta (1.1) e Savana (1.2) - 2023



fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

A evidente redução de área natural ilustra o processo de fragmentação da paisagem da BHRC. Do ponto de vista ecológico, persiste o desafio de recompor conectividade, qualificar bordas e incrementar a área central (core) dos remanescentes, condições necessárias para reduzir efeitos de borda, manter populações viáveis e sustentar serviços ecossistêmicos. Políticas como APPs funcionais em rede, restauração de corredores ripários e arranjos produtivos compatíveis (ex. ILPF) são alavancas plausíveis para converter a estabilidade atual em sustentabilidade de longo prazo. A figura 40 representa em vermelho as áreas de Savana que sofreram conversão para áreas de pastagem na BHRC na série histórica 1985 a 2023.

Figura 40: Áreas de conversão de Savana (1.1) para Pastagens (3.1)

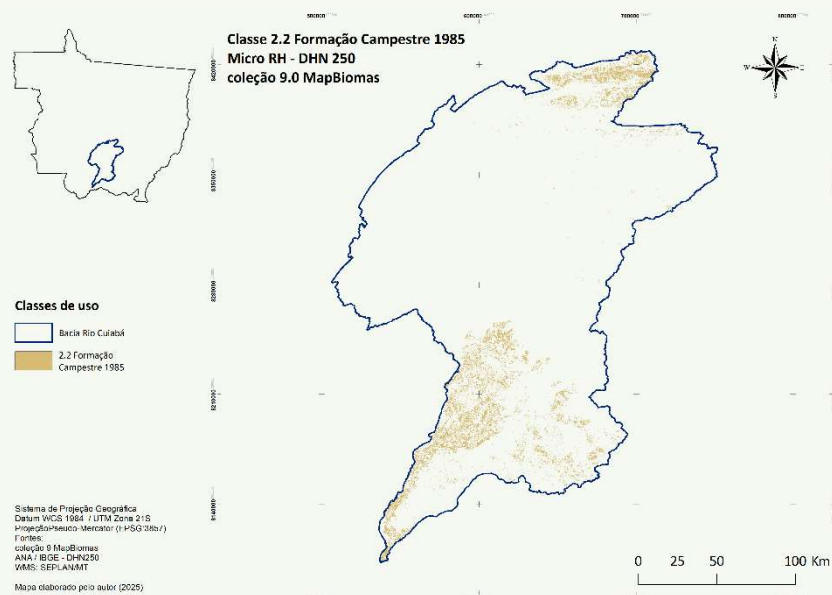


Fonte: coleção MapBiomas coleção 9, Mapa elaborado pelo autor com plug in Map Álgebra - ArcMap© 10.1

Outra dinâmica apontada pelos dados é o aumento das áreas de Formação Campestre ao longo do período analisado, que passaram de 4,81% em 1985 para 9,01% em 2023. Uma hipótese para explicar esse incremento está associada às transições sucessionais em paisagens de Savana, frequentemente desencadeadas por incêndios recorrentes, sobretudo de origem antrópica, que promovem a simplificação estrutural da vegetação, favorecendo fisionomias campestres em detrimento de savânicas mais densas (Miranda; Bustamante; 2002; Durigan; Ratter, 2006).

Além disso, áreas do Pantanal Mato-grossense historicamente sujeitas a regimes de inundação passaram, em algumas regiões, por processos de redução do pulso de cheias, seja por alteração climática regional, seja por mudanças hidrológicas a montante, o que inclui

Figura 41: Formação Campestre (2.2) - 1985

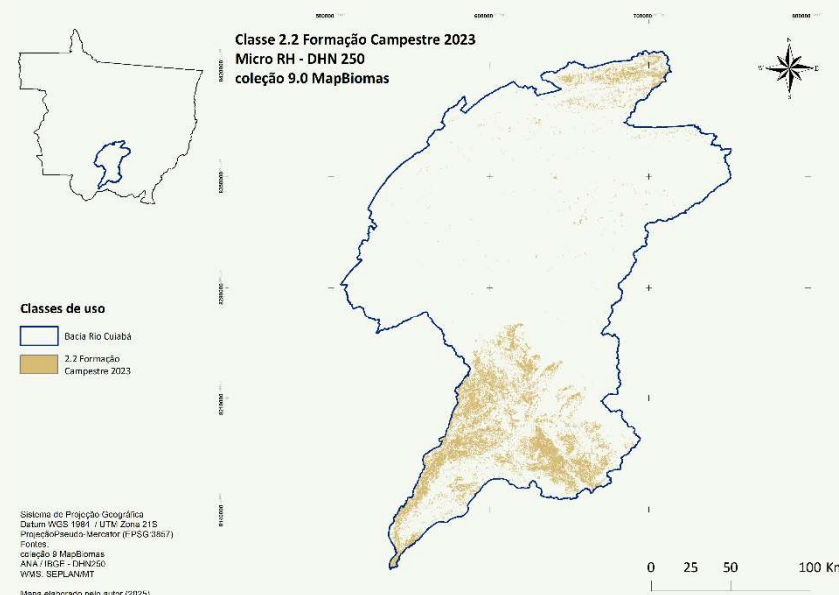


fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

barramentos e alterações no uso da terra. A diminuição da saturação hídrica cria condições mais propícias ao estabelecimento de formações campestres, substituindo ambientes anteriormente dominados por campos alagados ou savanas úmidas (Hamilton et al., 1996; Junk; Cunha, 2012).

Tais transformações reforçam a interpretação de que parte da expansão campestre possa estar vinculada à combinação entre pressões antrópicas (especialmente fogo) e mudanças hidrológicas, ambas amplamente documentadas como motores de reorganização estrutural no Cerrado e no Pantanal (Walter et al., 2008; Pott & Pott, 2004). Os mapas das figuras 41 e 42 representam a variação da área de formação campestre entre os anos de 1985 e 2023.

Figura 42: Formação Campestre (2.2) - 2023



fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Pelos mapas fica claro que o aumento de áreas de formação Campestre no período de 1985 a 2023, foram predominantemente em áreas da BHRC localizadas no Pantanal Matogrossense.

Em relação aos Recursos Hídricos foi constatado que ocorreu uma redução da área total de 66.747 ha. em 1985 para 62.490 ha. em 2023 conforme aponta o gráfico 64, sendo que a menor área foi registrada no

ano 2000, que coincide com o enchimento da UHE Manso na região rural do município de Chapada dos Guimarães. A partir do ano 2000 ocorreu uma recuperação da área total, chegando a suplantiar o valor registrado em 1985, porém a partir de 2020 os valores reduziram abaixo do ano de 1985. Os percentuais da área ocupada pelos recursos hídricos em toda a bacia variaram entre 1,70% a 1,59% na série histórica 1985 a 2023 conforme indica o gráfico 65.

Gráfico 64: Área Rios e Lagos em hectares

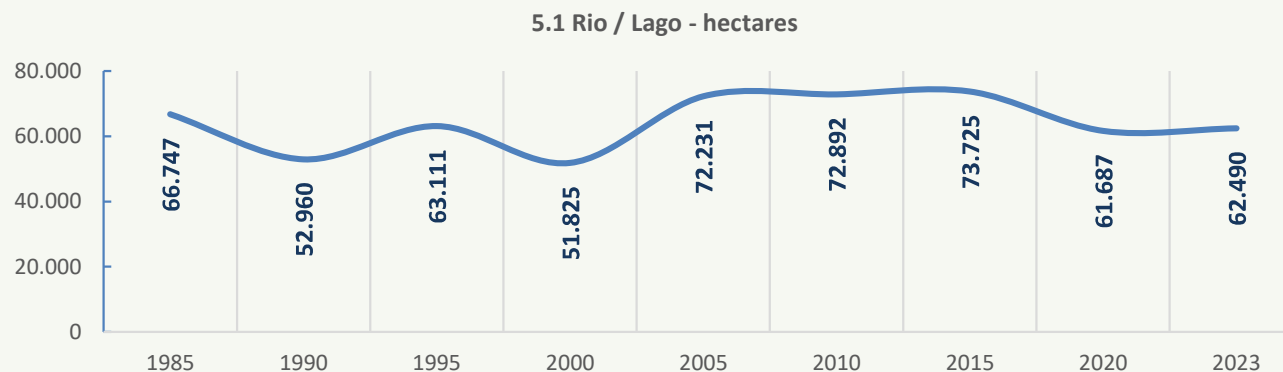
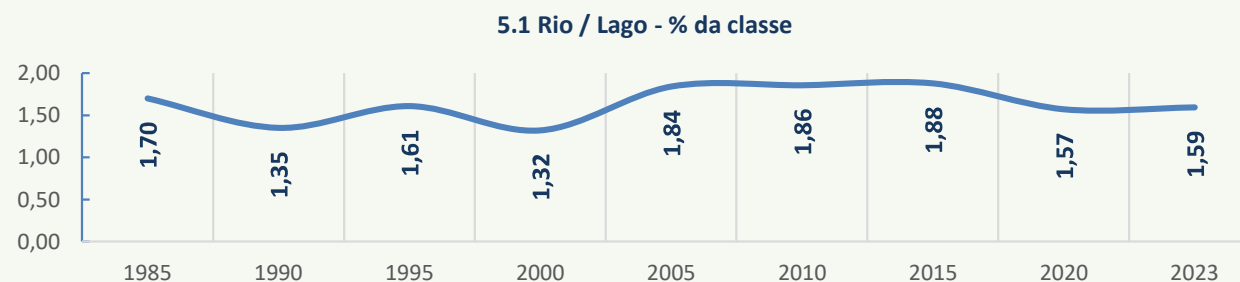
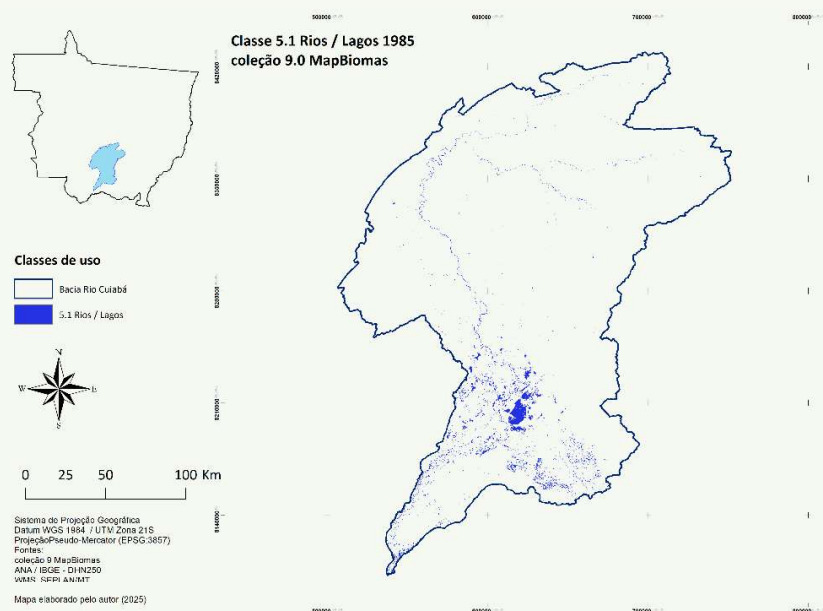


Gráfico 65: Porcentagem da classe Rio e Lagos na BHRC



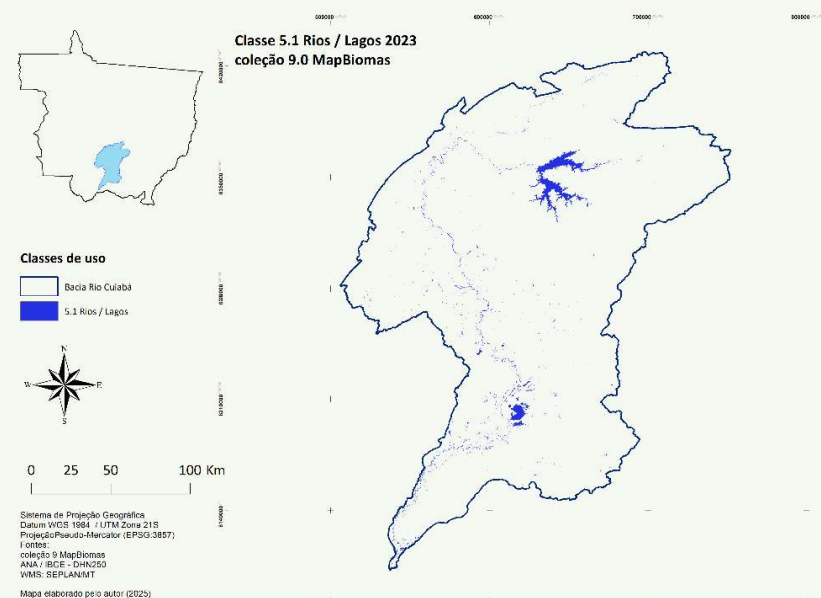
Os mapas das figuras 43 e 44 representam as áreas de Rios e Lagos em 1985 e em 2023, respectivamente.

Figura 43: Rios e Lagos (5.1) - 1985



fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

Figura 44: Rios e Lagos (5.1) - 2023



fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

6.3.1.1 Densidade das bordas - C3 / L4 (ED - Edge density)

De modo geral, o aumento da densidade de borda indica que a paisagem da BHRC evoluiu para uma estrutura altamente fragmentada, com forte predominância de interfaces antrópico-naturais. Essa configuração eleva a susceptibilidade a processos de degradação, como erosão, perda de biodiversidade e alteração microclimática local (Fahrig,

2003; Haddad et al., 2015), reforçando a necessidade de ações de manejo integradas à escala da bacia hidrográfica.

- A variação temporal da densidade de borda (ED) entre 1985 e 2023 demonstra que:
- A paisagem da BHRC evoluiu de um sistema predominantemente contínuo e natural

(aproximadamente 70 m/ha.) para um sistema altamente fragmentado (aproximadamente 76 m/ha.); O aumento contínuo de bordas é resultado da sobreposição de processos de expansão agrícola, urbanização e regeneração irregular;

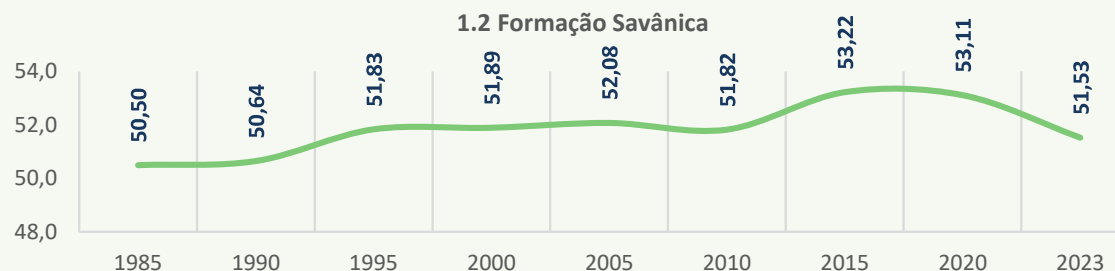
- A alta densidade de bordas indica forte influência antrópica e redução da qualidade ecológica das manchas naturais;
- A paisagem atual é ecologicamente vulnerável, com predomínio de interfaces e poucas áreas núcleo efetivas.

A manutenção dessa tendência pode comprometer a conectividade funcional da BHRC, especialmente nos corredores fluviais do Cuiabá e do Coxipó, que atuam como eixos de dispersão biológica e de recarga hídrica. Para reverter esse quadro, são necessárias políticas de restauração florestal, ampliação das Reservas Legais e planejamento do

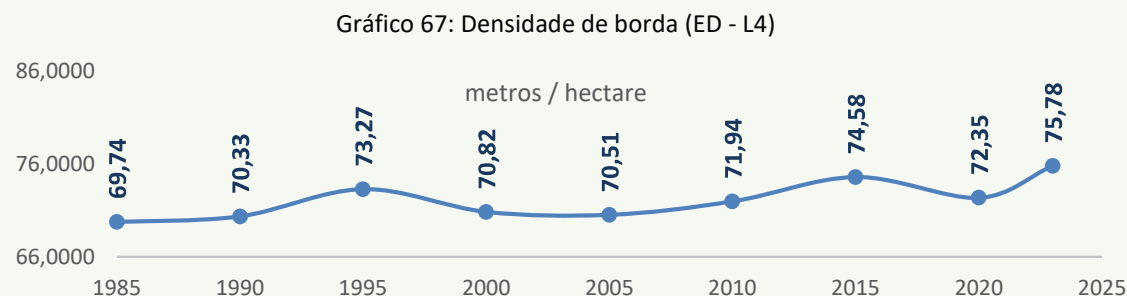
uso urbano e agropecuário, reduzindo a taxa de criação de novas bordas e favorecendo a coalescência de fragmentos naturais.

A Savana apesar de apresentar a maior redução de área devido a conversão em pastagens, sofreu pouca mudança no índice de densidade de borda (Gráfico 7 - C5), com variação de 1,03% no período 1985 - 2023. A tendência é que houvesse um aumento do índice devido a fragmentação, pois manchas mais fragmentadas tendem a ter um perímetro maior em relação a sua área. Porém o estudo aponta que apesar da redução de área, também ocorreu uma redução do comprimento da borda das manchas de forma proporcional, o que geometricamente pode ser explicado pelo surgimento de manchas mais próximas a forma euclidiana, ou seja, parecidas com círculos ou quadrados. Uma hipótese é que manchas anteriormente naturais e com bordas irregulares, foram fragmentadas em manchas com bordas retangulares ou circulares, com geometrias mais simples conforme o gráfico 66.

Gráfico 66: Densidade de borda classe 1.2 Formação Savânica (ED - C9)



O cenário se torna paradoxal quando comparado o índice de densidade de borda a nível de classe com o índice de densidade da borda para toda a paisagem (Gráfico 67), pois no contexto geral ocorreu um aumento da densidade em ciclos alternados, com picos ascendentes em 1995, 2015 e 2023 e descendentes em 2000, 2005 e 2020 (Gráfico 69 - ED - L4). Em 1985 havia uma correlação de 69,74 metros para cada hectare de área, passando a 78,78 metros por hectare em 2023.



6.3.1.2 Borda total C4 / L3 (TE - Total Edge)

O comportamento da métrica de Borda Total (TE) entre 1985 e 2023 permite inferir que a paisagem da BHRC evoluiu de um mosaico predominantemente natural (com bordas moderadas e contínuas) para um mosaico agropecuário altamente compartimentado. As bordas aumentaram expressivamente até 2005, estabilizando-se em níveis elevados após 2015 e as formações savânicas e campestres concentram o maior comprimento de bordas, indicando alta vulnerabilidade à fragmentação. A manutenção dessas bordas e a ausência de reconexão ecológica sugerem risco de perda progressiva de biodiversidade e funções ecossistêmicas, caso não sejam implementadas ações de restauração e

manejo integrado da paisagem. A tabela 9 representa a variação do comprimento de bordas por classes individualizadas.

Tabela 9: Variação de valores em quilômetros da soma dos comprimentos de bordas por classe

Classe de uso	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023
1.1 Formação Florestal	100.054,19	96.412,26	94.650,04	93.914,95	94.075,08	93.945,76	95.294,63	95.555,94	95.315,06
1.2 Formação Savânica	198.089,00	198.667,53	203.337,21	203.555,31	204.299,94	203.278,59	208.784,40	208.358,26	202.139,38
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	58.099,11	42.436,86	48.413,05	37.182,36	31.166,38	37.474,78	38.412,83	18.516,75	24.881,30
2.2 Formação Campestre	55.345,38	65.892,30	66.918,29	68.586,41	67.067,67	66.515,32	66.629,52	63.728,06	71.451,89
2.4 Afloramento Rochoso	337,97	336,02	335,14	334,96	334,78	334,43	334,78	335,96	334,84
3.1 Pastagem	29.664,20	53.791,10	80.316,41	99.517,16	105.096,87	110.014,88	120.905,26	119.101,30	125.803,82
3.2.1.1 Soja	1.011,93	3.306,17	4.275,51	4.884,09	4.583,81	3.376,27	5.828,99	7.351,56	7.734,99
3.2.1.2 Cana	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	2,42	4,25	28,28	27,98
3.2.1.4 Algodão	n/d	n/d	n/d	n/d	1,65	n/d	5,14	113,23	0,71
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	3.072,90	4.344,81	6.272,72	4.365,18	3.256,79	7.806,57	6.867,84	7.578,78	5.361,85
3.3 Silvicultura	n/d	9,39	9,56	381,12	659,17	1.052,93	1.749,00	1.902,43	2.178,15
3.4 Mosaico de usos	77.730,33	68.035,92	47.979,50	24.896,76	23.015,91	21.075,32	20.677,07	27.957,71	37.585,06
4.2 Área urbanizada	1.108,13	1.307,51	1.444,18	1.559,15	1.657,41	1.717,09	1.810,19	1.861,99	1.890,39
4.3 Mineração	297,77	473,78	525,20	546,63	679,10	718,12	764,76	794,24	791,59
4.4 Outras áreas não vegetadas	8.011,86	6.137,68	7.756,24	8.193,95	8.846,42	8.297,32	8.144,04	7.779,44	11.869,67
5.1 Rio / Lago	14.364,45	10.640,35	12.652,58	7.751,49	8.446,56	8.814,87	8.885,50	6.670,75	7.166,70

A análise temporal da borda total (TE - L3) permite identificar três tendências principais na estrutura da paisagem da BHRC:

- A fragmentação progressiva até meados da década de 1990, resultando em aumento expressivo da TE;
- A homogeneização e estabilização estrutural entre 1995 e 2005, marcada por uso intensivo e ampliação da matriz agropecuária;
- A refragmentação e aumento da complexidade entre 2005 e 2023, com o maior valor da série (297.267 km), refletindo a interação entre uso antrópico, regeneração natural e ações de recomposição ambiental.

Esses resultados confirmam que a paisagem da BHRC evoluiu de um sistema natural contínuo para um mosaico altamente fragmentado e dinâmico, no qual a proporção de bordas supera os níveis de 1985 e a estrutura espacial permanece instável. Esse padrão reforça a necessidade de planejamento ecológico integrado, voltado à redução das bordas críticas e à ampliação das áreas núcleo, com vistas à restauração da funcionalidade ambiental da bacia. A tabela 10 indica a variação percentual da borda total por classes de uso e cobertura da terra entre 1985 a 2023.

Tabela 10: Variação percentual da borda de classes 1985 - 2023

Classe de uso	1985 (km)	2023 (km)	Variação percentual
1.1 Formação Florestal	100.054,19	95.315,06	-4,75 %
1.2 Formação Savânica	198.089,00	202.139,38	2,04 %
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	58.099,11	24.881,30	-57,17 %
2.2 Formação Campestre	55.345,38	71.451,89	29,10 %
2.4 Afloramento Rochoso	337,97	334,84	-0,93 %
3.1 Pastagem	29.664,20	125.803,82	324,09 %
3.2.1.1 Soja	1.011,93	7.734,99	664,38 %
3.2.1.2 Cana	n/d	27,98	n/d
3.2.1.4 Algodão	n/d	0,71	n/d
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	3.072,90	5.361,85	74,4885 %
3.3 Silvicultura	n/d	2.178,15	n/d
3.4 Mosaico de usos	77.730,33	37.585,06	-51,65 %
4.2 Área urbanizada	1.108,13	1.890,39	70,59 %
4.3 Mineração	297,77	791,59	165,84 %
4.4 Outras áreas não vegetadas	8.011,86	11.869,67	48,15 %
5.1 Rio / Lago	14.364,45	7.166,70	-50,11 %

As maiores variações do comprimento de borda foram identificadas nos aumentos das classes de pastagem (324,09 %) e Soja

(664,38 %) e redução de (57,17 %) nos campos alagados e áreas pantanosas (Tabela 10). A pequena redução do comprimento de borda na Savana apesar da intensa redução de sua área, pode ser explicada pela fragmentação desta formação, com o um aumento expressivo do número de manchas desconectadas. A métrica que melhor captura esta dinâmica é a densidade de borda que faz a relação entre comprimento de borda e área total, que será abordada na seção 6.3.1 referente a configuração da paisagem.

Pelos dados obtidos e do ponto de vista ecológico, as classes que mais requerem conservação e manejo prioritário são:

- Formação Savânica (1.2) e Formação Florestal (1.1) por sua função de matriz ecológica, estoque de biodiversidade e papel fundamental na regulação hídrica da bacia (Forman; Godron, 1986; MMA, 2011);
- Campo Alagado e Área Pantanosa (2.1), essenciais à manutenção da conectividade com o Pantanal, à mitigação de cheias e à reposição de aquíferos;
- Formações Campestres (2.2) por funcionarem como áreas de transição e corredores biológicos entre fragmentos florestais e áreas úmidas.

Essas classes compõem o conjunto de áreas de interesse ecológico que, se integradas ao Sistema de Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Reservas Legais, podem aumentar a coesão da paisagem e reduzir o isolamento de remanescentes. O aumento e a manutenção de altos valores de borda total indicam pressão ecológica contínua sobre os remanescentes de vegetação nativa. Bordas amplas expõem a biota a gradientes de temperatura, luminosidade e umidade, alterando a composição florística e a estrutura das comunidades (Haddad et al., 2015). Tais efeitos, cumulativamente, reduzem a resiliência da

paisagem e diminuem a capacidade de suporte da biodiversidade (Fahrig, 2003).

Dessa forma, o planejamento territorial e ambiental da BHRC deve priorizar estratégias voltadas à redução de bordas críticas, como restauração de faixas ripárias contínuas, ampliação da conectividade entre manchas remanescentes, manutenção de corredores ecológicos ao longo das drenagens principais, promoção de mosaicos agrícolas menos fragmentados e com zonas tampões vegetadas (buffers) (MMA, 2011; Brasil, 2012).

6.3.1.3 Maior índice de mancha L2 (LPI - Largest Patch Index)

O comportamento do LPI entre 1985 e 2023 demonstra que a estrutura da paisagem natural da BHRC perdeu dominância e conectividade nas primeiras duas décadas do período analisado. A partir de 2010, verifica-se uma estabilização e leve recomposição das manchas dominantes, ainda que sem retorno aos padrões de 1985 sendo que o valor atual (aproximadamente 10%) é insuficiente para garantir conectividade ecológica plena, mas indica uma possível tendência à recuperação, caso sejam mantidas políticas de restauração e controle da conversão de habitat. Assim, o LPI, em relação à área total da bacia, confirma a persistência de um cenário de fragmentação avançada, com núcleos remanescentes dispersos e predomínio de paisagem antrópica consolidada, coerente com o padrão observado nas métricas de borda total (TE) e densidade de borda (ED).

O comportamento do LPI evidencia uma reorganização estrutural profunda da paisagem da BHRC:

- 1985 a 2000: colapso da conectividade savânica;
- 2000 a 2023: estabilização fragmentada sob domínio antrópico;
- Atual: coexistência de manchas naturais fragmentadas com manchas produtivas (usos antrópicos) amplas.

Em termos de Ecologia da Paisagem, a BHRC parece ter passado de uma matriz contínua natural savânica, com suporte funcional ecológico amplo, para uma matriz antropizada produtiva com ilhas naturais desconectadas, aumentando a dependência de corredores ecológicos e áreas núcleo remanescentes.

Tal cenário tem Implicações ambientais como:

- Redução da capacidade de suporte ecológico;
- Maior isolamento de populações nativas;
- Aumento do efeito de borda e perda de habitat interior;
- Potencial alteração de dinâmica hidrológica e microclimática;
- Risco de perda de biodiversidade endêmica.

Autores como Fahrig (2003) e With (2019) alertam que tais cenários tendem a conduzir à irreversibilidade ecológica, quando limites críticos de conectividade são ultrapassados. O quadro 27 relaciona processos, evidências e consequências na variação da LPI.

Quadro 27: Processos, evidências e consequências dos padrões identificados na BHR

Processo detectado	Evidência nas séries temporais	Consequência ecológica
Perda de dominância natural	Queda do LPI da Formação Savânica e redução contínua da Formação Florestal	Fragmentação estrutural, perda de matriz ecológica
Consolidação antrópica	Elevação constante do LPI de Pastagem, Soja e Área Urbanizada	Homogeneização produtiva e barreiras de conectividade
Vulnerabilidade hidrossistêmica	Redução acentuada do LPI de áreas alagáveis	Sensibilidade hídrica e possíveis alterações hidrodinâmicas
Estabilização fragmentada	Ausência de recuperação natural significativa	Suscetibilidade a efeitos de borda e isolamento genético

Fonte: Fahrig (2003) e With (2019)

O maior índice de mancha que mede a porcentagem da paisagem compreendida pela maior área registrou em 1985 que 32,90% da paisagem era ocupada por uma mancha de Savana e os dados de 2023 indicam que a mancha de Savana ainda era a maior de toda a BHRC, porém reduzida a 10,40% da área total, demonstrando que além de ser reduzida passou por um intenso processo de fragmentação, que foi capturado em outras métricas de configuração descritas no item 5.3.

A redução do LPI indica a transição de uma paisagem coesa e contínua (dominada por grandes manchas savânicas) para uma paisagem fragmentada, composta por múltiplas manchas de pequeno porte, isoladas por áreas de uso agropecuário e urbano. Tal configuração acarreta redução das áreas núcleo (core areas), aumento da densidade de bordas e perda da funcionalidade ecológica (Haddad et al., 2015). Em termos de gestão territorial, a persistência de valores baixos de LPI (inferiores a 15%) revela a necessidade de planejar ações de reconectividade, (como corredores ecológicos, faixas ripárias contínuas e zonas tampão vegetadas) a fim de restaurar a integridade da matriz ecológica e diminuir a vulnerabilidade ambiental da bacia (Forman; Godron, 1986; With, 2019). Esses resultados

6.3.2.1 Dimensão Fractal da área do perímetro das manchas C1 / L1 (PAFRAC - Perimeter-Area fractal Dimension)

Os resultados da métrica demonstram que, ao longo da série histórica (1985 a 2023), as classes naturais, sobretudo Formação Savânica, Formação Florestal e Campos Alagados, apresentaram valores relativamente mais elevados quando comparadas às classes produtivas

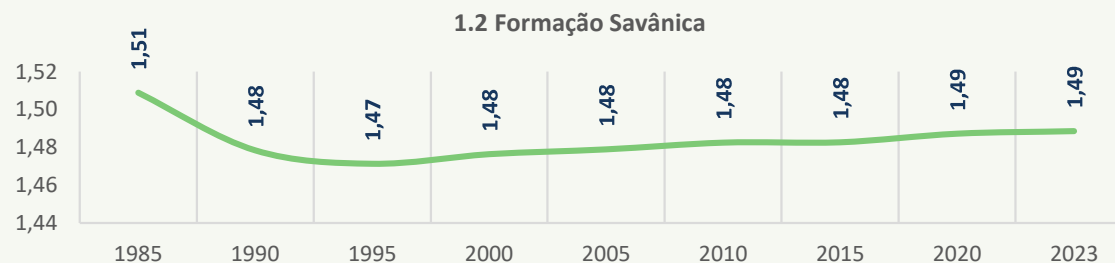
demonstram que a dinâmica recente da paisagem avança para um cenário de dominância agropecuária e urbana, com manchas naturais dispersas, menores e ecologicamente segregadas, cenário associado a perda de resiliência socioambiental, conforme alertado por Metzger (2001), Klink & Machado (2005), Alho & Silva (2012), e MapBiomias (2023).

6.3.2 Forma da mancha

As métricas de forma da mancha (patch shape metrics) constituem um subconjunto essencial das métricas de configuração da paisagem, pois descrevem como as manchas se organizam geometricamente no espaço independentemente da sua área, revelando padrões de complexidade, alongamento, irregularidade e vulnerabilidade à fragmentação. Segundo Forman & Godron (1986) e McGarigal et al. (2002), a forma da mancha influencia diretamente processos ecológicos como dispersão, colonização, permeabilidade estrutural, incidência e profundidade de efeitos de borda, além de contribuir para a robustez ou fragilidade de remanescentes naturais frente às pressões antrópicas.

(Pastagem, Soja, Cana). Isso é coerente com o comportamento esperado: manchas naturais tendem a apresentar formas mais irregulares devido a sua própria dinâmica ecológica, erosão natural, variações topográficas e processos hidrológicos. O gráfico 68 ilustra a variação da dimensão fractal da classe de formação Savânica (1.2).

Gráfico 68: Dimensão Fractal classe 1.2 Savana



Do ponto de vista ecológico, a elevação do PAFRAC sinaliza uma paisagem em estado avançado de antropização, com redução da resiliência e diminuição da eficiência ecológica. Esses resultados reforçam a importância de estratégias voltadas à redução da fragmentação, restauração de corredores ecológicos e proteção de áreas núcleo, assegurando maior estabilidade geométrica e funcional da paisagem.

Entretanto, observou-se que os valores de PAFRAC para classes naturais diminuíram gradualmente ao longo das décadas, indicando que muitos remanescentes vêm apresentando perda de rugosidade e simplificação das bordas, fenômeno típico de fragmentação, retificação e conversão de bordas naturais em interfaces antrópicas (Turner, Gardner & O'Neill, 2001). A redução na complexidade geométrica pode sinalizar:

- Substituição de contornos naturais por limites artificiais lineares (cercas, estradas, linhas de plantio);
- Aumento do isolamento entre fragmentos, com perda de áreas internas mais regulares;
- Incorporação das bordas naturais às matrizes agrícolas ou pastoris.

Essa tendência reforça a hipótese de que a conversão gradativa da Savana e campos naturais para uso agropecuário resultou na erosão progressiva da integridade estrutural dessas classes.

Por outro lado, as classes antrópicas, principalmente Pastagem e Soja, apresentaram valores consistentemente baixos de PAFRAC, refletindo manchas de formato simples, com padrões retangulares ou geométricos característicos do parcelamento agropecuário. Conforme assinalam Lang & Blaschke (2009), paisagens agrícolas mecanizadas tendem a ser marcadas por contornos simplificados, o que reduz a variabilidade espacial e aumenta a dominância de padrões ortogonais.

Essa homogeneização geométrica tem implicações diretas sobre a sustentabilidade da BHRC:

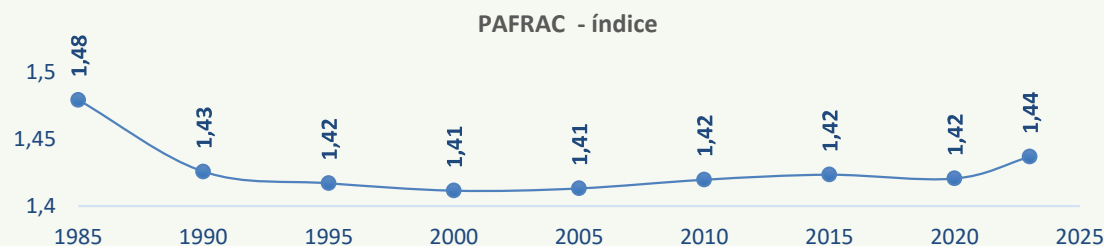
- Redução da permeabilidade da matriz, tornando mais difícil a movimentação de fauna sensível;
- Diminuição da oferta de micro habitats associados a formas irregulares;
- Agravamento dos efeitos de borda, que tornam-se mais previsíveis e mais extensos em manchas de contorno simples.

Assim, as métricas de forma revelam um processo de substituição da heterogeneidade natural por padrões antrópicos repetitivos, alinhado à expansão agropecuária documentada nos capítulos anteriores. A interpretação conjunta das métricas de forma com as demais métricas de configuração (borda, contraste, agregação e conectividade) indica que:

- A Savana, apesar de manter área expressiva, vem se fragmentando e apresentando formatos cada vez mais simples, associados ao avanço da Pastagem;
- A Formação Florestal, embora mais estável em área, exibe sinais de erosão de bordas internas, sugerindo encurralamento por matrizes antrópicas;
- Campos Alagados e ambientes úmidos perderam complexidade geométrica, corroborando o impacto hidrológico da UHE Manso e a simplificação de drenagens secundárias.

Conforme reforçado por Fahrig (2003), a forma da mancha é um indicador indireto da saúde ecológica pois formas complexas tendem a indicar paisagens mais funcionais, enquanto formas simples tendem a indicar substituição ou homogeneização antrópica. O gráfico 69 ilustra a variação da dimensão fractal da paisagem de forma integral.

Gráfico 69: Dimensão Fractal da paisagem (PAFRAC - L1)



A trajetória geral demonstra uma perda de complexidade estrutural ao longo do tempo, seguida de uma reorganização heterogênea recente, típica de paisagens em processo de reajuste ecológico pós-fragmentação (Haddad et al., 2015). Ecológicamente, a paisagem atual apresenta bordas mais irregulares e dispersas, mas ainda carece de coalescência entre manchas naturais, o que reforça a necessidade de planejamento territorial integrado e restauração ecológica em escala de bacia.

A análise fractal revela uma tendência clara de aumento da complexidade morfológica da paisagem entre 1985 e 2023, o que indica:

- Maior fragmentação estrutural e irregularidade das manchas naturais;
- Aumento da influência antrópica e da heterogeneidade espacial, sobretudo em áreas de transição agropecuária;
- Perda da coesão das manchas naturais, com contornos mais sinuosos e susceptíveis à erosão e degradação;
- Ampliação das interfaces ecológicas, favorecendo processos de bioinvasão, erosão e perda de habitat interior.

No contexto da sustentabilidade da BHRC, as métricas de forma da mancha revelam, forte pressão antrópica sobre remanescentes naturais, com simplificação e padronização espacial, perda de heterogeneidade estrutural, que compromete os fluxos biológicos, intensificação dos efeitos de borda, com impactos sobre fauna, flora e ciclagem de nutrientes e a necessidade de ações prioritárias de restauração em áreas com maior erosão de forma e maior grau de estrangulamento geométrico. A compreensão desses padrões é estratégica para orientar a delimitação de corredores ecológicos mais eficientes, a restauração focada em áreas com forte simplificação geométrica, a mitigação dos impactos do

avanço agropecuário e o planejamento de APPs e zonas de amortecimento em mosaicos agroambientais.

6.3.3 Área central da mancha

A área central (core area) corresponde à porção interna de uma mancha que permanece protegida dos efeitos de borda, definidos como alterações microclimáticas, ecológicas e bióticas que ocorrem na interface entre dois tipos de cobertura (Odum, 2009; Laurance et al., 2011). Em análises mais precisas, a determinação da área central exige a definição de um buffer de borda, cujo tamanho depende das espécies-alvo e dos processos ecológicos considerados prioritários para manejo ou conservação. Como este estudo não tem como finalidade avaliar espécies específicas ou a profundidade efetiva dos efeitos de borda para grupos taxonômicos determinados, optou-se por não aplicar buffers diferenciados. Dessa forma, as métricas relacionadas à área central; Área Total do Núcleo (TCA) e Porcentagem da Área Central da Paisagem (CPLAND), tornam-se numericamente coincidentes com as métricas de área tratadas na seção anterior (5.2.1), embora mantenham valor interpretativo no contexto da fragmentação.

Por outro lado, as métricas referentes ao número de áreas centrais disjuntas (NDCA - C2 e L2) fornecem informações adicionais sobre a estrutura e o grau de funcionalidade das manchas ao longo da série histórica. O NDCA contabiliza quantas manchas efetivamente funcionam como unidades ecológicas independentes, ou seja, quantos núcleos livres de borda existem em cada classe (nível C) e na paisagem como um todo (nível L). Essa métrica permite identificar processos de fragmentação, coalescência ou expansão das manchas, oferecendo uma perspectiva complementar às métricas de área e borda.

6.3.3.1 Area central da mancha C1 - L1 (TCA - Total Central Area)

Os resultados obtidos para a BHRC indicam transformações importantes na estrutura interna das manchas ao longo do período de 1985 a 2023. A Formação Savânica, classe mais representativa da paisagem, apresentou um aumento expressivo no número de áreas centrais disjuntas, de aproximadamente 35.019 para 53.423 manchas, acompanhado pela redução da área total. Esse comportamento caracteriza um processo de fragmentação progressiva, no qual áreas anteriormente contínuas são subdivididas em manchas menores e mais isoladas, reduzindo sua funcionalidade ecológica. Tal dinâmica afeta diretamente a integridade da savana, restringindo áreas centrais protegidas e ampliando a vulnerabilidade das espécies que dependem de ambientes interioranos.

A classe Pastagem apresenta trajetória distinta. Entre 1985 e 1995, o incremento no número de manchas ocorre concomitantemente ao aumento acelerado da área total ocupada. No entanto, após 1995 observa-se um fenômeno inverso: a área de Pastagem continua crescendo, mas o número de manchas não aumenta na mesma proporção, sugerindo processos de junção e coalescência de manchas preexistentes. Esse padrão denota a consolidação espacial e produtiva da pecuária na BHRC, com formação de grandes blocos contínuos de uso antrópico que passam gradualmente a dominar a paisagem.

Quanto à Soja, embora apresente o maior crescimento percentual entre todas as classes (aproximadamente 618,20% ao longo da série histórica), sua participação relativa na paisagem permanece reduzida, variando de 0,22% em 1985 para 3,29% em 2023. A interpretação desse comportamento deve considerar características geomorfológicas da BHRC: a predominância de áreas de planície na Depressão Cuiabana e a menor ocorrência de chapadões e planaltos que favorecem o agronegócio intensivo, restringem a expansão da oleaginosa em relação a outras regiões do Estado de Mato Grosso. No entanto, a tendência de crescimento constante da área de Soja e do número de manchas disjuntas evidencia um avanço gradual da agricultura mecanizada, sugerindo que pressões

econômicas e tecnológicas podem intensificar a conversão de áreas nos próximos anos.

Assim, as métricas de área central revelam uma paisagem em transição, marcada simultaneamente pela fragmentação dos ambientes naturais e pela expansão e consolidação de usos antrópicos. Esse padrão resulta em perda de conectividade estrutural, diminuição da resiliência ecológica e maior vulnerabilidade da biodiversidade local, apontando a necessidade de estratégias integradas de conservação e restauração que considerem a dinâmica espacial desses núcleos funcionais. A tabela 11 indica a variação nos números de áreas disjuntas entre os anos 1985 e 2023.

Tabela 11: Variação percentual no número de áreas disjuntas por classe 1985 -2023

Classe de uso	1985	2023	Variação percentual
1.1 Formação Florestal	36.064	36.296	0,64 %
1.2 Formação Savânica	35.019	53.423	52,55 %
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	26.717	20.466	-23,39 %
2.2 Formação Campestre	28.111	29.148	3,68 %
2.4 Afloramento Rochoso	78	78	0,00 %
3.1 Pastagem	21.786	40.120	84,15 %
3.2.1.1 Soja	445	3.196	618,20 %
3.2.1.2 Cana	n/d	21	n/d
3.2.1.4 Algodão	n/d	1	n/d
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	1.980	4.623	133,48 %
3.3 Silvicultura	n/d	990	n/d
3.4 Mosaico de usos	51.618	47.479	-8,01 %
4.2 Área urbanizada	455	545	19,78 %
4.3 Mineração	142	267	88,02 %
4.4 Outras áreas não vegetadas	6.893	10.806	56,76 %
5.1 Rio / Lago	7.587	3.383	-55,41 %

A redução do TCA nas classes naturais indica fragmentação e erosão da conectividade ecológica, o que acarreta: diminuição da área de habitat interior; intensificação dos efeitos de borda; aumento da vulnerabilidade à perda de biodiversidade.

Por outro lado, o aumento do TCA nas classes antrópicas demonstra coalescência e homogeneização da matriz produtiva, resultando em: redução da heterogeneidade paisagística; perda de mosaicos naturais; aumento da dominância estrutural das manchas agrícolas e pastoris (Forman; Godron, 1986). Assim, a paisagem da BHRC

evolui de um sistema predominantemente natural e heterogêneo (1985) para um sistema simplificado e antropizado (2023), no qual a conectividade ecológica depende quase exclusivamente dos remanescentes savânicos e ripários

O comportamento da TCA para a paisagem integral, sem distinção de classes, entre 1985 e 2023 revela uma paisagem em processo de erosão ecológica gradual, caracterizada por: Redução da extensão e conectividade das áreas núcleo, especialmente nas formações savânicas e florestais; Ampliação dos efeitos de borda, refletindo maior exposição de habitats internos à ação antrópica; Estabilização recente, porém em patamar inferior ao estado original, indicando que a paisagem perdeu parte significativa de sua capacidade de suporte ecológico. Do ponto de vista do planejamento territorial, a manutenção e ampliação das áreas núcleo são estratégias-chave para restaurar a funcionalidade ecológica da BHRC, devendo ser priorizadas em políticas de restauração florestal, manejo de bacias hidrográficas e criação de corredores ecológicos (Forman; Godron, 1986; With, 2019).

6.3.3.2 Número áreas centrais disjuntas C3 - L2 (NDCA - Number of Disjunct Core Area)

A variação do NDCA ao longo da série histórica revela um processo de reorganização estrutural da paisagem. Entre 1985 e 2000, predominou a fragmentação, com aumento expressivo do número de núcleos naturais e antrópicos. Após 2000, verificou-se coalescência e consolidação das áreas agrícolas e pastoris, reduzindo o número total de núcleos, mas aumentando o tamanho médio das manchas centrais (redução de NDCA associada ao aumento de TCA). Nos anos mais recentes (2015-2023), há indícios de refragmentação localizada, provavelmente associada à expansão urbana e à intensificação agrícola. Esses padrões indicam que a paisagem da BHRC passou de uma estrutura policêntrica e heterogênea (muitos núcleos pequenos) para uma estrutura concentrada e homogênea (poucos núcleos grandes), típica de matrizes antrópicas consolidadas (Forman; Godron, 1986; Turner et al., 2001). O Quadro

síntese 28 pontua as tendências e a interpretação ecológica destas dinâmicas.

Quadro 28: Síntese comparativa (NDCA 1985 - 2023)

Grupo de classes	Tendência do NDCA (1985-2023)	Interpretação ecológica
Formações Savânica e Florestal	Oscilação e leve redução	Fragmentação moderada e coalescência
Campos e Áreas Alagadas	Redução e flutuação	Impacto hidrológico e agropecuário
Pastagens	Aumento inicial e redução posterior	Consolidação da matriz pecuária
Agricultura Temporária	Aumento contínuo	Expansão agrícola dispersa
Áreas Urbanas e Mineradas	Crescimento linear	Fragmentação antrópica pontual

O comportamento do NDCA ao nível da paisagem (L) demonstra que a estrutura da paisagem da BHRC passou por dois grandes ciclos ecológicos ao longo das últimas quatro décadas:

- De 1985 a 1995, prevaleceu o processo de fragmentação dos ecossistemas naturais, associado à expansão da fronteira agrícola e pecuária;
- De 2000 a 2010, houve coalescência e simplificação, com redução da heterogeneidade espacial e formação de uma matriz contínua antrópica.

A partir de 2015, observa-se refragmentação leve, que sugere complexificação do mosaico antrópico-natural, mas sob uma matriz já profundamente alterada. Essa sequência é típica de paisagens em processo avançado de antropização, nas quais a redução da heterogeneidade natural não é compensada pela recuperação ecológica (Fahrig, 2003; Haddad et al., 2015). No contexto da BHRC, a flutuação do NDCA total está fortemente relacionada às mudanças hidrológicas (como o represamento

do Rio Manso), à expansão urbana contínua de Cuiabá e Várzea Grande e à substituição de savanas e florestas por pastagens e cultivos agrícolas.

A análise integrada do NDCA no nível da paisagem evidencia três implicações principais:

1. Perda da conectividade ecológica com o aumento inicial e a posterior redução do número de núcleos, que indicam que a paisagem perdeu conectividade funcional, primeiro pela fragmentação, depois pela homogeneização;
2. Predomínio da matriz agropecuária através da diminuição do NDCA após 2000, o que reflete a fusão de pequenas manchas agrícolas em blocos contínuos, reduzindo o mosaico natural;
3. Vulnerabilidade dos remanescentes com a leve recuperação observada após 2015, o que não significa restauração ecológica, mas aumento da subdivisão em manchas menores, elevação dos efeitos de borda e a pressão sobre os habitats (Turner; Gardner; O'Neill, 2001).

Esses resultados reforçam a importância de instrumentos de gestão territorial integrados, como os planos de bacia e de ordenamento ecológico-econômico, para conter a fragmentação e favorecer a conectividade entre Áreas de Preservação Permanente (APPs) e Unidades de Conservação (UCs). O quadro síntese da figura 29 pontua as tendências e a interpretação ecológica dos dados.

Quadro 29: Quadro síntese da variação do NDCA 1985 -2023

Período	Tendência NDCA total	Interpretação ecológica
1985-1995	Aumento (+12%)	Fragmentação intensa das áreas naturais
2000-2010	Redução (-14%)	Coalescência e homogeneização da matriz
2015-2023	Reaumento (+6%)	Refragmentação pontual e reorganização espacial

6.3.3.3 Densidade da área do núcleo disjunto C4 (DCDA - Disjunct Core Area Density)

A análise do índice DCDA (Disjunct Core Area Density) revela que, entre 1985 e 2023, a paisagem da Bacia do Rio Cuiabá passou de uma estrutura predominantemente contínua e integrada para um padrão fragmentado, disjunto e heterogêneo. A aumentada densidade de núcleos disjuntos reflete o processo cumulativo de fragmentação das formações naturais e a expansão descontínua de usos agropecuários e urbanos, especialmente nas zonas de transição entre o Planalto do Casca, Depressão Cuiabana e as planícies pantaneiras.

Esse padrão indica perda de coesão ecológica e conectividade estrutural, acompanhada de aumento da complexidade antrópica, configurando uma paisagem multifragmentada, com núcleos isolados e baixo potencial de recomposição natural. A estabilização parcial observada após 2015 pode estar associada à saturação espacial do uso agropecuário e à revegetação secundária limitada, mas não reverte o quadro geral de fragmentação funcional (Metzger, 2001; Figueiredo et al., 2018). O Quadro síntese 30 pontua as tendências e a interpretação ecológica destas dinâmicas.

Quadro 30: Quadro síntese da variação do DCDA 1985 -2023

Tendência observada	Descrição	Interpretação funcional
Aumento do DCDA nas classes naturais	Redução dos núcleos contínuos de vegetação e surgimento de núcleos isolados	Fragmentação ecológica e perda de conectividade funcional
Aumento do DCDA nas classes agropecuárias	Expansão em manchas desconexas de pastagens e lavouras	Homogeneização da matriz antrópica e subdivisão de usos
Crescimento urbano difuso	Elevação do DCDA em áreas urbanizadas	Espraçamento e descontinuidade intraurbana
Estabilização relativa hídrica	Variação discreta no DCDA em rios e lagos	Persistência dos canais principais com subdivisões pontuais

A variação da densidade de núcleos (DCAD) na BHRC, evidencia um ciclo dinâmico de fragmentação, coalescência e refragmentação ao longo das últimas quatro décadas, com dois períodos distintos:

- Alta densidade (1985-1995): reflete a dispersão inicial de fragmentos naturais, causada pela abertura de áreas para agricultura e pastagem;
- Baixa densidade (2000-2005): marca o amadurecimento da matriz agropecuária, quando os núcleos se tornaram mais espaçados e contínuos, reduzindo a heterogeneidade;
- Densidade intermediária (2010-2023): indica mistura entre grandes blocos antrópicos e núcleos remanescentes isolados, compondo uma paisagem fragmentada, mas parcialmente recomposta.

Essa oscilação do DCAD revela que a estrutura espacial da BHRC é altamente instável, com predomínio de processos antrópicos de reorganização territorial que ora aumentam, ora reduzem a complexidade espacial. O quadro síntese 31 indica a relação entre as métricas de número de áreas centrais disjuntas (NDCA), a porcentagem da área central da paisagem (CPLAND) e densidade da área do núcleo disjunto (DCAD).

Quadro 31: Quadro de relação DCAD, NDCA e CPLAND

Período	NDCA total	CPLAND (%)	DCAD (n.º / 100 ha.)	Interpretação
1985-1995	↑	↓	↑	Fragmentação inicial e subdivisão de núcleos
2000-2005	↓	↓	↓	Coalescência e homogeneização
2010-2023	↑	↑	↑	Refragmentação e dispersão antrópica

Quando se observa o comportamento das métricas relacionadas à quantidade e densidade de áreas centrais disjuntas, NDCA (C2 e L2) e

DCAD, emerge um quadro mais nítido da fragmentação da paisagem. Como a área total da BHRC permanece constante, tanto o número absoluto quanto a densidade de áreas centrais disjuntas expressam diretamente tendências de mudança estrutural. Os resultados mostram que 1995 marca um ponto de inflexão, com a densidade de áreas centrais aumentando de 11,45 áreas/100 ha. (1985) para 12,86 áreas/100 ha., indicando o início de uma fase mais intensa de fragmentação. Após leve redução em 2005, quando o índice atinge o menor valor da série (11,17 áreas/100 ha.), observa-se nova tendência de alta, alcançando 12,33 áreas/100 ha. em 2023. Esse comportamento sugere um ciclo composto por duas fases distintas:

- Fragmentação acentuada (1985-1995), associada principalmente ao avanço da pecuária e início da expansão agrícola;
- Coalescência parcial (1995-2005), indicando a fusão de manchas antrópicas, sobretudo Pastagem e possível consolidação produtiva;
- Retomada da fragmentação (2005-2023), vinculada à contínua redução de Savana e à reestruturação da paisagem sob novas pressões econômicas e territoriais.

Esse padrão híbrido, maior fragmentação associado a maior consolidação é típico de regiões em transição para uma lógica de uso intensivo do solo, como discutido por Fahrig (2003, 2017) e With (2019), e resulta em paisagens compostas por grandes blocos antrópicos intercalados por remanescentes naturais cada vez mais subdivididos, comprometendo a conectividade ecológica e a resiliência dos ecossistemas nativos.

A análise das áreas centrais disjuntas associadas à classe Recursos Hídricos (Rios/Lagos) torna esse quadro ainda mais preocupante. Enquanto

a área total ocupada por corpos d'água apresentou redução moderada (-6,38% entre 1985 e 2023), o número de áreas centrais disjuntas diminuiu drasticamente: 55,41% no mesmo período. Essa discrepância indica uma alteração profunda no padrão espacial dos corpos hídricos, possivelmente associada a:

- Modificações na drenagem natural, como assoreamento, retificação ou canalização;
- Redução da conectividade entre sistemas aquáticos, comprometendo corredores hidrológicos e ecológicos;
- Alterações hidrológicas decorrentes do desmatamento e da expansão agropecuária, que modificam o regime de escoamento superficial, infiltração e armazenamento de água.

Em termos ecológicos, a redução no número de manchas hídricas disjuntas sugere que o sistema aquático da BHRC tornou-se mais simplificado e menos dendrítico, diminuindo a complexidade funcional que sustenta a biodiversidade ligada aos ambientes ripários e aquáticos (Junk et al., 2006). Tal perda estrutural pode ter implicações severas para a manutenção do pulso de inundação do Pantanal, processo considerado chave para a ecologia regional. A tabela 12 demonstra a variação do número de manchas e a área total da classe de Rios e Lagos entre os anos de 1985 e 2023.

Tabela 12: Número e Área total Centrais Disjuntas e área central disjuntada classe Rio / Lagos - 1985 - 2023

n.º de manchas	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023	variação % 1985 - 2023
5.1 Rio / Lago	7.587	6.680	7.235	4.260	4.124	4.365	4.751	3.296	3.383	-55,41
Área total	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	2023	variação % 1985 - 2023
5.1 Rio / Lago	66.747,15	52.959,65	63.111,32	51.824,76	72.231,08	72.891,58	73.724,58	61.686,65	62.490,47	-6,38

Pela tabela fica nítido que a redução de 6,38 % da área total de Rios e Lagos e uma redução de números de manchas desta classe na ordem de 55,41% indica uma concentração dos recursos hídricos em áreas maiores, como o lago da UHE Manso.

6.3.4 Contraste entre manchas

O contraste expressa não apenas como as manchas se dispõem no espaço, mas sobretudo quais tipos de manchas estão em contato e essa dimensão depende fundamentalmente da configuração da paisagem (McGarigal; Marks, 1995; McGarigal; Cushman; Ene, 2012).

Na BHRC, a evolução histórica da configuração da paisagem entre 1985 e 2023 resultou em transformações profundas em termos de contraste. A redução expressiva da Formação Savânica (de 2,26 milhões de ha. para 1,46 milhão de ha.) e a expansão acelerada das classes antrópicas, especialmente Pastagem e Agricultura, alteraram significativamente o mosaico de bordas. Em 1985, predominavam interfaces entre classes naturais estruturalmente semelhantes (Floresta / Savana, Savana / Campo Alagado), caracterizadas por baixo contraste, favorecendo a continuidade ecológica, a permeabilidade da paisagem e a manutenção dos processos ecológicos essenciais.

Entretanto, com o avanço da conversão antrópica, as bordas de alto contraste tornaram-se cada vez mais frequentes, particularmente entre Savana e Pastagem, Floresta e Agricultura, Campo Alagado e Áreas Urbanas/Mineração. Tais fronteiras abruptas intensificam os efeitos de

borda ao aumentar mudanças microclimáticas, facilitar a entrada de espécies oportunistas, reduzir a disponibilidade de habitat interior e comprometer os fluxos ecológicos de energia, matéria e organismos, conforme destacado por Forman e Godron (1986) e With (2019). Assim, o contraste passou a refletir não apenas a deterioração estrutural da paisagem, mas também sua crescente vulnerabilidade funcional.

Nesse contexto, a métrica de contraste mais diretamente associada aos aspectos de composição é o Índice de Contraste Total da Borda (TECI), calculado tanto para classes individualizadas (TECI - C2) quanto para a paisagem integrada (TECI - L2). Essa métrica quantifica a intensidade média de contraste ao longo de todas as bordas de uma classe ou do conjunto completo de manchas, ponderando o tipo de interface envolvida. Valores elevados de TECI indicam que uma classe está predominantemente cercada por usos estruturalmente muito distintos, enquanto valores baixos sugerem vizinhança com classes ecologicamente similares.

Para o cálculo do TECI, o Fragstats© exige uma matriz de ponderação de contraste definida pelo usuário, atribuindo pesos entre 0 (nenhum contraste) e 1 (contraste máximo). No presente estudo, foi adotada uma matriz baseada em fundamentos ecológicos e fisionômicos, atribuindo contraste nulo entre Savana e Formação Florestal, dada a proximidade estrutural dessas formações naturais na BHRC, enquanto classes antrópicas como Mineração, Pastagem ou Área Urbanizada receberam valores de alto contraste quando comparadas às formações naturais. Todos os valores utilizados encontram-se na Tabela 17 (item 4.6),

refletindo o entendimento de que interfaces naturais tendem a apresentar baixo contraste, enquanto interfaces entre usos antrópicos e vegetação nativa representam rupturas ambientais significativas.

Essa matriz evidenciou dois padrões estruturais marcantes da BHRC:

- **Classes naturais apresentam alta similaridade interna:** Savana, Floresta e Campo Alagado compartilham níveis elevados de semelhança funcional, sugerindo que sua fragmentação implica não apenas perda de área, mas aumento da exposição a bordas desfavoráveis.
- **Classes antrópicas funcionam como barreiras ecológicas:** Usos como Pastagem, Mineração, Lavouras Temporárias e Área Urbanizada exibem baixo grau de similaridade com qualquer classe natural, intensificando a fragmentação, o isolamento e a degradação dos processos ecológicos.

Assim, o contraste, quando interpretado em conjunto com a composição da paisagem, revela duas dinâmicas contrastantes que definem a trajetória recente da BHRC:

- **A coalescência de matrizes antrópicas:** tornando-se contínuas, homogêneas e ecologicamente simplificadas.
- **A fragmentação progressiva dos habitats naturais:** aumentando a vulnerabilidade ecológica, reduzindo a permeabilidade funcional da paisagem e ampliando o risco de perda de biodiversidade.

Dessa forma, o contraste emerge como um elo crítico entre composição e configuração da paisagem, sintetizando os efeitos estruturais e funcionais da conversão antrópica e permitindo avaliar como a reorganização do uso da terra influencia a sustentabilidade ecológica da BHRC.

O contraste entre manchas constitui um dos elementos centrais para compreender a configuração da paisagem e seus efeitos ecológicos na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). Do ponto de vista conceitual, o contraste expressa o grau de diferença estrutural, fisionômica ou funcional existente entre dois tipos de cobertura ou uso da terra que compartilham uma borda comum (McGarigal et al., 2012). Essa diferença pode envolver características florísticas, altura da vegetação, permeabilidade ecológica, reflectância espectral e até condições microclimáticas. Quanto maior a dissimilaridade, maior é o contraste registrado na borda, e mais intensos tendem a ser os efeitos ecológicos associados, especialmente aqueles relacionados ao efeito de borda, à capacidade de dispersão de espécies e à permeabilidade funcional da matriz.

No contexto da BHRC, as métricas relacionadas ao contraste assumem especial relevância porque as últimas quatro décadas foram marcadas por profundas transformações no mosaico de vegetação natural, pastagens antrópicas, cultivos agrícolas e áreas urbanizadas. A substituição de grandes áreas contínuas de vegetação nativa por usos antrópicos modifica drasticamente a natureza das bordas, intensificando o contraste entre manchas naturais e intervenções humanas, com consequências diretas na fragmentação e na conectividade ecológica do território.

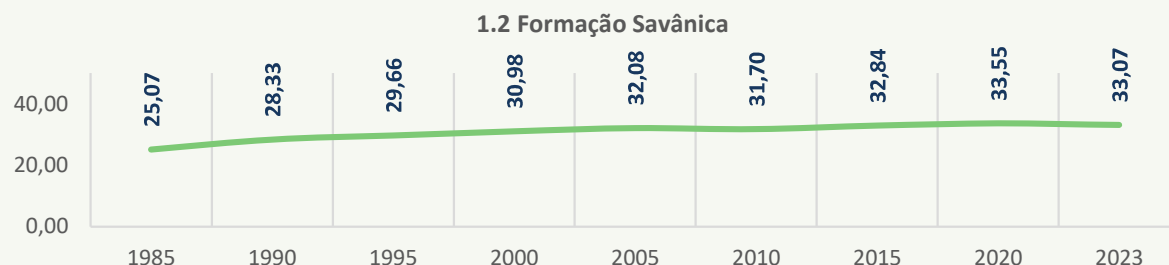
Para mensurar essas diferenças, o estudo utilizou duas métricas derivadas do Fragstats©:

- (i) A densidade de borda ponderada por contraste calculado por classe (CWED - C1) e
- (ii) A densidade de borda ponderada por contraste para a paisagem integrada (CWED - L1).

6.3.4.1 Densidade de borda das manchas ponderada por contraste C1 / L1 (CWED - Contrast-Weighted Edge Density)

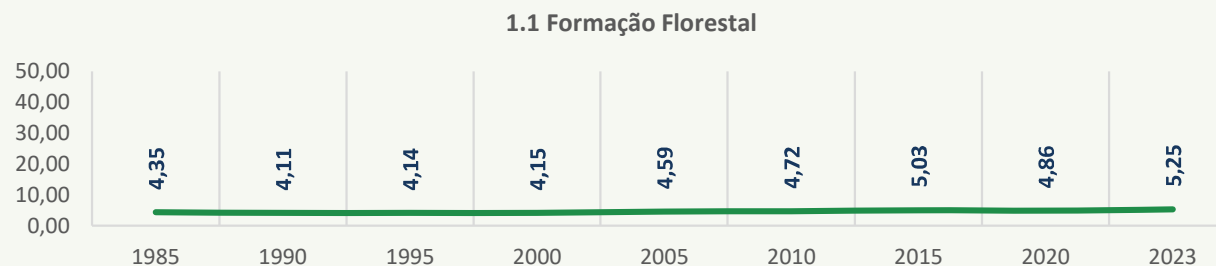
A variação da CWED mostra uma reorganização estrutural contínua, com aumento do contraste entre classes naturais e antrópicas. As classes que apresentaram maiores valores e crescimento do CWED (Formação Savânica, Pastagem e Formação Campestre) são justamente aquelas situadas nas zonas de transição ecológica, nas quais as pressões de conversão são mais intensas. O gráfico 70 demonstra a variação do índice CWED para a Formação Savânica (1.2).

Gráfico 70: Densidade de borda ponderada por contraste classe 1.2 Formação Savânica



O aumento da densidade de bordas ponderada nessas classes indica elevação do risco de degradação dos ecossistemas, devido ao efeito de borda ampliado, redução da conectividade interna e aumento da exposição a agentes externos (Fahrig, 2003). Em contrapartida, as classes Florestal (1.1) e Campo Alagado (2.1) mantiveram CWED relativamente estáveis, o que pode estar relacionado à proteção legal (UCs e APPs) e à restrição natural de ocupação em áreas de relevo acidentado ou alagado. Essa diferenciação demonstra que o contraste na paisagem da BHRC não é homogêneo: há núcleos relativamente preservados convivendo com interfaces altamente tensionadas, principalmente nas bordas dos vales do Cuiabá, Coxipó e Manso. O gráfico 71 demonstra a variação do índice CWED para a Formação Florestal (1.1).

Gráfico 71: Densidade de borda ponderada por contraste classe 1.1 Formação Florestal



O comportamento do CWED também pode ser interpretado como um indicador indireto da vulnerabilidade espacial das bordas. Os períodos de maior contraste (1990-1995 e 2015-2023) correspondem justamente às fases de expansão agrícola e urbana, sugerindo aumento da heterogeneidade antrópica e maior probabilidade de conflitos entre usos. De acordo com Turner, Gardner e O'Neill (2001), o aumento do contraste entre unidades adjacentes indica redução da resiliência da paisagem, já que os fluxos ecológicos (energia, água, dispersão de espécies) passam a ser interrompidos por interfaces abruptas e não naturais. O quadro 32 faz uma síntese das tendências de variação do CWED e sua interpretação ecológica para a série histórica 1985 a 2023.

Quadro 32: Síntese das tendências por classe (1985-2023)

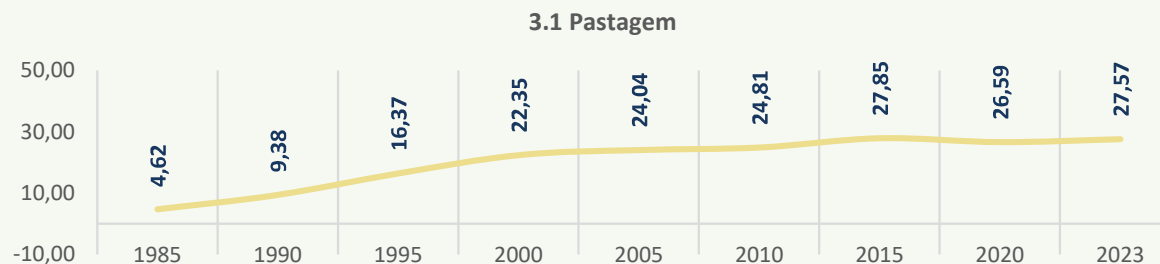
Classe	Tendência do CWED	Interpretação ecológica
1.1 Formação Florestal	Estável	Áreas contínuas e protegidas
1.2 Formação Savânica	Aumento forte (+8 m/ha.)	Fragmentação e bordas ativas
2.1 Campo Alagado / Área Pantanosa	Queda acentuada	Alteração hidrológica (UHE Manso)
2.2 Formação Campestre	Crescimento moderado	Conversão para pastagens
3.1 Pastagem	Crescimento irregular (+11 m/ha.)	Expansão e sobreposição de usos

3.3 Silvicultura	Aumento progressivo	Substituição de vegetação nativa
4.2 Área Urbanizada	Aumento gradual	Expansão do perímetro urbano

A análise da CWED indica que a paisagem da BHRC está mais contrastada e fragmentada, apresentando interfaces ecológicas cada vez mais abruptas.

Isso significa que os ecossistemas locais sofrem intensificação dos efeitos de borda, o que reduz a integridade ecológica e compromete a funcionalidade ambiental da bacia. Esses resultados reforçam a necessidade de: criar zonas-tampão e corredores ecológicos entre classes contrastantes (por exemplo, entre savanas e pastagens); restaurar matas ciliares para reduzir o contraste entre uso agrícola e sistemas hídricos; e integrar o CWED como métrica de monitoramento ambiental em planos de manejo e zoneamentos ecológico-econômicos. O gráfico 72 demonstra a variação do índice CWED para a classe Pastagem (3.1).

Gráfico 72: Densidade de borda ponderada por contraste classe 3.1 Pastagem



A correlação entre o CWED (comprimento de bordas ponderado) e o TECI (índice médio de contraste) reforça o diagnóstico de paisagem fragmentada e estruturalmente instável. O quadro 33 faz uma correlação entre o comprimento de bordas ponderado (CWED) e o (índice médio de contraste (TECI).

Quadro 33: Correlação CWED x TECI (nível de contraste médio)

Período	CWED (m/ha.)	TECI médio (%)	Interpretação
1985-1995	31,67 → 37,36	60-75	Fragmentação inicial e aumento de bordas
2000-2010	38,99 → 40,64	80-90	Consolidação da matriz antrópica
2015-2023	43,11 → 45,90	>90	Paisagem contrastada e de alta tensão ecológica

Esses resultados mostram que a estrutura da paisagem evoluiu de um mosaico heterogêneo moderado (1980s) para uma configuração fortemente compartimentada (2020s). Ou seja, as bordas se tornaram mais numerosas e mais contrastadas, configurando uma paisagem de baixa resiliência ecológica e alta complexidade morfológica.

O comportamento crescente do CWED demonstra que a paisagem da BHRC se tornou progressivamente mais contrastada e compartimentada.

Os principais fatores ecológicos e espaciais que explicam essa tendência são:

- Expansão da fronteira agropecuária: gerou bordas ativas entre pastagens e formações savânicas/florestais, elevando o contraste estrutural (Forman; Godron, 1986);
- Urbanização e infraestrutura: contribuíram para o aumento das bordas de alta intensidade de contraste (95-100%), especialmente nas zonas metropolitanas de Cuiabá e Várzea Grande;
- Fragmentação hídrica e barramentos: como a UHE Manso, criaram novos limites artificiais entre ambientes aquáticos e terrestres, alterando a continuidade ecológica da bacia;

Regeneração parcial e mosaicos agroecológicos: embora promovam certa recomplexificação, geram bordas secundárias de médio contraste, mantendo a heterogeneidade espacial alta. Em termos ecológicos, o aumento do CWED implica que os processos de fragmentação

e antropização continuam dominantes, mesmo em períodos recentes. A maior densidade de bordas aumenta a exposição dos ecossistemas aos efeitos de borda, reduz a conectividade funcional e intensifica a vulnerabilidade das espécies de interior de habitat (FAHRIG, 2003). O quadro 34 representa a variação do CWED e as tendências ecológicas associadas.

Quadro 34: Síntese temporal da variação do CWED (1985 - 2023)

Período	CWED (m/ha.)	Tendência ecológica dominante
1985-1995	31,67 → 37,36	Fragmentação inicial e aumento das interfaces
1995-2010	37,36 → 40,64	Estabilização da matriz antrópica e homogeneização parcial
2010-2023	40,64 → 45,90	Recomplexificação e intensificação do contraste paisagístico

A tendência ascendente do CWED implica um aumento contínuo da fragmentação e da vulnerabilidade ecológica.

Entre as principais consequências ambientais destacam-se:

- Aumento dos efeitos de borda, com alterações microclimáticas e perda de umidade no entorno de fragmentos naturais;
- Maior suscetibilidade à erosão e ao escoamento superficial, pela ampliação das interfaces abruptas;
- Dificuldade na regeneração ecológica, devido à limitação de áreas interiores e à exposição a pressões antrópicas;
- Maior necessidade de manejo integrado da paisagem, visando reduzir o contraste e ampliar a conectividade entre manchas naturais.

6.3.4.2 Contraste Total da Borda - C2 / L2 (TECI - Total Edge Contrast Index)

O TECI evidencia que a paisagem da BHRC evoluiu de um mosaico de contrastes intermediários (1985) para uma configuração de contrastes altos e dominantes (após 2000). Isso significa que as interfaces entre classes naturais e antrópicas tornaram-se mais abruptas, comprometendo a transição ecológica entre habitats e aumentando os efeitos de borda (Farhig, 2003).

As principais interpretações ecológicas são:

- O aumento do contraste está relacionado à expansão da matriz agropecuária e urbana, que cria limites artificiais rígidos;
- A estabilização dos valores após 2010 indica consolidação da paisagem fragmentada, onde o contraste é mantido por usos permanentes e baixa regeneração natural;
- O rebaixamento do contraste em áreas hidro-mórficas revela perda de gradientes naturais, substituídos por interfaces ecológicas modificadas.

Esses padrões se alinham ao que Turner, Gardner e O'Neill (2001) descrevem como paisagens de alta resistência estrutural, porém de baixa resiliência ecológica, nas quais o retorno à conectividade natural é dificultado pela persistência de bordas de alto contraste.

A configuração atual do TECI aponta para uma paisagem ecologicamente compartimentada, em que os gradientes naturais de transição (ecótonos) foram substituídos por fronteiras abruptas. Isso tem consequências diretas para a fauna, o microclima e os fluxos hidrológicos, tais como: aumento da temperatura local e evapotranspiração nas bordas savânicas; redução da dispersão de espécies e da mobilidade da fauna entre fragmentos; intensificação da erosão e perda de solo em interfaces agropecuárias expostas.

Assim, a redução do contraste deve ser considerada prioridade em estratégias de manejo, por meio de zonas tampão vegetadas, restauração ecológica das margens e incentivos a usos compatíveis de transição, sobretudo nas áreas entre o Planalto do Casca e a Depressão Cuiabana. O quadro 35 é uma síntese interpretativa por classe, da variação do TECI entre os anos de 1985-2023.

Quadro 35: síntese interpretativa por classe, da variação do TECI entre os anos de 1985-2023

Grupo de classes	Faixa TECI (%)	Tendência 1985-2023	Interpretação
Florestal / Savânica	50-65	Crescente	Aumento do contraste e da vulnerabilidade
Campestre / Pastagem	60-85	Elevada e estável	Interfaces consolidadas e degradadas
Áreas agrícolas	50-90	Flutuante	Expansão cíclica de contrastes
Urbanas / Não vegetadas / Mineração	95-100	Estável	Máximo contraste, ruptura total
Aquáticas	20-40	Estável a leve alta	Gradientes naturais alterados

A elevação contínua do TECI indica que a paisagem da BHRC evoluiu para um sistema de transições abruptas e baixa integração entre unidades ecológicas. Ecologicamente, isso significa:

- Aumento da vulnerabilidade dos fragmentos naturais, em razão da intensificação dos efeitos de borda (alteração microclimática, entrada de espécies exóticas e degradação de bordas vegetais);
- Redução da conectividade funcional entre habitats, com consequente isolamento ecológico;

- Substituição dos gradientes naturais (ecótonos) por fronteiras antrópicas rígidas, alterando o fluxo de energia, água e espécies.

De acordo com Fahrig (2003), paisagens com TECI acima de 50% já apresentam nível crítico de fragmentação ecológica, pois a proporção de interfaces artificiais supera as transições naturais.

Na BHRC, o índice ultrapassa 60%, o que caracteriza uma paisagem de alta tensão ecológica.

O padrão de alta e crescente heterogeneidade estrutural identificado pelo TECI sugere riscos ecológicos e desafios para o manejo territorial.

Entre as principais implicações estão:

- Maior vulnerabilidade das APPs e UCs, por estarem cercadas por usos de alto contraste;
- Dificuldade na conectividade ecológica entre os remanescentes florestais e savânicos;
- Necessidade de planejamento integrado voltado à redução do contraste entre usos adjacentes (ex.: faixas de transição vegetada, reflorestamento ciliar, agroflorestas de borda);
- Monitoramento contínuo do TECI e CWED como indicadores do sucesso de políticas de restauração e de zoneamento ecológico-econômico (ZEE).

O quadro 36 é uma síntese interpretativa da variação do TECI calculado para toda a paisagem, sem distinção de classes e os processos identificados na evolução temporal da série histórica.

Quadro 36: Síntese interpretativa da variação do TECI (1985-2023)

Período	TECI (%)	Tendência estrutural	Interpretação ecológica
1985-1995	45,09 → 50,65	Aumento moderado	Início da fragmentação e contraste agropecuário
1995-2010	50,65 → 56,11	Aumento contínuo	Consolidação da matriz antrópica e perda de gradientes naturais
2010-2023	56,11 → 60,19	Acentuação do contraste	Compartimentação e maior tensão ecológica

A associação entre TECI (contraste médio) e CWED (densidade de bordas ponderada) mostra que a paisagem da BHRC combina alta densidade de bordas com elevado contraste, configurando um cenário de fragmentação avançada. Esse comportamento evidencia que, embora o número de bordas não tenha crescido indefinidamente, o contraste das bordas existentes se intensificou, sugerindo que as áreas naturais remanescentes estão cada vez mais cercadas por usos incompatíveis. O quadro 37 faz uma comparação entre a Densidade de borda ponderada por contraste (CWED) e o Índice de contraste total da borda (TECI).

Quadro 37: Quadro Comparativo TECI x CWED

Métrica	Interpretação	Tendência geral
CWED	Comprimento de bordas contrastadas	Aumento até 2023, indicando multiplicação de interfaces
TECI	Intensidade média do contraste	Manutenção de valores altos (> 80%), com estabilidade após 2010

A análise conjunta de TECI e CWED confirma o padrão de complexificação estrutural com intensificação do contraste. O quadro 38 demonstra a comparação entre a evolução dos dois índices.

Quadro 38: Integração TECI x CWED: contraste e complexidade da paisagem

Ano	TECI (%)	CWED (m/ha.)	Interpretação ecológica
1985	45,09	31,67	Paisagem heterogênea natural, contraste moderado
1995	50,65	37,36	Fragmentação e abertura de interfaces agropecuárias
2005	57,34	40,71	Consolidação da matriz antrópica e homogeneização parcial
2023	60,19	45,90	Paisagem altamente contrastada e compartimentada

O crescimento simultâneo das duas métricas indica que as bordas aumentaram em número e intensidade, e que os tipos de cobertura passaram a diferir mais fortemente em composição e função ecológica.

6.3.4 Agregação entre manchas

As métricas de agregação relacionadas à configuração da paisagem são fundamentais para compreender a forma como as manchas de diferentes classes de uso e cobertura da terra se distribuem, se conectam ou se isolam ao longo do território. No contexto da BHRC, essas métricas revelam processos estruturais profundos que ocorreram entre 1985 e 2023 e permitem interpretar a evolução da paisagem a partir de padrões espaciais que influenciam diretamente a sustentabilidade ecológica, a conectividade funcional e a resiliência dos ecossistemas. Do ponto de vista conceitual, as métricas de agregação capturam como as manchas se arranjam umas em relação às outras, considerando sua proximidade, frequência de adjacências, tendência de agrupamento e a formação de mosaicos contínuos (McGarigal et al., 2012; Turner, Gardner).

6.3.4.1 Interspersão e Justaposição C1 / L2 (IJI - Interspersion and Juxtaposition)

A evolução do IJI total sugere que, ao longo das últimas quatro décadas, a BHRC passou de uma paisagem mais compartimentada (1985-1995) para uma configuração mais entrelaçada e justaposta (2000-2023). Isso evidencia o adensamento das interfaces entre usos da terra, impulsionado pela expansão agropecuária e urbanização difusa, mas também aponta para a redução da integridade dos ecossistemas naturais, que passaram a coexistir em mosaicos altamente misturados com usos antrópicos (Zeilhofer, 2001; Chiaranda, Colpini & Soares, 2016).

Ecologicamente, o aumento do IJI indica um crescimento da heterogeneidade espacial, o que pode ter efeitos ambíguos sobre a biodiversidade. Por um lado, maior justaposição entre diferentes classes pode favorecer conectividade funcional e acesso a múltiplos recursos por espécies generalistas (Metzger, 2001; Fahrig, 2003). Por outro, também pode aumentar os efeitos de borda e a exposição de habitats sensíveis, levando à redução da qualidade ambiental para espécies especialistas e processos ecológicos dependentes de continuidade (With, 2019).

Na paisagem da BHRC, portanto, a tendência observada no IJI reflete um cenário de crescente complexidade estrutural, mas acompanhado de vulnerabilidade ecológica crescente, já que as áreas naturais remanescentes estão intercaladas por matrizes agrícolas que ampliam os efeitos de fragmentação e comprometem a resiliência dos ecossistemas. O quadro 39 descreve a tendência geral do Índice de Intercalação e Justaposição ao longo da série histórica.

Quadro 39: Síntese temporal da variação de IJI

Período	Tendência geral do IJI	Interpretação ecológica
1985-1995	Aumento inicial do IJI entre classes agrícolas e naturais	Intensificação da justaposição e surgimento de mosaicos agroecológicos
2000-2010	Estabilização moderada dos valores médios de IJI	Consolidação de padrões mistos e heterogêneos

2015-2023	Crescimento do IJI em classes antrópicas (Soja, Cana, Pastagem)	Expansão de interfaces e redução da integridade ecológica das formações naturais

Os resultados do IJI indicam que a paisagem da BHRC apresenta, em termos gerais, nível intermediário de intercalação e justaposição, revelando heterogeneidade estrutural moderada. A leve queda do índice nas últimas décadas reflete:

- A consolidação da matriz antrópica, com redução das transições entre classes naturais e agrícolas;
- A diminuição das interfaces ecológicas, o que reduz o contato entre ecossistemas e compromete processos ecológicos interclasse (como dispersão e polinização);
- A simplificação da estrutura espacial, com substituição de padrões complexos de vegetação nativa por blocos homogêneos de cultivo e pastagem; A fragmentação linear das áreas naturais, sobretudo nas zonas ripárias e savânicas, reduzindo a conectividade funcional.

Em contrapartida, a leve elevação recente pode estar associada a iniciativas de recuperação ambiental e à diversificação de usos, gerando mosaicos espaciais mais complexos, ainda que limitados em escala. O Índice de Intercalação e Justaposição (IJI) aplicado de forma integral à paisagem da Bacia do Rio Cuiabá demonstra a transição de uma estrutura ecologicamente integrada para uma configuração antrópica simplificada. Embora o índice tenha se mantido em níveis médios, sua tendência de redução indica perda de diversidade espacial e de interfaces ecológicas, aspectos críticos para a funcionalidade e resiliência da paisagem. A leve recuperação observada em 2023, entretanto, é um indicativo positivo,

sugerindo potencial de recomposição estrutural e reconexão parcial entre usos e ecossistemas. Esses resultados reforçam a importância de ações de planejamento ecológico e manejo territorial, voltadas à recriação de corredores e zonas de transição, fundamentais para restaurar a heterogeneidade e a sustentabilidade paisagística.

O quadro síntese 40 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de intercalação e justaposição da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 40: Síntese da variação do índice de intercalação e justaposição sem distinção de classe

Período	Valor (%)	Interpretação ecológica
1985-1995	53,6 - 55,2	Alta intercalação natural e diversidade espacial
1995-2010	52,1 - 51,2	Simplificação estrutural e homogeneização antrópica
2010-2020	50,1 - 49,9	Máxima compartimentação e baixa interação entre classes
2023	52,9	Leve recomplexificação da estrutura espacial

6.3.4.2 Porcentagem de Adjacências Semelhantes C2 / L3 (PLADJ - Percentage of Like Adjacencies)

Ecologicamente, o aumento do PLADJ nas classes agrícolas representa uma substituição da heterogeneidade natural por uniformidade antrópica, o que acarreta redução de habitats e perda de diversidade ecológica (Fahrig, 2003). A alta agregação de áreas de pastagem e lavouras temporárias implica baixa permeabilidade ecológica e aumento da resistência à dispersão de espécies nativas, acentuando os efeitos de borda e o isolamento dos remanescentes florestais (Metzger, 2001; With, 2019). Por outro lado, o alto PLADJ nas formações naturais revela a importância desses remanescentes como núcleos estruturantes da conectividade da paisagem, capazes de sustentar funções ecológicas vitais e servir de refúgio para a biodiversidade. A manutenção dessas áreas contínuas é essencial para minimizar os impactos da fragmentação e garantir a resiliência ecológica em longo prazo. Assim, o comportamento do PLADJ na BHRC

evidencia uma paisagem em processo de polarização funcional. Por um lado, classes naturais fragmentadas, mas ainda estruturadas internamente; de outro, classes antrópicas em expansão e coalescência, que resultam em matrizes dominantes de baixa diversidade e alta homogeneidade.

As classes, 1.1 Formação Florestal, 1.2 Formação Savânica e 2.1 sofreram redução nos índices, caracterizando a dinâmica de aumento do isolamento de manchas destas classes. Por outro lado, ocorreu um aumento nas classes 2.2 Formação Campestre, 3.1 Pastagem, 3.2.1.1 Soja, 4.2 Área urbanizada e 4.3 Mineração e 5.1 Rios e Lagos. A tabela 14 indica a variação do índice PLADJ entre os anos de 1985 e 2023.

Tabela 13: Variação percentual de adjacências semelhantes 1985-2023

Classe de uso	1985	2023	Variação percentual
1.1 Formação Florestal	89,3345	88,6349	-0,7831
1.2 Formação Savânica	93,5208	89,7988	-3,9799
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	83,3368	75,9379	-8,8783
2.2 Formação Campestre	78,2803	85,0399	8,6351
2.4 Afloramento Rochoso	85,6452	85,8384	0,2256
3.1 Pastagem	83,1991	90,8302	9,1721
3.2.1.1 Soja	91,1131	95,3548	4,6554
3.2.1.2 Cana	n/d	81,1456	n/d
3.2.1.4 Algodão	n/d	50	n/d
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	82,8474	79,2959	-4,2868
3.3 Silvicultura	n/d	84,5392	n/d
3.4 Mosaico de usos	77,1612	71,0697	-7,8945
4.2 Área urbanizada	93,8402	95,2664	1,5198
4.3 Mineração	88,5492	91,1563	2,9442
4.4 Outras áreas não vegetadas	78,2034	75,5534	-3,3886
5.1 Rio / Lago	84,1037	91,5277	8,8272

O que caracterizou as variações verificadas nos índices de adjacências semelhantes foi prioritariamente a interferência humana na paisagem, pois todas as classes que sofreram aumento no índice são classes de uso da terra e a classe 5.1 relacionada a Rios e Lagos, contabilizou um aumento expressivo no ano 2000, coincidindo com o enchimento da barragem do projeto da UHE Manso (item 4.7.2 - PLADJ - C2). Em contraposição as classes de cobertura da vegetação nativa passaram por uma redução com exceção da Formação Campestre, provavelmente ocasionada pelo avanço das pastagens com consequências sobre a conversão de Savana em Campos.

As Áreas urbanizadas apresentaram os maiores índices e sofreram um aumento no período, provavelmente pelo aumento da região metropolitana de Cuiabá através de supressão de áreas naturais, evidenciando que o processo de expansão urbana ocorreu sem preservação de matas nativas. A classe Savana que detinha um alto índice de células adjacentes sofreu uma redução de aproximadamente 4% e a classe de Rios e Lagos sofreu um aumento (8,82%), o que pode ser correlacionado com decréscimo de áreas alagadas e pantanosas (-8,88%) uma vez que ao mesmo tempo em que houve um aumento da área de alagamento do APM Manso, há uma visível redução da área pantanosa na bacia do Pantanal Mato-grossense. O quadro síntese 41 faz uma interpretação da evolução do índice de porcentagens de adjacências semelhantes (PLDJ) sob o ponto de vista ecológico.

Quadro 41: Síntese temporal da variação de PLDJ (%)

Período	Tendência geral do PLADJ	Interpretação ecológica
1985-1995	Alta agregação nas formações naturais e baixa nas agrícolas	Estrutura ecológica heterogênea e ainda preservada
2000-2010	Aumento da agregação agrícola e início da homogeneização	Coalescência de usos e início de isolamento ecológico
2015-2023	Máxima agregação agrícola e estabilização das naturais	Simplificação estrutural e aumento da vulnerabilidade da biodiversidade

O Índice PLADJ calculado para a paisagem de forma integral demonstra que a paisagem da Bacia do Rio Cuiabá manteve-se, entre 1985 e 2023, altamente homogênea e internamente agregada, com pequenas variações associadas a processos localizados de fragmentação e recomposição. Essa persistente homogeneidade revela a consolidação de um padrão espacial estável, porém com baixa conectividade ecológica e reduzida diversidade estrutural. A paisagem atual apresenta alta coesão geométrica e baixa complexidade funcional, refletindo a hegemonia da matriz agropecuária e urbana sobre os remanescentes naturais. Tais resultados reforçam a necessidade de estratégias de reestruturação ecológica, voltadas à aumentar a heterogeneidade e o intercâmbio funcional entre unidades de paisagem, por meio da restauração de corredores e recomposição de interfaces naturais. O quadro síntese 42 faz uma relação entre a tendência da variação da porcentagem de adjacências semelhantes da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 42: Síntese da variação da porcentagem de adjacências semelhantes sem distinção de classes

Período	Valor (%)	Interpretação ecológica
1985-1995	89,7 - 89,1	Alta agregação natural e continuidade ecológica
1995-2005	89,1 - 89,6	Reorganização e homogeneização produtiva
2005-2015	89,5 - 88,9	Fragmentação marginal e perda de diversidade espacial
2015-2023	89,3 - 88,8	Estrutura homogênea e consolidada, baixa complexidade ecológica

6.3.4.3 Agregação entre manchas C3 / L4 (AI - Aggregation Index)

Do ponto de vista ecológico, o aumento do índice de agregação (AI) está diretamente associado à redução da diversidade estrutural e aumento da dominância de classes agrícolas, fenômeno típico de paisagens submetidas à intensificação do uso da terra (Fahrig, 2003). Embora a alta agregação possa favorecer a conectividade interna dentro das manchas de cultivo, ela reduz a conectividade funcional entre habitats naturais, fragmentando os corredores ecológicos e ampliando a vulnerabilidade das espécies especializadas.

Nas formações naturais, o AI elevado e estável indica que ainda persistem núcleos ecológicos importantes para a manutenção da biodiversidade e do fluxo gênico. Contudo, a redução marginal observada após 2010 sugere o início de um processo de erosão da coesão estrutural, especialmente nas áreas de transição com a planície pantaneira.

Assim, a evolução do AI evidencia um cenário de paisagem dual: de um lado, manchas naturais coesas, porém isoladas; de outro, matrizes agrícolas altamente agregadas, que contribuem para a homogeneização e simplificação do mosaico ambiental. O quadro síntese 43 apresenta uma tendência da variação do AI e sua interpretação ecológica.

Quadro 43: Síntese temporal variação do índice de Agregação

Período	Tendência geral do AI	Interpretação ecológica
1985-1995	Alta agregação natural; baixa antrópica	Paisagem heterogênea e funcionalmente equilibrada
2000-2010	Crescimento rápido da agregação agrícola	Expansão da matriz produtiva e redução da diversidade estrutural
2015-2023	AI elevado em todas as classes principais	Homogeneização espacial e fragmentação ecológica

O Índice de Agregação (AI) calculado para a paisagem integral da Bacia do Rio Cuiabá (1985-2023) revela uma paisagem altamente compacta, estável e coesa, tanto nos períodos naturais quanto nos antrópicos. A persistência de valores elevados demonstra a continuidade espacial das manchas dominantes, que passaram de blocos naturais heterogêneos a matrizes antrópicas homogêneas. Apesar de o AI indicar baixa dispersão geométrica, os resultados reforçam a necessidade de interpretação integrada com outras métricas (CONTAG, IJI, PLADJ, COHESION), uma vez que a alta agregação pode coexistir com a fragmentação ecológica. A paisagem atual é estruturalmente agregada, mas ecologicamente compartimentada, exigindo planejamento que promova reconexão funcional e heterogeneização de usos. O quadro síntese 44 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de agregação da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 44: Síntese variação do índice de agregação sem distinção de classe (AI)

Período	Valor (%)	Interpretação ecológica
1985-1995	89,7 - 89,1	Alta agregação natural e início da compartimentação
1995-2005	89,5 - 89,6	Reorganização espacial e consolidação antrópica
2005-2015	89,5 - 88,9	Redução gradual da compactação e aumento de bordas
2015-2023	89,3 - 88,8	Estabilização e maturidade estrutural híbrida

Um vetor econômico para a desagregação de manchas da matriz de cobertura vegetal nativa composta por Savana (Cerrado) e Formações Florestais, foi a atividade agropecuária. Em 2022 O Instituto PCI (Produzir, Conservar e Incluir) contratou a Fundação de Apoio a Pesquisa da Universidade de Goiás para realizar um estudo sobre pastagens degradadas no Estado de Mato Grosso. Para a execução do relatório final 2.0, foram utilizados dados do mapeamento do vigor das pastagens realizado pelo Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (Lapig) da Universidade de Goiás, do ano de 2022. Com o objetivo de monitorar a condição de vigor das áreas de pastagens mato-grossenses, foram produzidas séries de mapas de vigor das pastagens de 2015 a 2022 com o uso de séries temporais de medianas mensais filtradas e decompostas de Índice de Vegetação Melhorado (EVI), derivadas de dados Landsat 8 Collection 2 Tier 1 Surface Reflectance (LAPIG, relatório 2.0 2022). A partir dos dados coletados foi efetuada a classificação das pastagens em 3 níveis de vigor, conforme o critério a seguir:

A partir dos dados normalizados (com valores variando de 0 a 1), procedeu-se à classificação dos níveis de Vigor das Pastagens por meio da segmentação dos valores normalizados em categorias de Alto ($\geq 0,6$), Médio ($\geq 0,4$ e $< 0,6$) e Baixo Vigor ($< 0,4$) [...]. Esta divisão de valores representa a tendência de vigor dessas áreas no ano corrente e estão relacionadas com a produtividade de biomassa e a cobertura de solo. Dessa forma, valores altos estão associados a áreas com boa cobertura de solo e alta produtividade, enquanto valores médios indicam uma

produtividade menor e/ou baixa cobertura de solo, sugerindo início de processos de degradação. Por outro lado, valores baixos de tendência de vigor estão relacionados a áreas que perderam de biomassa ou estão em processo de diminuição da cobertura de vegetação devido a fatores ambientais e/ou à falta de manejo adequado, expondo o solo à degradação biológica (Mesquita et al. Relatório 2.0. p. 4).

A Figura 45 demonstra o nível de vigor das pastagens dentro dos limites da BHRC no ano de 2022, sendo que em vermelho são representadas as pastagens degradadas, ou seja, com baixo índice de vigor. O que se pode extrair da imagem é que a região da baixada cuiabana e a região do planalto onde se encontram as nascentes dos principais contribuintes do Rio Cuiabá estão as maiores porções de pastagens degradadas, por sua vez a região do Pantanal Matogrossense possui uma baixa quantidade de áreas degradadas.

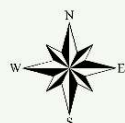
Figura 45: Índice de Vitalidade de Pastagem 2022 (Agroicone - LAPIG)

Vitalidade de Pastagem - 2022
Micro RH - DHN 250
Fonte Agroicone - LAPIG



Índice Vitalidade Pastagem
Fonte: Agroicone - LAPIG

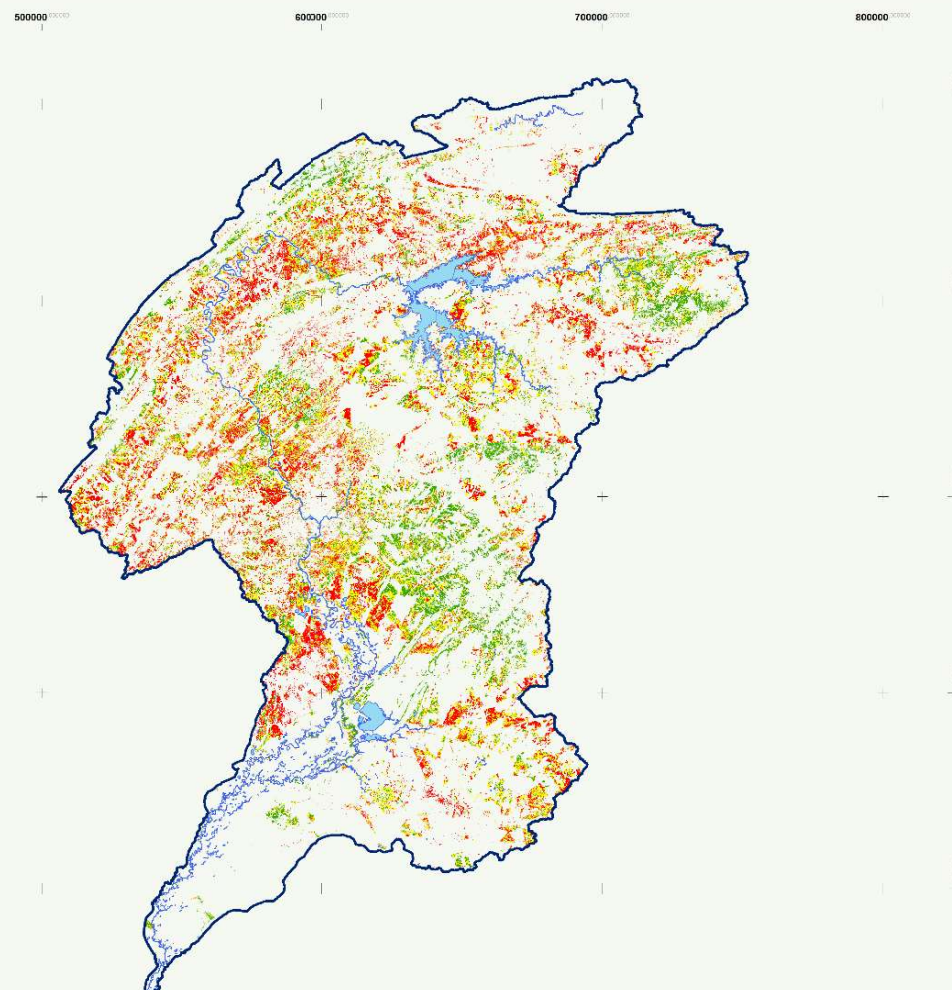
- Bacia Rio Cuiabá
- Baixa vitalidade
- Média vitalidade
- Alta Vitalidade
- Massa d'água



0 25 50 100 Km

Sistema de Projeção Geográfica
Datum WGS 1984 / UTM Zona 21S
Projeção Pseudo-Mercator (EPSG:3857)
Fontes:
Agroicone - LAPIG
ANA / IBGE - DHN250
WMS: SEPLAN/MT

Mapa elaborado pelo autor (2025)



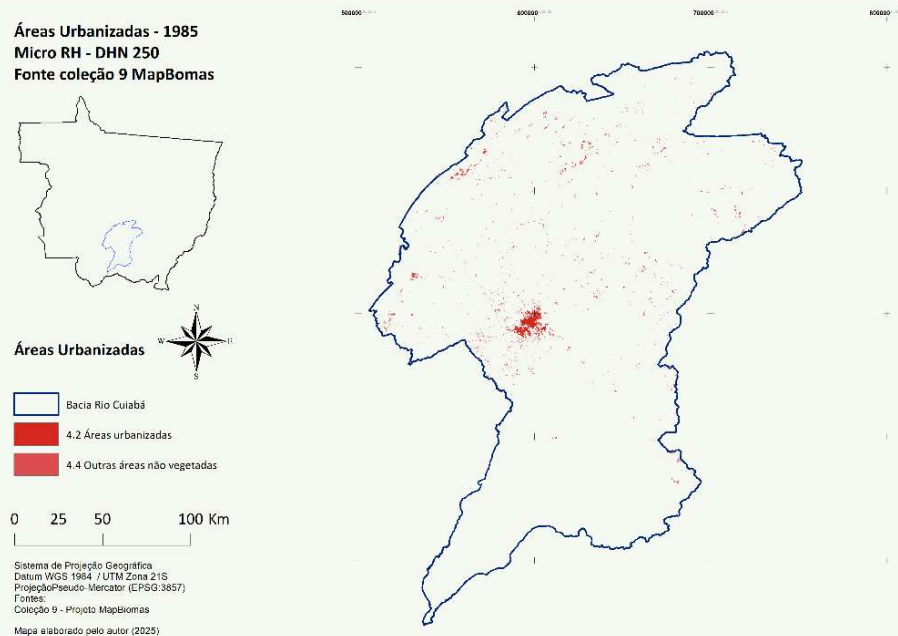
Fonte: Agroicone / LAPIG - Mapa elaborado pelo autor

A distribuição concentrada de áreas degradadas na região centro norte da BHRC indica os locais prioritários para a recuperação de manchas de Savana com a finalidade de reconectar porções da matriz de formação Savânica (classe 1.2).

Áreas urbanizadas mantiveram um alto índice de agregação durante todo o período ao contrário de Campos alagados e Áreas

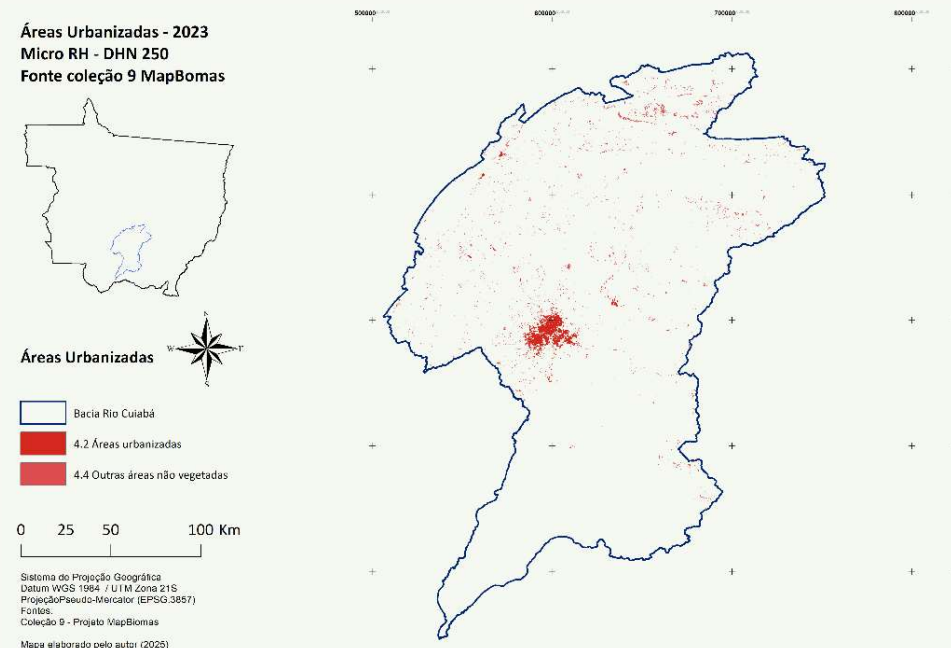
Pantanosas (classe 2.1) e Rios e Lagos (classe 5.1) que sofreram variações em sentidos opostos. Formações Campestres (classe 2.2) registraram um aumento de 6,75% no período de 1985 a 2023, indicando um processo que pode estar associado a conversão da classe Savana (classe 1.2), que passa por este estágio após degradação. As figuras 46 e 47 representam as áreas urbanizadas nos anos de 1985 e 2023 respectivamente.

Figura 46: Áreas urbanizadas (classe 4.2 e 4.4) 1985



Fonte: coleção 9 MapBomas - Mapa elaborado pelo autor

Figura 47: Áreas urbanizadas (classe 4.2 e 4.4) 2023



Fonte: coleção 9 MapBomas - Mapa elaborado pelo autor

6.3.4.4 Aglomeração C4 (CLUMPY - Clumpinnes Index)

O aumento do CLUMPY nas classes agrícolas representa a intensificação da homogeneização espacial da paisagem, resultando em redução de habitats diversificados e maior isolamento funcional entre ecossistemas naturais (Fahrig, 2003). Embora altos valores possam ser interpretados como continuidade espacial, no contexto de matrizes antrópicas isso se traduz em dominância estrutural e perda de complexidade ecológica.

Nas formações naturais, a manutenção de altos índices de aglomeração é ecologicamente positiva, pois reforça a conectividade interna e a resiliência dos ecossistemas. No entanto, o isolamento entre esses blocos naturais compromete a conectividade funcional da paisagem como um todo, aumentando a vulnerabilidade de espécies florestais e semiaquáticas. Assim, o comportamento do CLUMPY na BHRC reforça um cenário de bifurcação ecológica: aglomeração agrícola em expansão, gerando homogeneização e pressão antrópica; aglomeração natural remanescente, restrita a setores de difícil acesso e relevância ecológica.

Essa dualidade sintetiza o processo de reorganização estrutural da paisagem da BHRC, em que a compactação agrícola substitui gradualmente a heterogeneidade ecológica original. O quadro síntese 45 faz uma relação entre a tendência do índice de aglomeração e sua interpretação ecológica.

Quadro 45: Síntese da variação de Índice de Aglomeração (CLUMPY)

Período	Tendência geral do CLUMPY	Interpretação ecológica
1985-1995	Alta aglomeração natural; dispersão agrícola	Estrutura ainda equilibrada entre usos naturais e antrópicos
2000-2010	Crescimento do CLUMPY agrícola; estabilidade natural	Consolidação de matrizes agrícolas contínuas
2015-2023	Máxima aglomeração agrícola; isolamento natural	Homogeneização e perda de complexidade ecológica

Como trata-se de uma métrica calculada apenas em nível de classe, os resultados devem ser analisados individualmente para cada

classe categorizada nos mapas de Cobertura e uso da terra e não é passível de aplicação para a paisagem como um todo.

O interessante nesta métrica é que o índice varia entre -1 para classes totalmente desagregadas e +1 para classes totalmente agregadas, o que somente poderia ocorrer caso todas as células fossem adjacentes a outras de classes distintas (-1) no primeiro caso, ou então toda a paisagem fosse constituída somente por uma mancha de uma única classe (agregação total). O valor intermediário 0 (zero) representa uma formação paisagística hipotética em que ocorreria uma distribuição aleatória de manchas.

Nos resultados obtidos pelo programa Fragstats®, todas as classes retornaram valores maiores que um, ou seja, possuem um contágio entre manchas acima de uma distribuição aleatória. Destaca-se novamente o aumento do índice para as classes de Pastagem (classe 3.1) e Formação Campestre (classe 2.2), redução na formação Savânica (classe 1.2) e Campos alagados e Áreas Pantanosas (classe 2.1). Interessante notar que Rios e Lagos (classe 5.1) apresentou alta, partindo de 0,84% para 0,92%. Este aumento sugere que manchas dispersas foram substituídas por massas de água mais agregadas, podendo ser decorrência da formação do projeto da UHE Manso em 2000 e pela diminuição das lagoas e corixos localizados no Pantanal Mato-grossense.

6.3.4.5 Índice de Contágio L1 (CONTAG - Contagion Index)

O Índice de Contágio (CONTAG), aplicado de forma integral à paisagem da BHRC, demonstra um padrão temporal de redução da agregação e aumento da fragmentação estrutural, acompanhado da homogeneização espacial decorrente da intensificação do uso antrópico do solo. O declínio suave, porém contínuo, do CONTAG evidencia a perda de conectividade e de coesão entre os remanescentes naturais, fenômeno consistente com a expansão agropecuária documentada para o período. A estabilização recente sugere que a paisagem atingiu um estado de equilíbrio funcionalmente antrópico, onde a fragmentação estrutural está

consolidada e os processos ecológicos de conectividade natural permanecem comprometidos. Esse resultado reforça a necessidade de políticas territoriais de recomposição ecológica, como corredores florestais, recuperação de matas ciliares e conectividade entre unidades de conservação, de modo a restaurar a coerência funcional da paisagem. O quadro síntese 46 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de contágio da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 46: Síntese da variação do índice de contágio sem distinção de classe

Período	Valor (%)	Interpretação ecológica
1985-1990	64,0 - 63,6	Alta agregação natural; continuidade ecológica
1990-2000	61,1 - 61,5	Início da fragmentação e expansão agropecuária
2000-2010	61,5 - 60,8	Consolidação da fragmentação e homogeneização produtiva
2010-2023	60,8 - 60,2	Estabilização antrópica e perda consolidada de conectividade

Em relação ao índice de contágio, o valor do grão afeta diretamente os valores, pois como ele é calculado com base em células e não em manchas, grãos mais *grossieiros* geram resultados de contágio maiores. No caso da análise da paisagem da BHRC o grão utilizado é a resolução da imagem raster que possui valor de 30 m. Como todas as imagens da série foram produzidas com a mesma resolução, os dados obtidos podem ser comparados entre eles, mas devem ser contextualizados para que se possa chegar a conclusão qualitativa sobre a dispersão e a interspersão da paisagem da BHRC.

6.3.4.6 Índice de Forma da Paisagem C5 / L5 (LSI - Landscape Shape Index)

O índice de forma da paisagem compara a razão perímetro / área entre duas manchas, sendo que uma delas possui uma geometria simples euclidiana, como um círculo ou um quadrado (baixa relação perímetro / área). Portanto manchas irregulares que se afastam da forma euclidiana

mais simples, possuem valores muito superiores a 1, e manchas mais regulares possuem valores próximos a 1. Manchas irregulares com alta relação perímetro / área, podem ser resultado de processos naturais ou processos de fragmentação que induzem a um aumento da complexidade da forma. Por outro lado, manchas mais regulares são associadas a processos de fragmentação de origem antrópica e perda de habitats naturais para áreas de agricultura e pastagem, geralmente responsáveis por contornos e bordas mais retilíneos. Resumidamente o índice de forma da paisagem mede a complexidade da geometria de manchas na paisagem.

O LSI (C5) da BHRC indicou que a formação Florestal (classe 1.1) praticamente manteve uma estabilidade no índice de forma, porém a Savana (classe 1.2) apresentou um aumento considerável na complexidade da geometria das manchas, neste caso este índice está associado ao processo de fragmentação uma vez que a área total de Savana reduziu de 57,79% para 37,38% do total da paisagem (redução de 20,41% da área total de toda a paisagem somente em Savana). Fato contrário ocorreu com as Pastagens (classe 3.1) com aumento significativo de área, caracterizado por um aumento de manchas irregulares desta classe que partiu de 205,68 para 312,97 no período 1985 a 2023.

Áreas urbanas, Mineração, Silvicultura, Soja e Lavouras Temporárias registraram baixos índices de forma das manchas (entre 19,97 a 53,37) denotando o caráter regular das culturas antrópicas. Os Recursos Hídricos como Rios e Lagos, sofreram uma redução do índice de forma, provavelmente de vido a forma mais regular das margens da UHE Manso que surgiu entre os anos 1999 a 2001, e da redução do número de pequenas lagoas de inundação características da Bacia Pantaneira (Baixo Rio Cuiabá). Campos Alagados e Áreas Pantanosas também sofreram uma redução na complexidade de suas manchas que a priori podem ser associadas a diminuição de áreas úmidas localizadas no Pantanal Mato-grossense, de vido os processos de secas sucessivas dos últimos anos registradas na região.

De modo geral, o LSI crescente em quase todas as classes indica um processo contínuo de fragmentação geométrica e de aumento da irregularidade espacial da paisagem na BHRC. Essa tendência está associada à pressão antrópica sobre as formações naturais e à consolidação de matrizes agrícolas de grandes dimensões, que, embora contínuas, apresentam contornos sinuosos e descontínuos. O aumento do LSI sugere que a paisagem da BHRC se tornou progressivamente mais complexa e vulnerável, devido à ampliação das interfaces entre ambientes naturais e antrópicos. Essa condição potencializa os efeitos de borda, como variações microclimáticas, alterações na umidade do solo e aumento da vulnerabilidade à invasão de espécies exóticas (Fahrig, 2003).

- Nas formações naturais, o LSI crescente está associado à erosão da integridade ecológica e à perda de conectividade entre fragmentos;
- Nas classes agrícolas, o aumento do LSI reflete expansão contínua com margens sinuosas, o que, embora indique dominância espacial; não traduz necessariamente estabilidade ecológica, já que a homogeneização interna e a irregularidade externa reduzem a resiliência funcional da paisagem.

Assim, o LSI sintetiza a morfodinâmica das transformações da BHRC, evidenciando o contraste entre a compactação interna das matrizes produtivas e a crescente irregularidade das bordas naturais, que indicam instabilidade espacial e fragmentação progressiva. O quadro síntese 47 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de forma e sua interpretação ecológica.

Quadro 47: Variação do Índice de Forma da paisagem

Período	Tendência geral do LSI	Interpretação ecológica
1985-1995	Baixo LSI (formas regulares e compactas)	Alta integridade estrutural e estabilidade ecológica
2000-2010	Aumento gradual do LSI	Expansão antrópica e fragmentação periférica
2015-2023	LSI elevado e estabilizado	Paisagem complexa e irregular, com forte efeito de borda

O aumento progressivo do LSI ao longo do tempo indica que a paisagem da BHRC se tornou mais irregular e fragmentada, com maior diversidade morfológica das manchas. Essa evolução geométrica é coerente com o processo histórico de conversão, intensificação e reorganização do uso da terra, no qual a substituição de ecossistemas contínuos por mosaicos agrícolas, pastoris e urbanos ampliou a complexidade de formas.

Do ponto de vista ecológico, o crescimento do LSI reflete maior fragmentação e criação de novas bordas, o que intensifica o efeito de borda e reduz a área central dos habitats naturais. A maior irregularidade favorece transições abruptas entre usos distintos, elevando a heterogeneidade estrutural, mas também a vulnerabilidade ecológica e a estabilização em níveis elevados de LSI sugere a consolidação de uma paisagem híbrida, com alta complexidade geométrica e funcional, resultado de processos simultâneos de fragmentação e recomposição.

A trajetória do Índice de Forma da Paisagem (LSI) evidencia uma tendência de aumento da complexidade geométrica e da fragmentação estrutural da paisagem da Bacia do Rio Cuiabá. Esse processo reflete a transformação contínua da matriz territorial, na qual as unidades naturais foram compartimentadas e misturadas a usos antrópicos, resultando em um mosaico espacial altamente irregular. O crescimento recente do LSI confirma que a paisagem atingiu um estágio de maturidade morfológica, caracterizado por diversidade geométrica, heterogeneidade e instabilidade estrutural, compatível com a coexistência de processos de uso intensivo e regeneração localizada. Do ponto de vista do planejamento territorial, o

aumento da complexidade espacial reforça a importância da integração entre conservação e uso sustentável, promovendo a manutenção de conectividade estrutural e funcional em um contexto de elevada irregularidade espacial. O quadro síntese 48 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de forma da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 48: Síntese variação índice de forma da paisagem sem distinção de classe (LSI)

Período	Valor (LSI)	Interpretação ecológica
1985-1995	347,7 - 365,2	Aumento da irregularidade e início da fragmentação
1995-2005	365,2 - 351,5	Reorganização e simplificação geométrica
2005-2015	351,5 - 371,6	Expansão da complexidade e intensificação de bordas
2015-2023	360,6 - 377,6	Consolidação da complexidade e heterogeneidade espacial

6.3.4.7 Índice de Forma da Paisagem normalizado C6 (nLSI - normalized Landscape Index)

O índice de forma normalizado (nLSI) praticamente confirmou os dados obtidos pelo Índice de forma (LSI), porém algumas classes como não registraram a mesma tendência nas duas métricas. Uma explicação seria a própria composição da métrica que ao isolar os efeitos de agregação da composição da paisagem, torna o índice mais suscetível para classes cuja porcentagem de participação na paisagem é alto (maiores de 50%) ou quando a forma da paisagem não é retangular (McGarigal, Cushman, Ene. 2023).

O aumento do nLSI indica que as manchas naturais estão progressivamente mais recortadas, com maior perímetro relativo em relação à área, o que amplifica os efeitos de borda e reduz a área núcleo efetiva. Essa condição favorece a perda de estabilidade ecológica, o aumento da vulnerabilidade à ocupação e a diminuição da conectividade

estrutural. Nas classes antrópicas, o nLSI reflete a expansão horizontal e a sobreposição de usos que, embora formem grandes blocos agrícolas, mantêm irregularidades significativas em suas bordas, o que contribui para a heterogeneidade e instabilidade da matriz produtiva.

Em síntese, a elevação gradual do nLSI confirma um processo de complexificação geométrica e redução da homogeneidade espacial, características típicas de paisagens em processo avançado de transformação antrópica e perda de estrutura natural (Fahrig, 2003; With, 2019). O quadro 49 faz uma avaliação ecológica dos efeitos da variação do índice de forma da paisagem normalizado.

Quadro 49: Variação do índice de forma de paisagem normalizado (nLSI)

Período	Tendência geral do nLSI	Interpretação ecológica
1985-1995	nLSI baixo e estável (paisagem compacta)	Alta integridade estrutural e baixa fragmentação
2000-2010	nLSI crescente (bordas mais complexas)	Início da fragmentação e perda de regularidade geométrica
2015-2023	nLSI elevado e estabilizado	Paisagem morfologicamente irregular e ecologicamente vulnerável

6.3.4.8 Índice de Coesão da Mancha C7 (COHESION - Patch Cohesion Index)

Como o próprio nome indica, este índice afere a Coesão entre as manchas e está intimamente relacionado com a conectividade existente no habitat, em especial quando relacionada as classes de Savana e Formação Florestal, as classes com maiores áreas e consideradas a matriz da paisagem. Uma vantagem desta métrica é que ela não sofre distorções relacionada ao grão (tamanho da célula raster).

Os valores medidos pelo programa Fragstats© indicam que todas as classes possuem alto grau de conectividade, portanto há uma tendência de agregação entre as manchas, tanto as pertencentes as classes de cobertura (vegetação nativa) ou uso da terra (ocupação antrópica). Apesar

da identificação de um processo de fragmentação da paisagem observado em outras métricas, esta métrica indica que a fragmentação ocorreu com a manutenção de uma certa coesão ou conectividade, que pode ser explicada pela manutenção de corredores, porém com menores dimensões. Todas as classes de cobertura e uso da terra reportaram índices acima 90 %.

O comportamento do COHESION na BHRC ao longo de quase quatro décadas, demonstra duas dinâmicas contrastantes na paisagem da BHRC:

- Coesão natural em declínio - A redução da conectividade nas classes florestais e savânicas representa perda de continuidade ecológica, isolamento de habitats e aumento dos efeitos de borda, prejudicando fluxos gênicos e de espécies (Fahrig, 2003);
- Coesão antrópica crescente - O aumento da conectividade em matrizes agrícolas reflete fusão espacial de usos produtivos, resultando em paisagem contínua, porém homogênea, com baixa resiliência ecológica e alta vulnerabilidade a distúrbios ambientais.

Esses resultados evidenciam que a coesão total da paisagem aumentou em termos geométricos, mas reduziu-se em termos ecológicos, uma vez que a conectividade funcional depende não apenas da proximidade física, mas da qualidade e permeabilidade da matriz (With, 2019). Em síntese, o COHESION demonstra que a estrutura espacial da BHRC se tornou mais contínua, porém menos diversa e mais especializada, refletindo um processo de homogeneização e simplificação ecológica, típico de paisagens sob forte pressão agrícola e urbana. O quadro síntese 50 faz uma relação entre a tendência do índice de coesão da mancha e sua interpretação ecológica.

Quadro 50: Síntese da variação do índice de coesão da mancha (COHESION %)

Período	Tendência geral do COHESION	Interpretação ecológica
1985-1995	Alta coesão nas formações naturais	Elevada conectividade estrutural e estabilidade ecológica
2000-2010	Redução gradual nas classes naturais; aumento nas agrícolas	Reorganização estrutural e início da dominância antrópica
2015-2023	Coesão agrícola consolidada; isolamento natural crescente	Homogeneização espacial e perda de conectividade funcional

Ecologicamente, o COHESION confirma que a paisagem mantém alta integridade física, garantindo conectividade estrutural, mas não necessariamente conectividade ecológica funcional e que a fragmentação é localizada, ocorrendo principalmente nas bordas urbanas e agropecuárias. A estabilidade atual resulta da consolidação antrópica, com grandes manchas contínuas de uso agrícola e urbano, que substituem os antigos corredores ecológicos. Dessa forma, o índice expressa uma paisagem de coesão estrutural elevada, porém com empobrecimento da conectividade biológica, refletindo a substituição da conectividade natural pela agregação antrópica.

O Índice de Coesão (COHESION) demonstra que, entre 1985 e 2023, a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá manteve alta integridade estrutural, com padrões espaciais coesos e conectados. A leve tendência de declínio indica que, embora a paisagem permaneça fisicamente contínua, a diversidade e a conectividade ecológica entre classes foram reduzidas. Em síntese, a coesão estrutural foi preservada, mas a paisagem tornou-se funcionalmente homogênea, com perda gradual de complexidade espacial e de corredores naturais. Essa condição evidencia a importância de planejar a restauração de conectividade ecológica, visando integrar as manchas remanescentes e reestabelecer a multifuncionalidade da paisagem (Forman & Godron, 1986; Turner et al., 2001; With, 2019). O quadro síntese 51 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de coesão de manchas da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 51: Síntese variação do índice de coesão da mancha sem distinção de classes (COHESION)

Período	Valor (COHESION)	Interpretação ecológica
1985-1995	99,88 - 99,80	Alta coesão e conectividade natural contínua
1995-2005	99,80 - 99,68	Início da compartimentação e ruptura de corredores
2005-2015	99,68 - 99,62	Fragmentação moderada e reorganização espacial
2015-2023	99,68 - 99,67	Estabilização estrutural e coesão antrópica

6.3.3.4 Número de manchas paisagem integral C8 / L7 (NP - Number of Patches)

O Número Total de Manchas (NP) é um dos indicadores mais diretos da fragmentação espacial e evolução estrutural da paisagem da Bacia do Rio Cuiabá. Entre 1985 e 1995, a paisagem passou por um processo intenso de subdivisão, impulsionado pela expansão agrícola e ocupação territorial. Nas décadas seguintes, a estrutura espacial se reconfigurou e estabilizou, mantendo altos níveis de compartimentação, porém com baixa variação temporal. O resultado confirma que a BHRC atingiu um estado morfológico de equilíbrio dinâmico, no qual a paisagem permanece fragmentada, mas funcionalmente estável. Esse comportamento é característico de regiões com matriz antrópica consolidada e baixa taxa de reconversão ecológica, reforçando a necessidade de estratégias de manejo integradas que ampliem a conectividade entre fragmentos remanescentes. O quadro síntese 52 faz uma relação entre a tendência da variação do número de manchas da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 52: Síntese da variação do número de manchas na paisagem sem distinção de classes (NP)

Período	Valor (NP)	Interpretação ecológica
1985-1995	216.895 - 277.758	Fragmentação intensa e ruptura da conectividade
1995-2005	277.758 - 234.209	Reorganização e fusão de manchas
2005-2015	234.209 - 252.053	Estabilidade e consolidação estrutural
2015-2023	252.053 - 250.842	Equilíbrio entre fragmentação e regeneração

As maiores manchas registradas durante a série histórica, seja em tamanho total da área ocupada pela classe como pela maior mancha presente na BHRC é referente a Savana, que pode ser considerada a matriz sob a qual se desenvolve a maior parte das áreas naturais no recorte espacial estudado. A formação Florestal também possui uma representação importante ao compor entre 17,8 % a 15, 8 % do total da paisagem, o que indica a existência de ecótonos relacionados a transição entre as tipologias Savana e Floresta presente na BHRC. O fato de a área de formação florestal ter sofrido uma pequena variação negativa na série 1985 a 2023, é indicativo que as áreas preferenciais para conversão em pastagens são áreas de Savana.

No contexto da paisagem como um todo, a variação do número de manchas de todas as classes somadas, indicam que em 1985 existiam menos manchas com áreas maiores, que passaram por dois processos de fragmentação com aumento do número de manchas detectados nos anos de 1995, 2015 e 2023 com reduções entre estes períodos (4.3.8). O número de manchas separadas por classes indica que a Formação Florestal se manteve estável com uma variação percentual muito pequena (0,64%) comparando a variação entre os anos de 1985 e 2023. Porém a classe Savana apresentou um aumento significativo de 52% no mesmo período. Considerando que a área total da classe sofreu uma redução importante registrado no mesmo período, esta métrica indica uma evidência de fragmentação por conversão da cobertura da Terra. A soja foi a classe que mais aumentou o número de manchas, porém como o aumento de área foi

muito pequeno em relação as demais classes, não ocorreu um impacto significativo desta cultura na BHRC. A tabela 13 indica a variação no número de manchas ao longo da série histórica 1985 a 2023.

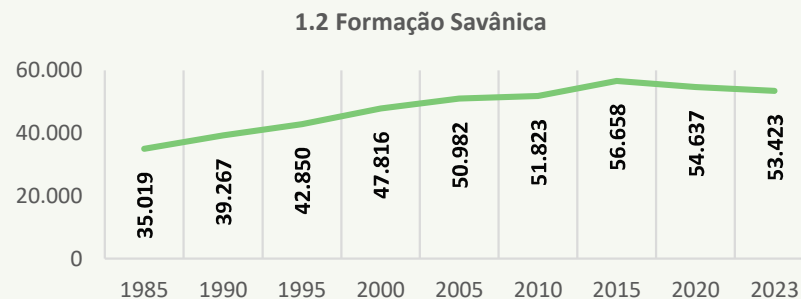
Tabela 14: Variação do número de manchas por classe 1985 - 2023

Classe de uso	1985	2023	Variação percentual
1.1 Formação Florestal	36.064	36.296	0,64
1.2 Formação Savânica	35.019	53.423	52,55
2.1 Campo alagado e Área Pantanosa	26.717	20.466	-23,40
2.2 Formação Campestre	28.111	29.148	3,69
2.4 Afloramento Rochoso	78	78	0,00
3.1 Pastagem	21.786	40.120	84,15
3.2.1.1 Soja	445	3.196	618,20
3.2.1.2 Cana	n/d	21	n/d
3.2.1.4 Algodão	n/d	1	n/d
3.2.1.5 Outras lavouras Temporárias	1.980	4.623	133,48
3.3 Silvicultura	n/d	990	n/d
3.4 Mosaico de usos	51.618	47.479	-8,02
4.2 Área urbanizada	455	545	19,78
4.3 Mineração	142	267	88,03
4.4 Outras áreas não vegetadas	6.893	10.806	56,77
5.1 Rio / Lago	7.587	3.383	-55,41

O gráfico 73 indica que entre as classes de cobertura da Terra, a formação florestal manteve-se relativamente estável ao longo do período com o número total de manchas variando entre 36.064 no ano de 1985 a 37.086 registrado em 2015. Porém a Savana sofreu um aumento significativo partindo de 35.019 em 1985 e registrando um crescimento contínuo até perfazer 53.423 manchas em 2023, que associado as informações sobre a redução da área total do núcleo e aumento do número

de áreas centrais disjuntas, indicam o processo de fragmentação da Savana acompanhado de uma conversão da cobertura de Savana para outras classes de uso da terra.

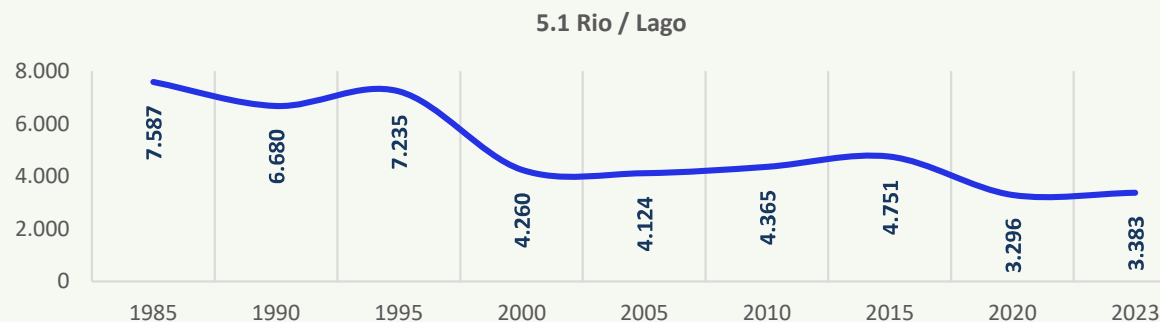
Gráfico 73: Número de manchas (NP - C8) de Formação Savânica (1.2) - série 1985 - 2023



Um fato oposto ocorreu com a classe Rios e lagos (5.1) que sofreu uma redução de aproximadamente 45% no número total de manchas. Considerando que o Pantanal Mato-grossense se caracteriza por uma grande quantidade de Lagoas e cursos de água temporários, bem como áreas de Várzea com enchentes sazonais alternadas entre os períodos de estiagens e cheias, a diminuição de manchas com manutenção relativa da porcentagem de área desta classe, significa uma concentração de massa de

água em manchas maiores. Esta condição vai ao encontro de evidências relacionadas ao aumento da área de Lago ocasionado pelo enchimento da UHE Manso com a redução de água nas baías e corixos existentes no Pantanal Mato-grossense. O gráfico 74 representa a variação do número de manchas ao longo da série histórica 1985 a 2023, da classe Rio e Lagos (5.1).

Gráfico 74: Número de manchas (NP - C8) de Rio / Lagos (5.1) - série 1985 - 2023



O comportamento do NP confirma a tendência inversa entre número de manchas e índice de agregação (AI):

- Alta agregação e Baixo NP: típico de paisagens homogêneas, dominadas por poucas classes amplas e contínuas, como soja, pastagem e mosaico de usos agrícolas.
- Baixa agregação e Alto NP: típico de paisagens heterogêneas e fragmentadas, como as de formações florestais e savânicas, onde as manchas remanescentes se subdividem em fragmentos menores e isolados.

Desse modo, a redução do NP observada na BHRC indica a fusão espacial de manchas agrícolas e urbanas, acompanhada da fragmentação residual das manchas naturais, um fenômeno que reforça a homogeneização espacial e a perda de complexidade ecológica (Fahrig, 2003; Figueiredo et al., 2018).

A variação do NP ao longo das quatro décadas estudadas reflete três fases principais de reorganização espacial da BHRC:

- 1985 - 1995: Alta fragmentação inicial: grande número de manchas pequenas e desconectadas; início da conversão antrópica difusa;
- 2000 - 2010: Fusão e expansão agrícola: coalescência de manchas produtivas, redução acentuada do NP e início da perda de diversidade estrutural;
- 2015 - 2023: Consolidação de grandes blocos homogêneos: estabilização do NP em patamares baixos, indicando paisagem contínua, porém empobrecida em conectividade funcional.

Do ponto de vista ecológico, esse processo revela que a redução do NP não implica necessariamente em melhoria estrutural da paisagem, uma vez que a agregação observada é predominantemente antrópica, com redução da heterogeneidade e da resiliência ambiental (With, 2019; Zeilhofer, 2001). O quadro 53 faz uma relação entre a tendência da variação no número de manchas e sua interpretação ecológica.

Quadro 53: Variação no número de manchas (NP)

Período	Tendência do NP	Relação com a Agregação
1985-1995	NP elevado	Baixa agregação
2000-2010	Redução do NP	Aumento da agregação em áreas agrícolas
2015-2023	NP estabilizado em patamar baixo	Forte agregação agrícola e urbana

O comportamento do NP ao longo da série temporal revela a trajetória histórica de fragmentação e estabilização da paisagem da BHRC. De 1985 a 1995, observou-se intensa ruptura estrutural, com aumento expressivo no número de manchas. Posteriormente, o processo de uso intensivo e reorganização territorial levou à coalescência de unidades de uso, reduzindo o NP e consolidando grandes matrizes homogêneas.

Do ponto de vista ecológico o crescimento do NP representa fragmentação e aumento de bordas, ampliando a heterogeneidade geométrica. A redução posterior indica perda de diversidade estrutural e homogeneização da matriz dominante, sendo que a estabilidade atual sugere maturidade de um mosaico antrópico consolidado, com pouca variação na conectividade estrutural. Em síntese, o NP demonstra que a paisagem passou de um estado de fragmentação crescente (1985 - 1995) para um padrão estrutural estabilizado e homogêneo (2005 - 2023), característico de territórios fortemente antropizados.

6.3.4.9 Densidade da Mancha C9 / L8 (PD - Patch Density)

A densidade de mancha está relacionada ao grau de subdivisão da classe na paisagem. Basicamente esta métrica calcula o número de manchas existentes em uma porção de 100 hectares, porém ela pode retornar valores que capturam de forma adequada a subdivisão, pois não consideram o tamanho da mancha e podem ter retornos inconsistentes. Porém ao ser analisada em conjunto com outras métricas, auxilia na compreensão de dinâmicas existentes ocorrendo na paisagem e, portanto, é uma métrica fundamental para entender o processo de subdivisão de manchas.

Entre todas as classes, a Savana (classe 1.2) registrou um aumento na densidade de manchas passando de 0,89 para 1,36 manchas / 100 hectares, o que corrobora outros dados que indicam a fragmentação do Cerrado na BHRC. As demais classes registraram oscilações, mas de forma geral mantiveram-se constantes no número de manchas a cada 100 hectares ao longo do período. Uma exceção foi observada na classe de Mosaico de Usos (classe 3.4) que registrou um forte aumento no ano de 1990 e logo em seguida uma redução drástica para patamares anteriormente registrados. Este fato sugere alguma dinâmica de ocupação do solo que fez o índice subir de forma abrupta e em seguida uma redução também abrupta, estudos complementares específicos sobre esta classe seriam necessários para entender este processo.

O comportamento da Densidade de Manchas (PD) reflete o processo histórico de reorganização espacial da paisagem da BHRC, que pode ser interpretado em três fases:

- 1985 a 1990: Fase de fragmentação inicial: Abertura de áreas para agropecuária extensiva; aumento da PD em classes antrópicas e redução nas classes naturais. A paisagem torna-se mais heterogênea e subdividida;

- 2000 a 2010: Fase de consolidação agrícola: Redução da PD em decorrência da fusão de polígonos agrícolas; formação de grandes áreas homogêneas e perda de diversidade estrutural;
- 2015 a 2023: Fase de estabilização e contraste estrutural: PD estabilizada, com baixa densidade nas áreas naturais remanescentes e alta concentração de manchas antrópicas contínuas, evidenciando homogeneização espacial e baixa resiliência ecológica.

Ecologicamente, o aumento da PD em classes naturais significa fragmentação e isolamento de habitats, o que compromete fluxos ecológicos, dispersão de espécies e manutenção da biodiversidade (Fahrig, 2003; With, 2019). Já a redução da PD nas classes agrícolas, embora indique maior agregação geométrica, representa homogeneização e perda de complexidade ecológica, com consequências diretas sobre funções ecológicas da paisagem e serviços ecossistêmicos. O quadro síntese 54 faz uma relação entre a tendência da variação da densidade de manchas e sua interpretação ecológica.

Quadro 54: Síntese da variação da densidade de manchas (PD)

Período	Tendência da PD	Interpretação ecológica
1985-1990	Aumento acentuado da PD em áreas antrópicas	Expansão agropecuária e início da fragmentação natural
2000-2010	Redução da PD em classes agrícolas	Fusão e consolidação espacial das áreas produtivas
2015-2023	Estabilização da PD; contraste entre classes	Homogeneização da paisagem e perda de heterogeneidade estrutural

Os valores de PD entre 5 e 7 manchas/100 ha. indicam um grau moderado de fragmentação espacial, característico de paisagens mistas e antropizadas. A evolução temporal demonstra que, embora o processo de

fragmentação tenha sido intenso entre 1985 e 1995, a paisagem alcançou, após 2000, um estado de equilíbrio geométrico e estrutural, no qual a densidade de manchas permanece estável. Ecologicamente, isso significa que, a estrutura espacial da paisagem estabilizou-se após um período de reorganização intensa e a fragmentação inicial foi substituída por homogeneização estrutural, com manchas maiores e contíguas. A variação sutil recente reflete ajustes locais na composição e na cobertura, sem comprometer a coesão global. Assim, o comportamento do PD sugere que a BHRC se encontra em fase madura de transformação, com fragmentação consolidada e padrão espacial estabilizado, mas ainda com baixa heterogeneidade funcional.

O Índice de Densidade de Manchas (PD) da Bacia do Rio Cuiabá (1985-2023) evidencia uma paisagem que passou por intensa fragmentação inicial, seguida de processos de reorganização e estabilização espacial. Após a década de 2000, o sistema atingiu um padrão geométrico equilibrado, no qual as taxas de perda e regeneração de área se equilibram, mantendo densidade de manchas constante e estável. Embora a densidade permaneça moderada, a estrutura funcional da paisagem é dominada por matrizes antrópicas contínuas, o que implica alta compactação e baixa diversidade de interfaces ecológicas. A estabilidade observada, portanto, não reflete necessariamente recuperação ecológica, mas a consolidação de um mosaico homogêneo de usos humanos, exigindo planejamento integrado para restaurar a heterogeneidade funcional e a conectividade ecológica. O quadro síntese 55 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de densidade de manchas da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 55: Síntese da variação da densidade de manchas na paisagem sem distinção de classes (PD)

Período	Valor (PD - n.º/100 ha.)	Interpretação ecológica
1985-1995	5,53 - 7,08	Expansão da fragmentação e subdivisão da paisagem
1995-2005	7,08 - 5,97	Fusão e reorganização estrutural; redução da densidade
2005-2015	5,97 - 6,43	Estabilidade geométrica e consolidação espacial
2015-2023	6,08 - 6,39	Manutenção do padrão fragmentado e equilíbrio estrutural

Na paisagem de forma integral, o número total de manchas (independente de classe) registrou um aumento de 0,86 manchas / 100 hectares no período de estudo (1985 a 2023). O maior número de manchas por área foi registrado no ano de 1995, sugerindo um ápice de fragmentação ocorrido neste ano que pode estar associado a conversão da Savana em pastagens, uma vez que outras métricas capturaram esta dinâmica no mesmo ano como a variação de número de áreas centrais disjuntas - NDCA.

6.3.4.10 Índice de Divisão da Paisagem C10 (DIVISION - Landscape Division Index)

A divisão da paisagem é baseada na probabilidade de duas células raster de uma mesma classe escolhidos aleatoriamente estejam localizadas na mesma mancha na paisagem, sua unidade de medida situa-se entre o intervalo de 0 a 1. O índice é 0 (zero) quando toda a paisagem é dominada por uma única mancha e se aproxima de 1 (um) quando a classe sofre uma redução proporcional de sua área na paisagem e as manchas igualmente diminuem de tamanho.

As métricas de divisão da paisagem, Landscape Division Index (DIVISION) e Splitting Index (SPLIT), constituem indicadores essenciais para avaliar o grau de fragmentação estrutural de grandes unidades ecológicas, revelando o quanto a paisagem está subdividida em componentes menores e funcionalmente isolados. Diferentemente das métricas de número de manchas (NP) ou densidade de manchas (PD), DIVISION e SPLIT fornecem uma perspectiva integrada da perda de continuidade espacial, capturando não apenas a presença de múltiplos fragmentos, mas a proporção da paisagem que se torna efetivamente inacessível para espécies dependentes de áreas contínuas de habitat. Esses indicadores são amplamente reconhecidos na ecologia da paisagem por sintetizarem processos de degradação estrutural associados à conversão do uso da terra, especialmente em regiões sob pressão agrícola (Fahrig, 2003; McGarigal et al., 2012; Turner, Gardner e O'Neill, 2001).

O índice DIVISION mede a probabilidade de que duas células escolhidas aleatoriamente na paisagem pertençam a manchas distintas, portanto, quanto maior seu valor, maior o grau de fragmentação. Já o SPLIT calcula o número efetivo de fragmentos em que a paisagem é “dividida”, considerando tanto o número quanto o tamanho dos fragmentos. Valores crescentes de SPLIT indicam subdivisão progressiva do território em manchas proporcionalmente menores. Ao utilizar esses índices, é possível detectar não apenas a presença de novos fragmentos, mas também a redução do tamanho efetivo de áreas contínuas, o que representa perda de conectividade e maior vulnerabilidade ecológica.

No caso da BHRC, as métricas de divisão revelam um processo contínuo de intensificação da fragmentação entre 1985 e 2023, impulsionado especialmente pela expansão de pastagens e, mais recentemente, pelo avanço agrícola. O DIVISION apresenta uma tendência de aumento gradual ao longo de toda série histórica, indicando que a paisagem se tornou progressivamente mais subdividida, reduzindo a proporção de áreas contínuas capazes de sustentar populações mais sensíveis. O comportamento do SPLIT reforça essa tendência ao demonstrar uma multiplicação das unidades funcionais da paisagem,

resultado de cortes sucessivos na cobertura nativa, cujas manchas passaram a ser particionadas em componentes de menor escala. Essa subdivisão é consistente com o aumento expressivo do número de manchas observado em classes como Savana (+52% no período) e Pastagem (+84%), demonstrando que os processos de conversão não se limitaram à substituição direta de grandes manchas, mas incluíram também a subdivisão de manchas remanescentes.

Esses padrões possuem implicações diretas para a sustentabilidade ecológica da BHRC. Em termos de conectividade funcional, os aumentos de DIVISION e SPLIT implicam maior isolamento entre fragmentos remanescentes, dificultando o fluxo gênico, o deslocamento de fauna e a manutenção dos processos ecológicos dependentes de continuidade espacial — como dispersão de sementes, circulação de polinizadores e manutenção dos ciclos hidrológicos locais. A subdivisão também reduz o tamanho efetivo das áreas centrais (núcleos), tornando os fragmentos mais suscetíveis aos efeitos de borda, como alterações microclimáticas e perturbações antrópicas, conforme discutido na literatura clássica (Laurance et al., 2011; Murcia, 1995).

Além disso, o padrão de divisão se conecta a mudanças hidrológicas e geomorfológicas observadas na BHRC, particularmente nas áreas pantanosas e de rios/lagoas, que sofreram significativa redução no número de manchas ao longo do tempo. A diminuição de unidades hidrológicas associada à permanência da área total relativa sugere concentração de corpos d'água em menores unidades contínuas e perda de conectividade lateral, fenômeno consistente com alterações hidrossedimentares pós-enchimento da UHE Manso. Nesse sentido, DIVISION e SPLIT oferecem informações complementares que corroboram as evidências de reorganização hidrológica e da paisagem.

Por fim, a análise conjunta dessas métricas indica que a configuração espacial da BHRC está se deslocando de um mosaico naturalmente heterogêneo, característico da transição Cerrado - Pantanal, para um arranjo dominado por manchas agrícolas e pecuárias mais homogêneas, com fragmentos naturais mais subdivididos e isolados. Essa

tendência reforça a urgência de políticas públicas voltadas à restauração ecológica, recomposição de corredores ecológicos, proteção das áreas remanescentes de Cerrado e garantia da integridade funcional das zonas úmidas associadas ao Pantanal, fundamentais para a manutenção da resiliência socioambiental regional.

Ecologicamente, o aumento do DIVISION implica elevação da resistência à dispersão de espécies, maior isolamento de populações, redução da diversidade genética e aumento dos efeitos de borda (Fahrig, 2003; With, 2019). Portanto, mesmo em um contexto de agregação geométrica nas áreas agrícolas, o DIVISION revela que a paisagem se torna ecologicamente mais dividida e menos permeável. O quadro síntese 56 faz uma relação entre a tendência do índice de divisão da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 56: Síntese da variação do índice de divisão da paisagem (DIVISION)

Período	Tendência do DIVISION	Interpretação ecológica
1985-1990	Baixo DIVISION	Alta conectividade e baixa subdivisão da paisagem
1990-2010	Aumento progressivo	Fragmentação crescente e ruptura da matriz natural
2015-2023	Estabilização em patamares altos	Homogeneização estrutural e isolamento ecológico persistente

O comportamento do Índice de Divisão (DIVISION) entre 1985 e 2023 evidencia que a Bacia do Rio Cuiabá passou por um processo de fragmentação geométrica acentuado, atingindo níveis críticos de compartimentação espacial. Após a década de 2000, a estrutura da paisagem entrou em equilíbrio morfológico, mantendo-se altamente fragmentada, mas estável. Essa tendência revela uma paisagem consolidada sob domínio antrópico, com baixa diversidade estrutural e conectividade limitada, ainda que com estabilidade física e geométrica. Portanto, o DIVISION confirma o estágio avançado de fragmentação e reforça a necessidade de recompor corredores ecológicos e áreas de amortecimento, visando restaurar a conectividade e a multifuncionalidade

ecológica da bacia. O quadro síntese 57 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de divisão (DIVISION) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 57: Síntese da variação do índice de divisão da paisagem sem distinção de classe (DIVISION)

Período	Valor (DIVISION)	Interpretação ecológica
1985-1995	0,88 - 0,96	Fragmentação inicial e ruptura da continuidade natural
1995-2005	0,96 - 0,99	Fragmentação máxima e reconfiguração espacial antrópica
2005-2023	0,98 - 0,99	Estabilização estrutural com alta compartimentação

6.3.4.11 Índice de Divisão C11 / L10 (SPLIT - Splitting Index)

O índice de Divisão pode ser calculado a nível de classe (C11) como a nível de paisagem de forma integral (L10). Neste índice os valores variam de 1 (quando a paisagem consiste em um único fragmento) podendo alcançar valores bem elevados, pois devido a fórmula de cálculo o valor máximo possível é representado pelo número de células existentes na paisagem elevado ao quadrado. Ressalte-se que o índice é inversamente proporcional ao tamanho da mancha, pois manchas maiores ocasionam proporcionalmente menor divisão da classe.

O índice de Divisão calculado para a paisagem de forma integral confirmou que ocorreu um processo de fragmentação na BHRC, pois no ano de 1985 foi registrado um valor de 8,31, saltando para 69,5 % em 2023. Isso significa que a paisagem no geral passou a ter manchas cada vez menores (Gráfico 47). No cálculo do índice de divisão separado por classes de cobertura e uso da terra, fica evidente a dinâmica de conversão de uso da terra, pois as classes Formação Florestal (1.1) e Formação Savânica (1.2) que representam a matriz da paisagem e são coberturas naturais, sofreram aumento da taxa. A formação Florestal registrou um aumento de 921 para

1.299 e Formação Savânica saltou de 8 para 78, entre os anos de 1985 a 2023. Por outro lado, a classe Pastagem (3.1) reduziu a divisão de 375.574 para 4.035 e a classe Soja (3.2.1.1) foi de 3.602.185 em 1985 para 30.191 em 2023, consequentemente ocorreu um aumento do tamanho das manchas. Estes aumentos de valores relacionados a classes de uso por atividades econômicas em contraponto a redução de classes de cobertura natural, corrobora a hipótese inicial da ocorrência de uma conversão de Cerrado em Pastagem no período de 1985 a 2023.

Outro Índice de Divisão chamou a atenção por ter sofrido uma redução, ou seja, aumento do tamanho da mancha, a classe de Rios e Lagos (5.1) que foi de 81.498 em 1985 para 12.244 em 2023. O gráfico 35, demonstra que o processo foi contínuo com uma queda acentuada no ano de 2000, coincidindo com a data de enchimento da UHE Manso localizado em Chapada dos Guimarães. Esta redução pode ser explicada pelo formato contínuo do lago resultante da barragem do Rio Manso (baixo índice de divisão) e pela redução dos lagos existentes no Pantanal Mato-grossense, que devido a série histórica de secas atípicas ocorridas na região, sofreu uma diminuição do número de pequenos corpos de água.

O aumento dos valores de SPLIT entre 1985 e 2023 representa a intensificação da fragmentação e subdivisão da paisagem em toda a BHRC. Ecologicamente, esse processo implica em:

- Maior isolamento das manchas naturais, reduzindo a conectividade estrutural e funcional;
- Aumento da área de borda, com efeitos microclimáticos e ecológicos adversos;
- Redução da resiliência ecológica, dificultando fluxos gênicos e recolonização;
- Simplificação da estrutura da matriz paisagística, especialmente nas áreas de expansão agropecuária.

De modo geral, o SPLIT confirma o padrão observado nos índices DIVISION e PD: a paisagem da BHRC passou de um estado natural contínuo para um estado antropizado fragmentado, com homogeneização estrutural e redução da heterogeneidade espacial (Forman & Godron, 1986; Fahrig, 2003; With, 2019). O comportamento do SPLIT na Bacia do Rio Cuiabá confirma a reorganização espacial da paisagem ao longo de quase quatro décadas, marcada por redução da conectividade natural, aumento da subdivisão antrópica e homogeneização da estrutura espacial. Mesmo com a estabilização recente de algumas classes agrícolas, o SPLIT permanece elevado, indicando que a fragmentação estrutural atingiu um patamar consolidado, cuja reversão depende de políticas de restauração ecológica e de recomposição de corredores ecológicos. O quadro síntese 58 faz uma relação entre a tendência do índice de divisão (SPLIT) e sua interpretação ecológica.

Quadro 58: Síntese da variação do índice de divisão (SPLIT)

Período	Tendência do SPLIT	Interpretação ecológica
1985-1990	SPLIT baixo	Alta conectividade e baixa subdivisão da paisagem
1990-2000	Aumento acentuado	Expansão agropecuária e fragmentação intensa
2000-2010	SPLIT máximo	Ponto crítico de subdivisão estrutural
2015-2023	Estabilização	Consolidação antrópica e persistência da fragmentação natural

O Índice SPLIT sintetiza de forma quantitativa a evolução da fragmentação espacial e da complexidade geométrica da paisagem da BHRC. A trajetória crescente até 2005 demonstra a perda progressiva da coesão estrutural e da continuidade espacial das formações naturais. Após esse ponto, a estabilização em níveis elevados indica a consolidação de uma estrutura fragmentada, mas equilibrada, na qual as taxas de perda e regeneração de habitat se compensam.

Ecologicamente, essa evolução revela que:

- A paisagem natural contínua de 1985 deu lugar a uma estrutura antrópica fragmentada, com aumento exponencial no número de manchas pequenas;
- A fase de reorganização (2005-2023) indica saturação do processo de fragmentação, ou seja, a paisagem atingiu o limite geométrico de subdivisão;
- A estabilização recente demonstra resiliência estrutural, mas também baixa capacidade de reconexão ecológica, já que a matriz dominante é homogênea e antrópica.

O comportamento do Índice SPLIT (1985-2023) confirma que a paisagem da Bacia do Rio Cuiabá passou por um processo intenso de fragmentação espacial, atingindo níveis críticos de subdivisão estrutural no início dos anos 2000.

Desde então, observa-se estabilização morfológica, mas em um contexto de fragmentação consolidada e dominância de matrizes antrópicas.

A paisagem atual apresenta baixa heterogeneidade geométrica e alta compartimentação, indicando a perda de continuidade ecológica.

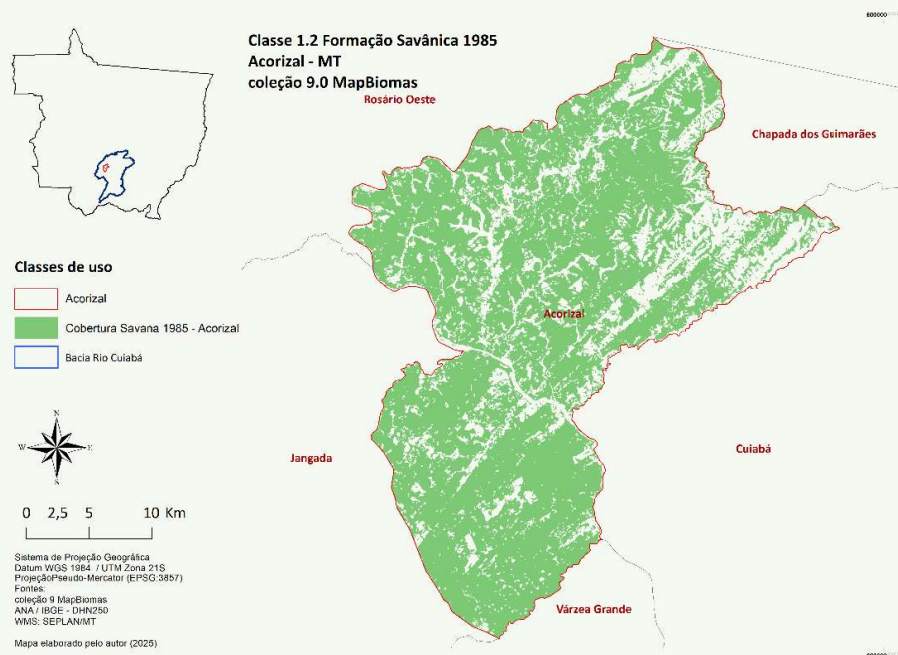
Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias de restauração e reconexão estrutural, voltadas à formação de corredores ecológicos e à recomposição de áreas de interface entre fragmentos naturais. O quadro síntese 59 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de divisão (SPLIT) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 59: Síntese da variação do índice de divisão da paisagem sem distinção de classe (SPLIT)

Período	Valor (SPLIT)	Interpretação ecológica
1985-1995	8,31 - 22,96	Fragmentação inicial e perda de continuidade das manchas naturais
1995-2005	22,96 - 82,86	Pico de fragmentação e reorganização estrutural da paisagem
2005-2023	57,84 - 93,38	Estabilização em nível elevado de subdivisão e consolidação antrópica

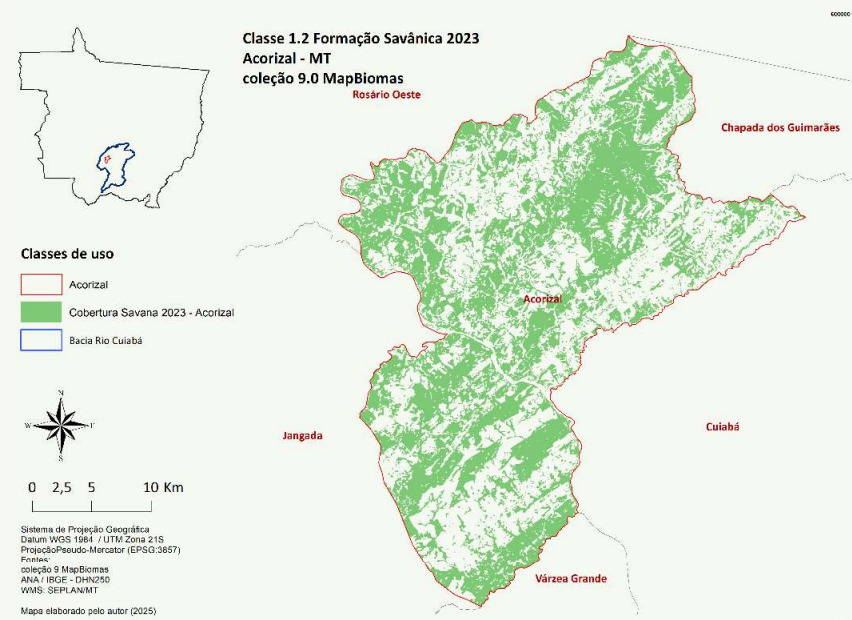
Os mapas das figuras 48 e 49 demonstram o processo de divisão que ocorreu na classe Savana (1.2) entre os anos de 1985 a 2023 no município de Acorizal/MT. Esta escala a nível municipal foi escolhida devida a representação permitir visualizar melhor o processo nesta escala.

Figura 48: Classe Savana (1.2) - Acorizal / MT 1985



Fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

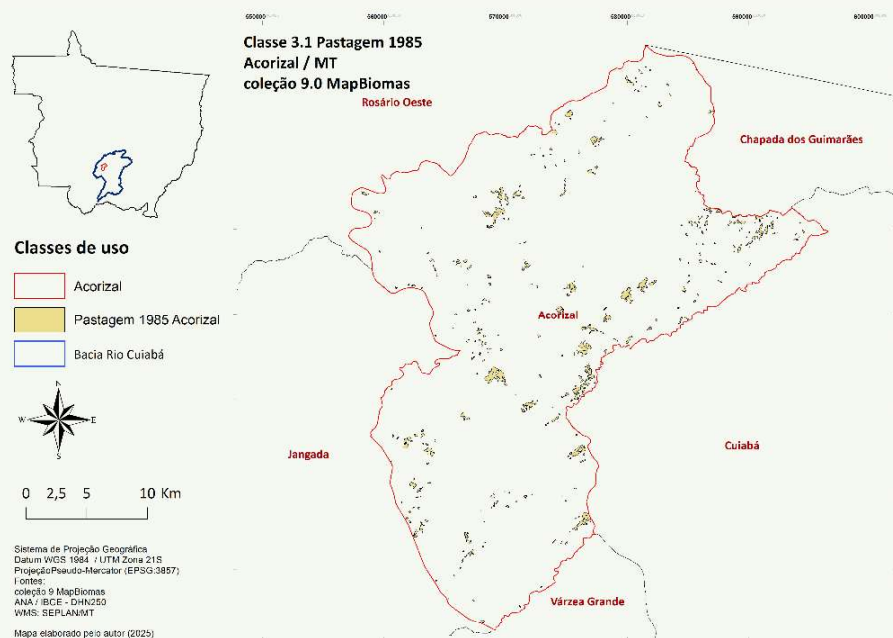
Figura 49: Classe Savana (1.2) - Acorizal / MT 2023



Fonte: coleção 9 MapBiomas - Mapa elaborado pelo autor

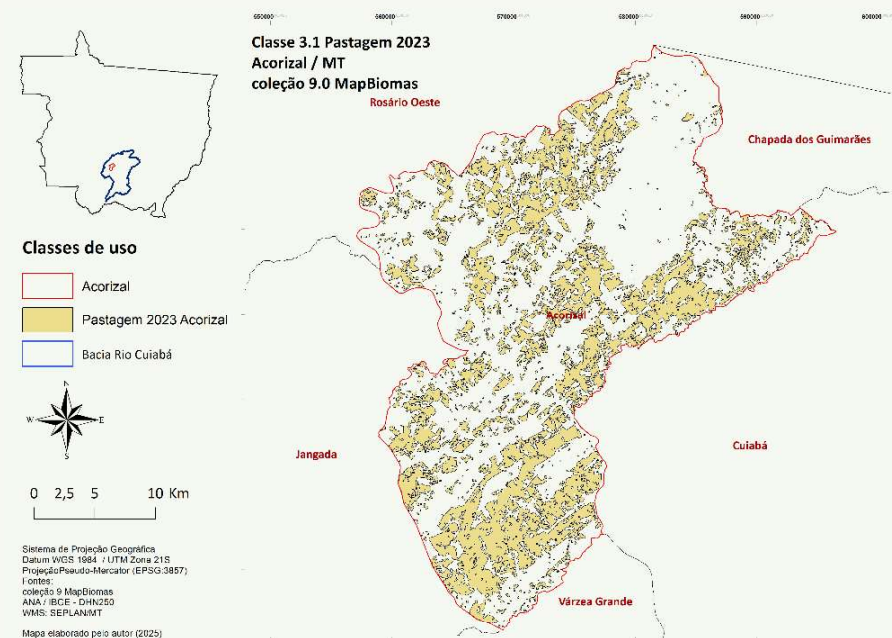
Os mapas das figuras 50 e 51, indicam o processo contrário ao ocorrido na classe Savana, pois as áreas de Pastagens foram consolidadas com um aumento expressivo no número e no tamanho das manchas bem como na conectividade entre elas, processo que foi identificado pela redução do índice de divisão entre os anos de 1985 a 2023.

Figura 50: Classe Pastagem (3.1) - Acorizal / MT 1985



Fonte: coleção 9 MapBiomias - Mapa elaborado pelo autor

Figura 51: Classe Pastagem (3.1) - Acorizal / MT 2023



Fonte: coleção 9 MapBiomias - Mapa elaborado pelo autor

6.3.4.12 Tamanho de Malha Efetivo C12 / L11 (MESH - Effective Mesh Size)

O Tamanho Efetivo da Malha (Effective Mesh Size — MESH) é uma métrica robusta para avaliar o grau de fragmentação e a continuidade estrutural da paisagem. Diferentemente de métricas baseadas apenas no número de manchas ou na sua distribuição espacial, o MESH mede a probabilidade de duas células escolhidas aleatoriamente pertencerem à mesma mancha contínua, expressando, em termos ecológicos, o “tamanho efetivamente disponível” para espécies que dependem de áreas amplas e interligadas (Jaeger, 2000; McGarigal et al., 2012). Assim, valores mais altos

de MESH refletem paisagens com manchas grandes e contínuas; valores mais baixos indicam subdivisão intensa e aumento de barreiras internas, compondo diagnósticos precisos sobre a integridade ecológica da paisagem.

No caso da BHRC, os resultados evidenciam um declínio progressivo do MESH ao longo de toda a série histórica (1985-2023), confirmando que a paisagem se tornou cada vez mais fragmentada, com a substituição de grandes manchas contínuas de vegetação nativa por mosaicos complexos de usos antrópicos. Esse comportamento do MESH alinha-se à tendência detectada por outras métricas de configuração,

especialmente DIVISION, SPLIT e NP, que apontam para o aumento da subdivisão e multiplicação de fragmentos, bem como para o isolamento crescente das manchas remanescentes.

A redução do MESH observada entre 1985 e 2023 reflete a perda de continuidade espacial das formações savânicas e florestais — componentes estruturais centrais para a conectividade ecológica da BHRC. A Savana (classe 1.2), apesar de continuar sendo a classe mais representativa em área, apresenta aumento expressivo no número de manchas (+52%), indicando que extensões originalmente contínuas foram progressivamente subdivididas, diminuindo seu tamanho efetivo e contribuindo diretamente para a queda do MESH. Esse processo é coerente com o avanço das atividades pastoril e agrícola, as quais ampliam a quantidade de bordas e reduzem os blocos centrais de vegetação íntegra.

O MESH também auxilia na interpretação de mudanças hidrológicas relevantes na BHRC. A classe Rios e Lagos (5.1) apresenta queda acentuada no número de manchas (-55%), mas sem redução proporcional da área total, sugerindo um processo de consolidação hidrológica em manchas maiores e menos numerosas. Esse comportamento pode mascarar efeitos de perda de conectividade lateral e redução da heterogeneidade hídrica, aspectos que o MESH capta ao evidenciar a diminuição da continuidade funcional no mosaico hídrico da paisagem.

Do ponto de vista da sustentabilidade ecológica, a diminuição do tamanho efetivo da malha implica:

- Perda de habitat funcional, uma vez que espécies dependentes de grandes áreas contínuas têm seu território subdividido;
- Aumento do isolamento populacional, o qual compromete o fluxo gênico, a viabilidade demográfica e a resiliência das espécies (Fahrig, 2003);

- Expansão dos efeitos de borda, reduzindo o volume de habitat interior e ampliando perturbações microclimáticas e ecológicas (Murcia, 1995; Laurance et al., 2011);
- Redução da conectividade estrutural, prejudicando corredores ecológicos e comprometendo processos reguladores essenciais, como dispersão, polinização e regulação hidrológica.

Adicionalmente, o MESH revela padrões estruturais que reforçam a interpretação geral da dinâmica de transformação da BHRC:

- Conversão acelerada de Savana para Pastagem;
- Consolidação de matrizes agrícolas;
- Expansão urbana e a simplificação estrutural da paisagem atuam sinergicamente na diminuição do tamanho efetivo da malha.

Esses processos convergem para um cenário de homogeneização antrópica, onde fragmentos naturais tornam-se ilhas isoladas em um mar de usos produtivos, fato especialmente crítico em uma região ecotonal como a transição Cerrado-Pantanal. Assim, a análise do MESH confirma que a sustentabilidade ecológica da BHRC depende de esforços voltados à recomposição de continuidade estrutural, como: Criação de corredores ecológico, restauração em áreas estratégicas, manutenção das manchas naturais de maior porte e implementação de políticas voltadas à conectividade funcional entre fragmentos remanescentes.

A métrica demonstra, de forma sintética e quantitativa, que a paisagem caminha para um estado de maior fragmentação e menor resiliência ecológica. Enquanto a expansão agrícola consolidou áreas homogêneas, a estrutura ecológica da paisagem perdeu conectividade horizontal, convertendo-se em uma matriz antrópica contínua, com ilhas

de vegetação nativa dispersas. Isso reduz a função ecológica da paisagem e a eficiência dos processos biofísicos essenciais, como recarga hídrica, controle microclimático e fluxo gênico.

A métrica MESH (Effective Mesh Size) evidência de forma quantitativa a redução da conectividade estrutural e o aumento da fragmentação ecológica da BHRC ao longo de quase quatro décadas. Os valores iniciais elevados de MESH indicavam uma paisagem contínua e funcional, mas o padrão atual demonstra a prevalência de manchas pequenas e isoladas, configurando uma estrutura de alta vulnerabilidade ecológica.

A restauração de conectividade, portanto, depende de ações integradas de recomposição vegetal, criação de zonas de amortecimento e consolidação de corredores ecológicos, especialmente entre as áreas de Formação Savânica e Florestal, que historicamente desempenhavam papel de matriz ecológica dominante na bacia. O quadro síntese 60 faz uma relação entre a tendência da variação do tamanho de malha efetivo e sua interpretação ecológica.

Quadro 60: Síntese da variação do tamanho de malha efetivo (MESH)

Período	Tendência do MESH	Interpretação ecológica
1985-1990	Queda acentuada	Fragmentação inicial das formações naturais
1990-2005	Flutuação e queda geral	Reorganização espacial e homogeneização agrícola
2005-2023	Estabilização em baixos valores	Perda consolidada de conectividade ecológica

O declínio do MESH evidencia a transformação profunda da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Cuiabá, com perda de continuidade, conectividade e integridade funcional. Essa tendência está associada à substituição das formações naturais por matrizes homogêneas de uso agropecuário e urbano, resultando em aumento do isolamento entre fragmentos e redução da capacidade de suporte ecológico.

As principais implicações ecológicas do comportamento observado são:

- Redução da conectividade estrutural, dificultando fluxos ecológicos (movimento da fauna, dispersão de sementes e fluxos hídricos de superfície);
- Aumento do isolamento das manchas naturais, elevando o risco de erosão genética e perda de biodiversidade local;
- Estabilização recente indica saturação do processo de fragmentação, com padrão geométrico consolidado e baixa dinâmica de recomposição.

O MESH, portanto, demonstra que a paisagem da BHRC atingiu um estado de equilíbrio estável, mas em um nível crítico de conectividade, típico de mosaicos antropizados consolidados, com predomínio de usos antrópicos contínuos e fragmentos naturais residuais.

O comportamento do Tamanho Efetivo da Malha (MESH) entre 1985 e 2023 revela uma redução drástica da continuidade ecológica da paisagem da Bacia do Rio Cuiabá. A fragmentação atingiu níveis críticos entre 1995 e 2005, e a partir de então, a estrutura espacial entrou em equilíbrio estável, mas com baixa conectividade e alta compartimentação. Essa condição denota a consolidação de um mosaico antrópico com pouca heterogeneidade estrutural, onde os remanescentes naturais funcionam como ilhas ecológicas desconectadas. A recuperação funcional da paisagem, portanto, depende da implementação de políticas de restauração ecológica e da reconstrução de corredores naturais, capazes de restabelecer fluxos biológicos e reduzir o isolamento dos fragmentos. O quadro síntese 61 faz uma relação entre a tendência da variação do tamanho efetivo da malha da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 61: Síntese da variação do tamanho efetivo da malha da paisagem sem distinção de classes (MESH)

Período	MESH (hectares)	Interpretação ecológica
1985-1995	471.961 - 170.891	Colapso da conectividade e fragmentação acelerada
1995-2005	170.891 - 47.346	Fragmentação crítica e reorganização espacial
2005-2023	47.346 - 56.447	Estabilização em nível reduzido de conectividade estrutural

6.3.4.13 Índice de Conectividade C13 / L30 (CONNECT - Connectance Index)

O índice de conectividade necessita de uma entrada de configuração para definir a qual distância se pode considerar que duas manchas separadas estão conectadas funcionalmente. O cálculo desta métrica flutua entre valores compreendidos na faixa de 0 a 100 em unidades percentuais. O índice marca um valor próximo de zero quando não há conectividade entre manchas, ou a paisagem é formada por uma única mancha. O índice se aproxima de 100% quando todas as manchas estão funcionalmente conectadas por uma distância inferior a estipulada pelo usuário.

Para o cálculo desta métrica o programa Fragstats© foi alimentado com um valor de 100 metros como uma distância de conectividade entre manchas da mesma classe, sendo este índice discricionário. Tal valor foi adotado para caracterizar uma distância a partir da qual pode-se considerar que duas manchas estão funcionalmente e ecologicamente separadas, porém como discutido em tópicos anteriores a desconexão entre manchas é percebido de forma diferente por diferentes espécies. Como o cálculo foi efetuado com imagens raster com células de 30 metros de resolução espacial, o programa Fragstats©, calculou a separação a partir de 4 células raster, devido a necessidade de arredondar os valores para a resolução espacial da imagem processada.

O declínio do índice CONNECT entre 1985 e 2023 traduz a transformação da paisagem da BHRC de um sistema contínuo para um sistema compartimentado e fragmentado, dominado por usos agrícolas e urbanos. As principais implicações ecológicas incluem: Isolamento das manchas remanescentes naturais, dificultando o fluxo de fauna e dispersão de sementes; Redução da conectividade hidrológica e ecológica, especialmente ao longo dos corredores ripários; Perda de resiliência ambiental e aumento dos efeitos de borda, com impactos sobre o microclima e a biodiversidade; Predomínio de conectividade artificial, associada à homogeneização agrícola, sem ganho funcional para a conservação.

Portanto, o CONNECT demonstra que a integração espacial foi substituída pela homogeneização produtiva, fenômeno que, embora amplie a conectividade geométrica em áreas antrópicas, diminui drasticamente a conectividade ecológica real (Forman & Godron, 1986; With, 2019). O Índice CONNECT confirma a trajetória de fragmentação e homogeneização da paisagem da BHRC, marcada pela substituição de conectividade ecológica natural por conectividade estrutural antrópica. A paisagem contemporânea é estável, mas ecologicamente empobrecida, exigindo estratégias de restauração ecológica e reestabelecimento de corredores de conectividade, principalmente entre as formações savânicas e florestais, e ao longo das zonas ripárias do Rio Cuiabá e seus afluentes. O quadro síntese 62 faz uma relação entre a tendência da variação do tamanho de malha efetivo e sua interpretação ecológica.

Quadro 62: Quadro síntese da tendência do CONNECT

Período	Tendência do CONNECT	Interpretação ecológica
1985-1995	Alta conectividade natural	Continuidade e funcionalidade ecológica elevadas
1995-2005	Queda acentuada e reorganização agrícola	Fragmentação ecológica e coalescência produtiva
2005-2015	Estabilização estrutural	Homogeneização da matriz e perda funcional
2015-2023	Baixa conectividade persistente	Estrutura consolidada e isolamento ecológico

O comportamento do índice CONNECT revela um sistema espacial de baixa conectividade, onde as manchas remanescentes estão isoladas e distantes entre si. Essa configuração reduz a troca de fluxos ecológicos (espécies, água, nutrientes), aumentando a vulnerabilidade dos ecossistemas locais.

As principais implicações ecológicas incluem:

- Fragmentos naturais isolados, com baixa capacidade de interação ecológica;
- Interrupção de corredores ecológicos entre as porções do alto e médio curso da bacia;
- Alta vulnerabilidade à perda de biodiversidade e à erosão genética;
- Persistência de uma paisagem estável, porém ecologicamente desconectada.

Os valores extremamente baixos ($\approx 0,03\%$) mostram que as manchas estão, em média, além da distância de interação ecológica efetiva, configurando uma paisagem antrópica consolidada, onde a conectividade funcional depende de intervenções de restauração.

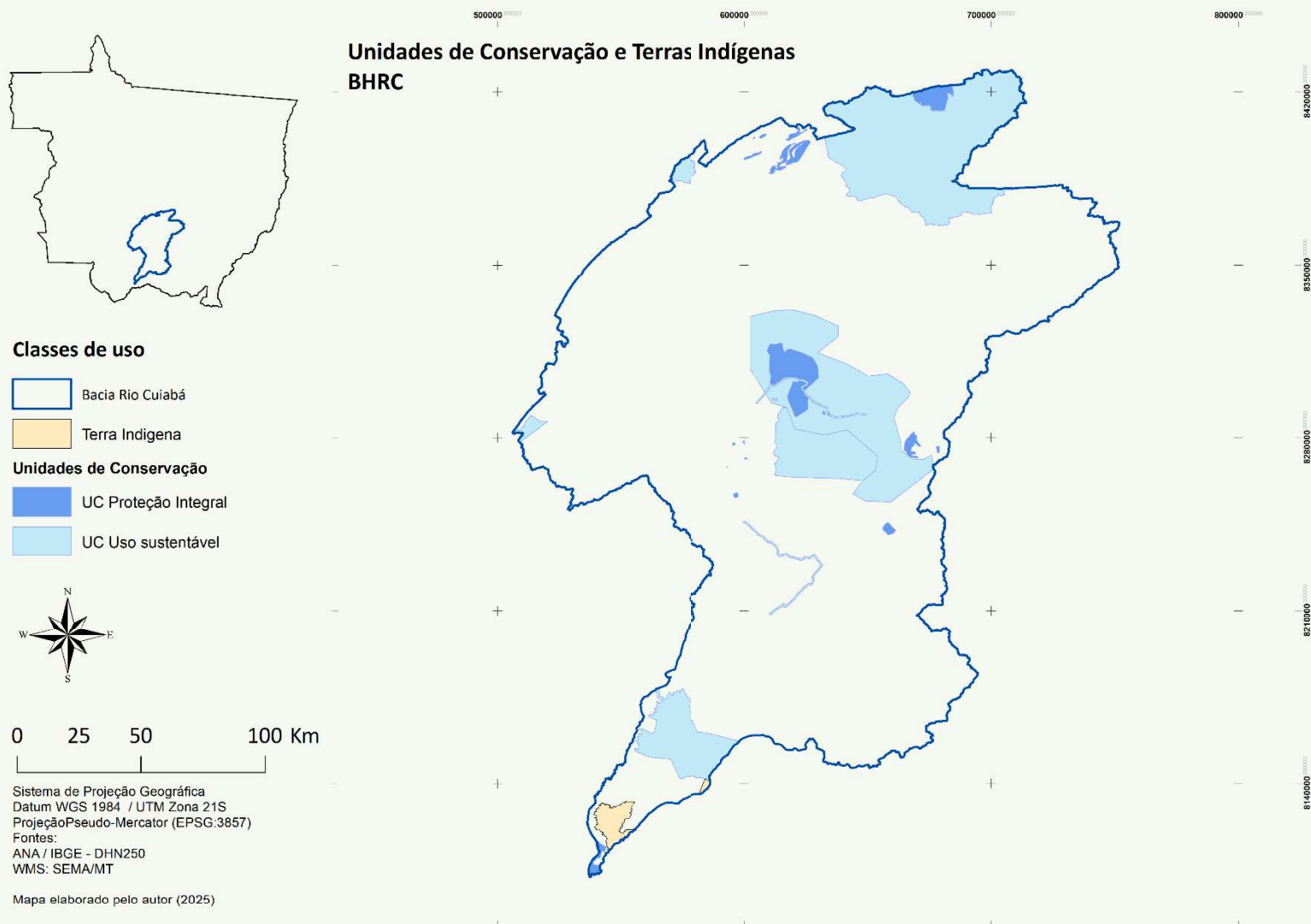
A análise do Índice de Conectividade (CONNECT) demonstra que a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá passou por redução contínua e estrutural da conectividade entre manchas naturais, atingindo valores mínimos e estáveis a partir de 2005. Atualmente, a paisagem apresenta configuração espacial desconectada, com fragmentos isolados e pouca permeabilidade ecológica. A estabilização do índice reflete a maturidade de um sistema antrópico consolidado, onde a conectividade depende mais de ações de restauração e manejo do que de processos naturais espontâneos. Para reverter esse quadro, é fundamental reconectar fragmentos-chave, recompor matas ciliares e estabelecer zonas de amortecimento ecológico, garantindo a funcionalidade ambiental da bacia. O quadro síntese 63 faz uma relação entre a tendência da variação do índice de conectividade (CONNECT) da paisagem e sua interpretação ecológica.

Quadro 63: Síntese da variação do índice de conectividade da paisagem sem distinção de classe (CONNECT)

Período	CONNECT (%)	Interpretação ecológica
1985-1990	0,0350 - 0,0289	Queda abrupta da conectividade estrutural; fragmentação inicial
1990-2010	0,0289 - 0,0310	Oscilações em baixa conectividade; estabilização da fragmentação
2010-2023	0,0310 - 0,0285	Estabilidade estrutural em patamar mínimo; isolamento consolidado

De forma geral a conectividade da paisagem como um todo sofreu uma redução neste índice com uma conectividade de 0,0350 para 0,0285, representando matematicamente um processo de aumento do afastamento de manchas de mesma classe e de fragmentação da paisagem como um todo. A formação Savânica (1.2) registrou um leve aumento do índice de conectividade, indicando que apesar da fragmentação, corredores podem ter se formado entre manchas remanescentes do Cerrado. Uma hipótese seria a implementação do Código Florestal e a destinação de áreas de Reservas Legais na proporção de 35% da tipologia vegetal na classe Cerrado. Outra hipótese seria a criação de Unidades de Conservação no período que podem ter contribuído para o ligeiro aumento deste número (00884 em 1985 para 0,1018 em 2023). A figura 52 ilustra as Unidades de Conservação (Federais e Estaduais) e as Terras Indígenas existentes na BHRC.

Figura 52: Unidades de Conservação e Terras Indígenas BHRC



Fonte: coleção 9 MapBiomas - SEMA / MT - Mapa elaborado pelo autor

6.4 Dinâmicas de transição em paisagens de Savana

A proposição de políticas públicas e propostas de manejos para a recomposição da Savana, que no BHRC se caracteriza pelo nome genérico de Cerrado, inicia-se pela compreensão da caracterização desta formação natural. Conforme o Algorithm Theoretical Base Document (ATBD) do projeto MapBiomas, a classificação Savana constante na série, referem-se as tipologias de Formações de savana com estrato de árvores e arbustos-herbáceos definidos como Cerrado Stricto Sensu: Savana Densa, Típica, Rala e Rupestre (Apêndice ATBD, Coleção 9 MapBiomas. 2024. p. 8).

Segundo Walter et al (2008) vários naturalistas utilizaram o termo Savana com o sentido de campo ou estepe com a intenção de designar tipos de vegetação desprovidos de árvores iniciando por Von Humboldt (1769-1859). Posteriormente outros fitogeógrafos observaram que vastos campos descritos por Humboldt, continham elementos arbóreos, sendo então que a partir do fim do século XIX o termo passou a compreender paisagens abarcando arbustos e árvores. Contemporaneamente adota-se Savana com o seguinte sentido:

Como senso comum para o conceito de savana, pode-se indicar a “paisagem com um estrato gramíneo contínuo ou descontínuo, contendo árvores ou arbustos espalhados”. Savana é uma paisagem estruturalmente intermediária entre floresta (ou arvoredo, no sentido de Schimper, 1898) e campo. A maioria dos autores adota essa interpretação fisionômica ... (Walter et al. EMBRAPA Cerrados. 2008. p. 24).

O autor cita ainda 12 diferentes definições para o conceito “Savana”, porém para este estudo vamos considerar o emprego utilizado para descrever o Bioma Cerrado Brasileiro com enfoque nos fatores ambientais que determinam a existência de Savanas tropicais, pois são estes elementos que permitem a análise das relações entre estrutura e

funções da paisagem e, portanto, as abordagens de propostas de intervenção para recuperação de processos ecológicos pré-existentes.

Segundo Walter et al (2008) o primeiro fator para determinar a ocorrência de Savanas é o clima, que influencia a ocorrência de Savanas por meio da pluviosidade e da temperatura. A pluviosidade típica de Savanas compreende uma faixa que varia entre 250 mm as margens de desertos até 2.000 mm nas bordas das florestas tropicais com períodos secos de inverno entre 3 a 4 meses com oscilações severas de até 8 a 9 meses em alguns casos. O segundo fator preponderante é o solo caracterizado pela pouca existência de nutrientes a pequena profundidade com uma textura que define a capacidade de drenagem de água, sendo que o aumento de nutrientes e de umidade tem relação diretamente proporcional a ocorrência de espécies lenhosas e arbóreas. No Brasil de forma geral pode-se associar as regiões de Savana a solos arenosos e fortemente lixiviados.

A Geomorfologia e a hidrologia são como fatores marcantes na dinâmica ecológica da Savana Brasileira, conforme Walter (2009):

Onde a inundação é frequente, a composição e a estrutura campestre variam de acordo com o período de inundação, e a ocorrência de arbustos ou árvores também poderá ser relacionada com esse fator. Porém, solos arenosos ou areno-argilosos associados ao lençol freático permanentemente elevado, mas que não sofrem efeitos de inundação, também apresentam padrões de vegetação decorrentes das condições hidrológicas. Na América do Sul e na África, a floresta é substituída por savana mais aberta nesses sítios. No Brasil, a distribuição de florestas e de savanas depende das feições da terra, sendo os mais elevados e antigos pediplanos dominados por savana. Onde o lençol é permanentemente alto, as árvores normalmente são excluídas da paisagem (Walter et al. 2008. p. 34 - 35).

Outro importante fator ambiental para a existência de Savana é o fogo, sendo que alguns pesquisadores relacionam a existência desta tipologia como resultado direto dos registros de incêndio, afetando de forma positiva espécies adaptadas ao fogo e negativamente as não adaptadas, com consequências importantes na ciclagem de nutrientes do Bioma. O fogo natural de ocorrência registrada historicamente na Savana, são de baixa intensidade sendo responsável pela rebrota rápida da vegetação, com consequências positivas na biodiversidade. Por outro lado, observa-se que no caso da BHRC e em geral no Cerrado Brasileiro, anualmente grandes incêndios de origem antrópica tem acometido recorrentemente o Bioma, afetando fortemente a Biodiversidade do Cerrado Brasileiro.

Como descrito anteriormente, as métricas indicaram uma mudança na composição da paisagem com conversão de áreas extensas de cobertura de Cerrado para o uso em pastagens, ocasionando dois impactos conhecidos desta atividade sobre as variáveis ecológicas: o uso do fogo como ferramenta de abertura de novas áreas e a compactação do solo como consequência do pisoteio de rebanhos bovinos em especial em áreas de recarga de aquíferos, nascentes e cursos de água. Somado a fatores climáticos com implicações para o aumento do período de estiagem, aliados a um processo de fragmentação, verificou-se um aumento do efeito de borda nas manchas nativas do Cerrado. A sinergia de todos estes processos indica a necessidade de uma abordagem sistêmica e integrada para as propostas de recuperação dos processos ecológicos, que serão debatidos na próxima seção.

No contexto da interpretação dos resultados obtidos pelas métricas de composição e configuração da paisagem, torna-se fundamental compreender o significado ecológico e biogeográfico da classe Formação Savânica (Savana) tal como apresentada na Coleção 9 do MapBiomas. Conforme detalhado no Algorithm Theoretical Base Document (ATBD), a categoria Savana engloba as fisionomias típicas do Cerrado stricto sensu — Savana Densa, Típica, Rala e Rupestre —

caracterizadas por combinações variadas de estratos arbóreos, arbustivos e herbáceos (MapBiomas, 2024).

Historicamente, o conceito de savana passou por evolução terminológica e ecológica. Walter et al. (2008) destacam que naturalistas como Von Humboldt inicialmente aplicaram o termo para designar campos abertos sem árvores, mas, com o avanço da fitogeografia, reconheceu-se que grande parte dessas formações incluía elementos lenhosos dispersos. Assim, consolidou-se o entendimento contemporâneo de Savana como: “paisagem com um estrato gramíneo contínuo ou descontínuo, contendo árvores ou arbustos espalhados, estruturalmente intermediária entre floresta e campo” (Walter et al., 2008, p. 24). Embora existam mais de uma dezena de definições formais, para o presente estudo considera-se o conceito funcional aplicado ao Bioma Cerrado, dada sua relevância para interpretar a estrutura e o funcionamento ecológico da BHRC, e especialmente para subsidiar propostas de conservação e restauração.

Walter et al. (2008) apontam três fatores principais que moldam a ocorrência das savanas tropicais:

- Clima - A distribuição das savanas está fortemente vinculada ao regime de chuvas, caracterizado por pronunciada sazonalidade e períodos secos que variam entre 3 e 9 meses. No Cerrado, valores entre 800 e 2.000 mm anuais definem a fisiologia das espécies e a estrutura da vegetação;
- Solos - Predominam solos profundamente lixiviados, arenosos ou areno-argilosos, com baixa fertilidade, condicionando a dominância de espécies adaptadas à limitação de nutrientes. A umidade do solo e o lençol freático determinam a proporção entre estratos herbáceos e lenhosos;

- Geomorfologia e Hidrologia - Em regiões sujeitas a inundações periódicas, como áreas pantanosas e várzeas adjacentes ao Pantanal, a estrutura da savana varia conforme a intensidade e duração da inundação. Nos pediplanos mais antigos e elevados, predominam fisionomias abertas, enquanto solos permanentemente úmidos tendem a excluir árvores (Walter et al., 2008, p. 34-35).

O fogo, natural ou antrópico, é outro elemento estruturante. Incêndios de baixa intensidade, historicamente comuns no Cerrado, favorecem espécies pirofíticas e promovem ciclos de renovação da biomassa. No entanto, a intensificação de incêndios antrópicos, especialmente nos últimos 30 anos, tem gerado efeitos cumulativos negativos, ampliando a mortalidade de espécies não adaptadas, alterando ciclos de nutrientes e agravando o processo de fragmentação.

As métricas analisadas no Capítulo 6 demonstram de forma consistente que a classe Formação Savânica sofreu intensa fragmentação entre 1985 e 2023. A perda de área acompanhada pelo aumento expressivo no número de manchas revela um processo de conversão contínua, sobretudo para pastagens, evidenciando transformações estruturais profundas no mosaico de vegetação nativa da BHRC.

Esse processo está intimamente ligado a dois fatores críticos:

- Uso do fogo associado ao manejo agropecuário, que acelera a degradação da vegetação savânica e intensifica o efeito de borda nas manchas remanescentes;
- Compactação e empobrecimento dos solos, sobretudo em áreas de recarga hídrica, nascentes e fundos de vale, onde o pisoteio do

gado compromete processos hidrológicos fundamentais;

- Combinados a um cenário de prolongamento dos períodos secos, amplamente documentado em estudos recentes sobre alterações climáticas no Cerrado, esses elementos resultam em uma paisagem mais susceptível à degradação, com impactos diretos na biodiversidade e na conectividade ecológica.

A análise integrada das métricas evidencia, portanto, que a Formação Savânica, embora ainda predominante em extensão espacial, apresenta sinais claros de vulnerabilidade ecológica decorrentes da sinergia entre expansão agropecuária, uso do fogo, pressões hidrológicas e fragmentação. Esses resultados reforçam a necessidade de estratégias sistêmicas de manejo, conservação e restauração.

6.5 Propostas de manejo da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá

A água constitui o elemento estruturante de todos os sistemas vivos e, portanto, a escolha da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) como unidade de análise é coerente com a perspectiva da Ecologia da Paisagem. Bacias hidrográficas configuram sistemas relativamente fechados, nos quais fluxos de matéria, energia e biodiversidade podem ser analisados de maneira integrada. Nessa escala, é possível compreender como a estrutura espacial — fragmentação, conectividade, contraste e composição da paisagem — afeta diretamente a funcionalidade ecológica, especialmente no que se refere à manutenção dos recursos hídricos, que são essenciais para a biodiversidade, para a economia regional e para a qualidade de vida da população.

Os resultados apresentados nos capítulos anteriores demonstraram com clareza que a matriz ecológica da BHRC é composta

predominantemente por Formações Savânicas (Cerrado stricto sensu) e Formações Florestais, cuja preservação é fundamental para a estabilidade hidrológica e climática do sistema. Entretanto, observou-se, ao longo da série histórica (1985-2023), uma tendência consistente de conversão dessas coberturas naturais para usos antrópicos, sobretudo pastagens e, em menor escala, agricultura anual.

Essa conversão provocou três impactos estruturais principais:

- Aumento da fragmentação e redução da conectividade, evidenciada pelas métricas de área central, número de manchas e agregação;
- Ampliação dos efeitos de borda, com consequências diretas sobre microclima, processos ecológicos e estabilidade das manchas nativas;
- Alterações na dinâmica hidrológica, com implicações na recarga de aquíferos, na produção de água, na manutenção de nascentes e na integridade de áreas úmidas.

Do ponto de vista socioeconômico, é inegável que a pecuária e a agricultura desempenham papel significativo no desenvolvimento regional. Todavia, essas atividades dependem diretamente da integridade dos recursos hídricos e da estabilidade ecológica — recursos que, por sua vez, estão ameaçados pelos processos identificados. Assim, a questão central que orienta as propostas de manejo é: Como reorganizar o uso e a ocupação do solo da BHRC de forma a recuperar e manter a sustentabilidade ecológica e hídrica da paisagem?

Com base nas métricas analisadas, nos processos de degradação identificados e na literatura técnico-científica, apresentam-se três eixos estratégicos de manejo integrados: Proteção e Preservação, Restauração e Reconexão, e Planejamento e Governança Territorial.

1. Proteção e Preservação - Manter o que resta

A estratégia prioritária consiste em evitar novas perdas de habitat e estabilizar a fragmentação já existente. Os principais instrumentos são:

- I. **Ampliação e Fortalecimento de Unidades de Conservação:** Criar novas UCs e ampliar as existentes — incluindo áreas privadas como RPPNs, assegurando a proteção de grandes blocos contínuos de vegetação nativa. Blocos maiores são mais resistentes à fragmentação e apresentam maior resiliência ecológica;
- II. **Proteção e Gestão da Área Central (Core Areas):** As métricas de área central demonstraram redução gradual dos núcleos ecológicos da Savana. Recomenda-se: criação de Zonas de Amortecimento, restrição de usos de alto impacto no entorno e adoção de práticas de manejo que reduzam o efeito de borda;
- III. **Fiscalização e Monitoramento Contínuo:** Reforçar a presença institucional, combater o desmatamento ilegal, controlar queimadas e evitar ocupações irregulares que ampliem a fragmentação;
- IV. **Garantia Legal das APPs e Reservas Legais:** Cumprimento rigoroso do Código Florestal, especialmente nas APPs de nascentes, margens de rios e áreas alagáveis, que desempenham papel crucial na recarga hídrica e na conectividade ecológica.

2. Restauração e Reconexão - Recuperar o que foi perdido

As métricas de conectividade, contrastes e número de manchas demonstraram que a BHRC apresenta fragmentos cada vez menores e mais isolados. Para reverter esse processo são recomendadas as seguintes ações:

- I. Implantação de Corredores Ecológicos: Conectar fragmentos florestais e savânicos, permitindo dispersão de espécies, Fluxo gênico, Redução do isolamento ecológico e aumento da resiliência da paisagem;
- II. Criação de Stepping-stones (Trampolins Ecológicos): Pequenas manchas restauradas funcionam como “pontos de apoio” para espécies sensíveis ao isolamento. Essa estratégia é especialmente relevante no Cerrado, onde muitas espécies possuem baixa mobilidade;
- III. Restauração e Qualificação da Matriz Produtiva: Promover modelos produtivos que reduzam o contraste entre manchas, como: Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), sistemas agroflorestais e pastagens biodiversificadas. Quanto mais permeável for a matriz, menor o isolamento das manchas nativas;
- IV. Políticas de Incentivo à Agricultura de Baixo Carbono: Promover tecnologias sustentáveis, como prevê o Plano ABC+, incluindo: manejo de solos, recuperação de pastagens degradadas, redução de queimadas;

- V. Manejo Ativo de Fragmentos Degradados: Ações direcionadas como: Plantio de espécies nativas, Controle de invasoras, Manejo adaptativo do fogo em áreas savânicas, Recomposição de áreas úmidas degradadas;

3. Planejamento, Governança e Ordenamento Territorial

Para que as ações anteriores se concretizem, é indispensável que as métricas de paisagem orientem instrumentos de política pública, como:

- I. Planejamento Territorial Integrado: Incorporar métricas de Conectividade, Fragmentação e Risco ecológico nos Planos Diretores, Zoneamentos Ecológico-Econômicos e no Plano de Bacia Hidrográfica;
- II. Mecanismos Econômicos Sustentáveis: Utilizar instrumentos como: Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), Créditos de carbono e Incentivos tributários a práticas conservacionistas;
- III. Infraestrutura Verde e Infraestrutura de Baixo Impacto: Garantir que novas obras (rodovias, estradas vicinais, mineração, hidrelétricas) incluam: faunodutos, pontes adequadas, restauração obrigatória de áreas impactadas, evitando a criação de barreiras ecológicas;
- IV. Monitoramento, Pesquisa e Mapeamentos Aplicados: Atualizar continuamente modelos de conectividade, contrastes e densidade de borda para permitir respostas rápidas a alterações na paisagem;

V. Educação Ambiental e Participação Social:
Engajar produtores, poder público,
comunidades indígenas e população urbana
na conservação.

A análise integrada das métricas revela que a BHRC se encontra em um ponto crítico: há perda acelerada de conectividade, aumento de fragmentação e substituição intensa de Savana e Floresta por pastagens. Essas mudanças colocam em risco não apenas a biodiversidade, mas a própria segurança hídrica regional, condição essencial para a manutenção das atividades agropecuárias e para a vida urbana.

As propostas apresentadas não devem ser implementadas de forma isolada, mas como um conjunto articulado de medidas, integrando conservação, restauração e governança. Somente por meio de um manejo baseado em métricas, planejamento territorial e participação social será possível recuperar os processos ecológicos da BHRC e promover um modelo efetivamente sustentável para o futuro da região.

6.6 Considerações parciais

O Capítulo 6 apresentou a discussão integrada dos resultados obtidos a partir das métricas de composição e configuração da paisagem calculadas no software Fragstats®, com base na série histórica do MapBiomas (1985-2023). A análise foi conduzida à luz dos princípios da Ecologia da Paisagem e do Planejamento Ambiental, enfatizando o papel dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) como instrumentos centrais para compreender e propor soluções sustentáveis para a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). A discussão iniciou-se destacando a evolução tecnológica dos SIGs, especialmente após os anos 1990, conforme Lang e Blaschke (2009), quando passaram a permitir o tratamento de grandes áreas e com alta precisão. O texto recuperou o pensamento de Ian McHarg

(1969), ao enfatizar a integração entre variáveis ambientais, ecológicas e socioeconômicas no processo de planejamento territorial.

Com base nas métricas obtidas, o capítulo analisou de forma detalhada os padrões espaciais de mudança na paisagem da BHRC. Os resultados indicaram uma redução expressiva das formações savânicas (Cerrado), que caíram de 55,8% para 37,4% da área total, e das florestas, que passaram de 17,6% para 15,8%, um crescimento acentuado das pastagens, que aumentaram de 3,3% para 25,9% da paisagem, revelando a substituição de áreas naturais por usos agropecuários, o avanço moderado da agricultura mecanizada, sobretudo soja e cana, que se consolidaram a partir de 2000 e uma redução dos recursos hídricos e campos alagados, especialmente nas áreas de influência do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso), com perda de conectividade e aumento do contraste nas bordas das manchas naturais.

A análise das métricas de configuração revelou o aprofundamento do processo de fragmentação da paisagem, evidenciado pelo aumento do número de manchas (de 216.895 para 250.842) e pela redução das áreas centrais. As métricas de densidade de borda (ED) e contraste (TECI, CWED) indicaram maior complexidade estrutural, enquanto as de diversidade (SHDI, SIDI) apontaram crescimento na heterogeneidade da paisagem, porém associado a usos antrópicos, não à diversidade ecológica natural. Por fim, o capítulo discutiu a relevância das métricas na formulação de políticas públicas e estratégias de restauração ambiental, destacando o papel do planejamento ecológico de paisagens como ferramenta para identificar áreas prioritárias de reconexão ecológica e restauração de habitats degradados.

O Capítulo 6 sintetiza as implicações ambientais, espaciais e socioeconômicas das transformações ocorridas na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá nas últimas quatro décadas, estabelecendo um elo direto entre os resultados quantitativos apresentados no Capítulo 5 e a discussão conceitual da sustentabilidade. A principal conclusão é que a paisagem da BHRC se encontra altamente fragmentada, resultado de um modelo de

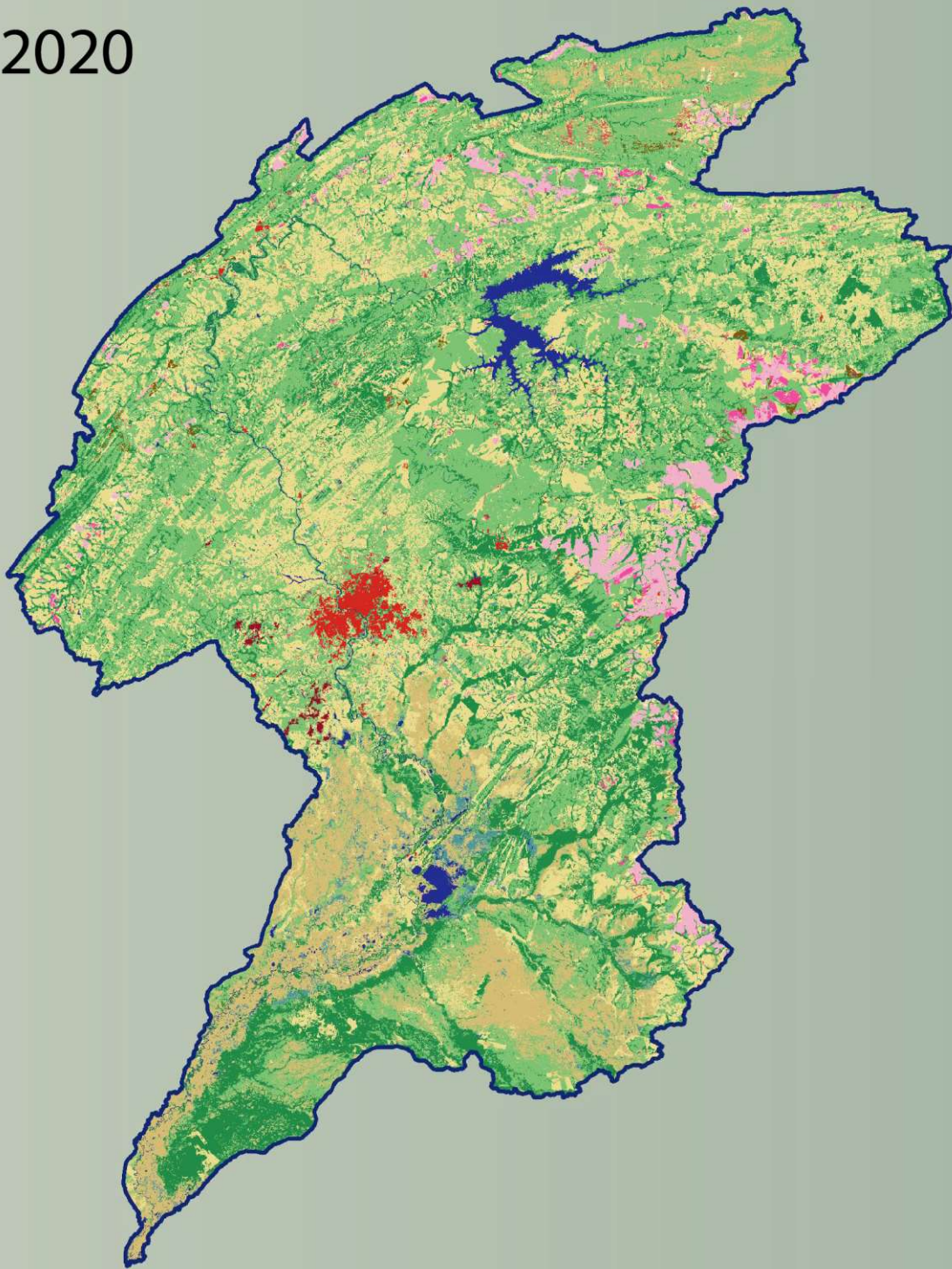
desenvolvimento intensivo baseado na expansão agropecuária. Esse processo provocou a substituição da matriz natural (florestas e savanas) por uma matriz homogênea dominada por pastagens e cultivos agrícolas, reduzindo drasticamente a conectividade ecológica e a resiliência ambiental. As análises apontam que, embora tenha havido um aumento da diversidade de manchas (maior número de tipos de uso e cobertura), isso representa uma diversificação de origem antrópica, e não ecológica. A heterogeneidade atual reflete a fragmentação e o isolamento de ecossistemas, o que implica maiores desafios para a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos. O uso de métricas como CWED, TECI, PAFRAC e SHDI permitiu demonstrar que a estrutura espacial da paisagem evoluiu para um padrão altamente compartimentado, com manchas menores, formas mais regulares e bordas mais contrastantes, indicadores típicos de degradação ecológica e perda de funções ambientais. O capítulo reforça ainda a importância do planejamento ambiental baseado em SIGs, sugerindo que a incorporação de métricas da paisagem em políticas públicas pode orientar ações de restauração ecológica, reconectividade de habitats e manejo sustentável do território. O Capítulo 6 representa o momento de síntese interpretativa da dissertação, transformando dados quantitativos em uma leitura crítica sobre a sustentabilidade da paisagem da BHRC, e estabelece as bases conceituais para as conclusões gerais e recomendações apresentadas no capítulo seguinte.

O próximo capítulo é dedicado às conclusões do estudo da estrutura da paisagem e finaliza com recomendações para ações de conservação, preservação e recuperação da matriz ecológica da paisagem de forma a regenerar os processos ecológicos.

6.7 Referências Bibliográficas

- BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan. **Ecologia da Paisagem: Fundamentos e Métodos**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2009.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n. 1, p. 119-130, 2006.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: Wiley, 1986.
- FORMAN, Richard T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.
- HAMILTON, S. K. et al. **Floodplain inundation patterns in the Pantanal: hydrological and geomorphological controls**. In: JUNK, W. J. et al. (Org.). **The Pantanal of Mato Grosso: world's largest wetland**. Leiden: Kluwer Academic Publishers, 1996. p. 51-64.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- JUNK, W. J.; CUNHA, C. Pulsos de inundação e produtividade em planícies alagáveis neotropicais. **Oecologia Australis**. v. 16, n. 2, p. 958-985, 2012.
- LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise Espacial e Ecologia da Paisagem: Conceitos e Aplicações**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2013.
- MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da terra do Brasil - Coleção 9 (1985-2023)**. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 3 nov. 2025.
- McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard. FRAGSTATS© v4: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2012.
- McHARG, Ian L. **Design with Nature**. New York: Natural History Press, 1969.
- MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. **The Fire Factor**. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Org.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68.
- MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado)**. Brasília: MMA, 2011.
- ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.
- POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2004.
- WALTER, B. M. T. et al. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. p. 25-40.
- WITH, Kimberly A. **Landscape Ecology Across Scales**. Oxford: Oxford University Press, 2019.

2020



C
A
P
Í
T
U
L
O
7



CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O objetivo primordial desta pesquisa consistiu em analisar as transformações espaciais ocorridas na estrutura da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) entre 1985 e 2023. Para tal, as métricas da Ecologia da Paisagem foram empregadas como instrumento essencial de avaliação dos impactos dessas mudanças sobre a sustentabilidade ecológica e territorial da região. A abordagem metodológica adotada, que combinou geoprocessamento, a análise temporal de séries históricas e modelagem espacial, permitiu revelar, com elevado grau de confiabilidade e rigor científico, a complexa reorganização da matriz paisagística ao longo das últimas quatro décadas.

A análise diacrônica das métricas de composição e configuração possibilitou caracterizar a evolução da paisagem em múltiplas dimensões: a intensificação da fragmentação do habitat, as substanciais alterações na conectividade estrutural, as significativas mudanças na diversidade e redistribuição das manchas, as variações na coesão ecológica e a acentuada intensificação dos contrastes resultantes da expansão de usos antrópicos. A integração das métricas processadas no Fragstats® com o mapeamento e a classificação do uso e cobertura da terra disponibilizados pela série temporal do MapBiomas (Coleção 9) reforçou a consistência das análises, permitindo identificar tanto tendências de longo prazo quanto rupturas associadas a momentos específicos de transformação territorial.

A utilização de ferramentas de geoprocessamento, especialmente o processamento raster, a modelagem espacial no ambiente do software ArcGIS 10.1® associada a álgebra de mapas (MapAlgebra), possibilitou aprofundar a compreensão dos processos de conversão de áreas naturais em superfícies antropizadas. Tais procedimentos permitiram visualizar e quantificar a intensificação de pressões sobre os sistemas hidrológicos, a perda de habitats nativos, o aumento do efeito de borda e o surgimento de lacunas funcionais essenciais para a manutenção dos serviços ecossistêmicos da BHRC.

Ao longo da dissertação, verificou-se que a ausência histórica de um ordenamento territorial eficaz, associada à expansão não planejada da agropecuária, contribuiu significativamente para o declínio da sustentabilidade ambiental da bacia. Os resultados demonstram que a persistência desse modelo tende a comprometer não apenas a integridade ecológica, mas também a base produtiva da região, fortemente dependente da manutenção dos recursos hídricos e da estabilidade climática.

Nesse contexto, este capítulo apresenta uma síntese das principais conclusões extraídas da pesquisa e, sobretudo, recomendações estratégicas para orientar intervenções voltadas à restauração da estrutura da paisagem e à recuperação dos processos ecológicos essenciais. As propostas apresentadas no item 7.2 articulam-se com as evidências empíricas levantadas e buscam subsidiar políticas públicas, iniciativas de conservação, ações de manejo e estratégias de planejamento territorial que promovam a sustentabilidade ambiental da BHRC em sua dimensão ecológica.

7.1 Conclusões da Análise Diacrônica da Paisagem

A análise diacrônica das métricas de composição e configuração da paisagem ao longo do período de 1985 a 2023 revela um processo contínuo e gradual de transformação estrutural na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC). Os resultados demonstram que a dinâmica territorial do período foi marcada por substituição de matrizes naturais por matrizes antrópicas, intensificação de processos de fragmentação, perda de conectividade ecológica, aumento do contraste entre usos do solo e consequente redução da resiliência ecológica da bacia. As métricas analisadas permitem qualificar essas transformações sob múltiplas dimensões, (área, borda, forma, contraste, agregação e diversidade)

confirmando padrões já observados na literatura da Ecologia da Paisagem (Forman; Godron, 1986; McGarigal et al., 2012; With, 2019).

1. Transformações na composição: substituição progressiva da matriz natural pela matriz antrópica

As métricas de área das classes revelam que, desde 1985, a BHRC apresentou redução consistente das formações naturais, sobretudo da Formação Savânica, cuja área diminuiu mais de 800 mil hectares, equivalente a aproximadamente 20% de sua extensão inicial. Tal redução foi acompanhada por um aumento expressivo de usos antrópicos, em especial pastagens, cujo incremento de área ultrapassa 84%, consolidando esta classe como a principal força de conversão da paisagem.

O avanço da agricultura, ainda que menos intenso que o observado na pecuária, apresenta forte tendência de crescimento, especialmente para a cultura da soja, que registrou aumento superior a 600% no número de manchas. Essa expansão, embora mais lenta que em outras regiões de Mato Grosso, confirma a transição gradual da matriz econômica rural da BHRC. Paralelamente, a redução de áreas úmidas, campos alagados, lagoas e pequenos corpos d'água, estabelece um alerta para processos hidrológicos críticos, sobretudo diante do papel central dessas formações no Pantanal e seus ecossistemas associados.

2. Maior Índice de Mancha (LPI): consolidação de matrizes antrópicas e perda de dominância natural

A análise do LPI indica que, ao longo do período, a dominância estrutural da paisagem se redistribuiu. Em 1985, formações savânicas ocupavam mais de 30% da paisagem (LPI = 32,9%), representando uma matriz contínua. Com o avanço das conversões, esse valor caiu drasticamente para valores entre 6% e 10% em anos recentes, sinalizando ruptura da matriz natural. Em paralelo, pastagens e áreas urbanizadas

aumentaram seus LPI, indicando maior continuidade e consolidação espacial desses usos, fenômeno típico de paisagens em processo avançado de antropização.

3. Área Central e NDCA: evidências de fragmentação progressiva

A redução da área central (TCA e CPLAND) para quase todas as classes, aliada ao aumento do número de áreas centrais disjuntas (NDCA), especialmente para a Formação Savânica, evidencia fragmentação ecológica, perda de habitat interior e intensificação do efeito de borda. A Savana, por exemplo, aumentou seu NDCA de 35.019 (1985) para 53.423 (2023), um crescimento de 52,5%, diretamente associado à perda de área. Trata-se de um sinal inequívoco de fragmentação. Em contrapartida, a redução do NDCA para rios e lagos indica concentração das manchas aquáticas em unidades maiores, fenômeno compatível com a formação do reservatório da UHE Manso e com a diminuição de corixos e lagoas temporárias do Pantanal, sugerindo impacto hidrológico severo.

4. Métricas de borda (TE, ED): aumento da complexidade e dos efeitos de borda

A borda total por classe e a densidade de borda (ED) crescem de forma proporcional à fragmentação. A Savana apresentou aumento contínuo de ED ao longo do período, refletindo maior irregularidade e interface com matrizes antrópicas. A ampliação de áreas de pastagem também contribui fortemente para esse processo. No contexto ecológico, esses efeitos ampliam a vulnerabilidade de espécies sensíveis ao ambiente interior e favorecem processos de degradação, como entrada de espécies invasoras, maior exposição ao fogo e alterações microclimáticas.

5. Forma das manchas (PAFRAC, LSI, nLSI): perda de naturalidade e maior irregularidade

A dimensão fractal (PAFRAC) e os índices de forma (LSI e nLSI) indicam que as manchas naturais apresentaram progressiva irregularização de suas bordas, compatível com processos de erosão de habitat. As manchas originadas por conversão antrópica, como a Pastagem, tornaram-se mais regulares ao longo do tempo, refletindo padrões geométricos típicos de antropização. Esse contraste entre regularidade antrópica e irregularidade natural fragmentada é um dos traços clássicos da degradação estrutural de paisagens tropicais.

6. Contraste (CWED e TECI): aumento da heterogeneidade estrutural e das barreiras à conectividade

Os índices de contraste revelam que a matriz da BHRC se tornou progressivamente mais heterogênea e marcada por interfaces abruptas entre classes naturais e usos antrópicos. O aumento do CWED e do TECI reforça que as bordas se tornaram mais duras, principalmente na transição Savana para Pastagem e Savana para Agricultura. Altos contrastes dificultam deslocamentos de fauna, aumentam o isolamento e reduzem o fluxo de energia e matéria entre manchas, efeitos com fortes implicações ecológicas.

7. Agregação (AI, CLUMPY, IJI, PLADJ, NP, PD): consolidação da matriz antrópica e fragmentação da matriz natural

As métricas de agregação evidenciam tendências claras: Pastagens e agricultura tornaram-se mais agregadas, contínuas e espacialmente coesas. Formações naturais, especialmente a Savana, passaram a apresentar maior dispersão, menor coesão e aumento do número de manchas. O número total de manchas na paisagem (NP-L7) aumentou de 216.895 para 250.842 (15,6%), confirmando fragmentação de toda a paisagem. A densidade de manchas (PD) segue o mesmo padrão, especialmente em 1995, ano de maior ruptura estrutural.

8. Métricas de divisão e isolamento (DIVISION, SPLIT): intensificação da subdivisão da paisagem

O índice de divisão (DIVISION) e o SPLIT revelam que a BHRC se tornou progressivamente mais subdividida e fragmentada. O SPLIT cresce, indicando que seria necessário um número crescente de manchas médias para recuperar a continuidade original, resultado típico de paisagens submetidas à expansão agropecuária.

9. Tamanho efetivo da malha (MESH): perda de continuidade estrutural

A redução do MESH ao longo da série histórica demonstra perda de grandes blocos contínuos de habitat e substituição por mosaicos fragmentados. Essa tendência reduz a resiliência ecológica e limita processos como migração, dispersão e manutenção do banco gênico.

10. Diversidade (PR, SHDI, SIDI, MSIDI, SHEI, MSIEI): aumento da diversidade estrutural, mas não da diversidade ecológica

Os índices de diversidade mostram que, embora a paisagem tenha se tornado mais diversificada em termos de quantidade de classes e complexidade estrutural, essa diversidade decorre principalmente da expansão de usos antrópicos, não da diversidade ecológica propriamente dita. O aumento da diversidade estrutural antrópica não se traduz em maior qualidade ambiental; ao contrário, sinaliza heterogeneização funcional, condição típica de paisagens degradadas.

7.1.1 Identificação e Intensificação da Fragmentação do Habitat

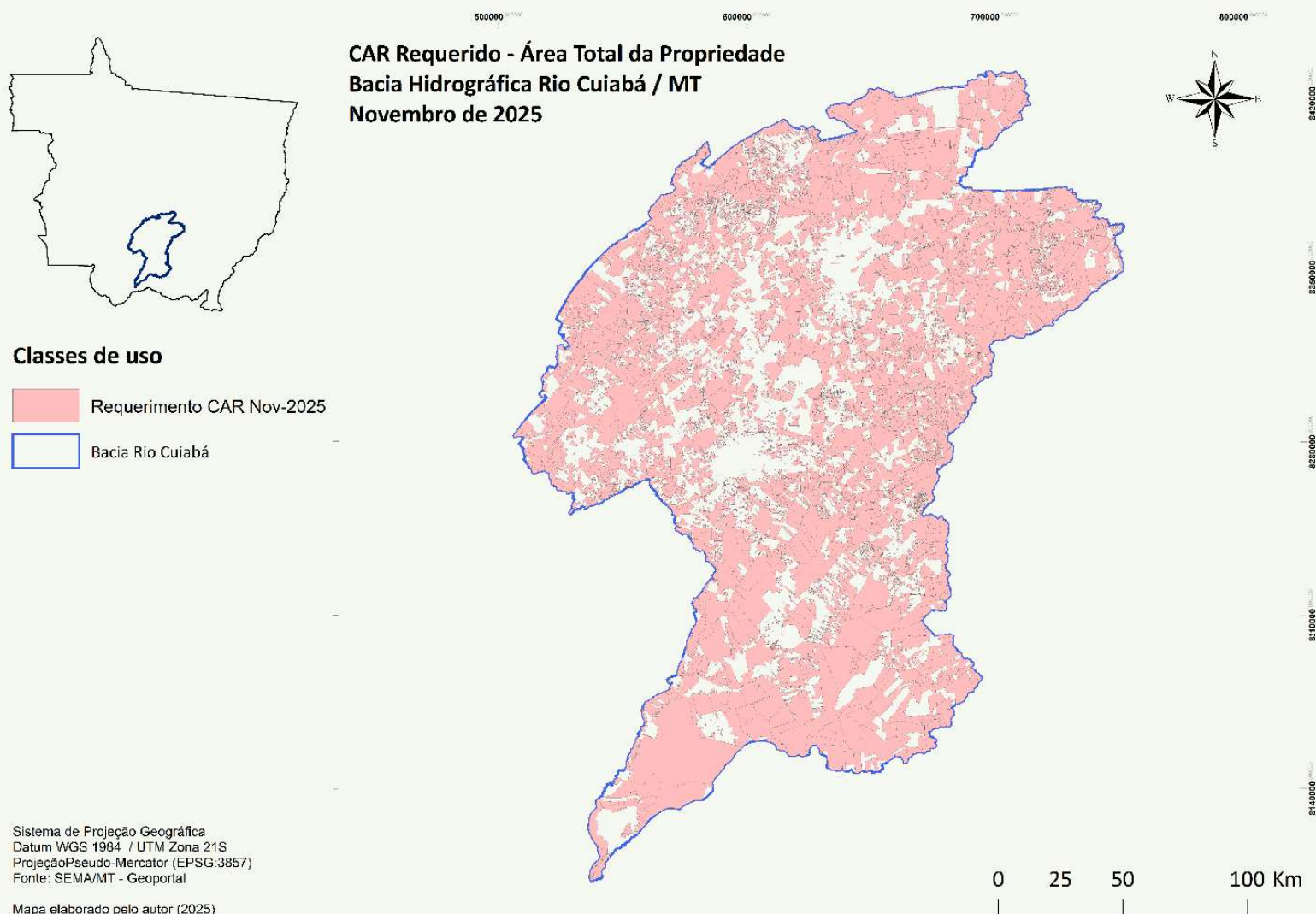
A intensificação da fragmentação do habitat na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) torna-se particularmente evidente quando as métricas da Ecologia da Paisagem são confrontadas com os instrumentos

legais e cadastrais que orientam o uso e ocupação do território, em especial o Cadastro Ambiental Rural (CAR) e as delimitações das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e das Unidades de Conservação (UCs). A análise integrada desses elementos, representados nos mapas elaborados para este estudo, revela um quadro de crescente erosão da integridade estrutural da paisagem, caracterizado por conversão sistemática de savanas e áreas florestais em usos consolidados, incluindo pastagens, agricultura e infraestruturas rurais.

1. Pressão antrópica registrada pelo CAR e a aceleração da fragmentação

O mapa contendo a totalidade dos requerimentos de CAR (Geoportal SEMA/MT61) dentro da BHRC, correspondente a 3.746.711,46 ha., demonstra que praticamente toda a área suscetível à atividade agropecuária encontra-se registrada para uso privado. Embora o CAR seja um instrumento declaratório, o fato de abranger grande parte da bacia evidencia a forte pressão territorial sobre as formações nativas. A discrepância entre a área total cadastrada e a área efetivamente aprovada (532.223,64 ha.) indica que há um vasto território com pendências, inconsistências ou conflitos fundiários e ambientais. Essa diferença reforça a hipótese de avanço antrópico sobre áreas sensíveis — muitas vezes executado antes da regularização ambiental, contribuindo para: supressões não autorizadas, consolidação de áreas desmatadas, descontinuidade do habitat natural, e aumento da complexidade das bordas entre áreas naturais e produtivas. Os padrões de fragmentação observados nas métricas (incremento de NP, redução de TCA, aumento de ED e TECI) refletem diretamente este processo. A figura 53 representa os CARs requeridos até outubro de 2025 constantes na base da Secretaria de Estado de Meio Ambiente de MT.

Figura 53: CARs Requeridos até outubro de 2025

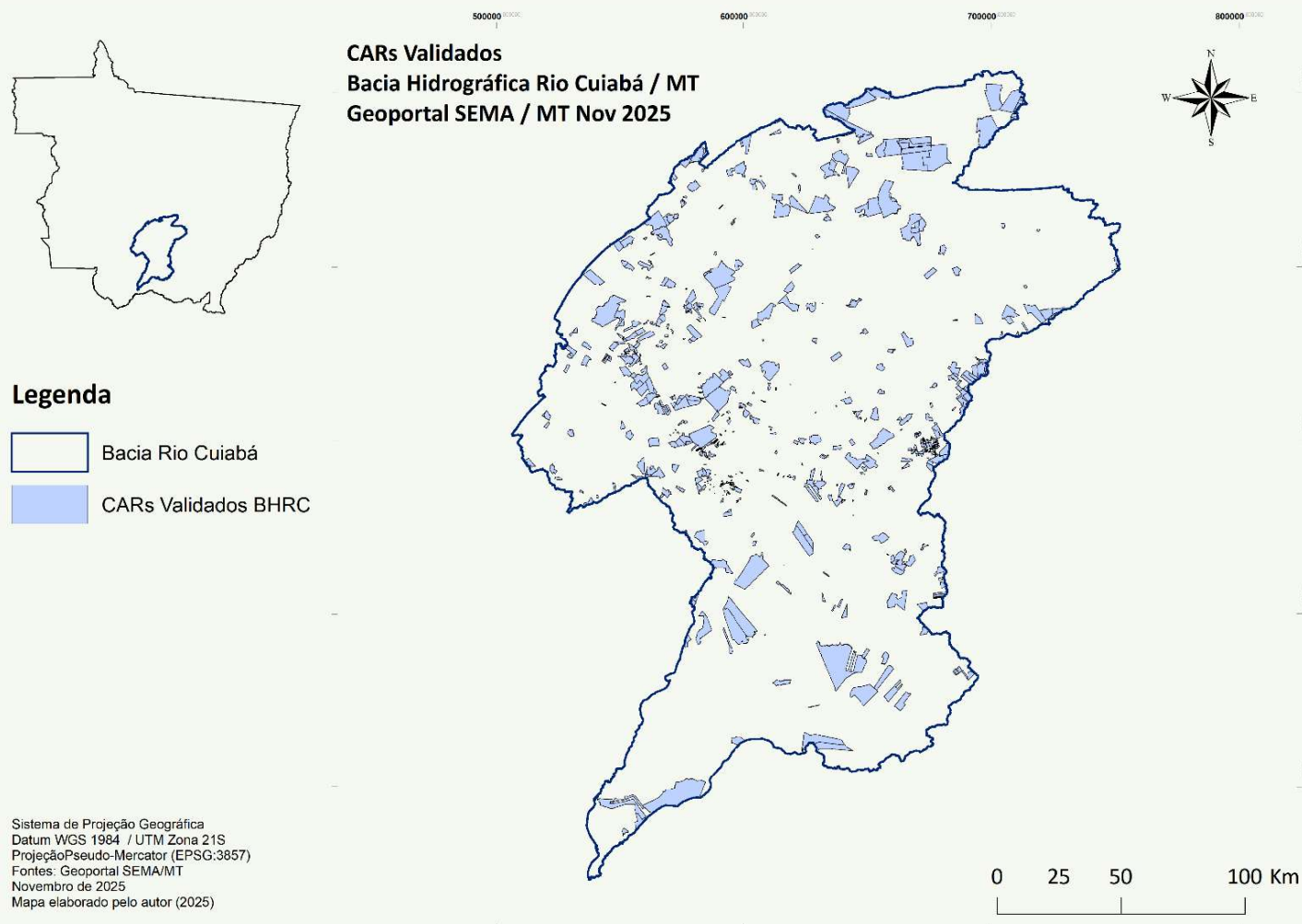


Fonte: Geoportal - SEMA / MT - Mapa elaborado pelo autor

O mapa da figura 54, indica quais CARs foram efetivamente validados entre os inúmeros solicitados nos limites da BHRC até a data de 23 de outubro de

2025, os quais contabilizaram uma área de 532.223,64 ha. (13,58% da BHRC).

Figura 54: CARs validados até 23 de outubro de 2025 na BHRC



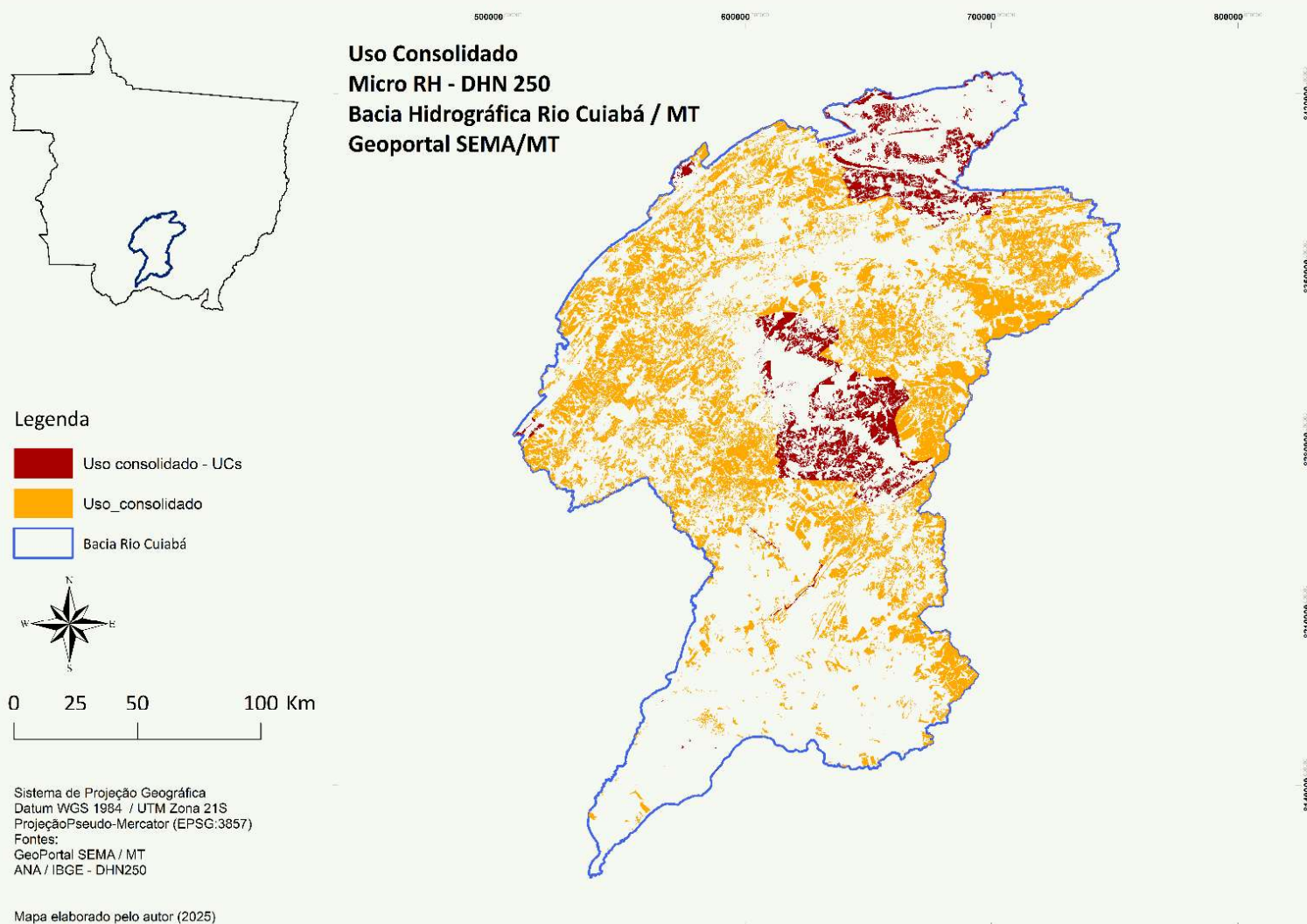
Fonte: Geoportal - SEMA / MT - Mapa elaborado pelo autor

Outro resultado importante se refere a alta percentagem de áreas cujas propriedades ainda não possuem CARs validados, o que não permite identificar se as reservas legais dessas propriedades realmente poderão garantir a conectividade entre as manchas de Savana existentes na BHRC.

2. Áreas consolidadas dentro de Unidades de Conservação: evidência de erosão institucional e ecológica

O mapa demonstrando 1.115.531,51 ha. de áreas consolidadas dentro de Unidades de Conservação mostra uma condição crítica para a sustentabilidade ambiental da BHRC. Áreas consolidadas em UCs, isto é, usos antrópicos preexistentes, passíveis de regularização segundo o Código Florestal (Lei 12.651/2012), fragmentam ambientes cuja função deveria ser precisamente a manutenção da integridade ecológica e da conectividade da paisagem. Esse cenário resulta em: perda de habitat interior em zonas teoricamente protegidas, intensificação do efeito de borda dentro das UCs, entrada de vetores de degradação (fogo, invasoras, expansão de pastagem) e redução da efetividade das UCs como núcleo de biodiversidade. Tais impactos corroboram métricas como aumento de NDCA, DIVISION e redução de COHESION, indicando perda de continuidade do habitat mesmo em áreas legalmente destinadas à conservação. O mapa da figura 55 representa as Áreas de Uso consolidado em 2012 conforme Lei n.º 12.651 na BHRC.

Figura 55: Áreas de Uso consolidado em 2012 conforme Lei n.º 12.651



Fonte: Geoportal - SEMA / MT - Mapa elaborado pelo autor

3. Sobreposição entre áreas consolidadas e Formações Savânicas: ruptura da matriz ecológica predominante

Outro estudo realizado com a sobreposição de formações savânicas em áreas reconhecidas como de uso consolidado (Lei 12.651/2012), confirmam a tendência identificada anteriormente pelas métricas. A Savana, matriz ecológica predominante na BHRC sofreu significativa redução de área e aumento do número de manchas (52,5% de incremento no NP), evidenciando processo de fragmentação severo.

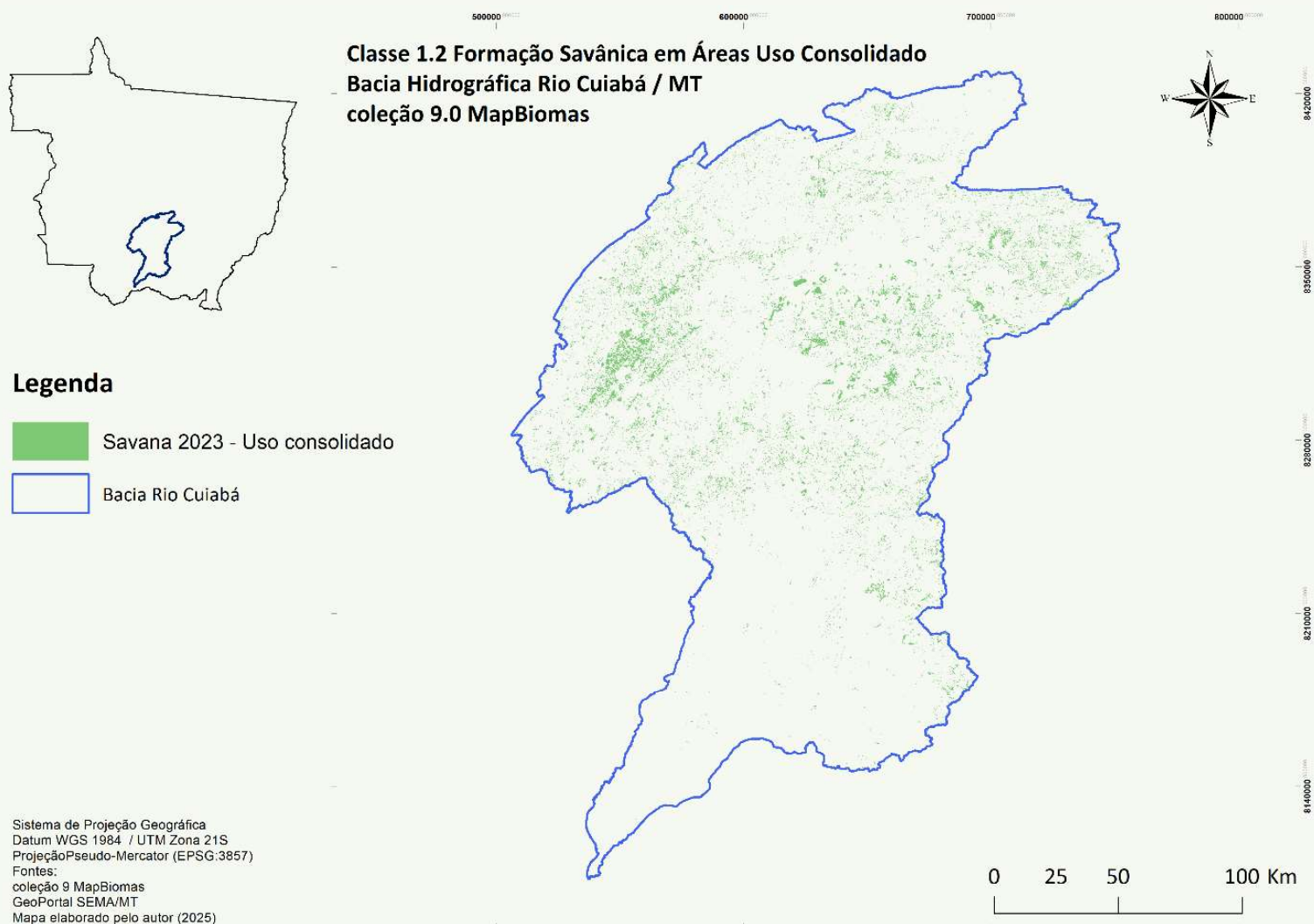
A sobreposição indica três fenômenos centrais:

- Conversão acelerada da Savana para pastagem, responsável pela maior parte da fragmentação;
- Transformação da matriz natural em matriz antrópica, com implicações negativas para a conectividade das áreas úmidas e para o Pantanal;
- Aumento do contraste (TECI) entre manchas naturais e consolidadas, criando barreiras ao fluxo gênico e ao deslocamento de fauna.

Essa ruptura estrutural afeta especialmente espécies dependentes de grandes áreas contínuas de Cerrado, comprometendo processos ecológicos como dispersão, polinização e ciclos do fogo natural.

O mapa da figura 58 sobrepõem áreas de Formação Savânica (classe 1.2) que é a matriz da paisagem, com as áreas consideradas consolidadas em 2012 conforme o Novo Código Florestal, portanto são áreas que a rigor possuem uma situação de proteção da flora nativa precária, cujo cálculo indicou 190.180,34 ha. (4,85% da BHRC) que poderão ser eventualmente desmatados legalmente. O mapa da figura 56 representa as áreas de Savana localizadas em Áreas de uso consolidado na BHRC.

Figura 56: Savana em Área de Uso consolidado - 2023

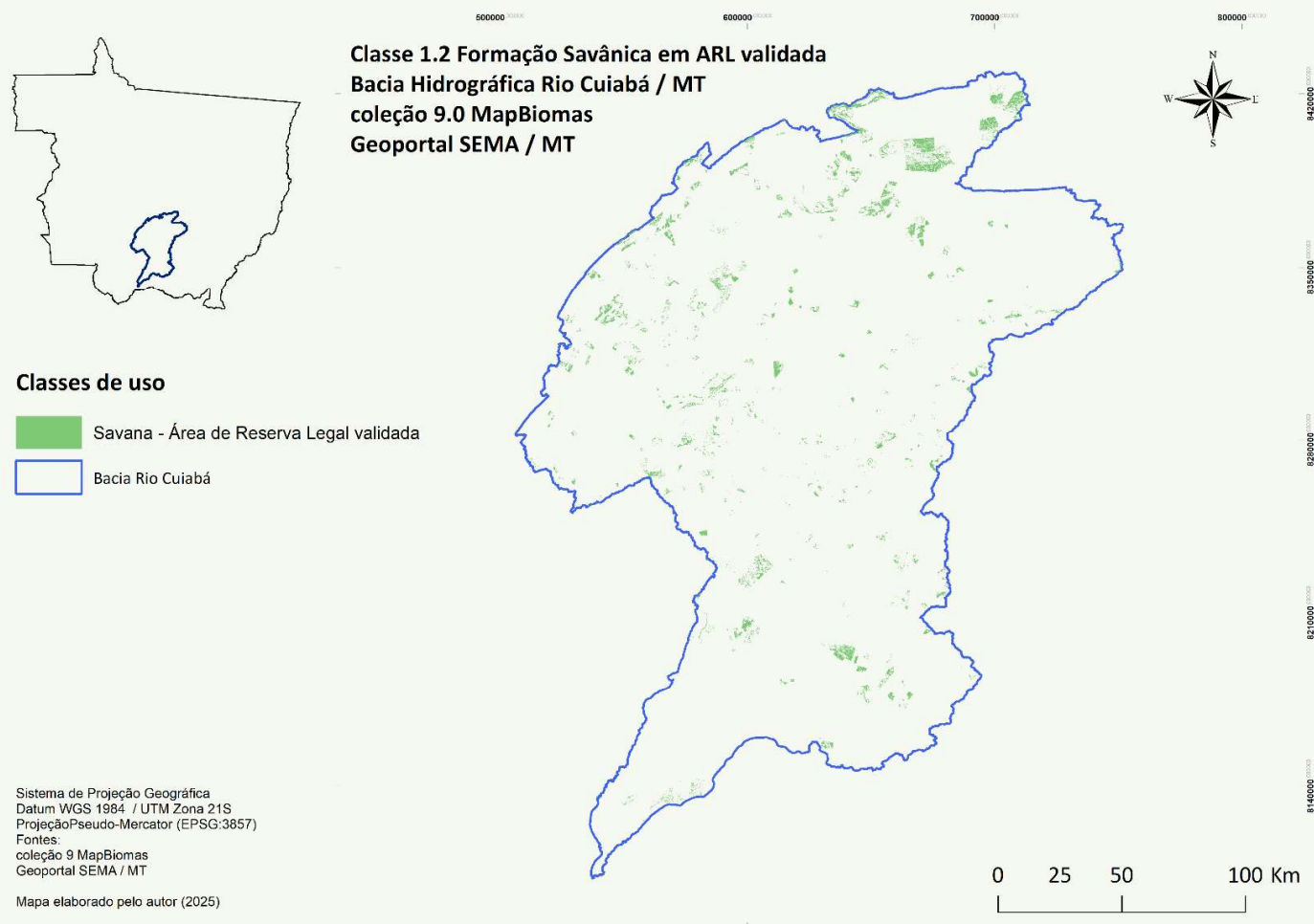


Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomas (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

Um estudo mais aprofundado sobre as áreas de Formação Savânica situadas dentro das propriedades Rurais com CARs validados (reserva legal aprovada) identificou uma situação alarmante sob o ponto

de vista de proteção do Cerrado na BHRC, pois somente 91.996,76 ha. (2,35% da BHRC) estão protegidos atualmente, conforme demonstra o mapa da figura 57.

Figura 57: Formação Savânica em Áreas de Reservas Legais validadas

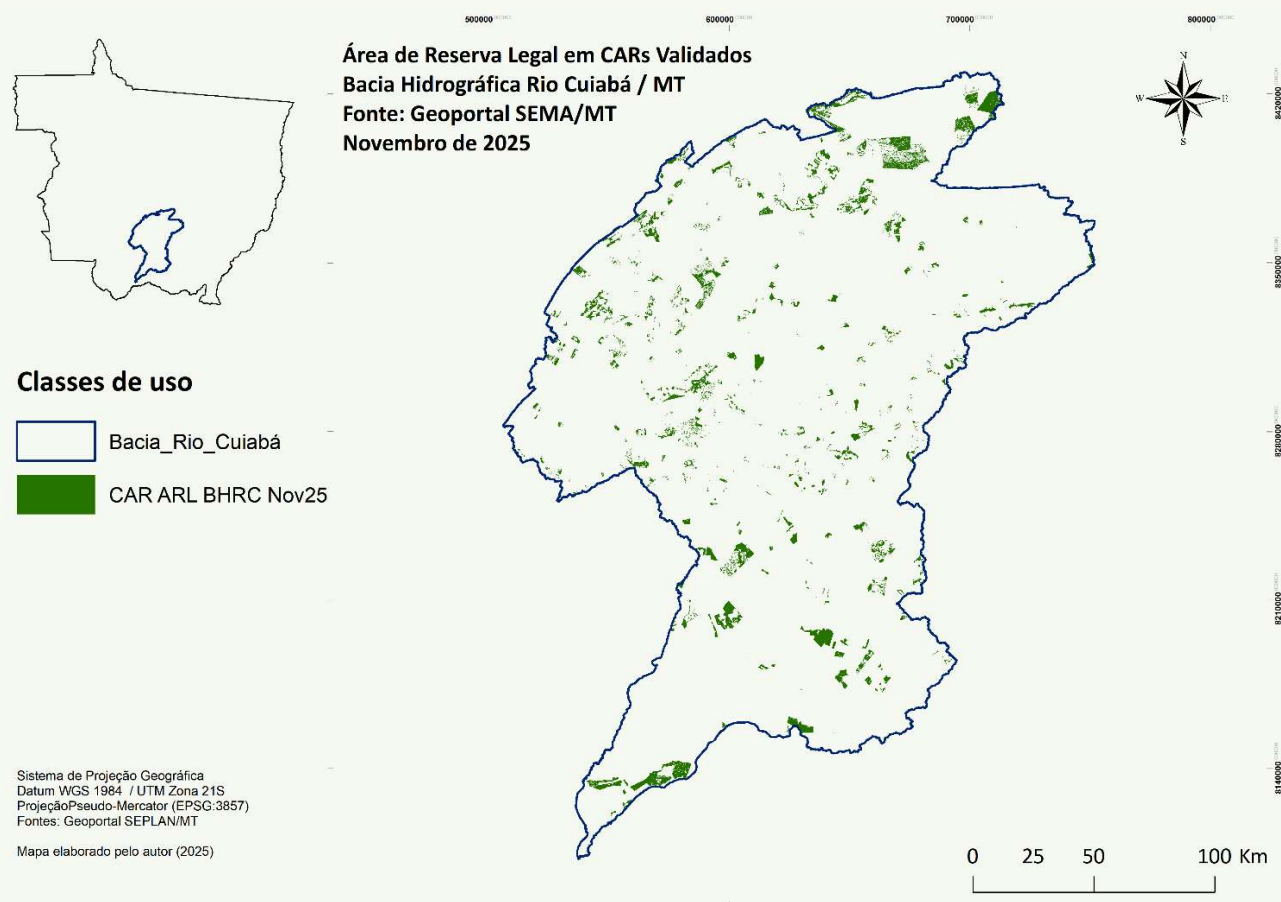


Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomas (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

Um dado surpreendente é que a Área de Reserva Legal de CARs validados perfazem um total de 194.494,94 ha. (4,96% da BHRC), conforme mapa da figura 58, portanto a Savana (classe 1.2) encontra-se em somente 47% das ARLs validadas até 23 de outubro de 2023. A Área de Reserva Legal

Degradada (ARLD) em CARs validados totalizam somente 28,23 ha. Este baixo valor de ARLD indica baixíssimo ou praticamente nulos índices de recuperação de áreas Degradadas na BHRC.

Figura 58: Área de Reserva Legal em CARs validados (outubro de 2023)

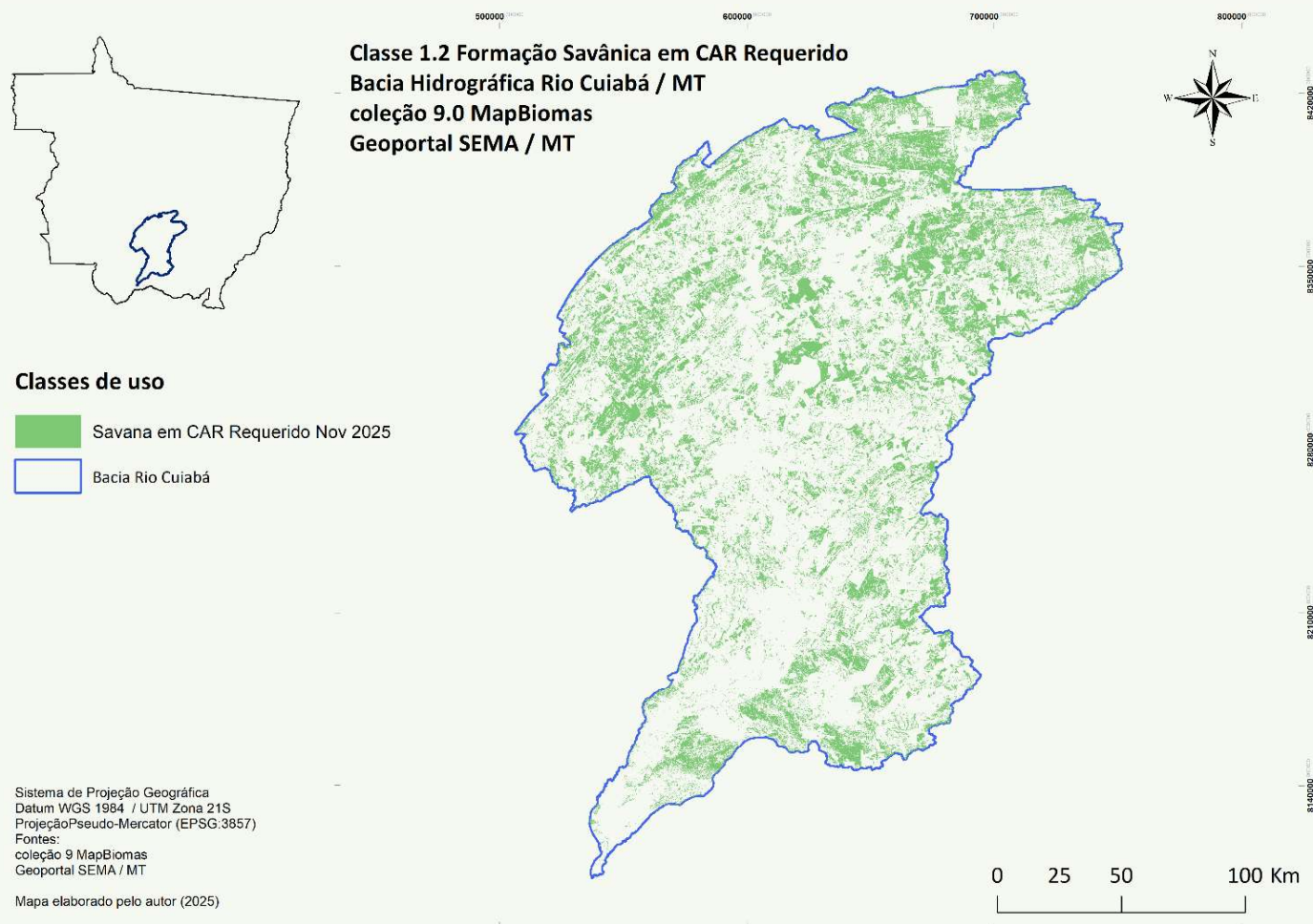


Fonte: Geoportal SEMA - Mapa elaborado pelo autor

Em relação a quantidade de manchas de Savana (classe 1.2) inseridas dentro dos CARs requeridos, perfazem um total de 987.971,25 ha.

(25,20% da BHRC) o que representa 67,37 % de toda a formação Savânica da BHRC, conforme o mapa da figura 59.

Figura 59: Formação Savânica no interior de CARs requeridos



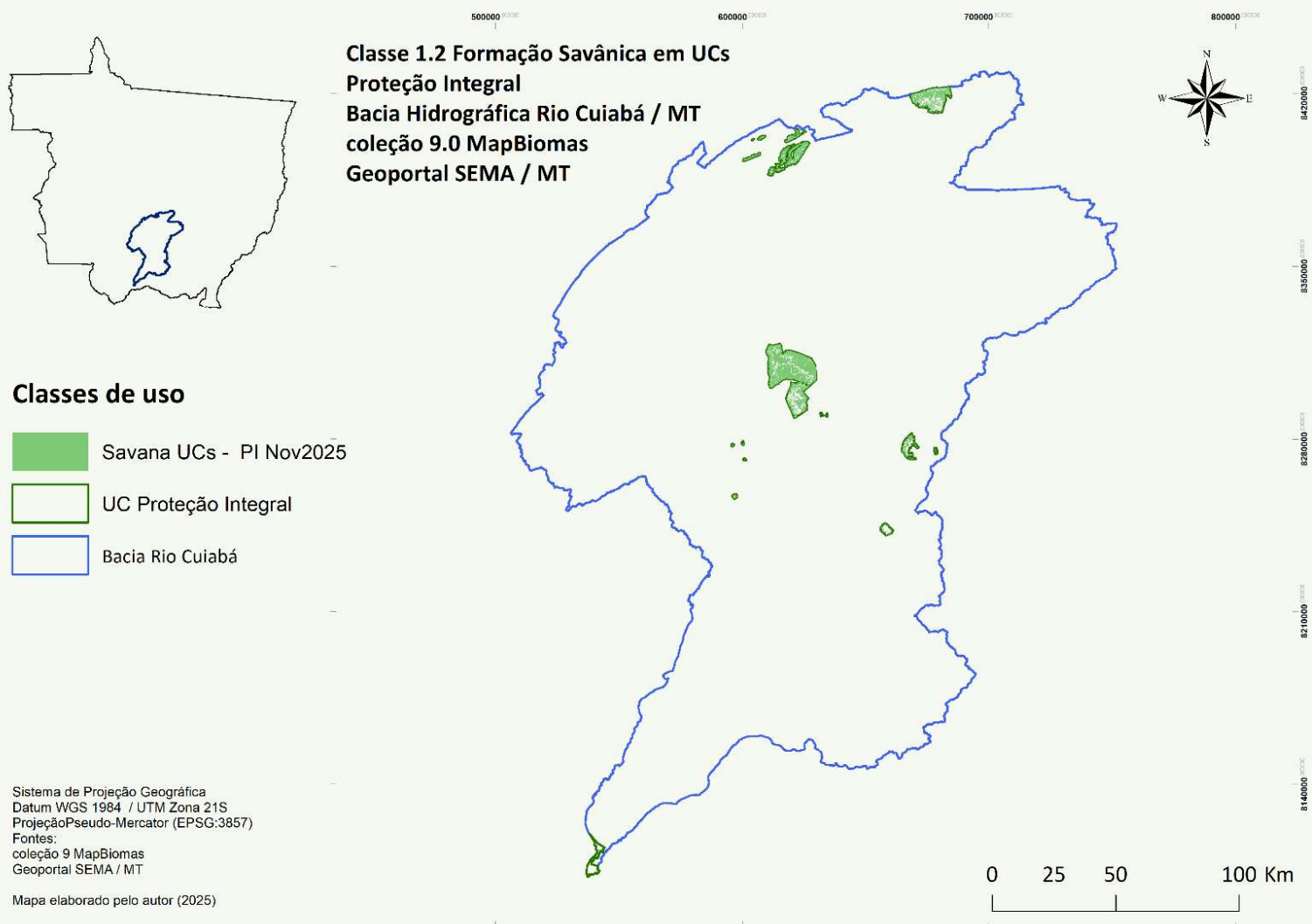
Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomias (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

A análise do sistema de Unidades de conservação na BHRC registra uma cena impactante sob o ponto de vista ecológico. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC - Lei Federal nº 9.985/2000) e o Sistema Estadual de Unidades de Conservação (SEUC - Lei Estadual nº 9.502/2011) de Mato Grosso, são legislações ambientais concorrentes. Importante destacar que a Lei Federal tem como objetivos: conservação da biodiversidade, proteção de espécies ameaçadas, preservação de ecossistemas e dos recursos hídricos e edáficos, recuperação de áreas degradadas, realização de pesquisa e monitoramento, promoção de ações de desenvolvimento sustentável, proteção de populações tradicionais e realização de ações de educação ambiental. O SEUC, por sua vez tem como objetivos: a promoção da regionalização adequando as categorias de Unidades de Conservação às especificidades e necessidades de conservação dos biomas mato-grossenses, a integração das Unidades de Conservação Estaduais, Municipais e Privadas (RPPNs) com as Unidades Federais, implementar a gestão e administração das UCs sob responsabilidade do Governo do Estado (como Parques Estaduais, Reservas Extrativistas Estaduais, etc.) e implementar o ICMS Ecológico distribuindo parte da arrecadação de impostos em função da qualidade ambiental e da área protegida.

Considerando a importância da Formação Savânica para a BHRC, foi realizada uma análise sobrepondo os limites das UCs tanto federais como estaduais e os percentuais existentes desta classe de cobertura vegetal existente no interior das UCs, sejam de Proteção Integral (Parque Nacional de Chapada dos Guimarães, Estação Ecológica Rio da Casaca I e II, Parque Estadual Encontro das Águas, Parque Estadual Gruta da Lago Azul, Parque Estadual Águas do Cuiabá, Parque estadual Massairo Okamura, Parque Estadual Zé Bolo Flô, Parque Estadual Mãe Bonifácia, Parque da Quineira e Monumento Natural Morro de Santo Antônio e parcialmente o Parque Estadual Encontro das Águas) com área total de 60.935,98 hectares, como as de Uso sustentável (Área de Proteção Ambiental da Chapada dos Guimarães, Área de Proteção Ambiental das Cabeceiras do Rio Cuiabá, Área

de Proteção Ambiental Nascentes do Rio Paraguai, Área de Proteção Ambiental da Serra das Araras, Área de Proteção Ambiental do Arica Açú, Reserva Particular do Patrimônio Municipal SESC Pantanal, e as Estradas Parque Poconé / Porto Cercado e Santo Antônio do Leveger / Barão de Melgaço) com área total de 682.805,99 hectares. O mapa da figura 60 retrata as manchas de Savana existentes no interior das UCs de Proteção Integral existentes na BHRC.

Figura 60: Formação Savânica (classe 1,2) em UCs de Proteção Integral



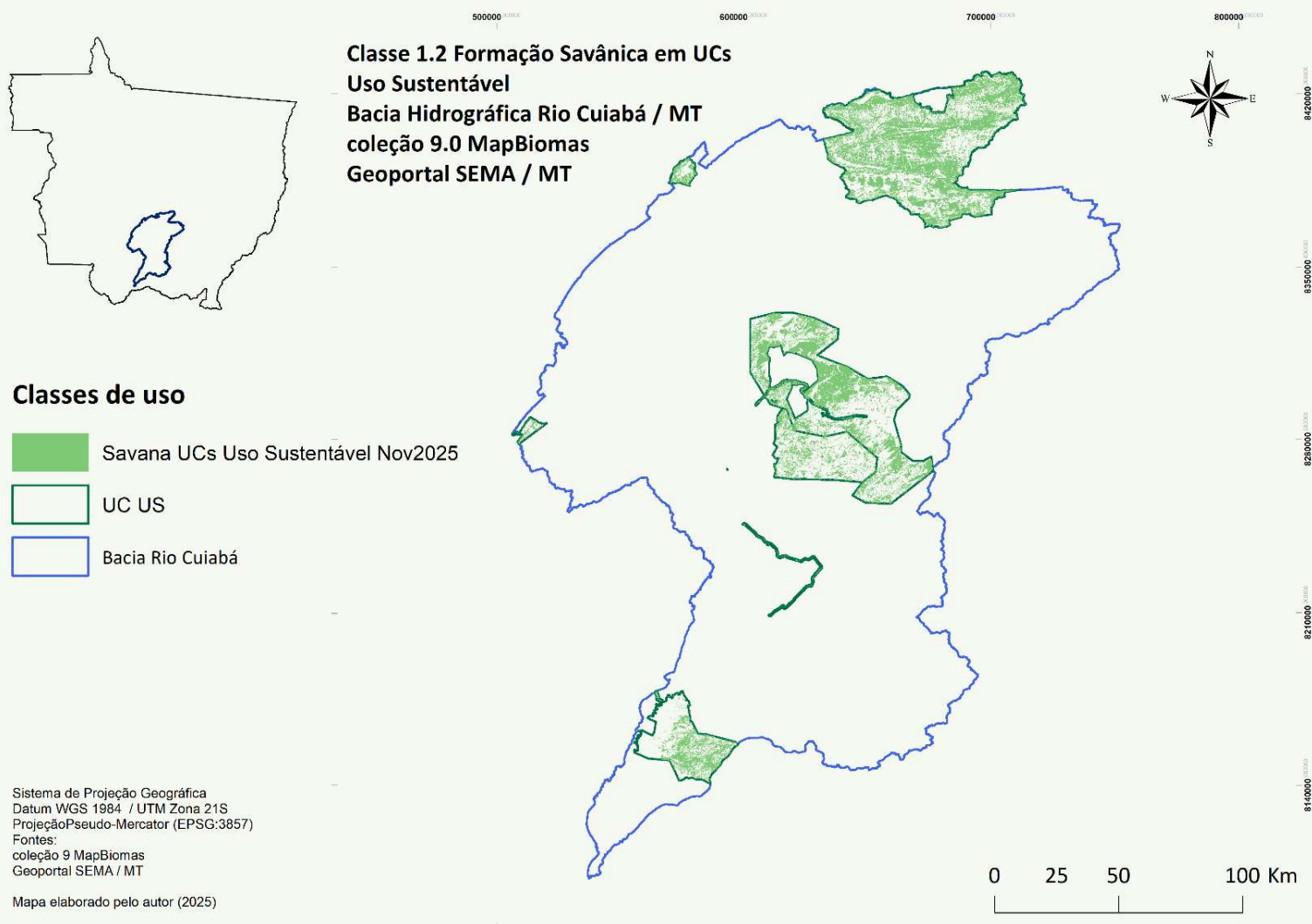
Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomas (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

No interior das UCs de Proteção Integral (Parques, Estações ecológicas e Monumentos Naturais) está localizada apenas 2,88% da formação Savânica no Estado de Mato Grosso, representando 1,08% da área total da BHRC. Este baixo percentual é resultado de uma área muito pequena de UCs de Proteção Integral que não resultam em uma efetiva implementação do Sistema de UCs conforme previsto pelo SNUC e pelo SEUC. Como as UCs estão isoladas entre si, isso significa que não há como garantir a existência de corredores ecológicos somente com a existência dessa categoria de área protegida.

A situação das UCs de Uso Sustentável é um pouco diferente, pois essas Unidades representam 20,76 % da área de Formação Savânica na

BHRC, com uma área de 7,77% do total da área da Bacia Hidrográfica. As Áreas de Preservação Ambiental (APAs) são as grandes responsáveis por esta dimensão de áreas de Savana, porém como são de uso sustentável, dependem de um macrozoneamento de sua área aprovado pelo estado, para que possam regulamentar o uso e a cobertura da Terra, uma vez que a propriedade da Terra é permitida por particulares. Atualmente somente a APA de Chapada dos Guimarães possui um macrozoneamento aprovado através da homologação de seu Plano de Manejo (Lei Estadual nº 9.449 de 19 de outubro de 2010). O mapa da figura 61 retrata as manchas de Savana existentes no interior das UCs de Proteção Integral existentes na BHRC.

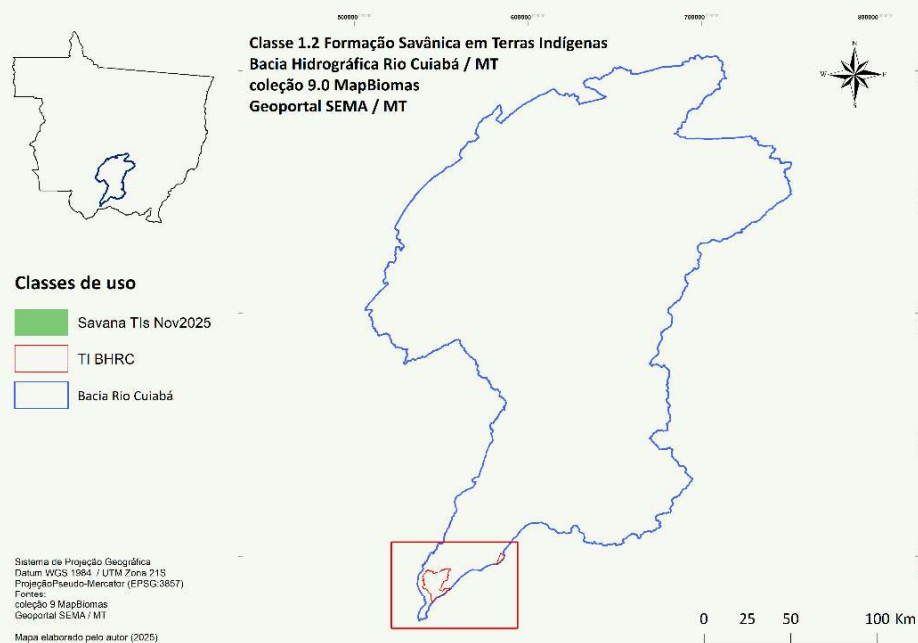
Figura 61: Formação Savânica (classe 1.2) em UCs de Uso Sustentável



Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomas (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

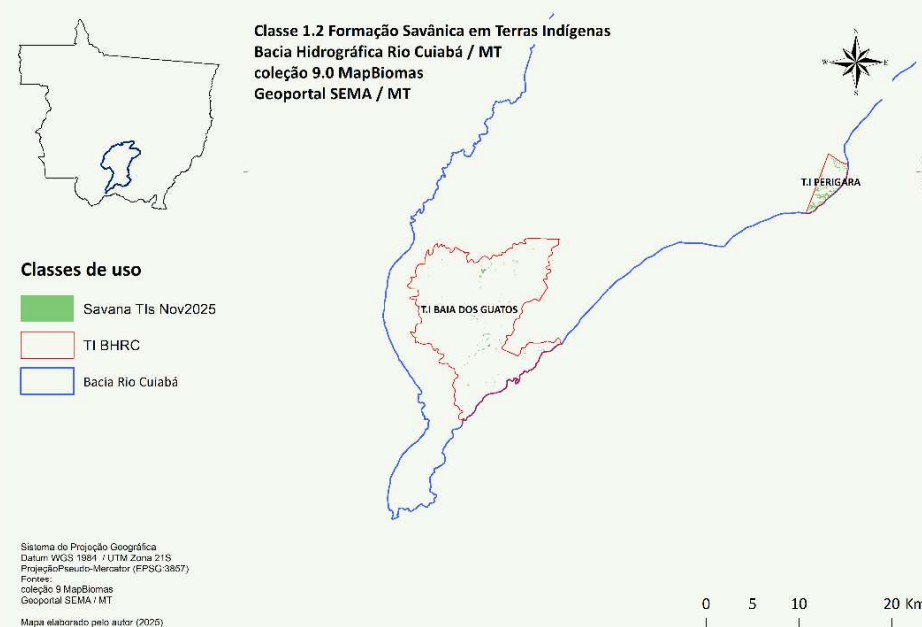
Em relação as Terras Indígenas a situação se configura ainda mais dramática. Na BHRC há duas Terras Indígenas (Tis) localizadas na região da Planície Alagável do Pantanal Matogrossense conforme demonstram os mapas das figuras 62 e 63. Uma no extremo sul da BHRC, a TI Baía dos Guatos com 18.104,14 ha. e a TI Perigara com 1268,57 ha., porém com baixa cobertura vegetal de Formação Savânica (classe 1.2) de apenas 305,27 ha.

Figura 62: Terras Indígenas na BHRC



Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomias (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

Figura 63: TIs Guatos e Perigara



Fonte: Geoportal SEMA / MT e projeto MapBiomias (coleção 9) - Mapa elaborado pelo autor

A tabela 15 é um resumo das áreas e seus respectivos percentuais em relação a área da BHRC e a Formação Savânica, relacionados ao

cruzamento de informações entre os dados disponibilizados no sistema Geoportal62 da SEMA/MT e os dados de Formação Savânica obtidos da

coleção 9 do projeto MapBiomias. O valor nominal e percentual de Formação Savânica (classe 1.2) inseridos no quadro se referem aos valores encontrados em cada classe de área protegida em relação ao total de área de Savana existente no ano de 2023. As pequenas diferenças entre os percentuais da área de formação Savânica obtidos com o programa Fragstats© e os dados obtidos no programa ArcMap 10.1, referem-se a

diferença de processamento entre base de dados em formato raster e dados em formato *shapefile*, conforme abordado no item 3.5 e podem ser estatisticamente desconsiderados.

Tabela 15: Quadro de áreas comparativo Licenciamento Ambiental e Formação Savânica

	Área em hectares	% da BHRC	% Savana 2023
Área Total BHRC	3.920.425,47	100,00%	-
Formação Savânica em 1985	2.266.943,12	57,82%	-
Formação Savânica em 2023	1.466.526,99	37,41%	100%
Área total de uso consolidado 2008	1.115.531,51	28,45%	-
Área Total da Propriedade (ATP) de CARs requeridos	3.746.711,46	95,57%	-
Área Total da Propriedade (ATP) de CARs validados	532.223,64	13,58%	-
Área de Reserva Legal (ARL) em propriedades com CARs validados	194.494,94	4,96%	-
Área de UCs de Uso Sustentável	682.805,99	17,42%	-
Área de UCs de Proteção Integral	60.935,98	1,55%	-
Área de Terras Indígenas	19.372,71	0,49%	-
Formação Savânica em Cars requeridos (outubro de 2025)	987.971,25	25,20%	67,37%
Formação Savânica em Área de uso consolidado	190.180,34	4,85%	12,97%
Formação Savânica em Cars validados (outubro de 2025)	91.996,76	2,35%	6,27%
Formação Savânica em Unidades de Conservação - Uso Sustentável	304.436,76	7,77%	20,76%
Formação Savânica em Unidades de Conservação - Proteção integral	42.200,69	1,08%	2,88%
Formação Savânica em Terra Indígena	305,27	< 0,01%	0,02%

Fonte: Geoportal SEMA/MT e coleção 9 projeto MapBiomias

Conclui-se que as políticas públicas relacionadas a gestão ambiental, como a criação de um Sistema de Unidades de Conservação, a instituição do Novo Código Florestal de 2012 e o Sistema da Cadastro Ambiental Rural instituído e disciplinado em detalhes pela Lei Complementar Estadual nº 592 de 2017, não conseguiram surtir efeitos práticos na proteção da formação Savânica na BHRC. Por fim pode-se concluir; a crise não é apenas ecológica, mas também institucional e territorial.

7.1.2 Implicações para a Hidrologia e Recursos Hídricos

A análise integrada das métricas de composição e configuração revelou que a fragmentação crescente da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) produziu efeitos diretos e indiretos sobre o regime hidrológico e sobre a qualidade dos recursos hídricos. A substituição progressiva das formações nativas, especialmente Savanas e Florestas Estacionais por usos antrópicos, como pastagens e agricultura, resultou na redução da cobertura vegetal contínua, comprometendo processos hidrológicos essenciais como infiltração, recarga de aquíferos, estabilidade de encostas, filtragem de sedimentos e manutenção da vazão de base dos cursos d'água. Conforme apontam Forman e Godron (1986), a organização espacial das manchas influencia o fluxo de energia, matéria e organismos, sendo que a perda de conectividade estrutural compromete as funções ecossistêmicas relacionadas ao ciclo da água.

As métricas analisadas ao longo da série histórica (1985 a 2023), especialmente DIVISION, SPLIT, CONNECT e COHESION, indicam que a BHRC passou por um processo de fragmentação progressiva, associado ao aumento da subdivisão de manchas naturais e à consolidação de grandes matrizes antrópicas. A intensificação desses processos reduz a capacidade do solo de reter e infiltrar água, aumentando o escoamento superficial, a erosão e o assoreamento de corpos hídricos, fenômenos amplamente descritos por Tucci (2004) como consequências clássicas de mudanças no uso da terra em bacias hidrográficas. Este padrão também contribui para

maior variabilidade hidrológica, que foi observada em diversas regiões do Cerrado conforme registrado por Walter et al. (2008), sobretudo em áreas com solos arenosos e forte lixiviação.

O avanço das pastagens, identificado como um dos principais vetores de mudança estrutural da paisagem na BHRC, produz impactos hidrológicos adicionais. O pisoteio do gado provoca compactação do solo, reduzindo a condutividade hidráulica, a infiltração e a recarga dos aquíferos, ao mesmo tempo em que aumenta a geração de enxurradas e carreamento de sedimentos para córregos e rios. Este conjunto de processos contribui para a turbidez, eutrofização e perda da qualidade da água, conforme indicado por Martins et al. (2018) em estudos sobre hidrologia no Cerrado. O uso recorrente do fogo, associado à renovação de pastagens, agrava ainda mais as perdas de matéria orgânica e a impermeabilização superficial, ampliando o ciclo de degradação.

No contexto das áreas úmidas do Pantanal, que compõem a porção inferior da BHRC, a transformação da paisagem na área de cabeceira tem efeitos acumulativos significativos sobre o pulso de inundação, que depende da integridade das áreas de recarga e da manutenção do regime hidrológico natural. Estudos de Assine (2015) e Fantin-Cruz et al. (2011) demonstram que a hidrologia pantaneira é extremamente sensível a alterações na bacia de contribuição, reforçando a necessidade de manejo integrado e conservação das formações savânicas e florestais na porção alta do Rio Cuiabá.

A análise espacial do Cadastro Ambiental Rural (CAR) e das áreas consolidadas confirmou que grande parte da vegetação nativa remanescente encontra-se pressionada por usos agropecuários, inclusive em áreas legalmente protegidas, como Unidades de Conservação e Áreas de Preservação Permanente (APPs). A sobreposição entre manchas de Savana e áreas consolidadas dentro de UCs, bem como a elevada proporção de APPs com CAR validado e uso agropecuário, indicam forte erosão da função reguladora dessas áreas, cuja finalidade, conforme o

Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), é proteger recursos hídricos, estabilizar margens e conservar a biodiversidade.

Em síntese, os resultados demonstram que a fragmentação observada na BHRC não é apenas um fenômeno ecológico, mas sobretudo hidrológico. A perda de coesão da paisagem compromete a segurança hídrica da região, reduzindo a resiliência frente a eventos climáticos extremos e afetando diretamente o abastecimento humano, a agricultura, a pecuária e o equilíbrio hidrodinâmico do Pantanal. A manutenção da água, enquanto elemento estruturante de paisagens e sociedades, depende diretamente da capacidade de restaurar e proteger áreas naturais estratégicas, em especial zonas ripárias, nascentes, áreas de recarga e fragmentos conectores que sustentam a dinâmica hidroecológica do território.

7.1.3 Conclusão da Qualidade do Habitat e Sustentabilidade

A análise diacrônica da estrutura da paisagem na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), realizada ao longo de quase quatro décadas (1985 a 2023), demonstra que o território passou por um processo profundo de transformação ambiental, marcado por fragmentação crescente, perda de conectividade ecológica, simplificação estrutural da matriz e intensificação dos efeitos de borda. Esses fatores, em conjunto, revelam um declínio progressivo na qualidade do habitat, afetando diretamente a sustentabilidade ecológica e hídrica da região.

Os resultados obtidos a partir das métricas de composição e configuração como NP, LPI, COHESION, CONNECT, DIVISION, SPLIT, MESH, IJI, AI e CWED, evidenciaram que a expansão das atividades antrópicas, principalmente a pastagem e, em menor escala, a agricultura mecanizada, foi o principal vetor de modificação da paisagem. A conversão de grandes extensões de Savana e em menor intensidade de formações florestais, resultou em uma paisagem mais fragmentada, com manchas menores,

mais isoladas e mais vulneráveis aos efeitos de borda (Forman; Godron, 1986; Fahrig, 2003).

A Savana, cobertura dominante da BHRC e elemento-chave para a estabilidade ecológica da bacia sofreu expressiva redução de área, acompanhada do aumento significativo no número de manchas, indicando um padrão típico de fragmentação (Walter et al., 2008). Por sua vez, a classe Pastagem expandiu-se de forma contínua, conformando matrizes homogêneas e de alto contraste, que dificultam o fluxo de organismos, ampliam a permeabilidade seletiva da paisagem e reduzem a resiliência ecológica, conforme destacado por McGarigal e Marks (1995). As áreas úmidas, essenciais para a funcionalidade hidrológica da bacia e para a conexão com o Pantanal também apresentaram declínio no número de manchas, sugerindo consolidação de corpos hídricos e possível impacto hidrológico cumulativo (Assine, 2015; Fantin-Cruz et al., 2011).

A qualidade do habitat, portanto, apresentou tendência de declínio, marcada pela redução da coesão, pelo aumento da subdivisão e pela perda da estrutura contínua de corredores ecológicos naturais. Esses padrões, reconhecidos pela literatura da ecologia da paisagem como indicadores de estresse ambiental, aumentam a vulnerabilidade das populações, comprometem o fluxo gênico e ampliam o risco de extinção local, conforme discutido nas teorias de Metapopulações (Levins, 1969) e Biogeografia de Ilhas (MacArthur; Wilson, 1967).

Do ponto de vista da sustentabilidade social, os impactos são igualmente expressivos. A conversão da cobertura vegetal reduziu a capacidade da paisagem de manter serviços ecossistêmicos fundamentais como a regulação hídrica, o controle da erosão, a estabilidade geomorfológica, a ciclagem de nutrientes e a manutenção dos habitats aquáticos. A intensificação da compactação do solo, do escoamento superficial e da erosão em áreas antropizadas constitui um risco crescente para a segurança hídrica da BHRC, afetando diretamente o Rio Cuiabá e, de maneira ampliada, o Pantanal Mato-Grossense (Tucci, 2004; Martins et al., 2018). A avaliação final indica que a sustentabilidade da BHRC está

comprometida, mas não irremediavelmente perdida. Os resultados demonstram que ainda existem áreas naturais contínuas suficientes para sustentar processos ecológicos essenciais, desde que sejam adotadas estratégias integradas de conservação, restauração e planejamento territorial. A recuperação da conectividade ecológica, a proteção de remanescentes-chave, a restauração funcional de corredores, a recomposição das APPs e a gestão sustentável da matriz produtiva são elementos indispensáveis para reverter o quadro atual.

Conclui-se, portanto, que a BHRC encontra-se em um ponto crítico, no qual a continuidade das tendências observadas poderá levar a perdas irreversíveis na biodiversidade e no regime hidrológico. Por outro lado, a adoção das recomendações propostas neste estudo, fundamentadas na ecologia da paisagem, na gestão adaptativa e no ordenamento territorial sustentável, oferece uma oportunidade concreta para restaurar a qualidade do habitat e assegurar a sustentabilidade ecológica e hídrica da bacia no longo prazo.

7.2 Recomendações para Planejamento Territorial e Conservação

A análise integrada da estrutura da paisagem da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) entre 1985 e 2023 revela um quadro de fragmentação crescente, redução da conectividade ecológica e substituição das formações naturais por usos antrópicos de média e alta intensidade, especialmente pastagem e agricultura. Diante desse cenário, torna-se imprescindível estabelecer diretrizes de planejamento territorial e estratégias de conservação que assegurem a manutenção dos processos ecológicos fundamentais e garantam a sustentabilidade hídrica e ecológica da BHRC.

As recomendações a seguir estruturam-se em três eixos estratégicos: proteção, restauração e planejamento territorial integrado, fundamentados na Ecologia da Paisagem, nas legislações ambientais brasileiras e nas melhores práticas de manejo ambiental.

7.2.1 Proteção e salvaguarda dos remanescentes naturais

A manutenção das formações naturais (Savana, Floresta Estacional, Campos Alagáveis e Áreas Úmidas associadas ao Pantanal) constitui a principal barreira contra o colapso dos serviços ecossistêmicos que sustentam a BHRC. Recomenda-se:

- **Ampliação de Unidades de Conservação e RPPNs:** A proteção legal de áreas de maior valor ecológico reduz a perda de habitat, assegura conectividade e minimiza a pressão por conversão. Estudos demonstram que fragmentos maiores exibem maior resiliência ecológica (MaCarthur; Wilson, 1967; Primack; Rodrigues, 2001);
- **Fortalecimento das APPs e Reservas Legais:** A recomposição e a proteção das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo dos cursos d'água e encostas são fundamentais para reduzir sedimentação, restaurar corredores ripários e melhorar a qualidade da água (Tucci, 2004). As Reservas Legais, quando conectadas a APPs, funcionam como redes ecológicas críticas para a manutenção do fluxo gênico;
- **Criação de Zonas de Amortecimento:** Buffers ao redor de fragmentos estratégicos reduzem a intensidade dos efeitos de borda, especialmente em formações savânicas sensíveis ao fogo e à compactação do solo (Walter et al., 2008).

7.2.2 Restauração ecológica e reconexão da paisagem fragmentada

A fragmentação demonstrada pelas métricas NP, CONNECT, SPLIT e COHESION exige ações de recomposição ecológica para restabelecer fluxos biológicos e hidrológicos.

- **Estabelecimento de Corredores Ecológicos:** Corredores restaurados entre manchas naturais promovem o fluxo gênico, reduzem o isolamento e ampliam a viabilidade populacional de espécies (Forman; Godron, 1986). Na BHRC, corredores ripários são prioritários por articularem Cerrado e Pantanal;
- **Implementação de “Stepping Stones”:** Pequenos fragmentos restaurados funcionam como pontos de apoio ecológico, especialmente para espécies com baixa capacidade de deslocamento (Fischer; Lindenmayer, 2007);
- **Restauração da Matriz Produtiva:** A adoção de sistemas como ILPF (Integração Lavoura-Pecuária-Floresta) reduz o contraste entre manchas e melhora a permeabilidade da paisagem (Brasil, MAPA, ABC+). Essa estratégia atenua a pressão sobre remanescentes naturais e reduz o risco de incêndios;
- **Restauração ativa de fragmentos degradados:** Inclui o manejo de fogo, controle de espécies invasoras, plantio de espécies nativas e condução da regeneração natural, fundamentais para recompor a resiliência

ecológica da Savana e das Florestas Estacionais (Martins et al., 2018).

7.2.3 Planejamento territorial integrado e governança ambiental

Uma paisagem sustentável depende da integração entre instrumentos urbanísticos, rurais e ambientais.

- **Inserção da Ecologia da Paisagem nos instrumentos de gestão:** Os Planos Diretores, Planos de Bacia Hidrográfica e Zoneamentos Ecológico-Econômicos devem incorporar métricas de conectividade, fragmentação e vulnerabilidade ambiental (MMA, 2011). A BHRC carece de diretrizes explícitas voltadas à conectividade;
- **Ordenamento da expansão urbana:** A expansão urbana registrada nas métricas LPI e NP deve ser acompanhada de critérios ambientais rígidos, priorizando adensamento planejado e infraestrutura verde (Benedict; McMahon, 2006);
- **Fiscalização ambiental e CAR validado:** A análise espacial do Cadastro Ambiental Rural (CAR) demonstra que grande parcela da BHRC possui áreas consolidadas em desconformidade com o Código Florestal. O fortalecimento da validação do CAR é essencial para garantir que APPs e RLs exerçam sua função ecológica;
- **Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA):** Instrumentos econômicos ajudam a alinhar interesses produtivos e conservacionistas. A

adoção de PSA pode estimular práticas sustentáveis em áreas críticas para recarga hídrica, biodiversidade e conectividade;

- **Planejamento de infraestrutura de baixo impacto:** A implementação de passagens de fauna, pontes ecológicas, canalizações inteligentes e drenagem sustentável reduz a mortalidade de fauna e preserva o funcionamento hidrológico, mitigando fragmentação adicional (Clevenger; Waltho, 2000).

7.2.4 Recomendações específicas para a sustentabilidade hídrica

A hidrologia é o eixo estruturante da BHRC e fundamento para sua sustentabilidade ecológica (Assine, 2015). Recomenda-se:

- Reforço na proteção de nascentes, cabeceiras e áreas úmidas;
- Restauração das matas ciliares em toda a rede de drenagem;
- Controle rigoroso de incêndios e manejo adaptativo do fogo;
- Monitoramento sistemático de qualidade e quantidade da água.

A integridade hídrica depende diretamente da manutenção da vegetação nativa e da redução dos processos de fragmentação.

7.3 Diretrizes para a Gestão do Espaço Regional

A gestão territorial da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) deve articular princípios ecológicos, socioeconômicos e institucionais, de modo a garantir que o desenvolvimento regional ocorra sem comprometer

a integridade funcional dos ecossistemas que sustentam a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. A análise realizada nesta pesquisa demonstrou que a região apresenta tendências marcantes de fragmentação, aumento do contraste entre manchas, perda de conectividade e pressão crescente sobre os recursos hídricos. Diante desse cenário, a consolidação de diretrizes para o planejamento regional torna-se indispensável para orientar políticas públicas, decisões de uso da terra e estratégias de conservação.

As diretrizes abaixo sintetizam princípios fundamentais a serem incorporados pelos municípios e Estado, articulando Ecologia da Paisagem, planejamento territorial e sustentabilidade hidroambiental.

7.3.1 Governança Territorial Integrada e Multiescalar

A BHRC, por integrar ambientes de planalto, depressão e planície, exige um modelo de governança que ultrapasse os limites administrativos. Comitês de bacia, consórcios intermunicipais e instrumentos de gestão compartilhada devem assumir papel central no planejamento regional. A integração de políticas entre municípios é essencial para lidar com problemas que se manifestam à escala regional, como assoreamento, incêndios, expansão urbana e degradação de APPs. O Estatuto da Metrópole (Lei 13.089/2015) estabelece que processos territoriais interconectados exigem instrumentos de governança interfederativa, reforçando a necessidade de uma gestão ambiental integrada na BHRC (Brasil, 2015).

7.3.2 Ordenamento Territorial Baseado em Funções Ecológicas

O território deve ser organizado segundo suas funções ambientais e ecológicas, não apenas segundo atividades econômicas já instaladas. A Ecologia da Paisagem demonstra que cada unidade territorial possui diferentes capacidades de suporte, influenciando processos como

conectividade, fluxo hídrico, dispersão de espécies e estabilidade do habitat (Forman; Godron, 1986).

Recomenda-se:

- Mapeamento e delimitação de Zonas de Relevância Ecológica, considerando métricas como COHESION, CONNECT, NDCA e DIVISION;
- Proteção de feições fundamentais para o equilíbrio hidrológico, como nascentes, veredas, cursos d'água, áreas úmidas e zonas de recarga;
- Inclusão de critérios de fragilidade ecológica no Zoneamento Ecológico-Econômico e nos Planos Diretores;

Essa abordagem está alinhada às orientações do MMA para zoneamentos ambientais regionais (MMA, 2011).

7.3.3 Integração entre Planejamento Urbano, Rural e Ambiental

O crescimento urbano observado nas últimas décadas ocorre sem coordenação com os processos ecológicos e sem instrumentos eficazes de controle de expansão. A incorporação da Ecologia da Paisagem ao planejamento urbano permite reduzir impactos relacionados à impermeabilização, à supressão de APPs e ao efeito barreira nas margens fluviais.

A recomendação inclui:

- Criação de infraestruturas verdes e azuis, como corredores urbanos, parques lineares, jardins de chuva, sistemas unificados de drenagem sustentável (SUDS);

- Limitação da expansão difusa por meio de anéis verdes e zonas de amortecimento;
- Revisão dos Planos Diretores Municipais com inclusão de métricas de paisagem para orientar formas urbanas sustentáveis (Tucci, 2004; Benedict; McMahon, 2006).

7.3.4 Manejo Sustentável das Atividades Agropecuárias

A pecuária, principal vetor de conversão da Savana na BHRC, deve ser ordenada com base em práticas que reduzam a fragmentação e o contraste entre manchas. A substituição da vegetação nativa por pastagens e cultivos extensivos gerou perda de conectividade ecológica, aumento de densidade de borda e intensificação dos efeitos de fogo e compactação do solo.

Diretrizes recomendadas:

- Incentivar a adoção de sistemas ILPF (Integração Lavoura-Pecuária-Floresta), reduzindo o contraste paisagístico (FAHRIG, 2003);
- Implementar práticas de manejo de solo para reduzir erosão, assoreamento e compactação;
- Criar programas de apoio à adequação ambiental via CAR e recomposição de RL e APP;
- Promover políticas de baixo carbono, articuladas ao Plano ABC+ (MAPA, 2021).

7.3.5 Recuperação da Conectividade Ecológica e Hidrológica

As métricas analisadas revelam fragmentação crescente, mudanças na coesão, aumento da subdivisão e redução de áreas centrais,

especialmente nas formações savânicas e na rede hídrica. A recuperação da funcionalidade ecológica da BHRC passa necessariamente pela restauração da conectividade.

Recomenda-se:

- Implantar corredores ecológicos entre Savanas, Florestas Estacionais e Áreas Úmidas;
- Estabelecer stepping-stones para espécies de baixa mobilidade;
- Restaurar matas ciliares em conformidade com o Código Florestal;
- Reconectar áreas drenantes e corredores ripários prioritários;
- Essas intervenções são essenciais para recompor o fluxo gênico e restaurar processos ecológicos (Martins et al., 2018).

7.3.6 Monitoramento Ambiental Contínuo e Sistemas de Informação Territorial

A dinâmica da BHRC exige a implementação de um sistema de monitoramento contínuo, baseado em geotecnologias, métricas de paisagem e análises multitemporais. A periodicidade do MapBiomass e o uso de ferramentas como Fragstats© e MapAlgebra demonstraram grande potencial para orientar políticas públicas.

Diretrizes incluem:

- Criação de um Observatório da Paisagem da BHRC, integrando bancos de dados de uso da terra, hidrologia e biodiversidade;

- Atualização permanente das métricas estruturais (LSI, NP, PD, COHESION, CONNECT);
- Incorporação dos resultados em processos de licenciamento, fiscalização e planejamento.

Essa abordagem está em consonância com recomendações internacionais de planejamento ecológico baseado em evidências (Montgomery, 2020).

7.3.7 Proteção, Educação Ambiental e Participação Social

A gestão territorial sustentável depende do engajamento das populações locais, proprietários rurais e instituições públicas. A participação social fortalece a governança e aumenta a efetividade de políticas ambientais.

Recomenda-se:

- Programas permanentes de educação ambiental voltados à conservação de APPs, prevenção de incêndios e uso sustentável da água;
- Pactos socioambientais entre municípios, setor produtivo e sociedade civil;
- Mecanismos de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) para incentivar produtores que mantêm vegetação nativa.
- Diretrizes de Gestão, Manejo e Planejamento com Base no LPI.

Experiências internacionais demonstram que sistemas participativos de governança ampliam a eficácia da gestão ambiental (Ostrom, 1990).

As recomendações sobre a implementação destas diretrizes podem ser realizadas em três escalas:

- (i) Paisagem;
- (ii) Conectividade ecológica;
- (iii) Governança territorial e
- (iv) Instrumentos públicos.

7.4 Recomendações de Utilização da Metodologia

A metodologia empregada neste estudo, fundamentada na combinação de séries históricas de uso e cobertura da terra (MapBiomias Coleção 9), geoprocessamento (ArcGIS 10.1© e MapAlgebra) e métricas da Ecologia da Paisagem geradas pelo software Fragstats©, demonstrou elevada capacidade de revelar padrões espaciais complexos, permitindo interpretar a dinâmica estrutural da BHRC ao longo de quase quatro décadas. A abordagem mostrou-se robusta, replicável e adequada para análises multitemporais em escalas regionais, mas também revelou limites e necessidades de aperfeiçoamento que devem orientar pesquisas futuras e o monitoramento contínuo da região.

Em primeiro lugar, recomenda-se a continuidade da utilização de séries históricas do MapBiomias para estudos diacrônicos, dada sua consistência metodológica e sua padronização nacional, que permitem comparações entre diferentes bacias e regiões do país. No entanto, apesar da qualidade crescente do mapeamento automático por classificação supervisionada, algumas classes, especialmente as associadas a áreas úmidas, cursos temporários e mosaicos agropecuários, podem apresentar incertezas espaciais. Dessa forma, faz-se necessária a adoção combinada de validação em campo, uso de imagens de alta resolução (Planet®, WorldView®, Sentinel-2 SR), e análises complementares baseadas em

séries temporais espectrais (por exemplo, NDVI, EVI, NDWI), a fim de aprimorar a precisão das interpretações (Souza et al., 2020).

Do ponto de vista das métricas da paisagem, o Fragstats© se mostrou adequado e suficientemente sensível para identificar padrões de fragmentação, conectividade, forma, contraste e diversidade. Entretanto, recomenda-se que estudos futuros incorporem:

- (a) métricas funcionais, relacionadas ao movimento de espécies e fluxo hidrológico;
- (b) análises de resistência e conectividade baseada em grafos (Conefor, Linkage Mapper);
- (c) simulações preditivas de mudança do uso da terra (modelos CA-Markov ou Dinamica EGO).

Essas abordagens permitiriam não apenas descrever a paisagem, mas também projetar cenários futuros, subsidiando decisões estratégicas para a gestão territorial (McGarigal; Marks, 1995; Leitão et al., 2006). Outro aspecto metodológico importante refere-se ao uso de dados raster. A resolução espacial de 30 metros empregada pelos sensores utilizados pelo MapBiomias é adequada para análises regionais, porém limita a identificação de feições estreitas ou pequenas (APPs ripárias, corixos, veredas, lagos pequenos, cursos sazonais). Para superar essa limitação, sugere-se a integração com modelos digitais de terreno (ASTER, SRTM, ALOS PALSAR), delineamento hidrológico detalhado e segmentação de microbacias, fortalecendo a capacidade de explicar processos hidrológicos e ecológicos associados às transformações espaciais observadas.

Adicionalmente, recomenda-se que o tratamento metodológico seja progressivamente incorporado à rotina institucional dos municípios e órgãos ambientais da BHRC, por meio da criação de um sistema regional de monitoramento da paisagem, com métricas atualizadas, dados validados e integração direta com o planejamento territorial. Tal recomendação vai ao encontro das diretrizes contemporâneas da Ecologia da Paisagem, que

ênfatisam o monitoramento contínuo como ferramenta indispensável para o manejo adaptativo e a governança ambiental (Turner; Gardner, 2015).

Por fim, é recomendável que as metodologias de análise espacial adotadas neste estudo sejam incorporadas aos processos decisórios públicos, especialmente na elaboração de Planos Diretores Municipais, Zoneamentos Ecológico-Econômicos e Planos de Bacia Hidrográfica. A capacidade de traduzir métricas da paisagem em indicadores de gestão tais como fragmentação crítica, conectividade mínima, coesão estrutural ou risco hidrológico, fortalece a tomada de decisão baseada em evidências, promovendo um planejamento ambiental mais robusto e eficaz.

A análise da estrutura da paisagem realizada neste estudo mostrou-se essencial para a compreensão integrada da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC) sob a perspectiva ecológica. Embora ainda demande aprofundamentos por meio de estudos de campo e análises específicas sobre processos bióticos e abióticos, essa abordagem fornece uma base sólida para interpretar a composição e a configuração espacial da paisagem, constituindo-se em um instrumento estratégico para orientar propostas de ordenamento territorial e políticas de gestão ambiental.

A metodologia derivada da Ecologia da Paisagem consolida-se, assim, como um arcabouço analítico capaz de materializar, em linguagem técnico-científica, objetivos que remontam aos precursores do pensamento ambiental e territorial. Autores como Alexander von Humboldt (1769-1859), Frederick Law Olmsted (1822-1903), Ebenezer Howard (1850-1928), Patrick Geddes (1854-1932), Nicolas Forestier (1861-1930), Peter Hall (1932-2017) e Ian McHarg (1920-2001) já defendiam, cada um a seu modo, a necessidade de integrar o meio natural às decisões de planejamento. Apesar de atuarem em períodos dominados pelo otimismo industrial e pelo entendimento da natureza como recurso inesgotável, esses pensadores anteciparam princípios sistêmicos, como interdependência, conectividade, multifuncionalidade e limites ecológicos, que hoje constituem o núcleo das ferramentas contemporâneas de análise espacial.

Assim, a aplicação das métricas de paisagem à BHRC representa não apenas um avanço metodológico, mas também a continuidade histórica de uma visão sistêmica que reconhece a centralidade dos processos naturais para o desenvolvimento socioeconômico sustentável. Essa leitura integrada reforça que a conservação das estruturas ecológicas não é um obstáculo ao desenvolvimento, mas sim condição necessária para sua permanência e resiliência frente às mudanças ambientais globais. As cidades contemporâneas enfrentam desafios sem precedentes diante das mudanças climáticas globais, que intensificam pressões sobre os sistemas ecológicos essenciais à manutenção da vida. A necessidade de conciliar desenvolvimento urbano com a preservação dos processos naturais torna-se cada vez mais urgente, sobretudo em regiões de alta biodiversidade, como o Brasil. Nesse contexto, este estudo busca contribuir para o avanço do conhecimento e para a aplicação de ferramentas analíticas capazes de apoiar estratégias de sustentabilidade ambiental, oferecendo subsídios técnicos e científicos que orientem o planejamento territorial e a gestão integrada da paisagem em cenários de crescente complexidade socioambiental.

7.5 Considerações finais

A presente dissertação teve como objetivo analisar as transformações da paisagem e suas implicações para a sustentabilidade ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá (BHRC), no período compreendido entre 1985 e 2023. Fundamentada nos princípios da Ecologia da Paisagem, do Planejamento Ambiental e da Análise Espacial, a pesquisa buscou compreender de que forma o avanço do agronegócio, a urbanização e as alterações no uso da terra influenciaram a estrutura e a funcionalidade ecológica da bacia.

O Capítulo 1 apresentou o referencial teórico, discutindo a evolução dos conceitos de paisagem, território e sustentabilidade e o papel histórico da ecologia e do urbanismo na construção de abordagens

integradas de planejamento. Foram revisitadas contribuições clássicas de autores como Olmsted, Geddes, McHarg e Odum, que consolidaram a ideia de que a paisagem deve ser compreendida como um sistema dinâmico e interdependente entre o ambiente natural e a ação humana. Essa base conceitual sustentou toda a estrutura metodológica e interpretativa do estudo.

O Capítulo 2 caracterizou a Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, contextualizando-a geográfica, hidrológica e socioeconomicamente. A BHRC foi apresentada como uma região de alta relevância ecológica e estratégica, inserida entre os biomas Amazônia, Cerrado e Pantanal. O texto destacou os impactos da urbanização, da expansão agropecuária e da instalação do Aproveitamento Múltiplo de Manso (APM Manso) sobre os ecossistemas locais, evidenciando conflitos de uso e a crescente pressão sobre os recursos hídricos.

O Capítulo 3 estabeleceu os procedimentos metodológicos e apresentou as métricas de paisagem utilizadas para quantificar e interpretar as mudanças estruturais ocorridas na bacia. O uso do software Fragstats© e da base MapBiomas (Coleção 9), combinado a técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto, permitiu analisar a dinâmica espacial de cobertura e uso da terra em intervalos quinquenais, de 1985 a 2023. A metodologia demonstrou rigor técnico e consistência, permitindo uma leitura quantitativa e comparável da paisagem ao longo do tempo.

O Capítulo 4 detalhou o processamento dos dados geoespaciais, a padronização das classes temáticas e a elaboração dos mapas de cobertura e uso da terra. Essa etapa consolidou o banco de dados espacial da BHRC, possibilitando a mensuração precisa das áreas ocupadas por formações naturais, pastagens, agricultura, silvicultura, mineração e áreas urbanas. Os mapas e tabelas resultantes constituíram a base para a análise estatística e visual das transformações observadas.

O Capítulo 5 apresentou os resultados quantitativos das métricas de composição e configuração da paisagem, evidenciando um processo

contínuo de fragmentação e substituição de ecossistemas naturais por usos antrópicos. As formações savânicas e florestais apresentaram retração significativa, enquanto pastagens e agricultura mecanizada expandiram-se de forma expressiva, sobretudo a partir dos anos 2000. As métricas de borda, forma e área central demonstraram o aumento da complexidade e da irregularidade espacial, indicando a perda de conectividade ecológica e a degradação ambiental progressiva.

O Capítulo 6 discutiu de forma integrada os resultados, relacionando as métricas obtidas com os conceitos de sustentabilidade, planejamento ecológico e gestão territorial. Constatou-se que a BHRC apresenta uma paisagem altamente fragmentada, dominada por matrizes produtivas homogêneas, o que reduz a resiliência ecológica e compromete a oferta de serviços ambientais. O uso das métricas e dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs) foi essencial para identificar padrões espaciais críticos, subsidiando propostas de restauração ecológica e reconectividade de habitats.

Os resultados obtidos confirmam que as transformações da paisagem na Bacia do Rio Cuiabá refletem um modelo de desenvolvimento territorial predominantemente econômico e pouco integrado às dimensões ambientais. O estudo demonstra que, entre 1985 e 2023, ocorreu uma redução da diversidade ecológica e um aumento da homogeneização do uso da terra, intensificando os riscos de degradação ambiental e perda de funções ecossistêmicas.

Apesar desse cenário, a pesquisa identificou o potencial das ferramentas de ecologia da paisagem e do planejamento ambiental geoespacial como instrumentos estratégicos para orientar políticas públicas voltadas à conservação e uso sustentável do território. O trabalho contribui, assim, para a consolidação de uma abordagem metodológica replicável em outras bacias hidrográficas brasileiras, reforçando o papel da paisagem como unidade de planejamento e de integração entre sociedade e natureza.

Em síntese, o estudo conclui que a sustentabilidade ambiental da Bacia do Rio Cuiabá depende da implementação de ações que conciliem produção e conservação, priorizando a recuperação de áreas degradadas, a proteção das formações naturais remanescentes e o planejamento territorial participativo. Dessa forma, a pesquisa reafirma o valor da análise temporal da paisagem como ferramenta para compreender o passado, interpretar o presente e projetar um futuro ambientalmente equilibrado para a região.

7.4 Referências Bibliográficas

- ABRH. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. **Carta de Recife: O Desenvolvimento Urbano das Cidades Brasileiras**. Recife, 1995.
- ASSINE, M. L. Geomorfologia do Pantanal Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 16, n. 4, 2015.
- ASSINE, M. L. Pantanal Mato-Grossense: uma visão geral da geomorfologia e hidrologia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 16, n. 4, 2015.
- BENEDICT, M.; MCMAHON, E. **Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century**. Washington: Island Press, 2006.
- BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan. **Ecologia da Paisagem: Fundamentos e Métodos**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2009.
- BRASIL. **Estatuto da Metrópole**. Lei n. 13.089, de 12 de janeiro de 2015.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Diário Oficial da União, Brasília, 2012.
- BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano ABC+**. Brasília, 2021.
- CLEVINGER, A.; WALTHO, N. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses. **Conservation Biology**, v. 14, p. 47-56, 2000.
- FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity**. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, v. 34, p. 487-515, 2003.
- FANTIN-CRUZ, I. et al. Influência das cabeceiras na dinâmica hidrológica do Pantanal. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, 2011.
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280, 2007.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1986.
- FORMAN, Richard T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.
- GEDDES, Patrick. **Cities in Evolution: An Introduction to the Town Planning Movement and to the Study of Civics**. London: Williams & Norgate, 1915.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra**. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.
- LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise Espacial e Ecologia da Paisagem: Conceitos e Aplicações**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2013.
- LEITÃO, A. B. et al. **Ecological Planning and Landscape Metrics: Design and Applications for Sustainable Landscapes**. Washington: Island Press, 2006.
- LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America**, v. 15, p. 237-240, 1969.
- MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton: Princeton University Press, 1967.
- MAPA. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Plano ABC+**. Brasília: MAPA, 2021.
- MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da terra do Brasil - Coleção 9 (1985-2023)**. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 3 nov. 2025.
- MARTINS, S. V. et al. **Hidrologia florestal: processos e aplicações no Brasil**. Viçosa: UFV, 2018.
- MARTINS, S. V. et al. **Restauração Ecológica: Fundamentos e Aplicações**. Viçosa: UFV, 2018.

McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard. FRAGSTATS© v4: **Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2012.

McHARG, Ian L. **Design with Nature**. New York: Natural History Press, 1969.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Diretrizes Metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico**. Brasília: MMA, 2011.

MONTGOMERY, B. **Environmental Monitoring and Assessment Techniques**. New York: Springer, 2020.

MUMFORD, Lewis. **The Culture of Cities**. New York: Harcourt, Brace and Company, 1938.

ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

OSTROM, E. **Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.

PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, p. 2735, 2020.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2004.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Landscape Ecology in Theory and Practice**. 2. ed. New York: Springer, 2015.

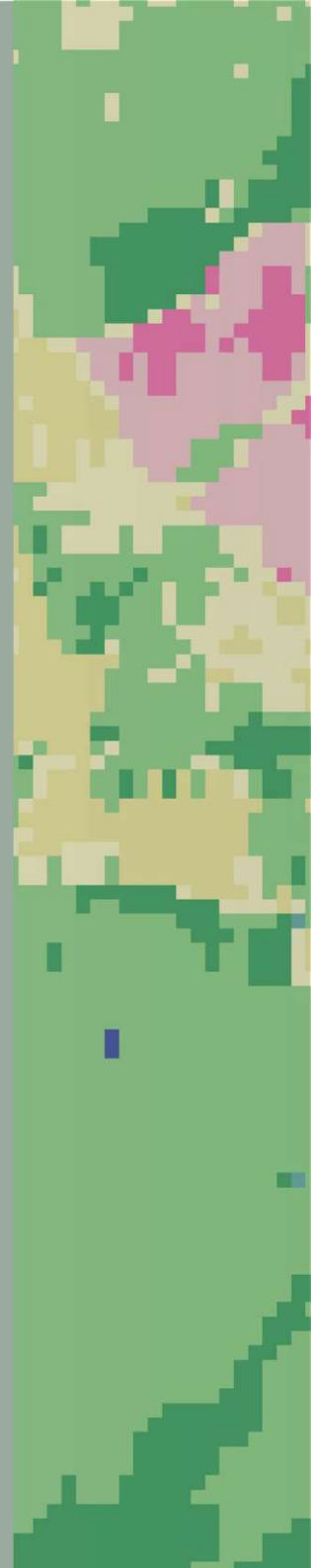
WALTER, B. M. T. et al. **Fitofisionomias do Bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas**. Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2008.

WITH, Kimberly A. **Landscape Ecology Across Scales**. Oxford: Oxford University Press, 2019.

2023



G
L
O
S
S
Á
R
I
O



8 GLOSSÁRIO

A

Agregação: Grau em que manchas de uma mesma classe se agrupam espacialmente, formando padrões contínuos. Alta agregação está associada à baixa dispersão e maior conectividade estrutural da paisagem. (WITH, 2019).

Agropecuária: Uso da terra destinado às atividades de agricultura e pecuária, frequentemente associado a processos de simplificação da paisagem, compactação do solo e perda de biodiversidade.

Algoritmo (ATBD): Algorithm Theoretical Base Document): Documento técnico do MapBiomas que descreve métodos, insumos e decisões de classificação utilizadas na produção das séries históricas de uso e cobertura do solo.

Análise diacrônica: avaliação comparativa de múltiplos recortes temporais de uma mesma área, com o objetivo de identificar mudanças estruturais, padrões de transformação e dinâmicas ambientais, a partir de séries históricas de dados espaciais (mapas, imagens de satélite, métricas de paisagem ou registros cartográficos).

Área Central (Core Area): Porção interna de uma mancha que permanece após a remoção de um buffer equivalente ao efeito de borda; representa área ecologicamente mais estável e menos sujeita a perturbações externas (McGarigal et al., 2012).

Área Consolidada: Área modificada pelo uso antrópico antes de 22/07/2008, definida pelo Código Florestal (Lei 12.651/2012).

Área de Preservação Permanente (APP): Espaços protegidos pelo Código Florestal destinados à preservação dos recursos hídricos, estabilidade ecológica e proteção da biodiversidade.

Agregação: Métrica da ecologia da paisagem que indica o grau de contiguidade entre manchas de uma mesma classe de uso ou cobertura. Quanto maior o valor, maior a conectividade estrutural.

Área de Influência: Porção territorial que sofre impacto direto ou indireto de determinada intervenção, como barragens, áreas urbanas ou expansão agrícola.

Área de Preservação Permanente (APP): Faixa de proteção ambiental ao longo de cursos d'água, encostas e nascentes, definida pelo Código Florestal (Lei n.º 12.651/2012).

B

Bacia Hidrográfica: Unidade territorial natural delimitada pelo relevo, responsável por captar, conduzir e drenar águas superficiais para um ponto comum. É a unidade de referência do planejamento e gestão ambiental neste estudo.

Biodiversidade: Variedade de espécies, genes e ecossistemas existentes em determinada área, responsável pelo equilíbrio ecológico e pelos serviços ambientais.

Borda: Interface entre duas manchas de classes distintas; região onde ocorrem alterações microclimáticas, ecológicas e estruturais.

Buffer: Zona de amortecimento aplicada para cálculos de área central ou proteção ambiental.

C

Cadastro Ambiental Rural (CAR): Registro eletrônico obrigatório para imóveis rurais visando controle, monitoramento e planejamento ambiental (Lei 12.651/2012).

Cerrado: Bioma caracterizado por formações savânicas, com estrato herbáceo-graminoso contínuo e vegetação lenhosa esparsamente distribuída (WALTER et al., 2008).

Classe de Uso da terra: Categoria de cobertura ou uso (florestas, pastagens, agricultura, urbano etc.) identificada por mapeamento remoto conforme a metodologia do IBGE e do MapBiomas.

Coalescência: Processo pelo qual manchas antrópicas se conectam e formam uma matriz homogênea contínua, reduzindo diversidade e conectividade ecológica.

Coalescência das classes: Refere-se ao processo de junção ou fusão de fragmentos de uma mesma classe de cobertura ou uso da terra, resultando em manchas (patches) maiores e menos fragmentadas.

Cobertura da Terra: Aspecto físico e natural da superfície terrestre (florestas, vegetação savânica, corpos d'água etc.), distinta do uso, que representa a função socioeconômica atribuída à área.

Coeficiente de Forma / Dimensão Fractal (PAFRAC): Métrica que quantifica a complexidade da forma da mancha por meio da relação perímetro-área; valores maiores representam formas mais irregulares (McGarigal et al., 2012).

Composição da Paisagem: Características estruturais que descrevem a quantidade e variedade de classes existentes na paisagem, sem considerar sua localização espacial.

Conectividade: Capacidade funcional da paisagem de permitir o fluxo de organismos, água, energia e genes entre manchas de habitat; pode ser estrutural ou funcional (TAYLOR et al., 1993).

Conectividade Ecológica: Grau de ligação funcional e estrutural entre fragmentos de habitats naturais, fundamental para o fluxo de espécies, energia e matéria.

Configuração da paisagem: Refere-se ao padrão espacial resultante do modo como as manchas (patches), corredores e a matriz são dispostas, organizadas e estruturadas no espaço, incluindo sua forma, tamanho, isolamento, conectividade, proximidade e inter-relações.

Contraste: Diferença estrutural entre manchas adjacentes, determinado por atributos ecológicos e intensidade de modificação antrópica.

CPLAND (Core Area Percentage of Landscape): Indicador do percentual da área central de habitat em relação à paisagem total, usado para avaliar a conservação dos fragmentos.

CWED (Contrast Weighted Edge Density): Métrica de densidade de bordas ponderada pelo contraste entre classes de uso, expressando a complexidade e a vulnerabilidade ecológica da paisagem.

D

Densidade de Borda (ED): Métrica que expressa o comprimento total de bordas divididas pela área da paisagem; valores altos indicam forte fragmentação.

Densidade de Manchas (PD): Número de manchas por 100 ha.; indicadores elevados sugerem paisagens fragmentadas.

Dimensão Fractal: (ver Coeficiente de Forma)

Dispersão Distribuição espacial de manchas de uma mesma classe; dispersão elevada indica fragmentação.

DIVISION (Índice de Divisão da Paisagem): Mede a probabilidade de dois pontos aleatórios pertencerem a manchas diferentes; valores altos indicam alta subdivisão (McGarigal et al., 2012).

E

Ecologia da Paisagem: Campo interdisciplinar que analisa padrões espaciais, processos ecológicos e interações entre elementos da paisagem de forma multiescalar (TURNER et al., 2001).

Efeito de Borda: Alterações ecológicas nas extremidades das manchas devido ao contraste com a matriz adjacente; incluem variações de luminosidade, vento, temperatura, predadores e invasores.

Estrutura da Paisagem: Arranjo espacial das manchas, corredores e matriz, definida pela composição e configuração.

F

Formação Savânica: Tipo de vegetação do Cerrado caracterizada por dossel descontínuo, presença de arbustos e árvores dispersas e gramíneas dominantes (WALTER et al., 2008).

Fragmentação: Processo de quebra de habitats contínuos em fragmentos menores, isolados e vulneráveis; afeta conectividade, diversidade e resiliência (FAHRIG, 2003).

Fragstats®: Software desenvolvido por McGarigal e Ene (Universidade de Massachusetts) para o cálculo de métricas espaciais em mapas categóricos.

G

Geoprocessamento: Conjunto de técnicas computacionais para tratamento de dados espaciais, incluindo SIG, análise raster, modelagem e métricas de paisagem.

Gradiente Ecológico: Variação contínua de condições ambientais que influencia distribuição de espécies.

H

Habitat: Ambiente capaz de sustentar uma espécie com recursos e condições necessárias para sua sobrevivência e reprodução.

Heterogeneidade da Paisagem: Diversidade estrutural e composicional de uma paisagem, medida pela variedade e distribuição das manchas de uso e cobertura.

Hidrologia da Paisagem: Interação entre padrões espaciais de cobertura do solo e processos hidrológicos, incluindo infiltração, escoamento e recarga de aquíferos.

I

Índice de Intercalação (IJI): Índice de Intercalação e Justaposição Mede a distribuição e frequência de adjacências entre classes distintas; valores altos indicam maior heterogeneidade.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística): Órgão público responsável pela produção e sistematização de dados geográficos e socioeconômicos utilizados na classificação e análise territorial.

Identação: Refere-se ao grau de irregularidade ou recorte do perímetro de uma mancha, isto é, o quanto as bordas da mancha são recuadas, sinuosas ou complexas, em contraste com formas mais simples e compactas.

Índice de Diversidade de Shannon (SHDI): Mede diversidade considerando riqueza e equabilidade de classes.

Índice de Diversidade de Simpson (SIDI): Expressa probabilidade de duas células pertencerem a classes distintas.

Índice de Divisão (SPLIT): Expressa a subdivisão da paisagem com base no número de manchas.

L

Landscape (Paisagem Integrada): Conjunto de manchas, corredores e matriz analisados como um sistema contínuo.

Landscape Shape Index (LSI): Expressa a complexidade da forma da paisagem como um todo; valores altos indicam maior desagregação.

M

MapBiomass: Projeto colaborativo brasileiro que gera mapas anuais de cobertura e uso da terra, com base em imagens de satélite processadas por aprendizado de máquina.

Matriz da Paisagem: Classe predominante que estrutura a paisagem e influencia o comportamento ecológico das demais classes. Exemplo: pastagens e agricultura na BHRC.

Tamanho Efetivo da Malha (MESH): Mede a área média de manchas sem fragmentação; valores baixos indicam subdivisão intensa.

Métricas da Paisagem: Indicadores quantitativos que descrevem características espaciais da paisagem, como tamanho, forma, borda, conectividade, diversidade e fragmentação.

Monitoramento Ambiental: Processo contínuo de coleta e análise de dados sobre o estado do ambiente e suas mudanças ao longo do tempo.

N

Número de Áreas Centrais Disjuntas (NDCA): Indica quantos núcleos funcionais existem por classe ou na paisagem.

NoData: Regiões sem classificação em imagens raster.

P

PAFRAC (Perimeter-Area Fractal Dimension): Métrica que expressa a complexidade geométrica das manchas. Valores próximos a 1 indicam formas simples; próximos a 2, formas mais irregulares.

Paisagem: Sistema territorial resultante da interação entre fatores naturais e humanos, em constante transformação no espaço e no tempo.

Pastagem: Uso prioritariamente voltado à pecuária, responsável por grandes áreas convertidas na BHRC.

Patch (Mancha): Unidade espacial homogênea que compõe a paisagem; fragmentos de cobertura ou uso.

Proporção da Paisagem Porcentagem (PLAND): ocupada por uma classe em relação à área total.

Planejamento Ambiental: Processo de ordenamento do território que busca compatibilizar o uso dos recursos naturais com a conservação ecológica e o desenvolvimento sustentável.

Planejamento da Paisagem: Aplicação prática dos princípios da ecologia da paisagem no desenho e gestão de territórios, conciliando uso humano e proteção ambiental.

PPCerrado: Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Bioma Cerrado (PPCerrado).

R

Raster: Formato digital de armazenamento de dados espaciais em matriz de células (pixels), utilizado para representar imagens de satélite e mapas temáticos.

Recorte Temporal: Período de tempo selecionado para análise de séries históricas; neste trabalho, de 1985 a 2023, com intervalos quinquenais.

Reserva Legal: Área em propriedades rurais destinada à conservação, conforme Código Florestal.

Resiliência Ambiental: Capacidade de um ecossistema de se recuperar após distúrbios, mantendo suas funções e estrutura originais.

S

Savana: Formação vegetal do Cerrado caracterizada pela combinação de estrato herbáceo-graminoso e vegetação lenhosa esparsa (WALTER et al., 2008).

Sensoriamento Remoto: Técnica de aquisição de informações sobre a superfície terrestre a partir de sensores instalados em satélites ou aeronaves.

Serviços Ecossistêmicos: Benefícios diretos e indiretos proporcionados pelos ecossistemas naturais, como regulação climática, purificação da água, polinização e proteção do solo.

Stepping-Stones: Manchas pequenas que facilitam conectividade ecológica.

Sustentabilidade: Princípio que busca equilibrar desenvolvimento econômico, justiça social e conservação ambiental, assegurando a qualidade de vida das gerações presentes e futuras.

T

TA (Total Area): Métrica que representa a área total de uma classe ou da paisagem analisada.

TCA (Total Core Area): Área total dos núcleos internos de fragmentos naturais, fundamental para a análise da integridade ecológica.

TE (Total Edge): Métrica que quantifica a extensão total das bordas entre diferentes classes de uso da terra.

TECI (Total Edge Contrast Index): Índice que quantifica o contraste de bordas entre diferentes tipos de cobertura, medindo o grau de interferência entre ambientes naturais e antrópicos.

U

Unidade de Conservação (UC): Espaço territorial protegido por lei destinado à conservação da biodiversidade.

Urbanização: Processo de crescimento e adensamento das áreas urbanas, geralmente associado à perda de cobertura vegetal e aumento da pressão sobre recursos hídricos.

Uso da terra: Função socioeconômica atribuída a uma área (agricultura, pecuária, urbano, mineração etc.), diferenciada da cobertura, que se refere aos elementos físicos da superfície.

V

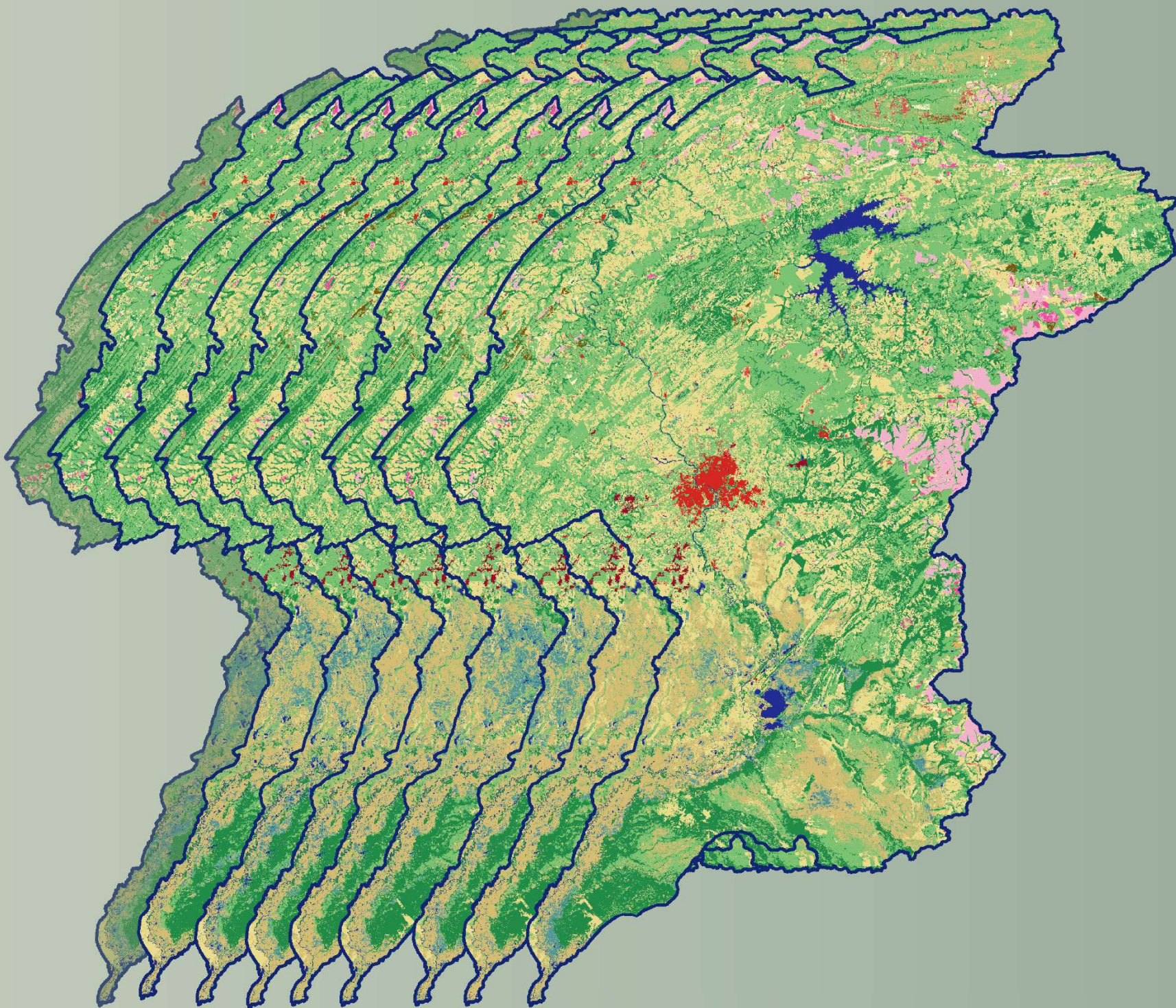
Vegetação Nativa: Cobertura original preservada ou em regeneração, fundamental para estabilidade hidrológica e ecológica.

Z

Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE): Instrumento de ordenamento territorial que orienta uso da terra com base em aptidão ambiental.

B
I
B
L
I
O
G
R
Á
F
I
C
A
S

R
E
F
E
R
Ê
N
C
I
A
S



9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M. **História da mineração no Brasil**. Rio de Janeiro: Jauá Editora, 2014.
- ABRH. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. **Carta de Recife: O Desenvolvimento Urbano das Cidades Brasileiras**. Recife, 1995.
- ADAMS, Thomas. **Regional Plan of New York and Its Environs: The Graphic Regional Plan**. Philadelphia: Wm. Fell Co. Printers, 1929.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Base de dados georreferenciados - Bacias hidrográficas do Brasil**. Brasília, 2023. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2025.
- ALENCAR, L. et al. **Long-term landscape structure change in contrasting land-use frontiers in the Brazilian Amazon**. Land Use Policy, v. 135, 107991, 2025.
- AMORIM, A. T.; SOUSA, J. A. P. de; PIROLI, E. L. **O uso das métricas de ecologia da paisagem para análise dos padrões espaciais da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão da Boa Vista**. Formação (Online), v. 28, n. 53, p. 625-642, 2021. DOI: 10.33081/formacao.v28i53.8158.
- ASSINE, M. L. Geomorfologia do Pantanal Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 16, n. 4, 2015.
- ASSINE, M. L. Pantanal Mato-Grossense: uma visão geral da geomorfologia e hidrologia. **Revista Brasileira de Geomorfologia**. v. 16, n. 4, 2015.
- ASSIS, T. O.; et al. **Effects of Deforestation over the Cerrado Landscape in Bahia State, Brazil (2013-2020)**. Land, v. 10, n. 4, 352, 2021.
- BADORA, K.; WRÓBEL, R. **Changes in the spatial structure of the metropolitan landscape of the Upper Silesian-Zagłębie Metropolis (Poland) in 2000-2018**. Sustainability, v. 12, n. 10, 4237, 2020.
- BARRET, Gary; PELES, John. **Landscape Ecology and Biological Conservation**. New York: Springer, 1999.
- BENEDICT, M.; MCMAHON, E. **Green Infrastructure: Smart Conservation for the 21st Century**. Washington: Island Press, 2006.
- BERTALANFFY, Ludwig von. **General System Theory: Foundations, Development, Applications**. New York: George Braziller, 1968.
- BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan. **Ecologia da Paisagem: Fundamentos e Métodos**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2009.
- BRASIL. **Estatuto da Metrópole. Lei n. 13.089, de 12 de janeiro de 2015**.
- BRASIL. **Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 jan. 1997.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa**. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 7 nov. 2025.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Plano ABC+**. Brasília, 2021.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente - MMA. **Biodiversidade Brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação**. Brasília, 2019.

CABACINHA, C. D.; de CASTRO, S. S. **Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado**. Forest Ecology and Management, v. 257, n. 10, p. 2157-2165, 2009.

CALDWELL, Lynton K. **National Environmental Policy Act**. In: Environmental Policy and Administration. 1982.

CASTRO, C. A. C. de et al. Cobertura e uso da terra no Cerrado mato-grossense: padrões, tendências e desafios à conservação. **Revista Brasileira de Geografia Física**. Recife, v. 14, n. 2, p. 1-20, 2021.

CERDÁ, Idelfonso. **Teoría General de la Urbanización**. Madrid: Instituto de Estudios de Administración Local, 1867.

CESSA, R. M. A.; AMARAL, U. do; SILVA, F. G. R.; COMETTI, N. N. Fragmentation patterns of forest and cerrado vegetation in northeastern Mato Grosso. **Revista Agrogeoambiental**. v. 14, n. 1, 2022.

CHAVES, J. S.; PADOVANI, C. R.; ZOLIN, C. A. **Alterações hidrológicas e degradação de áreas úmidas no Pantanal e seu entorno**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento Embrapa Pantanal, Corumbá, n. 175, 2020.

CHIARENDIA, A.; COLPINI, C.; SOARES, M. A. Análise da dinâmica de cobertura e uso da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá - MT. **Revista Geoambiente**. n. 27, p. 72-89, 2016.

CLEVENGER, A.; WALTHO, N. Factors influencing the effectiveness of wildlife underpasses. **Conservation Biology**, v. 14, p. 47-56, 2000.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K. **Metrics and models for quantifying ecological resilience at the parcel- and landscape-scale: Assessment of contrast-weighted edge density and total edge contrast index**. Frontiers in Ecology and Evolution, v. 7, Art. 440, 2019.

DORES, E. F. G. de C.; LIMA, Z. M.; FIGUEIREDO, D. M. de (orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 2018. 715 p.

DRUCK, S. et al. **Geoprocessamento e análise espacial**. Brasília: Embrapa, 2020.

DURIGAN, G.; RATTER, J. A. Successional changes in Cerrado and Cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n. 1, p. 119-130, 2006.

EMBRAPA. **Entenda o Código Florestal (Lei 12.651/2012)**. Brasília, DF: Embrapa, 2025. Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/entenda-o-codigo-florestal>. Acesso em: 7 nov. 2025. Embrapa.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 34, p. 487-515, 2003. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/content/journals/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>. Acesso em: 7 nov. 2025.

FANTIN-CRUZ, I. et al. Influência das cabeceiras na dinâmica hidrológica do Pantanal. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, 2011.

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. M. **Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do Rio Ubá - RJ**. Ciência Florestal, v. 27, n. 4, p. 1429-1439, 2017.

FERREIRA, L. C.; GARCIA, L. C.; SILVA, D. A. C. **Spatial dimension landscape metrics of Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil**. Floresta e Ambiente, v. 25, n. 4, 2018.

FIGUEIREDO, D. M. de M.; DORES, E. F. G. de C.; LIMA, Z. M. (Orgs.). **Bacia do Rio Cuiabá: uma abordagem socioambiental**. Cuiabá: EdUFMT, 2018.

FIGUEIREDO, L. G.; et al. **Avaliação da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá**. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 2018.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265-280, 2007.

FORESTIER, Claude Nicolas. **Grandes Villes et Systèmes de Parcs**. Paris: Masson et Cie, 1908.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 1986.

FORMAN, Richard T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

FORMAN, Richard T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1997.

FRAGSTATS©. **Aggregation metrics (PLADJ, CLUMPY, CONTAG, AI, PROX, COHESION)**. Amherst: University of Massachusetts, 2025. Disponível em: <Fragstats©.org>. Acesso em: 5 nov. 2025.

FRANCO, Maria de Assunção Ribeiro. **Arquitetura da Paisagem e Ecologia**. São Paulo: Annablume, 1997.

GEDDES, Patrick. **Cities in Evolution: An Introduction to the Town Planning Movement and to the Study of Civics**. London: Williams & Norgate, 1915.

GUANIER, D. A. L.; et al. **Análise da estrutura da paisagem e estimativa da área núcleo em fragmentos florestais na bacia do Rio Barra Seca, ES.** Floresta, v. 50, n. 3, p. 1342-1352, 2020.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. **Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern.** Landscape Ecology, v. 7, p. 101-110, 1992.

GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. **Using an index of habitat patch proximity for landscape design.** Landscape and Urban Planning, v. 29, p. 117-130, 1994.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, e1500052, 2015. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.1500052>. Acesso em: 7 nov. 2025. Science.

HAMILTON, S. K. et al. **Floodplain inundation patterns in the Pantanal: hydrological and geomorphological controls.** In: JUNK, W. J. et al. (Org.). The Pantanal of Mato Grosso: world's largest wetland. Leiden: Kluwer Academic Publishers, 1996. p. 51-64.

HANSEN, Andrew J.; DI CASTRI, Francesco (Eds.). **Landscape Boundaries: Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows.** New York: Springer, 1992.

HE, H.; DEZONIA, B. E.; MLADENOFF, D. J. **An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes.** Landscape Ecology, v. 15, p. 591-601, 2000.

HOU, W.; et al. **An integrated approach for landscape contrast analysis with case study in Central Asia.** Nature Conservation, v. 17, p. 1-21, 2016.

HOWARD, Ebenezer. **Cidades-Jardins de Amanhã.** 4. ed. São Paulo: Hucitec, 1996 [1898].

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares.** Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual Técnico de Uso da terra.** 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2013.

IBGE. **Cuiabá (MT): panorama municipal.** Rio de Janeiro: IBGE, 2025a. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/cuiaba/panorama>. Acesso em: 7 nov. 2025. IBGE Cidades.

IBGE. **Várzea Grande (MT): cidades e estados.** Rio de Janeiro: IBGE, 2025b. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mt/varzea-grande.html>. Acesso em: 7 nov. 2025. IBGE.

INSTITUTO DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO E ARTÍSTICO NACIONAL (IPHAN). **Carta de Atenas.** 1933.

ISSII, T. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. L.; LÓPEZ DE PABLO, C. T.; FERREIRA DOS SANTOS, R.; HARDT, E. **Is there an equivalence between measures of landscape structural and functional connectivity for plants in conservation assessments of the Cerrado?** Land, v. 9, n. 11, 459, 2020.

JUNIOR, A. F. C. **Métricas de fragmentos evidenciam similaridades entre paisagens no Cerrado: um estudo para bacias hidrográficas.** Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2015, Bonito. 2015.

JUNK, W. J.; CUNHA, C. N. **Pulsos de inundação e produtividade em planícies alagáveis neotropicais.** Oecologia Australis, v. 16, n. 2, p. 958-985, 2012.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. **A conservação do Cerrado brasileiro.** Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

KUPFER, J. A. **Landscape ecology and biogeography: Rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS© landscape.** Progress in Physical Geography, v. 36, n. 3, p. 400-420, 2012.

LANG, Stefan; BLASCHKE, Thomas. **Análise Espacial e Ecologia da Paisagem: Conceitos e Aplicações.** Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2013.

LAUSCH, Angela; BLASCHKE, Thomas; KIESE, Rainer; HAASE, Dagmar. The Role of Landscape Metrics in Environmental Assessment and Monitoring. **Ecological Indicators**, v. 47, p. 100-118, 2015.

LEITÃO, A. B. et al. **Ecological Planning and Landscape Metrics: Design and Applications for Sustainable Landscapes.** Washington: Island Press, 2006.

LESER, Hartmut. **Landscape Ecology: Concepts and Methods.** Berlin: Springer-Verlag, 1997.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America**, v. 15, p. 237-240, 1969.

LIMA, F. S.; et al. A Reserva da Biosfera do Pantanal e suas Áreas Núcleo. **Revista Brasileira de Geografia Física.** Recife, v. 11, n. 5, p. 570-582, 2018.

MACARTHUR, R.; WILSON, E. O. **The Theory of Island Biogeography.** Princeton: Princeton University Press, 1967.

MACKAYE, Benton. **The Appalachian Trail: A Project in Regional Planning.** Journal of the American Institute of Architects, v. 9, n. 4, p. 325-330, 1921.

MAPA. Ministério da Agricultura e Pecuária. **Plano ABC+.** Brasília: MAPA, 2021.

MAPBIOMAS. **Em 2023, a perda de áreas naturais no Brasil atinge 33% do território.** São Paulo: MapBiomas, 21 ago. 2024. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/2024/08/21/em-2023-a-perda-de-areas-naturais-no-brasil-atinge-a-marca-historica-de-33-do-territorio/>. Acesso em: 7 nov. 2025. MapBiomas Brasil.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da terra do Brasil - Coleção 9 (1985-2023)**. São Paulo: Instituto de Energia e Meio Ambiente, 2023. Disponível em: <https://mapbiomas.org>. Acesso em: 3 nov. 2025.

MARCHETTO, M.; et al. **Gestão e Governança dos Recursos Hídricos na Bacia do Rio Cuiabá**. In: FIGUEIREDO, L. G. (org.). *Gestão das Águas e Sustentabilidade Ambiental em Mato Grosso*. Cuiabá: Editora UFMT, 2018. p. 502-531.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento na Amazônia**. Brasília: Banco Mundial, 2003.

MARTINE, G.; GARCIA, R. F. **Os impactos da fronteira agrícola no Centro-Oeste**. *Revista Brasileira de Estudos Populacionais*, v. 4, n. 2, p. 13-32, 1987.

MARTINS, R. N.; et al. **Análise espaço-temporal dos fragmentos florestais na bacia do rio Catolê, norte de Minas Gerais**. *Revista Árvore*, v. 42, n. X, 2018.

MARTINS, S. V. et al. **Hidrologia florestal: processos e aplicações no Brasil**. Viçosa: UFV, 2018.

MARTINS, S. V. et al. **Restauração Ecológica: Fundamentos e Aplicações**. Viçosa: UFV, 2018.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS® v.4: Spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps: user documentation**. Amherst: University of Massachusetts, 2012-2015.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS®: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland: USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

McGARIGAL, Kevin; ENE, Eduard; CUSHMAN, Samuel A. **FRAGSTATS® v5.3: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2023. Disponível em: <https://www.umass.edu/landeco/research/Fragstats/Fragstats.html>. Acesso em: 3 nov. 2025.

McHARG, Ian L. **Design with Nature**. New York: Natural History Press, 1969.

MELO, K.; MELLO, 2016. **Priority areas for forest conservation in an urban landscape: the shape of a habitat patch determines the extent of its perimeter/area ratio and generate**. *CERNE*, v. 22, 2016.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The Fire Factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Org.). **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 51-68.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Diretrizes Metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico**. Brasília: MMA, 2011.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (PPCerrado)**. Brasília: MMA, 2011. Disponível em: https://combateaodesmatamento.mma.gov.br/images/conteudo/PPCerrado_1aFase.pdf. Acesso em: 7 nov. 2025. combateaodesmatamento.mma.gov.br

MONTGOMERY, B. **Environmental Monitoring and Assessment Techniques**. New York: Springer, 2020.

MUMFORD, Lewis. **The Culture of Cities**. New York: Harcourt, Brace and Company, 1938.

NEVES, L. F. S.; BARBOSA, H. W. V. D. L.; NEVES, S. M. A. S.; CANALE, G. R.; NEVES, R. J. **Sensoriamento remoto e métricas da paisagem aplicadas ao estudo dos fragmentos florestais da bacia do rio Aguapeí / MT**. Anais do 4º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Bonito, MS. Embrapa/INPE, p. 1163-1172, 2012.

ODUM, Eugene P. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2007.

OLIVEIRA, M. G. **Métricas da paisagem e quantidade de habitat florestal em um mosaico do Cerrado: influência da escala e forma dos patches**. Pfb - Pesquisa Florestal Brasileira, 2022.

OSTROM, E. **Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990.

PAES, M. T. Aproveitamento Múltiplo do Manso e Controle de Cheias na Bacia do Rio Cuiabá. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 23, n. 4, p. 101-110, 2018.

PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MATO GROSSO. **Relatório Técnico Final**. Cuiabá: Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA-MT, 2009.

POTT, A.; POTT, V. J. **Plantas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2004.

PRIMACK, R.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues, 2001.

RUTLEDGE, D. **Landscape indices as measures of the effects of fragmentation**. Science & Research Internal Report 98. Wellington (NZ): Department of Conservation, 2003.

SALLO, F. S.; et al. **Cobertura e uso da terra na Bacia do Rio Cuiabá: Análise Histórica e Transformações Recentes**. Cuiabá: Universidade Federal de Mato Grosso, 2018.

SALOMÃO, N. V.; et al. **Criteria for the implementation of ecological corridors in Atlantic Forest and Cerrado landscapes**. Ciência Florestal, v. 33, 2023.

SCHUMAKER, N. H. **Using landscape indices to predict habitat connectivity.** Ecology, v. 77, n. 4, p. 1210-1225, 1996.

SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO (SEMA-MT). **Mapas temáticos - Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá.** Cuiabá: SEMA-MT, 2023. Disponível em: <https://geo.sema.mt.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2025.

SEDEC-MT - SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO DE MATO GROSSO. **PIB de Mato Grosso registra a maior variação percentual do país e cresce mais de 1.230% em 20 anos (2002-2022).** Cuiabá: Governo de Mato Grosso, 18 nov. 2024. Disponível em: <https://www.secom.mt.gov.br/web/sedec/w/pib-de-mato-grosso-registra-a-maior-varia%C3%A7%C3%A3o-percentual-do-pa%C3%ADs-e-cresce-mais-de-1.230-em-20-anos>. Acesso em: 7 nov. 2025.

SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (SGB). **Geoportal - Banco de Dados WMS.** Brasília: CPRM, 2023. Disponível em: <https://geoportal.sgb.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2025.

SOARES-FILHO, B. S. **Análise de Paisagem: fragmentação e mudanças.** Belo Horizonte: UFMG, 1998.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, p. 2735, 2020.

SOUZA, J. M.; RIBEIRO, L. S.; BRAGA, M. L. Urbanização, mineração e fragmentação ambiental em bacias hidrográficas do Centro-Oeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meio Ambiente e Sustentabilidade**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 34-58, 2022.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação.** Porto Alegre: UFRGS, 2004.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process.** New York: Springer, 2001.

UNESCO. **Reserva da Biosfera do Pantanal.** Paris: Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, 2000.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO (UFMT). **Diagnóstico Ambiental e Socioeconômico da Bacia do Rio Cuiabá.** Cuiabá: Instituto de Geociências, 2018.

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.

WALTER, B. M. T. et al. **Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas.** Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. p. 25-40.

WAN, H. **Landscape metrics regularly outperform other traditionally more expensive spatial data in mapping and parceling urban landscapes.** Sustainability, v. 12, n. 10, 4237, 2023.

WANG, X.; BLASCHKE, T.; KUIK, R. A. **Measuring habitat fragmentation: An evaluation of landscape pattern metrics.** Methods in Ecology and Evolution, v. 5, p. 634-646, 2014.

WITH, K. A. **Essentials of Landscape Ecology.** New York: Oxford University Press, 2019.

WITH, Kimberly A. **Landscape Ecology Across Scales.** Oxford: Oxford University Press, 2019.

ZEILHOFER, P. **Análise multitemporal do uso do solo e cobertura vegetal na Bacia do Rio Cuiabá.** Cuiabá: UFMT, 2001.

ZEILHOFER, P. **Landscape structure and land cover changes in the Cuiabá River basin.** Acta Amazonica, v. 31, n. 1, p. 49-64, 2001.

ZEILHOFER, P. Modelagem digital do relevo e implicações geomorfológicas na bacia do Rio Cuiabá (MT). **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, v. 2, n. 1, p. 23-39, 2001.

ZHOURI, A.; LASCHEFSKI, K.; PEREIRA, D. (Org.). **A insustentável leveza da política ambiental.** Belo Horizonte: Autêntica, 2005.

ZOCCA, J. J.; SILVA, M. S.; SOARES, L. M. Mudanças no uso da terra e implicações ambientais na Depressão Cuiabana. **Revista Cerrados, Montes Claros.** v. 18, n. 2, p. 203-221, 2020.