



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**ZONEAMENTO AMBIENTAL E
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS:
APLICABILIDADE NO CONTEXTO
BRASILEIRO**

FERNANDO ALMEIDA COSTA

TESE DE DOUTORADO

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE GEOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**ZONEAMENTO AMBIENTAL E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS: APLICABILIDADE NO CONTEXTO
BRASILEIRO**

Fernando Almeida Costa

Tese de Doutorado submetida ao Departamento de Geografia da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Doutor em Geografia, Gestão Territorial e Ambiental, linha de pesquisa "Geoprocessamento".

Orientador: **Prof. Dr. Roberto Arnaldo Trancoso Gomes**

DEFESA DE DOUTORADO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**Zoneamento Ambiental e Serviços Ecossistêmicos:
Aplicabilidade No Contexto Brasileiro**

Fernando Almeida Costa

Tese de Doutorado submetida ao Departamento de Geografia da Universidade de Brasília, como parte dos requisitos para a obtenção do Grau de Doutor em Geografia, área de concentração Gestão Ambiental e Territorial, opção Acadêmica.

Aprovado por:

Prof. Dr. Roberto Arnaldo Trancoso Gomes, Doutor - UnB

Orientador

Prof. Dr. Osmar Abílio de Carvalho Junior, UNB

Examinador Interno (Suplente)

Prof. Dr. Gervásio Barbosa Soares, Instituto Federal de Brasília

Examinador Externo

Prof. Dr^a. Potira Meirelles Hermuche

Centro de Desenv. Sustentável – UNB - Examinador Externo

Dr. Thiago Avelar Chaves, ADASA-FINATEC

Examinador Externo

Brasília (DF), 06 de agosto de 2019

COSTA, FERNANDO ALMEIDA

Zoneamento Ambiental e Serviços Ecossistêmicos: aplicabilidade no contexto brasileiro . 212p, 297 mm, (UnB-IH-GEA-LSIE, , 2019).

Tese de Doutorado – Universidade de Brasília. Departamento de Geografia.

- | | |
|----------------------------|-----------------------------|
| 1. Serviços Ecossistêmicos | 2. Fragmentação de Habitats |
| 3. Análise Ambiental | 4. Zoneamento Ambiental |
| 5. MapES | |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

COSTA, Fernando Almeida. **Zoneamento Ambiental e Serviços Ecossistêmicos: aplicabilidade no contexto brasileiro**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade de Brasília, 2019, 212p.

CESSÃO DE DIREITOS

É concedido à Universidade de Brasília - UnB permissão para reproduzir cópias desta Tese e emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Fernando Almeida Costa

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus e a todos que contribuíram para a realização deste trabalho, principalmente minha Família pela compreensão e suporte fundamentais para que esta missão fosse concluída.

Aos professores e colegas do Laboratório de Sistemas de Informações Espaciais – LSIE e do Instituto Brasília Ambiental -IBRAM, pelo apoio e motivação para consecução do projeto.

Ao IBRAM, pela oportunidade de dedicação à pesquisa.

Agradeço a todos que, de alguma forma, agregaram em experiência e aprendizado no caminho de vida percorrido até aqui.

DEDICATÓRIA

Dedico aos meu filhos, Isadora e Pablo, à minha Mãe Rita, minha Madrinha Benedita, minhas irmãs Flávia e Patrícia, e a meu Pai Flávio.

Dedico à minha Avó Geni *in memoriam*.

RESUMO

O atual contexto de degradação ambiental exige ações de planejamento e gestão pelo Poder Público, visando garantir o meio ambiente equilibrado, este essencial à sadia qualidade de vida da população. O aprimoramento de metodologias e indicadores de avaliação ambiental pode favorecer tais atividades de gestão e planejamento e a consecução de seus objetivos. A aplicação do conceito de Serviços Ecossistêmicos - Ecoservs como indicador em avaliações ambientais tem sido investigada e adotada de forma crescente em âmbito mundial. Neste trabalho, num escopo educativo/exploratório, avaliam-se os Ecoservs no contexto da Área de Proteção Ambiental - APA da Bacia do Rio São Bartolomeu - BRSB, aplicando-se metodologia MapES – (*Mapping Ecosystem Services*), para avaliar a qualidade ambiental desta Unidade de Conservação (em análise retrospectiva e prospectiva) e o potencial de consecução de seus objetivos conforme respectivo Plano de Manejo. Para isto, foi gerado cenário de Máxima Ocupação Permitida (Cenário Arbitrado), de acordo com restrições de uso-ocupação acrescentadas pelo zoneamento da APA-BRSB. Foram avaliados os níveis Ecoservs deste Cenário Arbitrado, comparando-se com avaliações de outros 4 (quatro) cenários de uso-cobertura da terra da APA-BRSB: 1984, 1996, 2014 e cobertura hipotética de vegetação original (PNV). Numa avaliação geral a variação mais expressiva foi observada entre cenários PNV-1984 e 1984-1996. Foram também avaliados os cenários, detalhando-se os níveis de Ecoservs para cada uma das Zonas definidas pelo Plano de Manejo vigente da APA-BRSB. Os resultados obtidos, sugerem vulnerabilidade que a oferta dos Ecoservs está sujeita. Isto sugere que, isoladamente, o zoneamento da APA-BRSB tem pouco potencial de indução/garantia de proteção dos Ecoservs avaliados. Concomitantemente, testou-se a incorporação de um índice associado ao grau de fragmentação do habitat (iFrag) à metodologia MapES, para fins de aprimoramento da estimativa de Ecoserv de Manutenção de Biodiversidade (iMBio) de remanescentes nativos da APA BRSB dos anos 1984, 1996 e 2014. Os resultados da incorporação do iFrag ao iMBio permitiram a diferenciação espacial de fragmentos nativos, quanto a sua exposição/susceptibilidade ao processo de

fragmentação de habitat. Os resultados obtidos demonstram a aplicabilidade e utilidade do conceito de Ecoservs como indicador na avaliação ambiental de zoneamento e à gestão ambiental. Recomenda-se a aplicação desta abordagem de avaliação ambiental em outros recortes espaço-temporais (microbacias, unidades básicas de paisagem, por exemplo). Recomenda-se também que os instrumentos de política ambiental e territorial incorporem de forma explícita e operacional o conceito de Ecoserv, visando seu uso como parâmetro em suas abordagens e mecanismos, o que pode favorecer a eficiência, eficácia e efetividade da gestão ambiental e territorial brasileira.

Palavras-chave: Serviços Ecosistêmicos; Zoneamento Ambiental; Análise Ambiental; Mapes; Fragmentação de Habitats

ABSTRACT

The current context of environmental degradation requires planning and management actions by the Government, ensuring a balanced environment, what is essential to the population's quality of life. Improvement of environmental assessment methodologies and indicators can contribute to the management and planning activities and the achievement of their objectives. The concept of Ecosystem Services - *Ecoservs* as an indicator in environmental quality assessments has been increasingly investigated and adopted worldwide. In this work, in an educational / exploratory scope, the *Ecoservs* in the context of the Environmental Protection Area of São Bartolomeu River Basin APA – BRSB, was assessed applying the MapES - (Mapping Ecosystem Services) methodology, to evaluate this Protected Area (in retrospective and prospective analysis). Thus was evaluated the potential to achieve the APA-BRSB objectives according to the management plan. For the prospective analysis, the Maximum Permitted Occupation (Arbitrated Scenario) scenario was defined, according to the restrictions of use and occupation of areas, strictly established by the APA-BRSB management plan Decree. The *Ecoservs* levels of this Arbitrated Scenario were compared with other four (4) APA-BRSB land use land cover - LULC scenarios: 1984, 1996, 2014 and a hypothetical scenario of potential natural vegetation - PNV cover (established by the MapES methodology). In the general assessment, the most significant variation was observed between scenarios PNV-1984 and 1984-1996. The scenarios were also presented, detailing the *Ecoservs* levels for each of the 4(four) APA-BRSB Zones. The obtained results in the prospective scenario, suggests a vulnerability of *Ecoservs* levels maintenance, what means that APA-BRSB's zoning has low potential to induce or guarantee protection of ecosystems services. At the same time, we test the incorporation of an index associated with the degree of habitat fragmentation (iFrag) into the MapES methodology, intending to improve the estimative of Biodiversity Maintenance *Ecoserv* (iMBio) of APA BRSB native remnants from 1984, 1996 and 2014. The results of the incorporation of iFrag into iMBio (iMBio*iFrag) allow the spatial differentiation of native fragments regarding their exposure and susceptibility to the habitat fragmentation process. The results demonstrate the applicability and usefulness

of the Ecoservs concept as indicator for assessment to environmental planning and management. It is recommended that this approach should be applied to other spatial and time frames (watersheds, basic landscape units, annual basis, for example). Is also recommended that environmental and land policy instruments should explicitly and operationally incorporate the concept of Ecoservs, using it as parameter in their approaches and mechanisms. It may contribute to the effectiveness of environmental and territorial management in Brazil.

Keywords: Ecosystem Services; Environmental Zoning;
Environmental Assessment; MapES; Habitat Fragmentation

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	XIII
LISTA DE TABELAS.....	XIX
LISTA DE SIGLAS	XXI
1. INTRODUÇÃO	23
2. REVISÃO TEÓRICA.....	27
2.1. Serviços Ecossistêmicos.....	27
2.1.1 Categorização Dos Serviços Ecossistêmicos	28
2.1.2 Aplicação e Incorporação do Conceito De Ecoservs	31
2.1.3 Métodos De Avaliação De Serviços Ecossistêmicos	37
2.2. Zoneamento Ambiental.....	41
2.2.1. Zoneamento De Unidades De Conservação.....	44
2.2.2. Efetividade e Lacunas do Zoneamento Ambiental.....	48
2.3. Manutenção da Biodiversidade versus Fragmentação de Habitat.....	51
3. MATERIAL E MÉTODOS	57
3.1. Área de Estudo	57
3.1.1. Aspectos Físicos	58
3.1.2. Aspectos Socioeconômicos	63
3.1.3. Zoneamento Ambiental e uso e ocupação da Terra	68
3.2. Cenário Arbitrado: Estimativa de Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento Ambiental da APA-BRSB	70
3.2.1. Premissas e Limitações da abordagem de definição do Mapa de Máxima Impermeabilização da APA-BRSB	70
3.2.2. Roteiro e Critérios de obtenção do Mapa de Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento da APA-BRSB	71
3.2.3. Conferência do Mapa de Uso e Cobertura da Terra Arbitrado.....	79
3.3. Avaliação de Serviços Ecossistêmicos da APA – BRSB.....	80

3.3.1. Escopo de Avaliação.....	85
3.4. Incorporação de índice de fragmentação de habitat para diferenciação espacial de índice MapES de Manutenção de Biodiversidade.....	88
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	93
4.1. Mapa Referencial de Vegetação Original (PNV - MapES) e Mapa de Distância da Hidrografia.....	93
4.2. <i>Uso e Cobertura da Terra do Cenário Arbitrado (Máxima Ocupação Permitida Zoneamento vigente) para APA- BRSB.....</i>	<i>95</i>
4.2.1. Aferição de Uso e Cobertura da Terra por Zonas da APA-BRSB	100
4.3. <i>Índices MapES dos Cenários PNV, 1984, 1996, 2014 e Arbitrado</i>	<i>105</i>
4.3.1. Comparativo de índices de Ecoservs: Cenários PNV, 1984, 1996, 2014.	108
4.3.2. Cenário Arbitrado: Efeito da Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento da APA-BRSB na manutenção de Ecoservs	115
4.4. Avaliação de Ecoservs por Zona da APA-BRSB.....	117
4.4.1. Zona de Conservação da Vida Silvestre - ZCVS	121
4.4.2. Zona de Preservação da Vida Silvestre, APA-BRSB - ZPVS	123
4.4.3. Zona de Ocupação Especial de Interesse Especial - ZOEIA	124
4.4.4. Zona de Ocupação Especial de Qualificação - ZOEQ	126
4.5. <i>Ecoservs: avaliação período versus zonas APA-BRSB.....</i>	<i>128</i>
4.5.1. Níveis de Ecoservs Estimados vis-à-vis Objetivos do Plano de Manejo	137
4.6. Diferenciação espacial de iMBio a partir de índice de Fragmentação de Habitat, iFrag:iMBio*iFrag	142
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	153
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	156
7. ANEXOS.....	183
7.1. <i>Categorias CICES V 5.1.....</i>	<i>183</i>
7.2. <i>Mapas de Uso e Cobertura da Terra: Máxima Ocupação Permitida, detalhada por Zonas da APA.....</i>	<i>187</i>

7.3.	<i>Mapas de índices de Ecoservs: CENARIOS PNV; 1984, 1996, 2014.....</i>	<i>194</i>
7.4.	<i>Mapas de índices de Ecoservs: CENARIOS PNV; 1984; 2014 E ARBITRADO</i>	<i>202</i>
7.5.	<i>Índices Mapes por Zonas do Plano De Manejo da APA-BRSB, em Diferentes</i>	
Cenários	210	

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. REPRESENTAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO DOS ECOSERVS. ADAPTADO DE MEA, 2005	28
FIGURA 2. MODELO EM CASCATA ADAPTADO DE POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011	29
FIGURA 3. CLASSIFICAÇÃO CICES (<i>COMMON INTERNATIONAL CLASSIFICATION OF ECOSYSTEM SERVICES</i>). ADAPTADO DE (ROY HAINES-YOUNG E POTSCHIN, 2018)	30
FIGURA 4. PERCENTUAL DO TERRITÓRIO BRASILEIRO COM INICIATIVA DE ZEE CONCLUÍDA DE 2005 A 2017. (BRASIL, 2018A)	43
FIGURA 5. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL. FONTE (BRASIL, 2018B).....	46
FIGURA 6. ESQUEMA DE TRANSFORMAÇÃO DA PAISAGEM NO ESPAÇO GEOGRÁFICO (FONTE: CHAVES ET AL., 2016)	53
FIGURA 7. MAPA DE LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIO SÃO BARTOLOMEU – DF	57
FIGURA 8. GEOMORFOLOGIA DA APA – BRSB (FONTE: IBGE)	60
FIGURA 9. MAPA DE DECLIVIDADE E HIDROGRAFIA (FONTE: GDF).	61
FIGURA 10. MAPA DE SOLOS DA APA BRS (EMBRAPA, 2001).....	62
FIGURA 11. MAPA DE USO-COBERTURA DA TERRA (LULC) DA APA-BRSB, 1984. (FONTE: CODEPLAN, 2016)	65
FIGURA 12. MAPA DE USO-COBERTURA DA TERRA DA APA-BRSB, 1996. (FONTE: CODEPLAN, 2016).....	66
FIGURA 13. MAPA DE USO-COBERTURA DA TERRA DA APA-BRSB, 2014 (FONTE: CODEPLAN, 2016) 67	
FIGURA 14. MAPA DO ZONEAMENTO DA APA DO BRSB E REGIÕES ADMINISTRATIVAS DO DISTRITO FEDERAL	69
FIGURA 15. FLUXOGRAMA DE GERAÇÃO DE CENÁRIO DE MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO AMBIENTAL DE 2014 DA APA BRSB.	71
FIGURA 16. MAPA DOS TEMAS CONSIDERADOS NA OPERAÇÃO 1.	74
FIGURA 17. EXEMPLO DE ALOCAÇÃO DA CLASSE <i>ÁREAS CONSTRUÍDAS</i> NA ARBITRAGEM DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZCVS DA APA-BRSB. VERDE REPRESENTANDO POLIGONAL DA ZV=CVS; LINHAS AMARELAS: PERÍMETRO DOS IMÓVEIS RURAIS; POLÍGONOS AMARELOS: VETORIZAÇÃO DA CLASSE DE ÁREAS CONSTRUÍDAS, NO PERCENTUAL APROXIMADO DE 20% DA ÁREA DO IMÓVEL RURAL, EM ÁREAS JÁ ANTROPIZADAS.	77

FIGURA 18. FLUXOGRAMA DA METODOLOGIA MAPES. ADAPTADO DE LIMA, ET AL, 2017	81
FIGURA 19. FLUXOGRAMA DE INCORPORAÇÃO DE ÍNDICE DE FRAGMENTAÇÃO AO ÍNDICE DE MANUTENÇÃO DE BIODIVERSIDADE – IMBIO – MAPES.....	92
FIGURA 20. MAPA DE USO E COBERTURA DO CENÁRIO DE REFERÊNCIA PNV (USO-COBERTURA ORIGINAL).....	93
FIGURA 21. MAPA DE DISTÂNCIA DOS CURSOS HÍDRICOS DA APA-BRSB.....	94
FIGURA 22. CENÁRIO ARBITRADO (MAPA HIPOTÉTICO DE USO E COBERTURA DA TERRA, CONSIDERANDO MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO DA APA-BRSB, LEI DISTRITAL 5.344 DE 2014).....	96
FIGURA 23. COMPOSIÇÃO DE CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA, APA-BRSB, NOS CENÁRIOS 2014 E ARBITRADO.....	98
FIGURA 24 COMPOSIÇÃO DE ÁREA POR CLASSES DE USO E COBERTURA, APA-BRSB: CENÁRIOS 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO	99
FIGURA 25. PERCENTUAL DE CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA NA APA-BRSB NOS CENÁRIOS DE 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO.....	103
FIGURA 26. ÍNDICES MAPES ENTRE CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DA TERRA DA APA- BRSB, CONSIDERANDO LIMAR DE INCERTEZA (PNV- MÍNIMO E MÁXIMO).....	105
FIGURA 27. VARIAÇÃO DE ECOSERVS ENTRE CENÁRIO DE REFERÊNCIA - PNV E CENÁRIOS DOS ANOS 1984; 1996 E 2014	109
FIGURA 28. VARIAÇÃO DE ECOSERVS ENTRE CENÁRIOS DE USO-COBERTURA DA TERRA ANOS 1984; 1996 E 2014	110
FIGURA 29. COMPOSIÇÃO DE CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA APA-BRSB NOS CENÁRIOS: 1984; 1996 E 2014.....	113
FIGURA 30. VARIAÇÃO DE ECOSERVS N APA-BRSB, ENTRE CENÁRIO ARBITRADO E DEMAIS: PNV, 1984, 1996 E 2014.	115
FIGURA 31. MAPA DE SOLOS, RECORTE POR ZONA DA APA-BRSB	118
FIGURA 32. MAPA DE DECLIVIDADE RECORTADO POR CADA ZONA DA APA-BRS	119
FIGURA 33. LOCALIZAÇÃO DAS ZONAS DA APA-BRSB SOBRE A HIDROGRAFIA.	120
FIGURA 34. NÍVEIS DE ECOSERVS DA ZONA DE CONSERVAÇÃO DA VIDA SILVESTRE, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS.	121

FIGURA 35. VARIAÇÃO DE ECOSERVS NA ZCVS ENTRE CENÁRIOS.....	122
FIGURA 36. NÍVEIS DE ECOSERVS DA ZONA DE PRESERVAÇÃO DA VIDA SILVESTRE, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS.....	123
FIGURA 37. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES DE ECOSERVS, ENTRE CENÁRIOS DA ZPVS-APA-BRSB	124
FIGURA 38. NÍVEIS DE ECOSERVS DA ZONA DE OCUPAÇÃO ESPECIAL DE INTERESSE ESPECIAL, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS.....	125
FIGURA 39. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES DE ECOSERVS, ENTRE CENÁRIOS DA ZOEIA-APA-BRSB	125
FIGURA 40. NÍVEIS DE ECOSERVS EM DIFERENTES CENÁRIOS DE USO-OCUPAÇÃO DA ZONA DE OCUPAÇÃO ESPECIAL DE QUALIFICAÇÃO, DA APA-BRSB.....	127
FIGURA 41. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES DE ECOSERVS, ENTRE CENÁRIOS DA ZOEQ-APA-BRSB	127
FIGURA 42. ÍNDICES MAPES DE CONTROLE EROSÃO EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB.....	128
FIGURA 43. ÍNDICES MAPES DE CONTROLE DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB	129
FIGURA 44. ÍNDICES MAPES DE MANUTENÇÃO DE QUALIDADE DO SOLO EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB.....	130
FIGURA 45. ÍNDICES MAPES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA, EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB	131
FIGURA 46. ÍNDICES MAPES DE MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB.....	133
FIGURA 47. ÍNDICES MAPES DE MANUTENÇÃO BIODIVERSIDADE EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB.....	134
FIGURA 48. ÍNDICES MAPES DE PRODUÇÃO DE ALIMENTOS EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB	135
FIGURA 49. ÍNDICES MAPES DE PRODUÇÃO DE ENERGIA EM DIFERENTES CENÁRIOS, DETALHADO POR ZONA DA APA-BRSB.....	136
FIGURA 50. ÍNDICE DE PROXIMIDADE (NND) DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA DOS CENÁRIOS DE USO-COBERTURA DE 1984, 1996 E 2014, DA APA-BRSB.	143

FIGURA 51. ÍNDICE DE FORMA DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA DOS CENÁRIOS DE USO-COBERTURA DE 1984, 1996 E 2014, DA APA-BRSB.....	144
FIGURA 52. MAPA DE ECOSERV DE IMBIO-MAPES ORIGINAL E MAPA DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA COM IMBIO AJUSTADO PELO IFRAG.APA-BRSB,- CENÁRIO DE 1984	145
FIGURA 53. MAPA DE ECOSERV DE IMBIO-MAPES ORIGINAL E MAPA DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA COM IMBIO AJUSTADO PELO IFRAG.APA-BRSB, USO-COBERTURA DE 1996	146
FIGURA 54. MAPA DE ECOSERV DE IMBIO-MAPES ORIGINAL E MAPA DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA COM IMBIO AJUSTADO PELO IFRAG APA-BRSB, USO-COBERTURA DE 1996	147
FIGURA 55. COMPARAÇÃO DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA QUANTO ÍNDICE MAPES DE MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE (AJUSTADO PELO ÍNDICE DE FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT). CENÁRIOS 1984, 1996 E 2014 DA APA-BRSB	148
FIGURA 56. DESTAQUES DOS FRAGMENTOS DIFERENCIADOS PELO IMBIO*IFRAG NO CENÁRIO DE 1984, DA APA-BRSB.....	149
FIGURA 57. COMPARAÇÃO DE IMBIO*IFRAG ENTRE CENÁRIOS 1966 E 2014, INDICANDO REMANESCENTE DE VEGETAÇÃO NATIVO EXPOSTO AO PROCESSO DE FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT.....	150
FIGURA 58. DEMONSTRAÇÃO QUANTO A POSSÍVEL AMBIGUIDADE DE AVALIAÇÃO ENTRE CENÁRIOS (1996-2014), QUANTO AO IMBIO*IFRAG DE FRAGMENTO QUE TEVE REDUÇÃO DE ÁREA E MELHORIA DO ÍNDICE DE FORMA (SI).	151
FIGURA 59. MAPA DE USO-COBERTURA DA TERRA DO ANO DE 2014 DA ZONA DE OCUPAÇÃO ESPECIAL DE INTERESSE AMBIENTAL - ZOEIA DA APA - BRSB . FONTE: GDF	187
FIGURA 60. ÁREAS DISPONÍVEIS A NOVOS PARCELAMENTOS NA ZOEIA E ALOCAÇÃO DE ÁREAS CONSTRUÍDAS CONFORME LIMITES DE IMPERMEABILIZAÇÃO DA ZOEIA DA APA-BRSB	188
FIGURA 61. MAPA DE USO-COBERTURA HIPOTÉTICO, ARBITRADO CONFORME REGRAMENTO DA ZONA DE CONSERVAÇÃO DE VIDA SILVESTRE - ZCVS , DA APA-BRSB.	189
FIGURA 62. VARIAÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZCVS, APA-BRSB ENTRE CENÁRIOS 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO.....	192
FIGURA 63. COMPOSIÇÃO DE CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZOEIA, APA -BRSB, NOS CENÁRIOS DE 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO	192

FIGURA 64. COMPOSIÇÃO DE CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZOEQ, APA -BRSB, NOS CENÁRIOS DE 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO	193
FIGURA 65. COMPOSIÇÃO DE CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZPVS, APA -BRSB, NOS CENÁRIOS DE 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO	193
FIGURA 66. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE CONTROLE DE EROSIÃO</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	194
FIGURA 67. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE CONTROLE DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	195
FIGURA 68. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE MANUTENÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	196
FIGURA 69. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE MANUTENÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	197
FIGURA 70. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE MANUTENÇÃO DE QUALIDADE DO SOLO</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	198
FIGURA 71. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE PRODUÇÃO DE ALIMENTOS</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	199
FIGURA 72. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE PRODUÇÃO DE ENERGIA</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	200
FIGURA 73. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE MANUTENÇÃO DE BIODIVERSIDADE</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 1996 E 2014.....	201
FIGURA 74. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE CONTROLE DE EROSIÃO</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	202
FIGURA 75. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE CONTROLE DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL (RUN OFF)</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	203
FIGURA 76. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	204
FIGURA 77. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE <i>ECOSERV DE MANUTENÇÃO DE QUALIDADE DE ÁGUA</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	205

FIGURA 78. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE ECOSERV <i>DE MANUTENÇÃO DE QUALIDADE DE SOLO</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	206
FIGURA 79. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE ECOSERV <i>DE PRODUÇÃO DE ALIMENTOS</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	207
FIGURA 80. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE ECOSERV <i>DE PRODUÇÃO DE ENERGIA</i> DA APA-BRSB: CENÁRIOS PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO (MÁXIMA OCUPAÇÃO PERMITIDA PELO ZONEAMENTO).	208
FIGURA 81. MAPAS DE ÍNDICE MAPES DE ECOSERV DE MANUTENÇÃO DA BIODIVERSIDADE (<i>SEM CONSIDERAR FRAGMENTAÇÃO</i>) DA APA-BRSB: PNV, 1984, 2014 E ARBITRADO.	209

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. - VALORES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS ASSOCIADOS ÀS CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA E CONTEXTO BIOFÍSICO EQUIVALENTE. ADAPTADO DE ANDRADE ET AL, 2012	39
TABELA 2. SITUAÇÃO DO SISTEMA NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO. (FONTE: CADASTRO NACIONAL DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO).....	47
TABELA 3. QUANTIFICAÇÃO DE ÁREA POR TIPO DE SOLO NA APA-BRSB.....	59
TABELA 4. ÁREA DAS CLASSES DE USO E COBERTURA NOS CENÁRIOS DOS ANOS 1984, 1996 E 2014.	64
TABELA 5. OBJETIVOS DAS ZONAS DA APA BRSB - LEI DISTRIAL Nº 5344 DE 19 DE MAIO DE 2014	68
TABELA 6. ÍNDICES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS ASSOCIADOS A DIFERENTES CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA. (ADAPTADO DE LIMA, ET. AL 2017).....	81
TABELA 7. FATOR DE REDUÇÃO EM FUNÇÃO DA PEDOLOGIA.(ADAPTADO DE LIMA ET AL, 2017)	82
TABELA 8. Fatores de redução em função da declividade adaptado Lima et al, 2017	83
TABELA 9. Fatores de redução para índice de manutenção de qualidade de água adaptado Lima et al, 2017.....	83
TABELA 10. VEGETAÇÃO NATIVA ORIGINAL EM POTENCIAL DE ACORDO COM AS CLASSES DE SOLO. FONTE (LIMA ET AL., 2017; SPERA ET AL., 2011)	84
TABELA 11. COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DE ÍNDICES DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS MAPES. ADAPTADO DE LIMA ET AL, 2017	85
TABELA 12. CLASSES DE ÍNDICE DE FORMA(SI) E FATOR DE REDUÇÃO IMBIO-MAPES.	90
TABELA 13. CLASSES DE DISTÂNCIA NND, E COEFICIENTES DE REDUÇÃO IMBIO-MAPES ASSOCIADOS,	91
TABELA 14. ÍNDICE DE FRAGMENTAÇÃO COMO COEFICIENTE DE REDUÇÃO DE IMBIO, RESULTADO DA INTERAÇÃO ENTRE CLASSES DE ÍNDICE DE FORMA (SI) E ÍNDICE DE PROXIMIDADE (NND)	91
TABELA 15. ÁREA POR CLASSES DE USO-COBERTURA DOS CENÁRIOS DE 1984, 1996, 2014 E ARBITRADO, DA APA-BRSB.....	97
TABELA 16. VARIAÇÃO DE CLASSES DE USO-COBERTURA DA APA-BRSB ENTRE CENÁRIOS,	97
TABELA 17. ÁREA E PROPORÇÃO POR CLASSE DE USO-COBERTURA, POR ZONA DA APA-BRSB, NOS CENÁRIOS 1984, 2014 E ARBITRADO.....	102

TABELA 18. ÍNDICES MAPES DA APA DA BRSB OBTIDOS NOS CENÁRIOS DE USO-COBERTURA DA TERRA DA APA-BRSB.	106
TABELA 19. VARIAÇÃO DO ÍNDICE MAPES ENTRE CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DA APA- BRSB	107
TABELA 20. COMPARAÇÃO DE ALTERAÇÃO DE ÍNDICES <i>MAPES</i> (LIMA, ET. AL, 2017) ENTRE CENÁRIOS DE USO E COBERTURA DA TERRA (1984, 1996 E 2014) E DE REFERÊNCIA PNV DA APA-BRSB.	108
TABELA 21. VARIAÇÕES DE ÍNDICES MAPES NA BACIA DO CÓRREGO SARANDI (LIMA ET AL, 2017) E NA APA DO RIO SÃO BARTOLOMEU.	114
TABELA 22. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES ENTRE CENÁRIO ARBITRADO E CENÁRIOS PNV; 1984; 1996 E 2014.	115
TABELA 23. VARIAÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZCVS, APA-BRSB ENTRE CENÁRIOS 1984, 2014 E ARBITRADO.....	190
TABELA 24. VARIAÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZOEIA - APA-BRSB ENTRE CENÁRIOS 1984, 2014 E ARBITRADO	190
TABELA 25. VARIAÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZPVS - APA-BRSB ENTRE CENÁRIOS 1984, 2014 E ARBITRADO	191
TABELA 26. VARIAÇÃO DE ÁREA DAS CLASSES DE USO-COBERTURA DA TERRA DA ZOEQ - APA-BRSB ENTRE CENÁRIOS 1984, 2014 E ARBITRADO	191
TABELA 27. ÍNDICES MAPES ZCVS, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS.....	210
TABELA 28. ÍNDICES MAPES ZCVS, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS.....	210
TABELA 29. ÍNDICES MAPES ZPVS, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS.....	210
TABELA 30. ÍNDICES MAPES ZOEIA, APA-BRSB, EM DIFERENTES CENÁRIOS	210
TABELA 31. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES NA ZCVS, APA-BRSB, ENTRE CENÁRIOS	211
TABELA 32. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES NA ZPVS, APA-BRSB, ENTRE CENÁRIOS	211
TABELA 33. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES NA ZOEIA, APA-BRSB, ENTRE CENÁRIOS	211
TABELA 34. VARIAÇÃO DE ÍNDICES MAPES NA ZOEQ, APA-BRSB, ENTRE CENÁRIOS.....	211

LISTA DE SIGLAS

- AAE** - Avaliação Ambiental Estratégica
- AIA** - Avaliação de Impacto Ambiental
- ANA** - Agência Nacional de Águas
- APA** - Área de Proteção Ambiental
- APA - BRSB** - Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu, Distrito Federal
- APP** - Área de Preservação Permanente
- BPBES** - Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecosistêmicos
- BTM** - Benefit Transfer Method
- CCZEE** - Comissão Coordenadora do Zoneamento Ecológico-Econômico do Território Nacional
- CIBD** - Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica
- CICES** - Common International Classification of Ecosystem Services
- CNUC** - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação
- CODEPLAN** - Companhia de Planejamento do Distrito Federal
- DF** - Distrito Federal, Brasil
- DMZEE** - Diretrizes Metodológicas para o ZEE do Território Nacional
- Ecoserv - Serviços Ecosistêmicos - Ecosystem Services
- EPA** - Environmental Protection Agency of United States of America
- ESaP** - Ecosystem Services Approach
- ESMERALDA** - Enhancing Ecosystem Services Mapping For Policy And Decision Making [programa da União Européia]
- GDF** - Governo do Distrito Federal
- GEOBON** - Group on Earth Observations Biodiversity Observation Network
- iAbÁgua** - Abastecimento de Água
- IBAMA** - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
- IBGE** - Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística
- ICE** - Índice de Conectividade Estrutural de Fragmentos
- ICMBIO** - Instituto Chico Mendes de Biodiversidade
- iCtrlErosão** - Controle de Erosão
- iCtrlRunoff** - Controle de Escoamento Superficial (Runoff)
- iFrag** - índice de Fragmentação de Habitat
- iMBio** - Índice MapES de Serviço Ecosistêmico de Manutenção de Biodiversidade
- iMBio** - Manutenção de Biodiversidade

iMQÁgua - Manutenção da Qualidade da Água
iMQSolo - Manutenção de Qualidade do Solo
InVEST - - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs
IPBES - Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services-
iProdAlim - Produção de Alimento
iProdEnerg - Produção de Energia
IUCN - União Internacional para a Conservação da Natureza
LULC - Uso e Cobertura da Terra, em ingles: Land Use Land Cover
LULCBS - Land Use Land Cover Based Scorecard
MAES - Mapping and Assessment of Ecosystem Services - Programa da União Européia
MapES - Metodologia de Mapeamento de Serviços Ecosistêmicos - LIMA et. al., 2017
MEA - Millenium Ecosystem Assessment
MMA - Ministério do Meio Ambiente
NND - índice de Proximidade de Fragmentos, do ingles: Nearest Neighbour Distance
ONU - Organização das Nações Unidas
PES - Pagamento por Serviços Ecosistêmicos
PMnj - Plano de Manejo de Unidade de Conservação
PNV - Vegetação Natual Potencial, do inglês: Potential Natural Vegetation
RAPPAM - Rapid Assessment and Priorization of Protected Area Management
RPPN - Reservas Particulares do Patrimônio Natural
SEA - Avaliação Ambiental Estratégica [Strategic Environmental Assessment]
SEEA - Sistema de Contabilidade Economica Ambiental
SI - Índice de Forma, do ingles: Shape Index
SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SWAT - Soil Water Assessment Tool
TEEB - The Economics of Ecosystem and Biodiversity, programa da ONU
TNC - The Nature Conservancy, Organização Não Governamental
UC - Unidade de Conservação
UCPI - Unidade de Conservação de Proteção Integral
UCUS - Unidade de Conservação de Uso Sustentável
UNSD - Divisão de Estatística das Nações Unidas
WWF - Worl Wildlife Foundation, Organização Não Governamental
ZA - Zoneamento Ambiental

ZCVS - Zona de Conservação da Vida silvestre da APA da Bacia do Rio São
Bartolomeu

ZEE – Zoneamento Ecológico Econômico

ZOEIA - Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental da APA da Bacia do Rio
São Bartolomeu

ZOEQ - Zona de Ocupação Especial de Qualificação da APA da Bacia do Rio São
Bartolomeu

ZPVS - Zona de Preservação da Vida Silvestre da APA da Bacia do Rio São
Bartolomeu

ZUC- Zoneamento de Unidade de Conservação

1. INTRODUÇÃO

A degradação ambiental vem se convertendo em consequências negativas à sociedade, sendo cada vez mais percebidas, nas escalas global, regional e local. O meio ambiente, bem de uso comum, sem direitos de propriedade definidos, imprime a necessidade da intervenção do Estado para evitar sua depleção (RODER, 2013).

Neste sentido, o Poder Público exerce o papel de ordenador da ocupação do território, ocupação a qual tem notório impacto sobre o meio ambiente. Este ordenamento se dá através de diversos instrumentos de políticas, em especial o Zoneamento Ambiental (ZA), que foca o viés ambiental no planejamento do uso e cobertura da terra (SANTOS; RANIERI, 2013). Este é um dos instrumentos da Política Nacional de Meio Ambiente Brasileira, e busca promover a ocupação do território considerando diversos atributos. Este tipo de política é fundamental para a atuação do Estado na missão de garantir o meio ambiente equilibrado (STEINBERGER, 2013).

Este instrumento, conceitualmente amplo e originário do zoneamento para fins agrícolas, pode ser observado no Brasil principalmente nas figuras do Zoneamento Ecológico-Econômico - ZEE e em zoneamento de Unidades de Conservação da Natureza - UCs (PRETTE; MATTEO, 2006; SILVA; FREITAS; RODRIGUES, 2017). Conforme o contexto, podem variar sua escala (local/regional/municipal/estadual/nacional ou bioma) e o escopo/diretriz de análise/síntese (biodiversidade, estabilidade geotécnica, conservação de solo e água, patrimônio espeleológico, comunidades tradicionais etc.) (KOHLSDORF; ROMERO, 2013; RODRIGUES et al., 2013).

Dentre uma das aplicações do Zoneamento Ambiental está o disciplinamento do uso e cobertura da terra das Unidades de Conservação da Natureza (UC). No Brasil, estas UCs são definidas como espaços territoriais com objetivos de conservação e limites definidos (BRASIL, 2000). A maioria das UC, no Brasil, tem a conservação da biodiversidade como principal objetivo, além de também focar outros atributos de interesse na paisagem,

recursos hídricos, beleza cênica, patrimônio espeleológico. Por consequência, o Zoneamento de UC (ZUC) reflete uma indução de uso e cobertura da terra para a finalidade a que foi criada.

Outra abordagem de gestão ambiental, que vem evoluindo há mais de duas décadas, também se fundamenta na ideia de que a humanidade obtém benefícios, através recursos naturais e processos ecológicos. Trata-se do conceito de *Serviços Ecosistêmicos – Ecoservs (ecosystem services)*, definido como “os benefícios que o ser humano obtém da natureza” (MEA, 2005). O conceito de Ecoserv foi alçado ao “*mainstream* internacional” a partir da publicação do *Millenium Ecosystem Assessment – MEA* em 2005. Este estudo congregou cerca de 1300 pesquisadores de 95 países, apontando a degradação dos Ecoservs, como reflexo da perda de biodiversidade e degradação dos ecossistemas em nível global (PARRON & GARCIA, 2015).

Como consequência, diversos países vêm incorporando gradualmente o conceito de Ecoservs. Assim, é crescente o número de iniciativas de mapeamento e avaliação de Ecoservs, visando sua utilização como indicador para apoio à tomada de decisão nos mais diversos níveis de gestão. A abordagem de avaliação ambiental baseada em Ecoservs é conhecida por *Ecosystem Services Approach – ESAp* (NIEMELÄ et al., 2010). Um grande atrativo desta abordagem é a possibilidade de mensuração/expressão dos benefícios não apenas em termos biofísicos, mas também podendo-se agregar a sua expressão na dimensão econômica (TEEB, 2008). Diversos governos têm caminhado em direção a reunir as informações do seu respectivo “capital natural” e seus bens e serviços ecosistêmicos (AUSTRALIA, 2013; EUROPEAN UNION, 2014; USA, 2014).

A dimensão econômica associada aos Ecoservs é usada, principalmente, nos conhecidos Esquemas de Pagamento por Serviços Ecosistêmicos (PES). No Brasil, este arranjo é conhecido como Pagamento por Serviços Ambientais - PSA, o que proporcionou grande visibilidade ao termo “Serviços Ambientais” em detrimento do termo “Serviços Ecosistêmicos”.

Isso revela o uso do conceito de Ecoserv na valoração monetária dos benefícios ofertados pelos ecossistemas e percebidos pela sociedade. Estima-se que os Ecoservs representem uma contribuição de 125-145 trilhões de dólares americanos por ano à economia global (COSTANZA et al., 1997a; DE GROOT et al., 2012).

Embora o PES fomente grande parte do interesse em geral pela ESAp, esta abordagem não se restringe à mecanismos de incentivo/retribuição financeira à conservação, tendo aplicações em: Avaliação Ambiental Estratégica (KUMAR e ESEN e YASHIRO, 2013; LAI, 2016); Avaliação de Impacto Ambiental (BAKER et al., 2013; LANDSBERG et al., 2013); sistemas nacionais de contas e indicadores ambientais (ALBERT et al., 2016); e planejamento territorial (ONUR e TEZER, 2015).

O viés da análise do meio ambiente a partir dos Ecoservs (e seus benefícios sociais intrínsecos) se mostra coerente com a lógica do ZEE brasileiro, o qual integra as dimensões biofísica e socioeconômica em sua balança de ordenamento territorial (LEITE, 2001). Embora a ESAp seja crescentemente investigada para adoção no planejamento territorial no âmbito internacional, o conceito de Ecoserv ainda é pouco expresso como diretriz/parâmetro para formulação e tomada de decisão no zoneamento ambiental no Brasil (ALBERT et al., 2017; GALLER e ALBERT e VON HAAREN, 2016; VIGLIZZO, 2012; VORSTIUS e SPRAY, 2015). Logo destaca-se a relevância da investigação de como um zoneamento de Unidade de Conservação por exemplo, pode ser traduzido/expressado em termos de Ecoserv. A partir disto é possível evidenciar eventual aderência entre o Zoneamento Ambiental (como um instrumento de política ambiental) à uma abordagem de avaliação ambiental baseada em Ecoservs.

Cabe assim estimar qual o potencial de um dado zoneamento em garantir a oferta de serviços ecossistêmicos, para esclarecer quais seus limites em aspectos mais quantitativos e tangíveis à sociedade. Isto favorece o reforço/ajuste/redesenho do mesmo ou do conjunto de políticas ambientais (*policy-mix*), visando o uso e ocupação do território em bases sustentáveis.

A avaliação de Ecoservs pode ser realizada de diversas formas, e para o contexto do Cerrado, foi desenvolvida a metodologia MapES – *Mapping Ecosystem Services*, a qual é fundamentada na base de conhecimento acumulada a respeito das condições edafoclimáticas (LIMA et al., 2017). Esta metodologia avalia 8 (oito) serviços ecossistêmicos para comparação de alteração entre um cenário de uso e cobertura de interesse e um cenário de vegetação natural hipotético. Os Ecoservs avaliados pela metodologia são: Controle de Erosão; Controle de Escoamento Superficial; Manutenção da Qualidade de Solo; Abastecimento de Água; Manutenção da Qualidade de Água; Manutenção de Biodiversidade; Produção de Alimentos e Produção de Energia. A fragmentação de habitats é uma das principais causas de perda de biodiversidade (LAURANCE e COCHRANE, 2001). Porém, a avaliação do Ecoserv de Manutenção de Biodiversidade feita pelo MapES não considera o grau de fragmentação de habitat, consistindo então em uma componente que pode ser incorporada à metodologia. Tal incorporação pode aprimorar a informação provida pela MapES, no sentido de evidenciar áreas mais relevantes e vulneráveis quanto à oferta do Ecoserv de Manutenção da Biodiversidade.

Deste modo, este trabalho parte da hipótese de que a abordagem de avaliação ambiental tendo os Ecoservs como indicadores é aplicável ao Zoneamento Ambiental de UCs.

Assim, o objetivo é demonstrar a aplicabilidade do conceito no Zoneamento Ambiental da Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São Bartolomeu, no Distrito Federal especificamente:

- I. Avaliar eventual alteração de potencial de oferta de Ecoservs na APA-BRSB entre os cenários de uso e cobertura da terra dos anos 1984, 1996 e 2014;
- II. Avaliar a capacidade do zoneamento ambiental da APA do Rio São Bartolomeu - BRSB em manter os níveis dos Ecoservs avaliados pelo método MapES;
- III. Avaliar a incorporação de índice de fragmentação de habitat na metodologia MapES, para diferenciação de remanescentes quanto ao Ecoserv de Manutenção da Biodiversidade.

2. REVISÃO TEÓRICA

2.1. *Serviços Ecossistêmicos*

O conceito de Serviços Ecossistêmicos (Ecoservs) tem evoluído há mais de duas décadas (NAHLIK et al., 2012). Embora contemple diferentes visões e definições, pode ser definido em essência, como os benefícios que os ecossistemas fornecem à sociedade, direta ou indiretamente para o seu bem-estar. Este conceito é mais explicitado, principalmente, a partir de publicações dos anos 1990 (COSTANZA et al., 1997b; DAILY, 1997). Contudo, esta ideia de dependência da natureza para o bem-estar humano é anterior à década de 90, havendo outros registros que a expressam em outros termos, como “serviços da natureza” (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

Seu uso tem se amplificado para além do meio científico-acadêmico, devido suas características de “objeto fronteiro” (*boundary object*), que congrega a transversalidade de áreas do conhecimento necessárias para a construção da sustentabilidade (ABSON et al., 2014). Assim, o conceito é utilizado como “denominador comum” para profissionais e pesquisadores de diversas áreas do conhecimento (sociologia, economia, biologia, engenharia) e ainda setor governamental, iniciativa privada e sociedade civil.

Para que o conceito possa funcionar como tal objeto de diálogo entre diferentes *stakeholders* (agentes sociais envolvidos) e campos técnicos, é de se esperar que a subjetividade associada à premissa de conservação do meio ambiente e biodiversidade, exclusivamente pelo seu valor intrínseco e dever ético, seja substituída pela relação homem-natureza num viés utilitarista - antropocêntrico (HERCOWITZ e MATTOS e SOUZA, 2011; TURNER e GEORGIU e FISHER, 2008). Neste sentido são usuais estimativas do valor econômico da natureza, principalmente em termos monetários. A esta visão econômica da natureza, estão associados termos como Capital Natural, *comoditização* do meio ambiente, “Capitalismo Verde”, o que reforça visões avessas ao viés econômico-monetário do conceito de Ecoservs (ROSA, 2015).

Todavia, a expressão dos benefícios da natureza à sociedade em termos econômicos se mostra útil, principalmente, no tocante à unificação de linguagem utilizada para comunicação e engajamento social em decisões com

informações mais claras aos diversos setores envolvidos na relação degradação-conservação do meio ambiente. (COSTANZA et al., 1997b, 2014; KUBISZEWSKI et al., 2017).

2.1.1. Categorização Dos Serviços Ecossistêmicos

A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA-Millennium Ecosystem Services), conforme Figura 1, em 2005, propôs a categorização dos serviços ecossistêmicos em serviços de suporte (formação de solo, fotossíntese e ciclagem de nutrientes), serviços de provisão (alimentos, água, madeira, fibras), serviços de regulação (afetos ao clima, inundações, doenças, resíduos e qualidade da água) e serviços culturais (benefícios recreacionais, estéticos e espirituais) (DE GROOT, WILSON & BOUMANS, 2002; MEA, 2005).

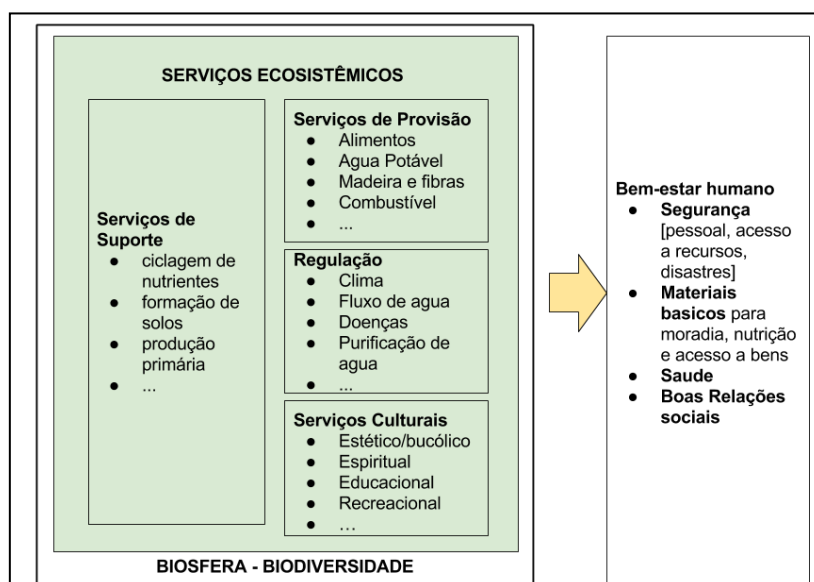


Figura 1. Representação da classificação dos Ecoservs. Adaptado de MEA, 2005

Esta categorização serve principalmente a fins didáticos e de conscientização da sociedade em geral, visto que existe sobreposição de categorias de serviços, tendo em vista que os serviços categorizados como “provisão”, “regulação” ou “culturais” devem “computar” os serviços de suporte. Para contornar esta redundância esquemática é usualmente adotado o esquema conhecido como “*ES cascade framework*”. Este esquema, considera estágios intermediários e finais dos Ecoservs e, a necessidade de uma dimensão antrópica para a caracterização de um componente natural (estrutura

ou processo), conforme ilustrado na Figura 2 (POTSCHIN e HAINES-YOUNG, 2011). Destaca-se então as diferentes dimensões e suas interações envolvidas, assim como as etapas e as pressões percebidas, para a materialização dos serviços ecossistêmicos.

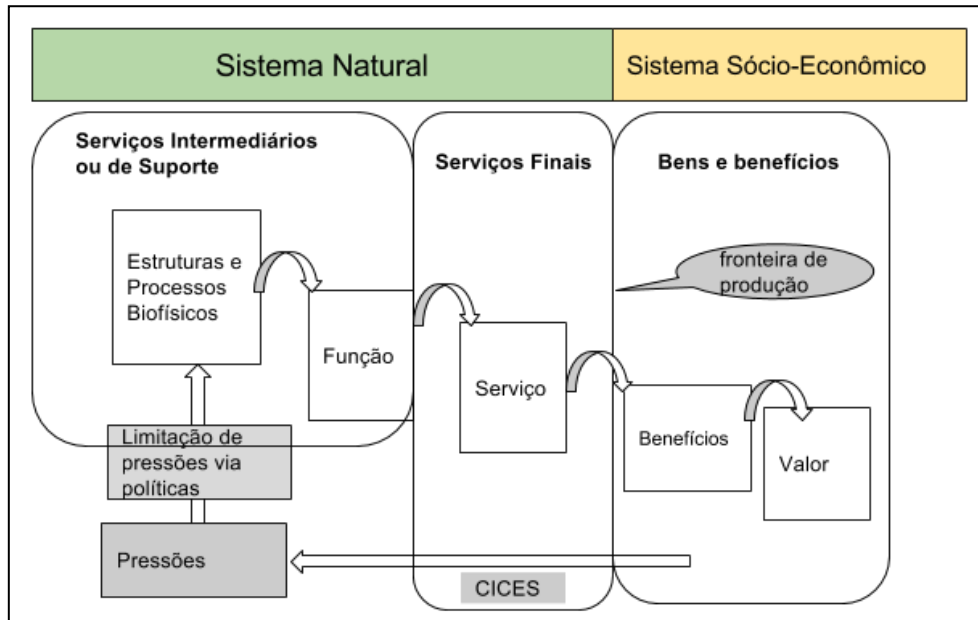


Figura 2. Modelo em Cascata Adaptado de POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011

Neste intuito, com base nesse esquema conceitual, foi elaborado no âmbito de um projeto da União Europeia (acompanhado pela Divisão de Estatística da Organização das Nações Unidas), um sistema de classificação para uso como padrão internacional, o *Common International Classification of Ecosystem Services* – CICES. Este esquema de classificação tem o intuito de padronizar a categorização e classificação dos Ecoservs, e também de evitar a dupla-contabilidade (redundância contábil) (HAINES-YOUNG, ROY e POTSCHIN, 2010) (Figura 3).



Figura 3. Classificação CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*). adaptado de (ROY HAINES-YOUNG e POTSCHIN, 2018)

Os Ecoservs atualmente categorizados no CICES v5.1, são distribuídos sistematicamente em 5 níveis hierárquicos: *Seção*, *Divisão*, *Grupo*, *Classe* e o *Serviço*. Considera-se também a dependência de fatores bióticos ou abióticos para determinados Ecoservs. Nesta lógica, a mensuração dos Ecoservs em termos monetários não é prejudicada por eventual “*double-counting*” (dupla-contabilidade). O uso deste tipo de sistema viabiliza detalhamento dos Ecoservs com vistas a criação de Sistemas de Contas Ambientais, e também análises de custo-benefício de programas e projetos de recuperação ambiental. As categorias e respectivos códigos do CICES v5.1 são listados no Anexo 7.1.1.

2.1.2. Aplicação e Incorporação do Conceito De Ecoservs

A adoção do conceito de Ecoservs em procedimentos de planejamento e gestão territorial e ambiental tem investigação crescente (ALBERT et al., 2015; BERGHÖFER et al., 2012; DE GROOT et al., 2010; EGOH et al., 2007; GALLER, VON HAAREN & ALBERT, 2015; GARCÍA MÁRQUEZ et al., 2016b; MASCARENHAS et al., 2015). O uso deste conceito facilita comparação de cenários, evidenciando sinergias e antagonismos entre Ecoservs (QIU; TURNER, 2013). Deste modo, este conceito se mostra bastante útil na investigação da sinergia entre conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos, o que favorece decisões mais robustas (CASTRO et al., 2015).

Por exemplo, a produção agrícola e madeireira é enquadrada como um serviço ecossistêmico, assim como a retenção de sedimentos e regulação de quantidade e qualidade de água. Portanto, em um contexto de antagonismo entre diferentes atividades/manejos, é possível a comparação de cenários (que ampliem ou reduzam certos serviços) em uma mesma base de valor (BOYD e WAINGER, 2003; STICKLER et al., 2013). Desta forma, esta abordagem tende à dissolução de polarizações (produtivista versus conservacionista), e assim favorece engajamento e negociação entre agentes sociais envolvidos no planejamento territorial e ambiental, para materialização de cenários e adoção de medidas indutoras e interventivas (VIGLIZZO, 2012).

Contudo, não se observa o uso explícito do conceito de Ecoserv, como diretriz/parâmetro na projeção de cenários de uso e cobertura da terra, pelos instrumentos de política ambiental brasileira (ALTMANN & SILVA STANTON, 2018). Há também o potencial de uso dos Ecoservs como critério para mensuração de impactos ambientais de políticas, planos, programas e projetos em geral. Assim é investigada a integração dos Ecoservs aos procedimentos de avaliação ambiental (Avaliação de impacto ambiental- AIA de projetos; avaliação ambiental estratégica - AAE) (GENELETTI, 2011, 2013; LAI, 2016; MASCARENHAS et al., 2015).

Internacionalmente, o conceito tem sido visto como o mais abrangente e relevante no campo da gestão ambiental, pela integração dos campos científico, político e operacional (HELMING et al., 2013). Dos projetos supranacionais, coordenado pela Organização das Nações Unidas - ONU, o TEEB – *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*, figura entre os principais referenciais de projetos para adoção do conceito como critério de apoio a decisão dos diversos setores da sociedade (RING & BARTON, 2015). Também com apoio da ONU, foi criada a plataforma internacional de biodiversidade e serviços ecossistêmicos – IPBES, a qual congrega metodologias, dados e resultados internacionais relacionados à temática (DÍAZ et al., 2015; IPBES, 2016). Além de iniciativas supranacionais, como MEA e TEEB, governos de vários países (Inglaterra, Austrália, China, Estados Unidos) e a União Europeia têm aderido a esta abordagem (GUERRY et al., 2015; PITTOCK, CORK & MAYNARD, 2012; TEEB, 2008; WONG et al., 2015).

A União Europeia, conforme sua Estratégia para Biodiversidade, tem mobilizado seus países membros para a avaliação ecossistêmica com escopo no continente europeu, favorecendo o consenso quanto a conceitos, categorização e padrões a serem adotados (KOPPEROINEN e MAES; HELLGREN, 2015). Mantém também uma plataforma que reúne informações voltada para a temática no continente europeu (MAES et al., 2018).

Inglaterra foi o primeiro país a publicar a avaliação ecossistêmica do seu território, utilizando-a para a fixação de uma meta de "*ser a primeira geração a deixar o ambiente natural em melhores condições do que àquelas em que herdou*" (DEFRA - UK, 2011). A Austrália tem incorporado o conceito para gestão de bacias hidrográficas e valoração de recursos naturais para inserção em sistema de contabilidade (contas nacionais de capital natural) (MACKEY et al., 2008; MAYNARD, JAMES & DAVIDSON, 2011; PLANT; RYAN, 2013). Nos EUA, registra-se a famosa experiência de pagamento por serviços ecossistêmicos que favoreceu a qualidade da água fornecida à Nova York, a partir da conservação ambiental da bacia hidrográfica de *Catskill* que abastece seu reservatório (COUNCIL, 2000). Os Estados Unidos vem institucionalizando o uso desta abordagem (*EcoServ Approach*), e em 2015 publicou um guia para

implementação de políticas públicas, considerando os Ecoserv e "Infraestrutura verde" em seu processo de tomada de decisão (PICKARD et al., 2015).

Os Esquemas de Pagamentos por Serviços Ecosistêmicos - PES (*Payment for Ecosystem Services*) representam o principal instrumento econômico de incentivo à conservação e recebem grande atenção no mundo todo, fundamentando "Projetos Bandeira", orientados aos Ecoservs. À Costa Rica é atribuído o pioneirismo da implantação de mecanismos econômicos de incentivo à conservação do meio ambiente devido sua iniciativa em 1997 (PAGIOLA, GLEHN & TAFFARELLO, 2012; ROSA, 2015).

No Brasil, o projeto de PES do Município de Extrema, Minas Gerais/ Brasil, pode ser considerado o "projeto bandeira" que iniciou a difusão da lógica de Ecoservs, amplificando-a em vários outros projetos no Brasil, a partir do Programa Produtor de Água da Agência Nacional de Águas (ANA , TNC & GDF, 2010).

Existem atualmente 15 Estados brasileiros com legislação específica para PES, acumulando desde 2008 aproximadamente R\$54 milhões em gastos e 76,3 mil hectares de área preservada, perfazendo um repasse de aproximadamente 707 R\$/hectare (CASTRO, YOUNG & PEREIRA, 2017). Além de PES hidrológicos, existem políticas que adotam incentivos econômicos e financeiros com o intuito de fomentar a preservação e conservação, como o Bolsa-Floresta (CASTRO, YOUNG & PEREIRA, 2017; ELOY, COUDEL & TONI, 2013; SOUZA et al., 2018) (MANGABEIRA et al., 2011; MELO, 2013; FOREST TRENDS, 2015). Destaca-se que estas iniciativas, que atraem bastante atenção em geral, utilizam o termo "Serviços Ambientais", o que provavelmente o tornou mais difundido no Brasil que o termo "Serviços Ecosistêmicos", mais adotado internacionalmente, embora haja divergência quanto a equivalência destes termos (ALTMANN & STANTON, 2018; CASTRO, YOUNG & PEREIRA, 2017).

Há também menção explícita ao termo "Serviços Ambientais" em projetos de lei em tramitação e outros instrumentos normativos (GELUDA, 2005). Nota-se também a gradual incorporação do viés antropocêntrico-utilitarista de gestão ambiental, próprio da ESAp, em alguns relatórios, diretrizes e manuais

publicados por entidades governamentais no Brasil (BRASIL, 2015; IBGE, 2004; ICMBIO & WWF-BRASIL, 2012).

No contexto brasileiro, observa-se a predominância do uso do conceito para o enfoque de monetarização dos Ecoservs atrelado principalmente a mecanismos econômicos de incentivo a conservação (Pagamento por Serviços Ecosistêmicos). Isto se alinha ao status de adoção do conceito na América Latina em geral (BALVANERA et al., 2012).

Esta adoção do conceito também é percebida no âmbito do setor financeiro e do setor privado. Tal incorporação é percebida principalmente para uso no “marketing verde” e na análise de exposição a riscos relacionados a insustentabilidade de modelos de negócio frente a dependência de recursos e processos naturais (BERNARDO, 2017; MONZONI, 2014; LANDSBERG et al., 2013).

O setor privado tem mostrado interesse, a exemplo de iniciativas como *UK Ecosystem Markets Task Force*; *World Business Council for Sustainable Development*. A atenção do Setor Privado no Brasil ao tema é representada por outras iniciativas como *The Economics of Ecosystem and Biodiversity for Business in Brazil* (PAVESE, CEOTTO & RIBEIRO, 2014) e através da Fundação Getúlio Vargas com seu Centro de Estudos para Sustentabilidade, que sensibiliza o setor empresarial para o grau de dependência de suas diferentes atividades no que tange os Ecoservs. Em relação ao setor financeiro, a abordagem de ES também já é considerada como diretriz para avaliação de impactos pelo Banco Mundial (LANDSBERG et al., 2013), podendo ser usada em procedimentos de licenciamento ambiental no contexto brasileiro.

A recomendação de incorporação do conceito de Ecoservs como critério de avaliação e gestão ambiental tem se mostrado crescente. É reforçada pela Convenção Internacional sobre a Diversidade Biológica - CIBD, ratificada pelo Brasil pelo Decreto Nº 2.519 de 16 de Março de 1998. A CIBD recomenda expressamente em seu programa de trabalho, a avaliação de efetividade de gestão de áreas protegidas considerando os Ecoservs (MACE & BAILLIE, 2007). Os Ecoserv são também considerados como indicador nos *Padrões Globais* de avaliação de áreas protegidas, estabelecidos pela *União*

Internacional para a Conservação da Natureza - IUCN (GARCÍA MÁRQUEZ et al., 2016b; ICMBIO; WWF-BRASIL, 2012; IUCN & WCPA, 2016; OLIVEIRA et al., 2017). A Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, em seu artigo 47, também reconhece expressamente os benefícios que as UCs podem fornecer aos usuários de recursos hídricos (abastecimento público, geração de energia hidrelétrica), porém sem citar especificamente o termo “serviços ecossistêmicos” ou “serviços ambientais” (BRASIL, 2004; GELUDA, 2005; GELUDA e SERRÃO, 2014).

Considerando a abrangência dos instrumentos de zoneamento e da “função-base” que desempenham para as demais políticas e instrumentos de caráter ambiental e territorial (licenciamento de atividades; gestão de bacias hidrográficas e Plano Diretor de Ordenamento Territorial, por exemplo), percebe-se grande potencial de uso do conceito de Ecoservs para promover uma gestão ambiental e territorial balizada pela performance desejada dos ecossistemas. Isto se coaduna inclusive com a lógica de um fator que estimule a integração de várias ciências que normalmente enfocam atributos da paisagem separadamente (ZONNEVELD, 1989).

Ademais, a avaliação ambiental em termos de Ecoservs é uma informação valiosa para elaboração de políticas ambientais, esclarecendo a dinâmica destes em função da mudança do uso e cobertura da terra (principalmente quanto ao impacto de expansão de áreas agrícolas e urbanas sobre áreas nativas)(ANDRADE et al., 2012)

A adoção do conceito de Ecoservs na América Latina tem maior ênfase em benefícios associados ao sequestro de carbono e água e, assim, os esquemas de pagamentos por Ecoservs recebem grande atenção (BALVANERA et al., 2012). Contudo, existem grandes diferenças entre as nações e limitações institucionais para sua aplicação (SAARIKOSKI et al., 2018).

Seifert-dähnn et al (2015), revisaram desafios e deficiências na implementação da abordagem em função de Ecoservs na gestão de recursos hídricos, indicando como possíveis soluções: desenvolvimento de manuais

práticos de uso; compartilhamento de base de dados de avaliações de Ecoservs; identificação de soluções para superar a “dominância” de avaliação de Ecoservs de caráter monetário; coleta de evidências sobre SE e, como os resultados da avaliação do Ecoservs são usados na tomada de decisões e por fim maior engajamento dos *stakeholders*.

A inserção do conceito na legislação ambiental é base para sua operacionalização em políticas públicas de gestão ambiental. Helming et al. (2013) investigaram o processo de avaliação de impacto de política, no âmbito de Diretivas da União Europeia, e sua relação com o conceito de Serviços Ecosistêmicos. Este estudo destaca que a integração do conceito de ES neste tipo de avaliação tem o potencial de melhorar sua operacionalização e credibilidade. No Brasil, Altmann e Stanton (2018) investigaram o conceito de ES na legislação e jurisprudência brasileira, constatando que, embora pouco percebido, o conceito tem passado pelo processo de “densificação normativa”, o que pode favorecer a atribuição de valor legal ao conceito. Aponta-se também a predominância da alusão ao conceito de Ecoservs, (expresso como “Serviços Ambientais”) em esquemas de Pagamento por Serviços Ecosistêmicos.

Na Polônia, Maczka et al., (2016) examinaram a aplicação do conceito de ES através dos documentos normativos da política ambiental nacional e entrevistas com especialistas. Observaram que já existe a percepção de ES nos documentos analisados, mesmo antes da emergência do conceito, porém a referência é majoritariamente em sua forma não-implícita. De forma similar, Stapniewska et al.(2017) pesquisaram a capacidade do sistema legal da Polônia introduzir a abordagem de avaliação baseada em Ecoservs na gestão ambiental e concluíram que a gestão atual permite a adoção da ESAp em uma extensão significativa, mesmo que de forma indireta. Foi produzido um estudo por CENT et al. (2014), que visou a compreensão do nível da presença e avaliação da centralidade do conceito na legislação daqueles países da legislação de planejamento espacial de áreas protegidas,

Os desafios e oportunidades institucionais no setor público no tocante à integração dos Ecoservs e gestão de recursos naturais, foram examinados por

SCARLETT e BOYD (2015) e apontaram que os desafios estão mais ligados à questões práticas e instrumentais dos que questões legais e estruturais.

2.1.3. Métodos De Avaliação De Serviços Ecossistêmicos

É consenso entre a comunidade científica e demais utilizadores do conceito de que não há um método único de avaliação de Ecoserv que atenda toda a variedade de contextos biofísicos e socioeconômicos (NEMEC e RAUDSEPP-HEARNE, 2013). A escolha dos métodos a serem usados é governada principalmente pelo tipo de informação desejada (escala, precisão) e, também, condicionada aos custos/esforços envolvidos e recursos disponíveis. Os critérios envolvidos para escolha das metodologias são: tipo de informação provida (quantitativa/qualitativa); tempo e recursos necessários; escalabilidade; especificidade/generalidade; compatibilidade com sistemas de valoração (VILLA et al., 2014).

Assim, os métodos de avaliação variam desde os mapeamentos e modelagens biofísicas (BAGSTAD, SEMMENS & WINTHROP, 2013; VIGERSTOL & AUKEMA, 2011), técnicas de estimativa a partir de Mapeamento Participativo (DAMASTUTI, 2016; PEH et al., 2013), dados secundários (NELSON et al., 2010; VREBOS et al., 2015; SCHRÖTER et al., 2015), e técnicas de monetarização (DAMASTUTI, 2016; RING & BARTON, 2015; SANTARLACCI, 2013; TEEB, 2010) .

No trabalho de Harrison-Atlas et al (2016) foram avaliadas as pesquisas recentes em Ecoservs (realizadas no período entre 2003 e 2013), classificando as avaliações realizadas conforme diferentes finalidade/motivações (Fins Educativos; Análise de Custo-Benefício; Gerenciamento de Paisagem) e três principais escopos ou contextos decisórios-operacionais (Avaliação; Planejamento; Gerenciamento). Tal investigação avaliou 49 estudos de caso quanto critérios de credibilidade, legitimidade e relevância e também registrou que, dentro do rol de Ecoservs, os mais avaliados são os serviços de provisão e regulação, sendo que a maioria da pesquisa científica envolve retenção de carbono (regulação), provisão de alimento água (*freshwater services*), controle de fluxo sedimentos.

As avaliações classificadas na finalidade "Educativa e de Entendimento", geram conhecimento básico, desenvolvendo novas abordagens ou destinando-se a questões fundamentais de pesquisa de importância social. Na finalidade "Análise de Custo-Benefício", são utilizadas técnicas de valoração dos Ecoserv em termos econômicos-monetários.

Ainda, quanto ao escopo "Gerenciamento" as avaliações têm como foco informações biofísicas precisas, para a implementação de ações específicas, geralmente em escala local (WOLFF, SCHULP & VERBURG, 2015). Já no escopo de *Avaliação*, as pesquisas procuram estabelecer a relação entre características dos ecossistemas e seus serviços, evidenciando prioridades espaciais, frequentemente em escalas regionais, sendo típica a baixa exigência em precisão da informação ecológica (FISHER, TURNER & MORLING, 2009). Quando no escopo de "Planejamento", a pesquisa desenvolve estratégias e objetivos para este fim, demandando um nível intermediário de precisão e especialistas para comunicar aos *stakeholders* os custos, benefícios e incertezas de ações, geralmente envolvendo análise de cenários (HARRISON-ATLAS, THEOBALD & GOLDSTEIN, 2016). Assim, o método de avaliação adotado é orientado à decisão e reflete motivações e escopo de pesquisa, o que determina também o enquadramento conceitual de Ecoserv.

Dentre os métodos baseados em índices biofísicos, um dos mais simples é o *Land Use Land Cover Based Scorecard - LULCBS*, no qual toma-se por referência o uso e cobertura da terra para avaliação da oferta de Ecoservs (uma adaptação ao *Benefit Transfer Method - BTM*, bastante utilizado na área da economia). Isto consiste na extrapolação de valores obtidos num dado contexto biofísico e socioeconômico para outro, assumindo similaridade entre eles. Obtém-se uma tabela de performance ecológica de cada uso e cobertura da terra e extrapola-se seus valores para ambientes e usos coberturas similares (DICK et al., 2016; WONG et al., 2015). O relatório MEA adotou este método de análise (em escala global) e é considerado útil para aplicações mais abrangentes (ZHANG et al., 2015). Contudo o uso exclusivo deste método não fornece segurança quanto às informações necessárias ao gerenciamento de recursos (VAN DER BIEST et al., 2015). A

Tabela 1 ilustra uma adaptação feita por ANDRADE et al. (2012), para uso dos coeficientes utilizados no MEA em um contexto brasileiro específico.

Tabela 1. - Valores de Serviços Ecosistêmicos associados às classes de uso-cobertura da terra e contexto biofísico equivalente. Adaptado de Andrade et al, 2012

Categorias de uso do solo	Bioma equivalente ^a	Coefficiente dos serviços ecossistêmicos ^b
Pastagem	<i>Grass/rangelands</i>	244,00
Cana-de-açúcar	<i>Cropland</i>	92,00
Culturas anuais	<i>Cropland</i>	92,00
Fruticultura	<i>Cropland</i>	92,00
Silvicultura	<i>Raw material/tropical forest^c</i>	315,00
Culturas anuais irrigadas	<i>Cropland</i>	92,00
Seringueira	<i>Raw material/tropical forest</i>	315,00
Cafecultura	<i>Cropland</i>	92,00
Áreas Urbanas	<i>Urban</i>	0,00
Outros	<i>Urban</i>	0,00
Áreas de mineração	<i>Urban</i>	0,00
Vegetação ripária	<i>Tropical forest</i>	2.008,00
Vegetação natural	<i>Tropical forest</i>	2.008,00
Corpos d'água	<i>Lakes/Rivers</i>	8.498,00

Ferramentas de modelagem computacional são outra opção de estimar os processos biofísicos, e têm a vantagem de serem aplicáveis em diferentes escalas, sem as distorções ou limitações inerentes ao *Benefit Transfer Method*. Diversas destas ferramentas são utilizadas para estimar e espacializar dinâmicas afetas aos Ecoservs (VIGERSTOL & AUKEMA, 2011; VORSTIUS & SPRAY, 2015).

No tocante à modelagem computacional de processos hidrológicos, Peh et al. (2013) apontam para diferenças quanto à usabilidade das ferramentas (grau de exigência de expertise dos operadores) e detalhamento dos dados e informações resultantes do uso, dividindo-se assim as ferramentas em: ferramentas com foco em processos hidrológicos (mais detalhadas e acuradas, p.ex. *Soil Water Assessment Tool - SWAT*) e em ferramentas com foco em serviços ecossistêmicos (mais simples e generalistas). Dentre estas últimas, destaca-se o *InVEST - Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (NELSON et al., 2009).

BAGSTAD et al. (2013) compararam diferentes ferramentas de estimativa de Ecoservs, avaliando critérios como usabilidade, exigência de

dados/expertise e resultados. Reportaram que o diferencial de uma ferramenta como *InVEST* é a usabilidade e simplificação em relação às outras modelagens computacionais favorecendo seu uso e adoção por um público maior. O *InVEST* comporta a avaliação espacial em suas modelagens, o que o torna mais atrativo a não especialistas em aspectos de modelagem de processos ecossistêmicos (principalmente tomadores de decisão), por questões de visualização e entendimento (BAGSTAD et al., 2013). Assim favorece o entendimento e engajamento dos *stakeholders* no processo decisório.

O *InVEST* adota um enquadramento próprio que divide os ES em *Serviços-Apoio* e *Serviços-Finais*, nos quais os *Serviços-Apoio* sustentam os outros serviços, sem oferecer benefícios diretamente às pessoas. Enquanto os *serviços finais* fornecem benefícios diretos. Conforme o Manual do *InVEST* (SHARP et al., 2015), enquadram-se dentre os “*Serviços-Apoio*” os modelos de Qualidade de Habitat, Avaliação de Risco de Habitat, Qualidade de Água Marinha e Polinização. Quanto aos “*Serviços-Finais*” oferece simulação de: Sequestro Estoque de Carbono Florestal (considerando inclusive efeito da fragmentação florestal); Sequestro e Estoque de Carbono em Ambientes Costeiros; Balanço Hídrico (focando em reservatórios de hidrelétricas e estimativas sazonais); Retenção e Aporte de Nutrientes (Contaminação Hídrica); Retenção de Sedimentos; Provisão de Qualidade Cênica; Recreação e Turismo; Produção de Energia de Marés; Produção de Energia Eólica em Alto Mar; Produção Pesqueira; Produção Agrícola entre outros (SHARP et al., 2015).

Mais recentemente, Lima et al. (2017), propõem outra metodologia chamada de MapES (Mapping Ecosystem Services). Esta metodologia de mapeamento e avaliação, baseia-se em índices de potencial de oferta de Ecoservs para diferentes classes de uso e cobertura da terra (vide

Tabela 1). Os parâmetros do MapES foram desenvolvidos alicerçados na base de conhecimento existente para o contexto biótico e edafoclimático do Cerrado. A comparação se baseia em índices de oferta potencial dos Ecoservs de: Controle de Erosão; Controle de Escoamento Superficial (*Runoff*); Abastecimento de Água; Manutenção da Qualidade da Água; Manutenção de

Qualidade do Solo; Manutenção de Biodiversidade; Produção de Alimento; e Produção de Energia. É um método relativamente menos exigente quanto a dados e parametrização, e se adequa a avaliação de cenários de uso e cobertura da terra. A metodologia se fundamenta na comparação entre um cenário referência hipotético (quanto ao potencial de cobertura de vegetação nativa original - PNV) e outro cenário de uso e cobertura da terra de interesse (cenário avaliado). A avaliação dos cenários se dá através dos índices obtidos para cada Ecoserv e através da análise espacial da área de estudo, quanto a variação de tais índices, possibilitando a evidenciação de áreas mais relevantes e vulneráveis quanto aos Ecoservs avaliados.

2.2. Zoneamento Ambiental

No Brasil, uma das principais formas de atuação no Poder Público na busca pelo meio ambiente equilibrado é através do Zoneamento Ambiental (zoneamento de atividades e definição de áreas protegidas). Isto é corroborado pelo fato de que um dos principais fatores que influenciam os processos biofísicos terrestres, e assim a qualidade ambiental, é a cobertura e uso da terra (em inglês, *Land Use Land Cover – LULC*) (GUIDA JOHNSON & ZULETA, 2013; NELSON et al., 2010; WHITHAM, SHI & RIORDAN, 2015). Isto consiste no ordenamento territorial, atividade vinculada e exclusiva do Estado em seu papel de promover o bem estar público, ancorado na administração de um conjunto de aspectos jurídicos, socioeconômicos e ambientais (PAULA & CORREA, 2009).

A Política Nacional de Meio Ambiente (LEI nº 6.938, de 31 de agosto de 1981) prevê instrumentos para consecução de seus objetivos: o Zoneamento Ambiental e Criação de Áreas Protegidas, Estabelecimento de Padrões de Qualidade Ambiental, Avaliação de Impactos Ambientais, Licenciamento de atividades por exemplo. Dentre eles, o Zoneamento Ecológico Econômico e as Áreas Protegidas são os mecanismos de aplicação do zoneamento ambiental ((BRASIL, 1981);SANTOS & RANIERI, 2013).

O Zoneamento Ecológico Econômico - ZEE é o instrumento da política ambiental que baliza o ordenamento territorial no Brasil em escala mais abrangente. Guarda semelhança com zoneamentos de finalidade agrícola (Zoneamento Aptidão agrícola e agroclimático) e agrários (zoneamento de regiões socioeconômicas homogêneas proposto pelo *Estatuto da Terra*, Lei nº 4.504 de 30/11/64), contudo agrega critérios ecológicos. Previsto pela *Política Nacional de Meio Ambiente* e institucionalizado e regulamentado pelo Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002, que objetiva integrar os atributos naturais aos fatores sociais e econômicos na gestão territorial (PRETTE & MATTEO, 2006), visando o desenvolvimento sustentável. Nos termos do citado Decreto, o objetivo do instrumento é “*organizar, de forma vinculada, as decisões dos agentes públicos e privados quanto a planos, programas, projetos e atividades que, direta ou indiretamente, utilizem recursos naturais, assegurando a plena manutenção do capital e dos serviços ambientais dos ecossistemas*”(BRASIL, 2002).

Devido a versatilidade de escalas geográficas em que pode ser aplicado, existem iniciativas de ZEE no Brasil em diversos níveis. Esta diversidade de contextos ambientais e socioeconômicos, obviamente, implicam em disparidade na sua aplicação ao longo da extensão do Brasil (NEVES & SAUER, 2017). Aponta-se também a morosidade do processo de ZEE à divergências, discussões e polêmicas, também naturais à interpretação de conceitos legais (LIMA, 2012).

A *Diretriz Metodológica* difundida pelo Ministério do Meio Ambiente desde 2006 recomenda como padrão a realização de diagnósticos temáticos (meio físico-biótico, socioeconômico e jurídico-institucional), bem como análise de tendências de ocupação do território e pressões sobre os recursos naturais para o desenvolvimento de proposta de gestão, antecedidos por uma etapa de planejamento das atividades (BRASIL, 2006).

Os trabalhos do ZEE nos Estados são realizados por um consórcio de Instituições Governamentais (Agência Nacional de Águas, Serviço Geológico do Brasil, *Embrapa*, *Ibama*, *IBGE*, entre outras) e acompanhados por uma *Comissão Coordenadora do Zoneamento Ecológico-Econômico do Território*

Nacional (CCZEE), composta por doze ministérios (BATEMAN et al., 2013) conforme a edição da Lei Federal nº 13.341 de 29 de setembro de 2016.

Essa norma instituiu critérios para a criação desta Comissão e definiu o ZEE como sendo um instrumento de organização do território, sendo obrigatória sua observância para a “*implementação de planos, obras e atividades públicas e privadas*”, estabelecendo, ainda, “*medidas e padrões de proteção ambiental destinados a assegurar a qualidade ambiental, dos recursos hídricos e do solo e a conservação da biodiversidade, garantindo o desenvolvimento sustentável e a melhoria das condições de vida da população*” (BRASIL, 2002).

O Ministério do Meio Ambiente - MMA aponta tendência de expansão da implementação do ZEE no Brasil, com incremento da área do território nacional coberta por iniciativas de ZEE concluídas, conforme demonstrado na Figura 4. Isto é, explicado em parte pela exigência fixada pelo Código Florestal (Lei 12.651/12) de que todos os Estados tivessem seus ZEEs elaborados e aprovados conforme metodologia federal (Decreto Federal nº 4.297/2002), no prazo de 5 anos, ou seja, a princípio, até 2017. (BRASIL, 2017)

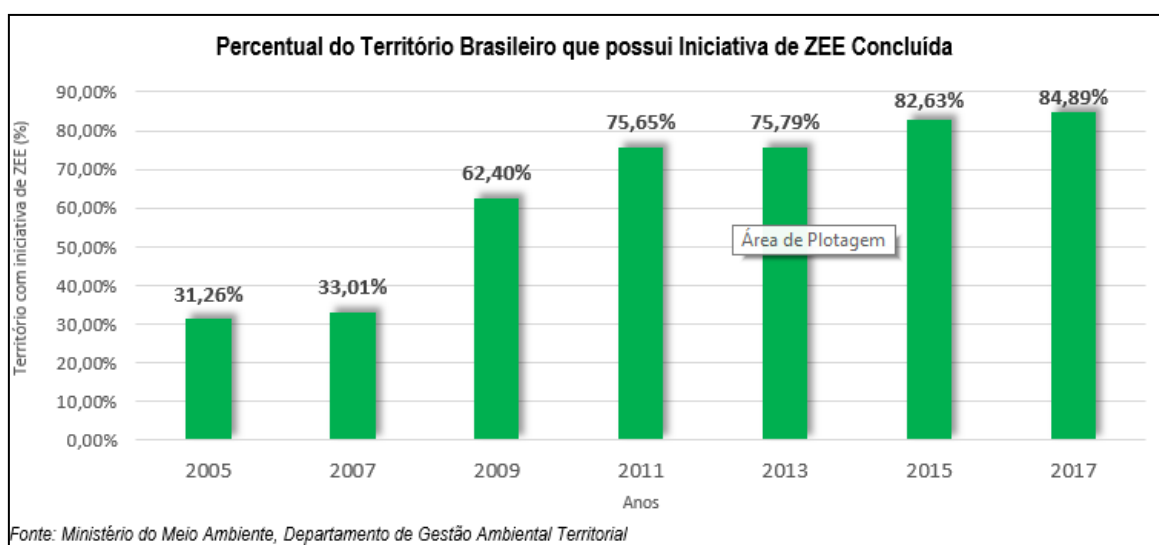


Figura 4. Percentual do Território Brasileiro com Iniciativa de ZEE concluída de 2005 a 2017. (fonte: BRASIL, 2018a)

NEVES e SAUER (2017) apontam que a administração pública recepciona o Zoneamento Ecológico-Econômico como de fato uma política pública nacional, nos termos já previstos e tutelado pela legislação nacional.

Destaca-se também a relação do instrumento de Zoneamento Ambiental com a definição de áreas de interesse para criação de espaços especialmente protegidos (SANTOS & RANIERI, 2013) a partir dos dados, informações e conhecimentos sistematizados e acumulados pelos procedimentos atinentes ao Zoneamento (RODRIGUES et al., 2013).

Embora seja institucionalizado acerca de duas décadas, e tenha abrangido mais 7 milhões de Km², considerando apenas as iniciativas do Governo Federal, existem registros de que o instrumento enfrentou entraves à sua efetiva implementação (PRETTE & MATTEO, 2006). Aponta-se que durante a evolução do ZEE deficiências, como a inexistência de uma referência nacional e a ausência de capacidade operacional dos executores do ZEE em suas respectivas áreas de competência. Registra-se também a deficiência no tratamento adequado aos temas como biodiversidade, serviços ecossistêmicos, indicadores de sustentabilidade e degradação ambiental (REZENDE & LEITE, 2010). Um exemplo prático da complexidade de projetos desta natureza é o ZEE do Distrito Federal, que teve início em 2009 e teve sua Lei de aprovação publicada em dezembro de 2018, demorando mais de 9 anos para ser elaborado e aprovado.

2.2.1. Zoneamento De Unidades De Conservação

As Áreas Protegidas são espaços considerados como fundamentais do ponto de vista ecológico, social e econômico e que devido a isso possuem restrições ao livre uso e ocupação. Tem reconhecido papel no enfrentamento à perda da diversidade biológica (ICMBIO & WWF-BRASIL, 2012). No Brasil, tais áreas Protegidas englobam as chamadas Unidades de Conservação da Natureza - UC, além de áreas de Preservação Permanente e Áreas de Reserva Legal, que constituem os corredores ecológicos. As UCs são constituídas de acordo com a importância ambiental e de diversidade biológica de um dado território, e assim classificadas de acordo com o respectivo regime de proteção estabelecido para a consecução dos objetivos de criação (proteção de espécies endêmicas, patrimônios espeleológicos, recursos hídricos entre outros). Nos termos da Lei 9.985, de 18 de julho de 2000, são definidas como:

“(…) Art. 2o Para os fins previstos nesta Lei, entende-se por: I - **unidade de conservação**: espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção;” (grifo nosso)

No Brasil, as UCs constituem o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC (BRASIL, 2004), sendo por ele classificadas em UCs dois diferentes regimes de proteção: UC de Proteção Integral - UCPI e UC de Uso Sustentável - UCUS. As UCPI não admitem ocupação ou uso direto dos recursos abarcados em sua área. As UCUS admitem ocupação da terra e uso dos seus recursos de forma direta, porém em regime de uso sustentável, o que é definido no respectivo Plano de Manejo, principal instrumento de gestão das Unidades de Conservação, este definido pela Lei do SNUC como:

“Plano de manejo: documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade”

A implementação e gestão das UCs é majoritariamente realizada pelo Poder Público, havendo também possibilidade de estabelecimento de UC por iniciativa privada, no caso de Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPN. Lista-se as categorias de UC do SNUC na Tabela e ilustra-se na Figura 5 a distribuição de UC no território brasileiro.

Tabela 9 Categorias de Unidades de Conservação de Acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC

1- UC Proteção Integral	2 - UC Uso Sustentável
1.1 Estação Ecológica	2.1 Área de Proteção Ambiental
1.2 Reserva Biológica	2.2 Floresta Nacional
1.3 Parque Nacional	2.3 Reserva Extrativista
1.4 Monumento Natural	2.4 Reserva de Fauna
1.5 Refúgio da Vida Silvestre	2.5 Reserva de Desenvolvimento Sustentável
	2.6 Reserva Particular do Patrimônio Natural
	2.7 Área de Relevante Interesse Ecológico

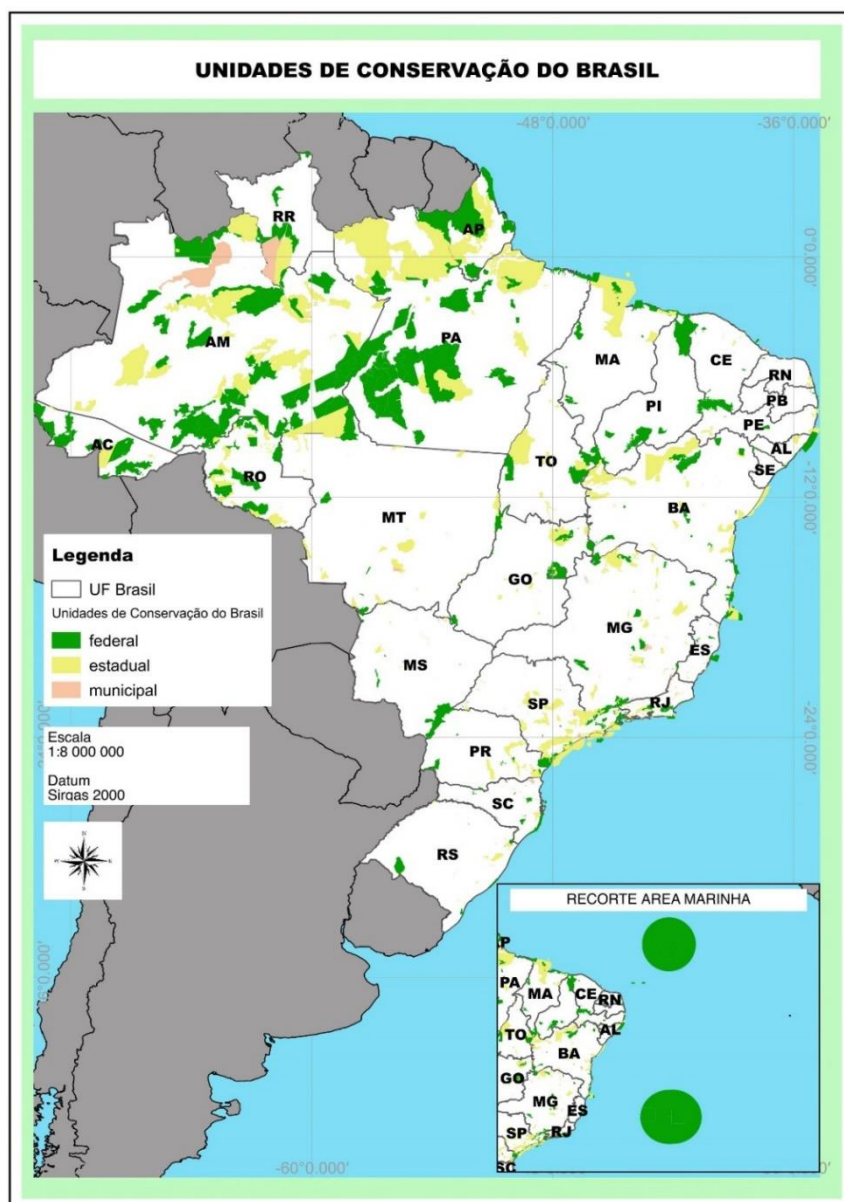


Figura 5. Unidades de Conservação no Brasil. Fonte (BRASIL, 2018b)

Por obrigatoriedade legal, cada Unidade de Conservação deve possuir um plano de manejo (PMnj). Este documento deve definir as regras de uso e ocupação da terra através de um zoneamento. O quadro com dados atuais do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC, é demonstrado na Tabela 2, com a quantidade de UCs existentes, a superfície abrangida, esferas de gestão e existência de planos de manejo. Atualmente, de acordo com o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), 2376 UCs nas três esferas de gestão (Federal, Estadual e Municipal), somando uma cobertura aproximada de 250.209.200 hectares.

Tabela 2. Situação Do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. (Fonte: Cadastro Nacional de Unidades de Conservação)

GESTÃO	FEDERAL	ESTADUAL	MUNICIPAL
QUANTIDADE	335	908	295
PROTEÇÃO INTEGRAL (UCPI)	150	369	179
ÁREA TOTAL UCPI (ha)	50.357.105,27	15.907.705,03	106.819,73
ÁREA TOTAL DE UCPI COM PLANO DE MANEJO (ha)	27.072.261	9.517.600,49	38.082,94
QUANTIDADE DE UCPI COM PLANO DE MANEJO	84	115	49
USO SUSTENTÁVEL (UCUS)	185	539	116
ÁREA TOTAL UCUS (ha)	121.147.479,79	60.761.260,12	5.724.026,90
QUANTIDADE DE UCUS COM PLANO DE MANEJO	44	75	19
ÁREA TOTAL DE UCUS COM PLANO DE MANEJO (ha)	11.664.993,29	17.101.310,76	162.644,09

FOLETO e ZIANI (2013a), registram que o PMnj é o principal instrumento de planejamento das UCs. É elaborado a partir de estudos e diagnósticos do meio físico, biótico e social, e resulta no regramento para uso (e ocupação no caso das UCUS). O zoneamento ambiental da UC inclui-se no PMnj, definindo zonas com diferentes restrições de uso, visando assim à sustentabilidade da área protegida. Dentre os critérios para definição das zonas e respectivas restrições, se destaca a identificação de áreas com maior fragilidade ambiental e priorização de áreas para conservação (D'AMICO, 2015).

De acordo com IBAMA (2002), é recomendado que o PMnj observe diretrizes de: **Continuidade** (evitando defasagem do plano); **Gradatividade** e **Flexibilidade** (abertura para ajustes e incorporação gradativa de novos

conhecimentos); **Participação** da sociedade (para engajamento e prevenção de eventuais conflitos). As diretrizes de continuidade, gradatividade e flexibilidade são condizentes com a observação de que um dos maiores problemas das áreas protegidas, é a falta de planejamento estratégico, sendo essencial que o plano de manejo se mantenha atualizado, proporcionando a gestão de adaptativa da UC (MURUTHI, 2006).

2.2.2. Efetividade e Lacunas do Zoneamento Ambiental

Existem outros instrumentos da política ambiental brasileira com ação complementar ao zoneamento ambiental. Entre eles: a avaliação de impacto ambiental (que no Brasil se insere no procedimento administrativo de licenciamento ambiental) e monitoramento ambiental (presente principalmente no licenciamento ambiental e na gestão de bacias hidrográficas) (AZEVEDO, PASQUIS & BURSZTYN, 2007).

Além destes, existem outros regramentos que influenciam o uso e cobertura da terra e sua influência nos recursos ambientais, tais como o Código Florestal (Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012 - Lei de Proteção da Vegetação Nativa), e ainda outros de viés territorial, que tangenciam a proteção do meio ambiente tais como, Estatuto das Cidades (Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001), Planos Diretores de Ordenamento Territorial - PDOT, Lei de Parcelamento de Solo e Estatuto da Terra (Lei nº 4.504, de 30 de novembro de 1964), por exemplo.

É importante observar que, considerando a existência e enfoque dos instrumentos complementares, o zoneamento dá maior atenção nas diretrizes de ocupação do território. Fica a cargo dos instrumentos complementares uma função mais dinâmica e operacional de controle (delimitação de áreas de preservação permanente; áreas de reserva legal, monitoramento de qualidade, fiscalização) do uso e ocupação do território e seus impactos associados (BURSZTYN & BURSZTYN, 2013).

Contudo, a eficiência do instrumental de gestão ambiental pública tem sido questionada (ASSIS et al., 2012). Por consequência, nota-se a pressão pela desregulamentação destes instrumentos, sem levar em conta a

precariedade das condições básicas para implementação (MONTAÑO, 2005), em parte decorrente da insuficiência de recursos orçamentários destinados pelo governo (DE ARAÚJO & GANNEM, 2006).

Deduz-se que tal situação é gerada pela percepção insuficiente de requisitos como: Importância Política e grau de compromisso (influenciado pelo acesso à informação pela população e existência de mecanismos de pressão pública); objetivos ambientais factíveis, estabelecimento de prioridades, coordenação de políticas intersetoriais e consenso entre reguladores, empresas e público geral; Tradução de objetivos em ações concretas através da capacidade humana, técnica e institucional e, facilidade de cooperação intersetorial entre níveis administrativos (AZEVEDO, PASQUIS & BURSZTYN, 2007; PECCATIELLO, 2011). Estima-se que aproximadamente 20% das espécies ameaçadas ou endêmicas do Cerrado não ocorram nas áreas protegidas (KLINK & MACHADO, 2005), revelando capacidade insuficiente das UCs em proteger a biodiversidade em sua plenitude. Tal insuficiência é agravada pela ocupação ilegal da terra, observada mesmo em áreas protegidas por Lei (SPAROVEK et al., 2010).

O Zoneamento é então um instrumento de planejamento e gestão que objetiva o uso e ocupação do território de maneira sustentável, mas que não consegue garantir isso sozinho, servindo como a base para os outros instrumentos de gestão ambiental do Brasil (CAMPHORA & MAY, 2006; MITEVA, PATTANAYAK & FERRARO, 2012; RING & BARTON, 2015; RODRIGUES et al., 2013). Portanto, são necessárias abordagens complementares (avaliação de impacto, monitoramento de qualidade, planos de gestão de bacias hidrográficas entre outros) para a garantia da manutenção de estruturas e processos ecológicos (AZEVEDO, PASQUIS & BURSZTYN, 2007).

Considerando a influência dos instrumentos complementares no uso e ocupação de um dado território (SANCHES, 2014), é reforçada a necessidade de estimar o impacto potencial de cada instrumento de política ambiental, ao qual o território é submetido (ANDRADE et al., 2012; MAY et al., 2012). A demanda pela avaliação de efetividade das áreas protegidas é crescente,

principalmente no âmbito global, considerando a percepção de que o simples estabelecimento (muitas vezes precário) de áreas protegidas não resulta na consecução dos seus objetivos (LEVERINGTON et al., 2008).

Embora existam poucos estudos sobre efetividade de zoneamento ambiental em termos quantitativos, sejam biofísicos ou econômicos, existem algumas metodologias de avaliação de efetividade de gestão de áreas protegidas sendo implementadas (HOCKINGS et al., 2006), entre eles, o RAPPAM - *Rapid Assessment and Priorization of Protected Area Management*, o qual começa a ser aplicado no Brasil (IBAMA & WWF, 2007). Na primeira execução do RAPPAM, 249 unidades de conservação tiveram sua gestão avaliada, sendo que 125 foram classificadas como efetividades de gestão baixa, 89 como média e, 32 como alta. Nota-se, entretanto, que esse tipo de análise (RAPPAM), se aplica basicamente aos aspectos gerais de gestão. Isto limita a avaliação de alguns resultados biofísicos em diferentes cenários, o que é essencial na tomada de decisão tanto no planejamento e redesenho quanto na gestão (SALAFSKY & REDFORD, 2013).

ALMEIDA (2017) investigou os efeitos de zoneamento ambiental da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu – APA-BRSB. Observou que a adoção de instrumentos de comando e controle (como os padrões de qualidade ambiental e zoneamentos) na formulação de políticas de ordenamento territorial, podem não contornar dinâmicas nocivas de uso e ocupação. Aponta que o principal limitante quanto a ocupação do solo na APA é sua configuração geográfica (de relevo e solos, principalmente), que inibem a ocupação devido alto custo de implantação de infraestrutura e desenvolvimento de atividades econômicas. Observa ainda que as restrições de ocupação fixadas pelo zoneamento podem induzir ao deslocamento de impactos negativos, decorrentes de ocupações irregulares de áreas rurais remanescentes e de áreas de sensibilidade ambiental.

Cabe destacar que, embora a gestão ambiental através do regramento de uso e ocupação da terra seja, a princípio, um instrumento eficiente, devido a sua relativa simplicidade de critérios para operacionalização por parte do Poder

Público, a mesma é frágil em precisão/eficácia devido a intensidade variada de impactos que um mesmo uso e cobertura pode representar. Ou seja, ao fixar determinado uso e cobertura de uma porção do território, por exemplo “agropecuária”, há ainda dentro da “agropecuária” considerável margem para variação de impactos, de acordo com as diferenças inerentes aos tipos manejo e tecnologia empregados neste uso. Cita-se como exemplo a utilização de agricultura de precisão, agricultura orgânica, pecuária intensiva, pecuária extensiva, boas práticas de manejo, culturas com alta ou baixa demanda hídrica, fertilizantes e intensidade de revolvimento do solo e boas práticas de manejo (STRAUCH et al., 2013).

É observado também que limitações à ocupação, reduzem a oferta de terra para uso habitacional, o que acaba por fomentar a pressão para ocupação informal do território (BRANDÃO, ROSSI & JATOBÁ, 2017), dando margem a consequências mais danosas à qualidade ambiental e urbanística em comparação com ocupações minimamente ordenadas.

2.3. Manutenção da Biodiversidade *versus* Fragmentação de Habitat

A biodiversidade, ou diversidade biológica, contempla várias dimensões de diversidade dos seres vivos, contemplando a diversidade de organismos, a diversidade genética e a variedade de interações e processos bióticos. A conservação da biodiversidade é uma preocupação crescente, devido à intensa degradação ambiental e fragmentação de habitats (METZGER & CASATTI, 2006). No caso do Cerrado, entre as pressões observadas sobre a biodiversidade destacam-se: queimadas, invasão por espécies exóticas, antropização para moradias, agropecuária, coleta seletiva de madeira, extração de lenha e de espécies medicinais (PIVELLO, 2005).

Tal degradação tem impactos na sociedade em geral, haja vista a dependência desta em relação aos Ecoservs, que são viabilizados pelos recursos e processos bióticos e ecológicos (BALVANERA et al., 2014; BULLOCK et al., 2011; MOONEY, 2010). Neste sentido, é importante a existência de políticas públicas para o uso e ocupação sustentável do território, visando a manutenção da biodiversidade (ARIGONI ORTIZ & FREITAS

FERREIRA, 2004; AZEVEDO, PASQUIS & BURSZTYN, 2007). Contudo, se faz necessária a priorização de áreas para ações de conservação e restauração ecológica (BROOKS et al., 2010), orientando e otimizando o uso de recursos, notadamente escassos para este fim (BERNARD, PENNA & ARAÚJO, 2014).

Todavia, medir a biodiversidade, é uma tarefa complexa e dispendiosa em recursos, principalmente em se tratando de mensuração direta, o que se deve ao caráter multidimensional (diversidade genética, de organismos e ecológica) (RAMBALDI & OLIVEIRA, 2003). Em um nível mais macro, a Convenção Internacional de Diversidade Biológica – *CIBD*, ratificada por 150 nações, aponta para opção de monitoramento da conectividade e fragmentação de ecossistemas e cobertura de áreas protegidas (GEOBON, 2008; PEREIRA et al., 2013). Assim, o monitoramento da biodiversidade pode também ser realizado de forma indireta, pela análise de dados de uso e cobertura da terra, como indicadores da integridade ecológica da paisagem, e consiste como alternativa a métodos de monitoramento mais custosos, como levantamentos de campo de fauna e flora. (ZHOU, 2005).

Observa-se porém que análises apenas de dados de área de cobertura, por vezes, omitem fragilidades ecológicas e dinâmicas estruturais (VOGT et al., 2007), enquanto que os padrões de distribuição dos tipos de cobertura da terra (arranjo espacial) tem forte influência sobre processos ecológicos associados à manutenção de diversidade biológica (OLIVEIRA, 2015a). Isto se deve ao fato de que as dinâmicas ecológicas, como fluxo de energia e informação entre fragmentos, são sensíveis aos padrões espaciais da paisagem, principalmente quanto ao tamanho, forma e grau de conexão física entre fragmentos de remanescentes (HONRADO et al., 2012).

Considerando as diversas acepções do termo *paisagem*, destaca-se que o conceito aqui considerado é o que se alinha ao aplicado na Ecologia de Paisagem (CHAVES et al., 2016). Relaciona-se então à porção da superfície da terra com a compreensão integrada dos elementos que a compõem, considerando-se suas relações espaciais e temporais (estrutura, dinâmica e processos) (MARTINS et al., 2004).

A análise realizada por CHAVES et al., (2016) alinha-se a esta concepção de paisagem, esquematizando o processo de transformação da mesma através da Figura 6. No esquema, representa-se a totalidade do espaço geográfico composto por inúmeras paisagens (P1; P2; P3; Pn) resultantes de transformações por meio de processos internos (α_1 ; α_2 ; α_3 ; α_n) durante quantidades de tempo (t_1 ; t_2 ; t_3 ; t_n). A visualização deste conceito é útil para entender o processo de fragmentação de habitats e estudo da ecologia de paisagens.

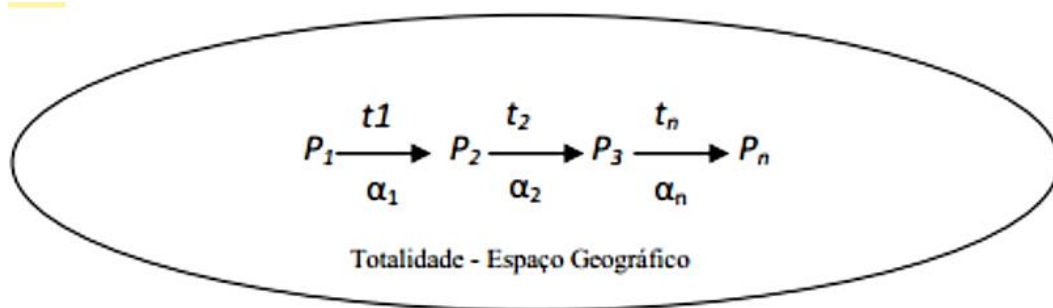


Figura 6. Esquema de transformação da paisagem no espaço geográfico (fonte: CHAVES et al., 2016)

A Ecologia de Paisagem, foca na compreensão da relação entre os padrões espaciais da paisagem e dinâmicas de populações e comunidades (HONRADO et al., 2012; METZGER, 2001). Este campo de estudo da Ecologia favorece a avaliação quanto a fragmentação de habitats, e quanto a vulnerabilidade de fragmentos e paisagens à perda de biodiversidade (REIS; NISHYAMA, 2018), e assim subsidia decisões quanto à priorização de áreas para restauração ecológica e conservação (AZEVEDO, GOMES & MORAES, 2016).

A fragmentação de habitats é o processo de quebra de uma paisagem homogênea em fragmentos da cobertura original, envolvendo em alterações na composição, e em seus padrões espaciais (AZEVEDO, GOMES & MORAES, 2016), o que reflete em perda e isolamento de habitats (OLIVEIRA, 2015a). Isto implica em pressões como: aumento nos efeitos de borda; perda de biodiversidade; alterações nas interações ecológicas e nas dinâmicas reprodutivas e extinção de espécies; isolamento das formações vegetais; aumento da predação e da competição; perda de micro-habitat (NEVES;

NEVES & CANALE, 2014; SOUZA et al., 2014). Este processo é visto como uma das principais causas de extinção de espécies (FAHRIG, 2003).

Estudos da paisagem relacionados à biodiversidade são viabilizados por diversas métricas, obtidas via quantificação da composição da cobertura vegetal e os padrões espaciais de remanescentes (SOUZA et al., 2014). Entre os indicadores da estrutura da paisagem, destacam-se o tamanho, a forma e isolamento/conectividade dos fragmentos (TAMBOSI et al., 2012). Observa-se a tendência de maior biodiversidade e qualidade ambiental quanto maior o fragmento, mais arredondado e próximo de outros fragmentos, se comparados com fragmentos pequenos, irregulares e isolados (FORMAN & GODRON, 1986; SAUNDERS, HOBBS & MARGULES, 1992). Isto se explica pela influência das alterações nos habitats naturais, impactando os nichos e o microclima dos ambientes (fatores abióticos e fatores bióticos), diminuindo os espaços, abrigos e recursos alimentares disponíveis (RAMBALDI & OLIVEIRA, 2003; REIS & NISHYAMA, 2018).

Portanto, a conectividade, o tamanho e a forma dos fragmentos, são critérios de análise da paisagem amplamente adotados. Isto se deve à relação destes com a fragmentação de habitats e impacto nos processos ecológicos (FISCHER & LINDENMAYER, 2007; LINDENMAYER et al., 2007; METZGER, 2003; SAUNDERS, HOBBS & MARGULES, 1992). Ademais, com relativa praticidade de obtenção favorecem ações governamentais de restauração ecológica (AZEVEDO, GOMES & MORAES, 2016).

Às alterações oriundas destas pressões externas aos fragmentos (bióticas e abióticas) dá-se o nome de Efeito de Borda (PIRES, FERNANDEZ & BARROS, 2006). Citam-se entre as alterações abióticas as condições de radiação, temperatura, umidade, velocidade de vento e fertilidade do solo. As alterações bióticas, decorrentes de efeito de borda, são observadas na composição da interação entre espécies e quantidade de biomassa (CORRÊA & LOUZADA, 2010; DANTAS DE PAULA et al., 2011). A intensidade do efeito de borda varia conforme o alto ou baixo contraste entre os ambientes da borda, contexto edafoclimático, pressão de espécies invasoras, pioneiras e/ou exóticas (FISCHER & LINDENMAYER, 2007). Como resultado de tais

pressões, a tendência esperada é a progressiva deterioração e redução do habitat a partir de seus limites externos (RAMBALDI & OLIVEIRA, 2003).

O Índice de Forma - SI (*Shape Index*), é uma métrica útil para avaliar a exposição do fragmento ao efeito de borda. Este índice adota o círculo como referência para cálculo, em que a geometria está relacionada a área/perímetro. Neste índice, quanto mais próximo de 1,0 (um) mais circular é a forma. Quanto mais irregular for o formato de um fragmento, mais distante do formato circular, menor é sua relação área/perímetro. Logo quanto mais distante do formato circular ($SI < 1,0$), maior a exposição do fragmento aos efeitos de borda (REIS & NISHYAMA, 2018).

A conectividade, definida como sendo o inverso da fragmentação, é amplamente considerada como um elemento vital da paisagem (FISCHER & LINDENMAYER, 2007). Caracteriza-se pela influência que a configuração da paisagem exerce ao facilitar ou dificultar a movimentação de energia e informação entre os fragmentos de habitat. É, portanto, crítica para a sobrevivência e para a dinâmica e processos ecológicos, e conseqüentemente para manutenção da biodiversidade (SOUZA et al., 2014; TAYLOR et al., 1993).

Embora haja muitas métricas de paisagem associadas à conectividade (MCGARIGAL, 2002), é comum a mensuração da conectividade com o uso de métricas estruturais simples, como Distancia Euclidiana entre fragmentos de habitat (MÜHLNER et al., 2010).

Contudo, observa-se dificuldade de operacionalização de regras direcionadas à conservação da biodiversidade por parte da gestão ambiental (METZGER & CASATTI, 2006), considerando que estudos de paisagem são relativamente complexos requerem abordagem de análise sistêmica, com integração de equipes multidisciplinares (MARTINS et al., 2004). Enfrenta-se então, o desafio quanto ao desenvolvimento de indicadores para políticas públicas (MARTINS et al., 2004) robustos o bastante para avaliar o estado de um sistema ecológico, porém simples de serem medidos, entendidos e utilizados pelos tomadores de decisão.

Nesta tônica, observam-se vários estudos focando na relação dos padrões de paisagem com a biodiversidade, os quais utilizam dados espaciais extraídos principalmente de mapeamentos de uso e cobertura da terra (UUEMAA, MANDER & MARJA, 2013), sem vinculação expressa com espécies da biota (OLIVEIRA, 2015a).

Alinhado a este viés de análise, dentro a formulação de indicadores ambientais para política ambiental estadual do Estado do Rio de Janeiro , o INEA, (2010) sintetizou um *Índice de Conectividade Estrutural de Fragmentos* - ICE que incorpora algumas métricas de paisagem associadas à forma, tamanho e distância entre os fragmentos de remanescentes de vegetação nativa. O INEA aponta que estes indicadores objetivam apoiar instrumentos como ZEE e Avaliação Ambiental Estratégica.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

A Área de Proteção Ambiental da Bacia São Bartolomeu (APA - BRSB), unidade de conservação de uso sustentável, foi definida como área de estudo deste trabalho. A APA foi criada por meio do Decreto 88.940, de 7 de novembro de 1983 com o objetivo de "*proporcionar o bem-estar futuro das populações do Distrito Federal e de parte do Estado de Goiás, bem como assegurar condições ecológicas satisfatórias às represas da região*" (BRASIL, 1983). A APA está inserida no território do Distrito Federal, com a área total delimitada de 82.680 hectares (ICMBIO, 2019), correspondendo a aproximadamente 14,3% do território distrital. Está localizada entre as regiões administrativas de São Sebastião - RA XIV, do Jardim Botânico - RA XXVII, do Paranoá - RA VII e de Planaltina - RA VI (DISTRITO FEDERAL, 2017). Destaca-se, na **Figura 7**, a dimensão territorial da APA-BRSB dentro do Distrito Federal e as Regiões Administrativas que compõem a UC.

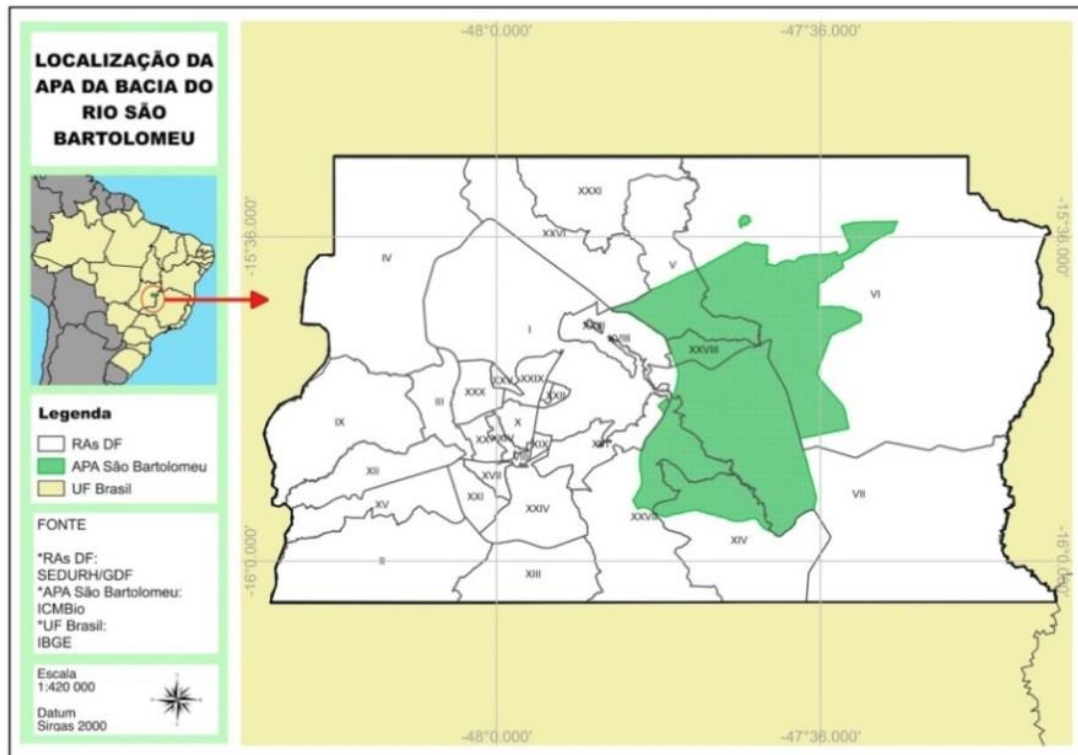


Figura 7. Mapa de localização da área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu

3.1.1. Aspectos Físicos

A APA-BRSB está em contexto de clima caracterizado pela sazonalidade dos períodos secos e chuvosos bem definidos. O período de estiagem, de baixas precipitação, nebulosidade e taxas de umidade relativa do ar ocorre entre maio e setembro, enquanto o período chuvoso vai de outubro a abril, com as taxas de precipitações variando entre 1500 a 2000 milímetros anuais (REATTO-BRAGA et al., 2004). Este tipo de clima reflete na vegetação da área, que está inserida no bioma Cerrado. Todos os tipos de formação - campestre, savânica e florestal, ocorrem na APA, especialmente as fitofisionomias do Cerrado *stricto sensu*, mata de galeria e mata ciliar (RIBEIRO & WALTER, 2008). Conforme dados do Projeto MAPBIOMAS INITIATIVE (2017) observam-se fitofisionomias campestres, fitofisionomias savânicas e fitofisionomias florestais.

A geomorfologia local, conforme classificação geomorfológica do IBGE (escala 1:250.000), possui as seguintes feições (com os seguintes percentuais da área): Chapadões (Chapadão de São Gabriel do Oeste 7,0%), Chapadas (Chapadas do Distrito Federal 61,17%), Planaltos (Planalto de Cristalina 21,51%) e Superfícies Rampeadas (10,31%) (Figura 8). Tal configuração é refletida na configuração de relevo, hidrografia e solos, fatores condicionantes da infiltração de água nos solos e recarga de aquíferos.

A declividade da área de estudo assim como a hidrografia são representadas na Figura 9. Observa-se a predominância de declividade entre 1-5 % (10.076ha: 36,27%), 5-10% (27.109ha: 33%), 10-20% (18.523 ha: 22%) e 20-45% (5.396ha: 6,51%). A área de estudo apresenta alta densidade de drenagem, mas com baixa quantidade de cursos hídricos de primeira ordem. Isto configura a APA como uma área de alta concentração de fluxo hídrico.

Por fim, no mapa de caracterização pedológica elaborado pela Embrapa (Figura 10), escala 1:100.000, são contabilizados a ocorrência das tipologias de solo na UC: Cambissolos, Latossolo Vermelho, Latossolo Vermelho-Amarelo, Solos Hidromórficos, Neossolos Quartzênicos, Argissolo Vermelho, Argissolo Vermelho-Amarelo, Espodossolo, Plintossolo e Espodossolos - (REATTO et al., 2004). Na Tabela 3 quantificam-se os percentuais dos tipos de solo de ocorrências na APA-BRSB.

Tabela 3. Quantificação de área por tipo de solo na APA-BRSB

Pedologia	Área (Ha)	Percentual
<i>Cambissolo</i>	37.958	45,88%
<i>Latossolo Vermelho</i>	27.865	33,68%
<i>Latossolo Vermelho-Amarelo</i>	12.803	15,47%
<i>Solos Hidromórficos Indiscriminados</i>	2.205	2,67%
<i>Neossolo Quartzarênicos</i>	1.078	1,30%
<i>Argissolo Vermelho</i>	478	0,58%
<i>Espodossolo</i>	159	0,19%
<i>Argissolo Vermelho-Amarelo</i>	120	0,15%
<i>Plintossolo</i>	70	0,08%

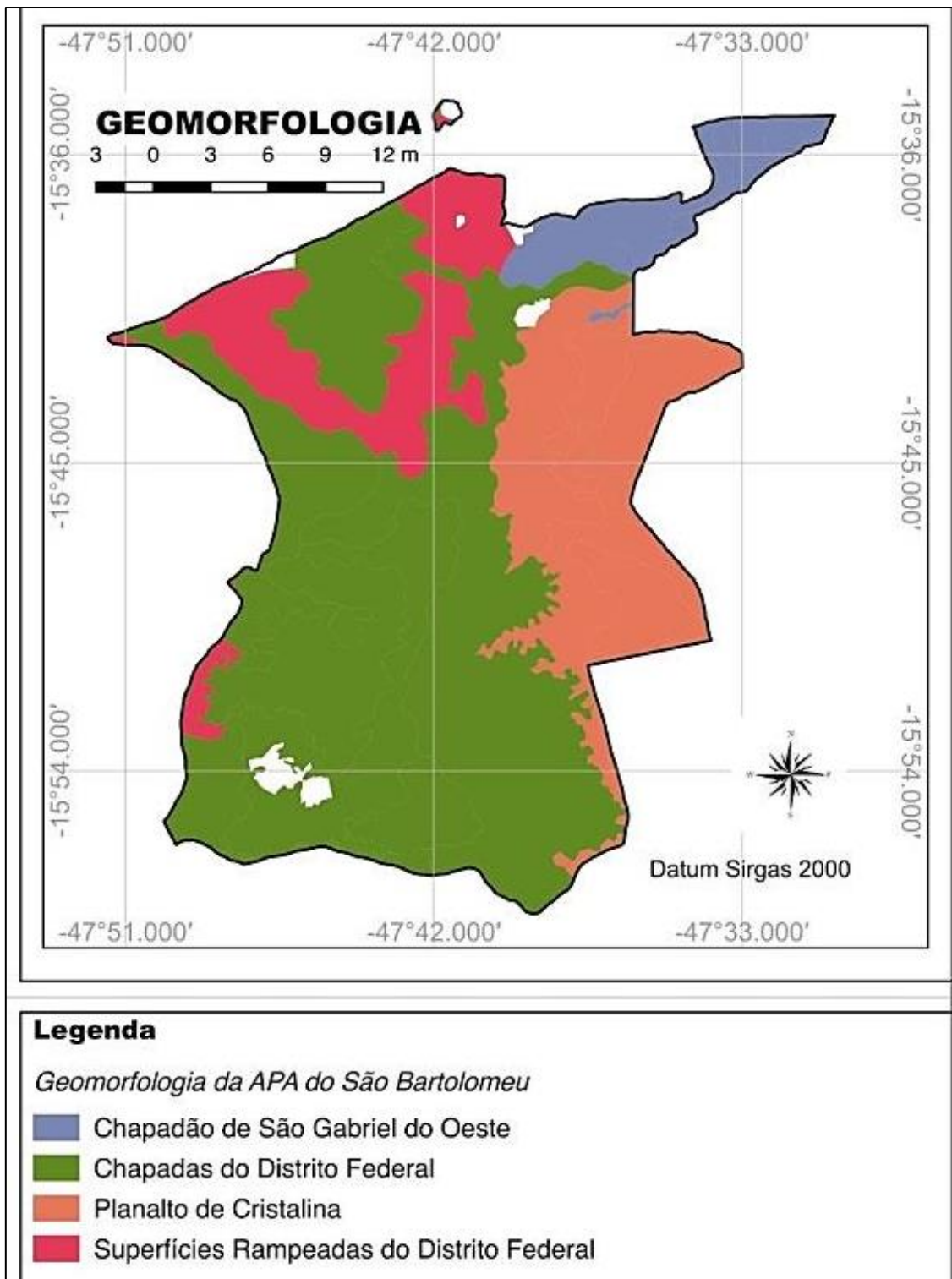


Figura 8. Geomorfologia da APA – BRSB (fonte: IBGE)

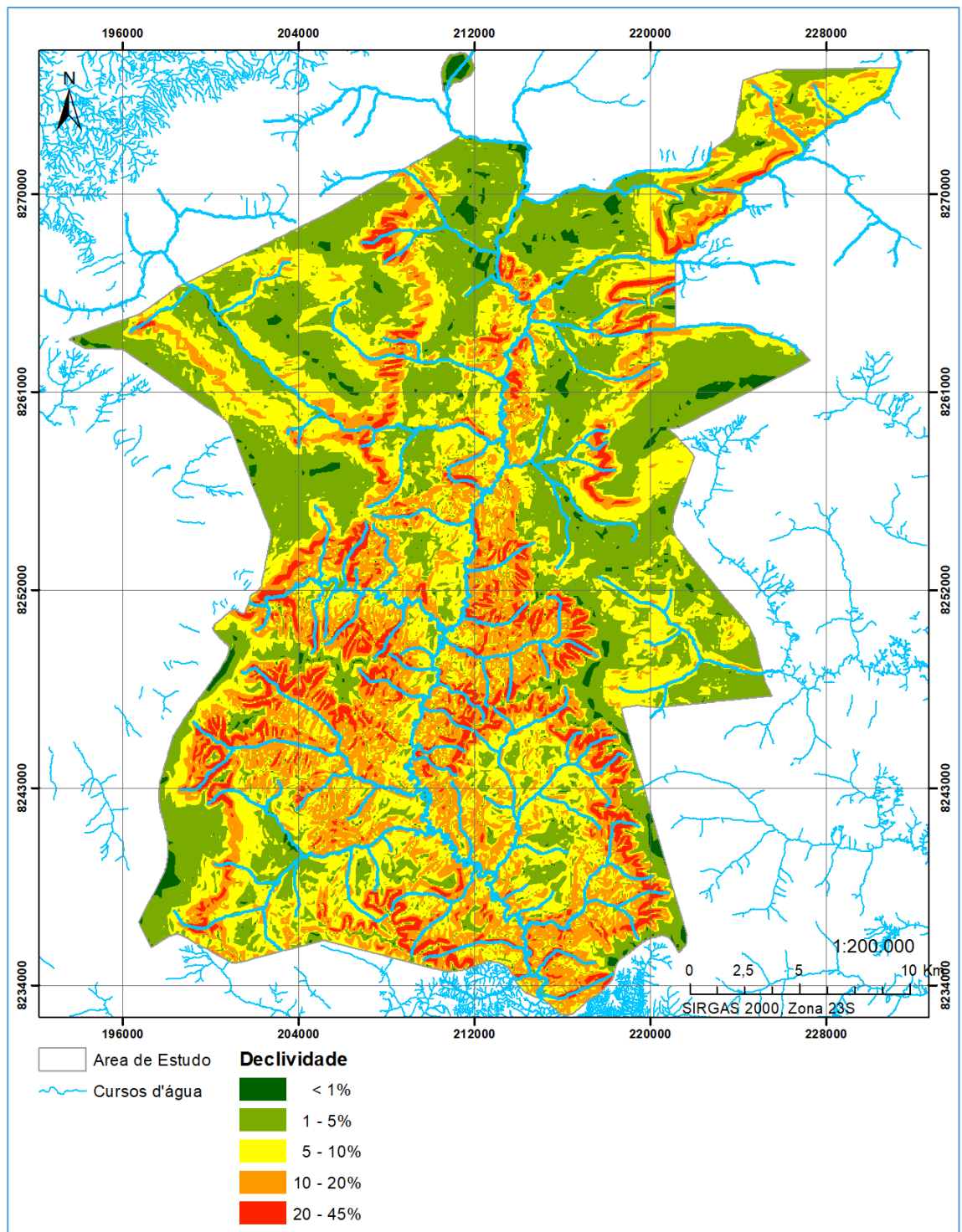


Figura 9. Mapa de Declividade e Hidrografia (fonte: GDF).

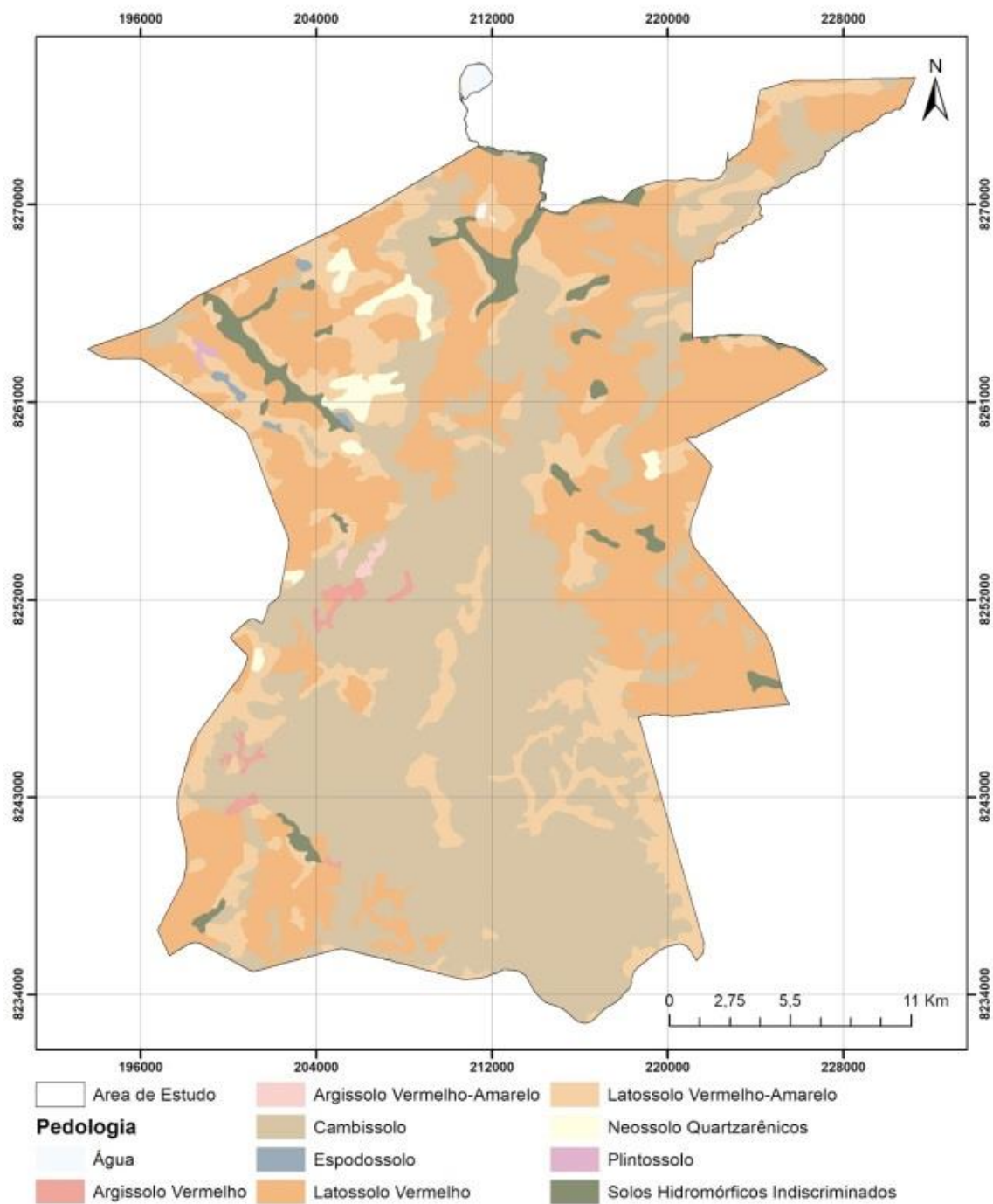


Figura 10. Mapa de Solos da APA BRS (EMBRAPA, 2001)

3.1.2. Aspectos Socioeconômicos

O processo de urbanização do Distrito Federal, além da concentração no Plano Piloto e entre as cidades de Taguatinga, Samambaia e Ceilândia, ocorreu também na área entre as bacias dos Rios Preto e São Bartolomeu (UNESCO, 2002). Aponta-se também pressões de uso e ocupação como mineração, silvicultura e desmatamentos (CÂMARA, 1993).

Devido ao processo de criação do Distrito Federal, na década de 60, iniciou-se um processo de desapropriação de terras pelo Governo Federal para consolidação territorial da Capital. Porém devido este processo não ser totalmente concluído, uma porção significativa da área da Bacia do Rio São Bartolomeu manteve-se sob propriedade particular. A condição fundiária da área (que favorecia melhor segurança jurídica em comparação com outras áreas do DF) e o aumento da pressão por novas áreas habitacionais próximas ao centro do Distrito Federal, convergiu para aumento da ocupação da área.

Tal pressão sobre o território motivou, em 1983, a criação da APA do Rio São Bartolomeu, com o principal objetivo de garantir condições ambientais para que a região tivesse função de manancial hídrico para a população do DF.

Todavia, não se observou efeito significativo da criação desta UC de Uso Sustentável quanto à restrição de uso e ocupação da área. Freitas (2018), registra o aumento populacional anual aproximado de 18% no período entre 1988 e 2000, acima da média do DF. Ainda segundo a autora, em 2006 já era registrada uma população de mais de 200.000 pessoas, distribuídas aproximadamente 80% em assentamentos de baixa renda e 20% assentamentos de média-alta renda. Registra-se também que a área abarcava 70% dos condomínios horizontais do DF, por volta de 2006 (LLACER ROIG et al., 2009)

Observa-se impacto do uso e ocupação desordenado nos recursos hídricos da região, devido a predominância de ocupações irregulares e expansão demográfica, o que reflete em condições inadequadas de

saneamento básico destas, e assim na contaminação dos aquíferos por esgotamento sanitário (CASTANHEIRA, 2016).

A dinâmica de ocupação antrópica da área pode ser visualizada nos mapas de uso e cobertura para os anos de 1984 (Figura 11), 1996 (Figura 12) e 2014 (Figura 13). Os Mapas de Uso e Cobertura da Terra disponibilizados pela Codeplan apresentam 9 classes (*Água; Área Construída; Agropastoril; Formação Campestre; Formação Florestal; Formação Savânica; Pivô Central; Outros e Reflorestamento*) (GDF, 2015a). Na **Tabela 4** são quantificadas as áreas correspondentes a cada classe de uso e cobertura da terra nos anos de 1984, 1996 e 2014.

Tabela 4. Área das classes de Uso e cobertura nos cenários dos ano 1984, 1996 e 2014.

Classes uso e cobertura	Área por Cenários (ha)		
	1984	1996	2014
Agropastoril	12.593,52	30.174,57	30.788,91
Água	186,47	208,43	208,43
Área Construída	126,04	4.968,66	6318,02
Formação	39.588,07	24.957,90	23327,71
Formação	9.922,58	9.816,24	9584,26
Formação	14.285,01	11.120,60	10876,49
Outros	1.876,51	27,40	27,41
Reflorestamento	4.340,42	1.603,96	1.709,98
Pivô Central	0	40,86	40,86

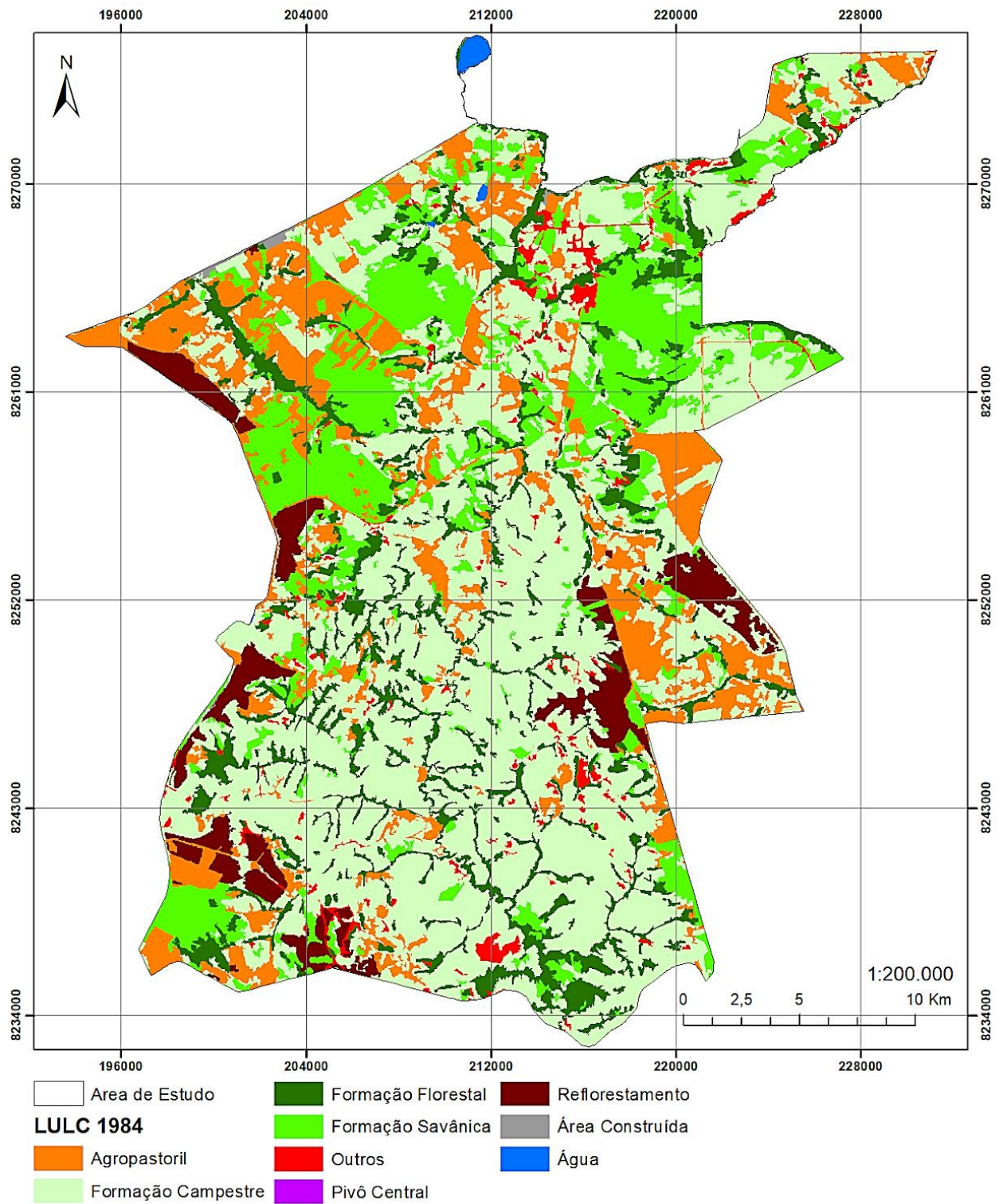


Figura 11. Mapa de Uso-Cobertura da terra (LULC) da APA-BRSB, 1984. (Fonte: CODEPLAN, 2016)

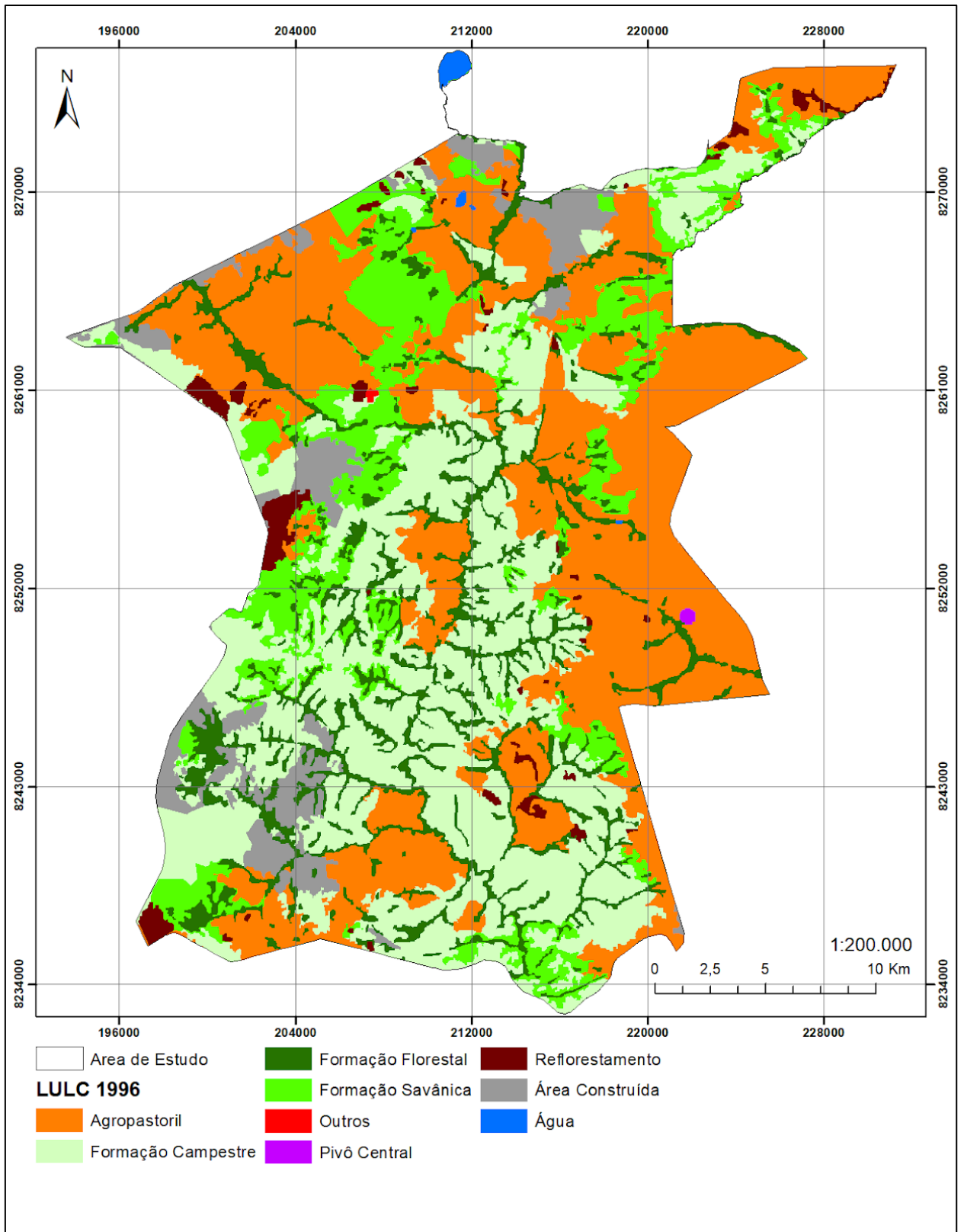


Figura 12. Mapa de Uso-Cobertura da Terra da APA-BRSB, 1996. (Fonte: CODEPLAN, 2016)

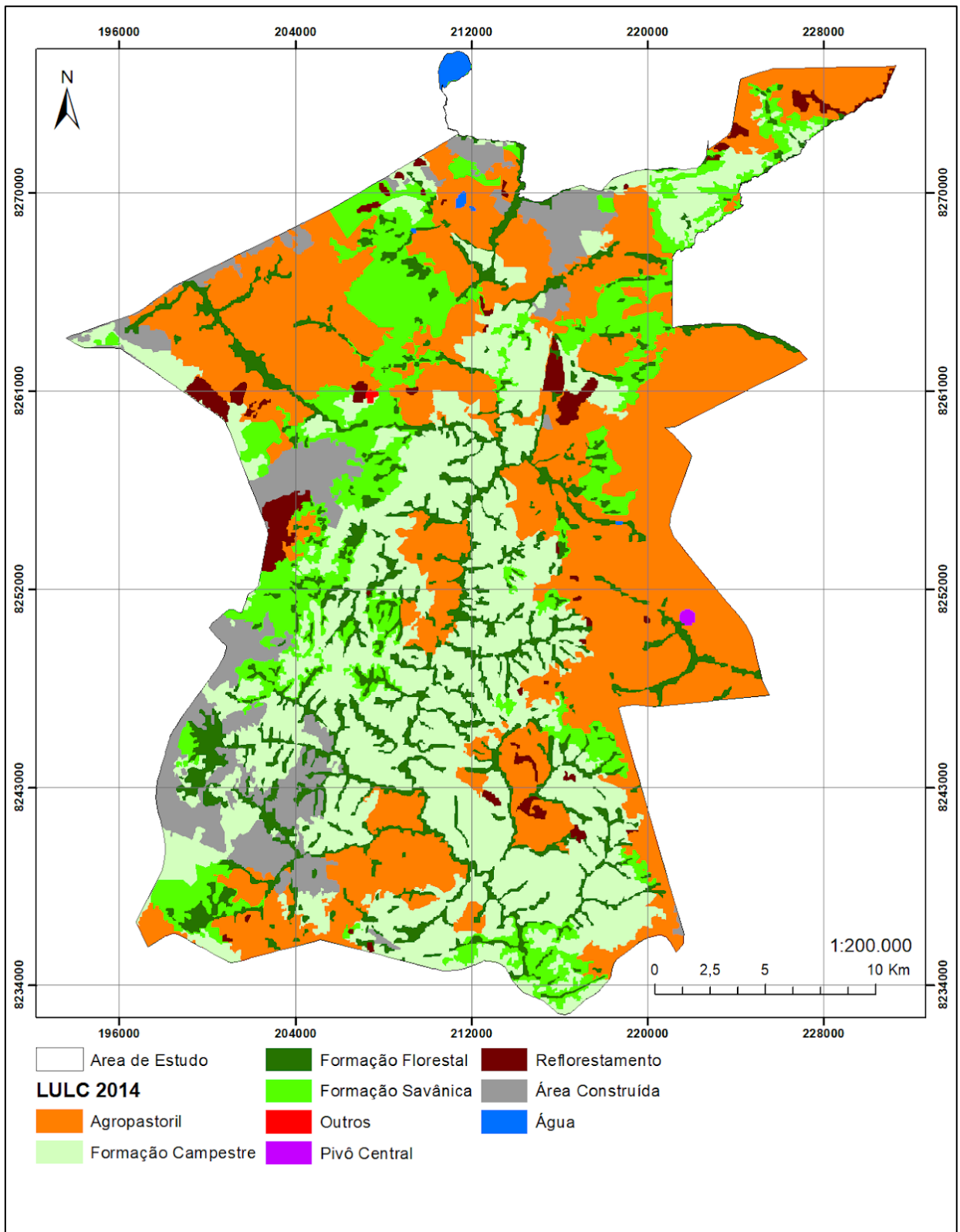


Figura 13. Mapa de uso-cobertura da terra da APA-BRSB, 2014 (fonte: Codeplan, 2016)

3.1.3. Zoneamento Ambiental e uso e ocupação da Terra

O plano de Manejo e respectivo zoneamento ambiental da APA foi redefinido através da Lei Distrital 5344 de 2014 (DISTRITO FEDERAL, 2014a). Esta normatização divide a UC em 4 zonas, objetivando garantir a sustentabilidade do uso do ecossistema e a preservação da biota - Tabela 5 e Figura 14.

Tabela 5. Objetivos das Zonas da APA BRSB - Lei Distrital nº 5344 de 19 de maio de 2014

ZONAS	Destinação/Objetivo
Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental (ZOEIA)	Disciplinar a ocupação de áreas contíguas às ZPVS e às ZCVS, a fim de evitar as atividades que ameacem ou comprometam efetiva ou potencialmente a preservação dos ecossistemas e dos demais recursos naturais
Zona de Conservação da Vida silvestre (ZCVS)	Destinada à conservação dos recursos naturais e à integridade dos ecossistemas
Zona de Preservação da Vida Silvestre (ZPVS)	Destinada à preservação dos recursos ecológicos e genéticos e da integridade dos ecossistemas e é composta pelas unidades de conservação (UC) incidentes na APA da BHRSB e nas áreas destinadas à criação de novas UCs.
Zona de Ocupação Especial de Qualificação (ZOEQ)	Qualificar as ocupações residenciais irregulares existentes , ofertar novas áreas habitacionais e compatibilizar o uso urbano com a conservação dos recursos naturais, por meio da recuperação ambiental e da proteção dos recursos hídricos

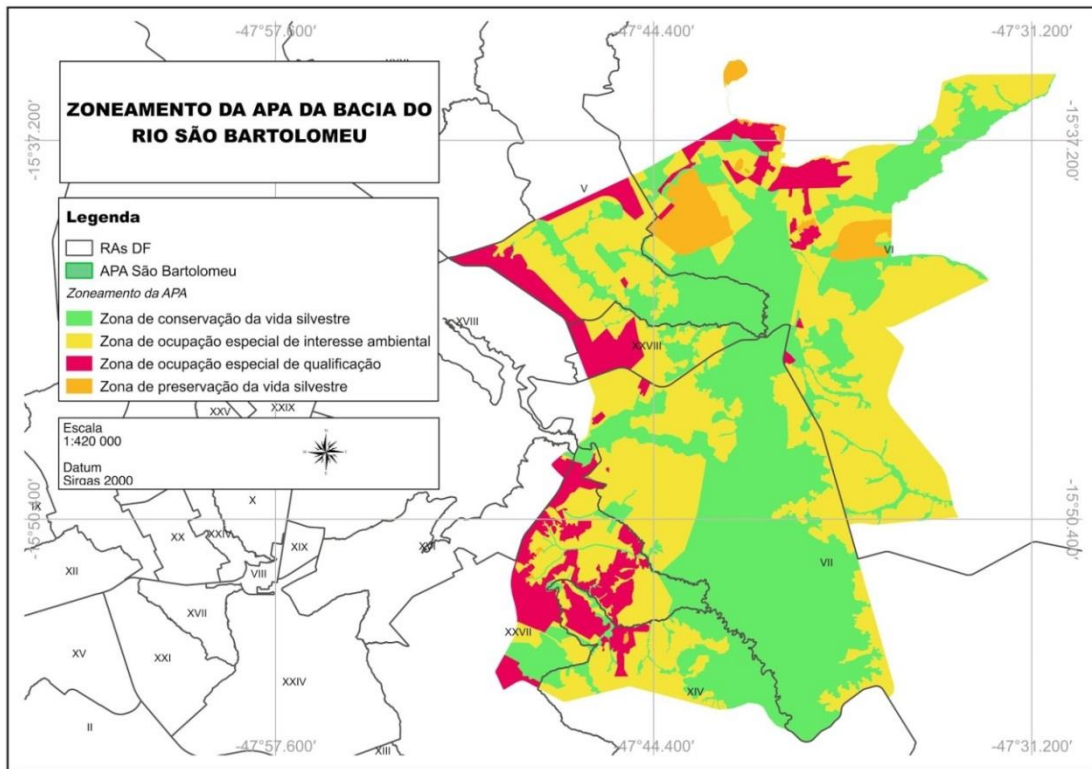


Figura 14. Mapa do Zoneamento da APA do BRSB e Regiões Administrativas do Distrito Federal

3.2. Cenário Arbitrado: Estimativa de Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento Ambiental da APA-BRSB

3.2.1. Premissas e Limitações da abordagem de definição do Mapa de Máxima Impermeabilização da APA-BRSB

Para fins de **avaliação do efeito isolado do zoneamento** na manutenção dos Ecoservs avaliados, são desconsideradas restrições ao uso e ocupação da terra no Plano de Manejo - PMnj vigente (Lei Distrital Nº 5.344, de 19 de maio de 2014). Este exercício tem como objetivo averiguar o efeito isolado que tal Zoneamento pode adicionar ao regramento de uso e ocupação da Área de Estudo.

Por exemplo, a norma fixa regras para as áreas de Preservação Permanente - APPs (mecanismo de proteção já existentes no Código Florestal – Lei Federal 12.651/2012) (BRASIL, 2012). Embora a obrigação de recuperação das APPs tenha sido flexibilizada pelo Código Florestal vigente, o PMnj da APA-BRSB é mais exigente quanto a isso, no sentido de obrigar a recuperação integral de todas as áreas enquadradas como APPs.

Contudo, não foram consideradas as restrições de uso e ocupação estabelecidas pela legislação urbanística (Lei 6.766 de 1979 – não detalhada pela norma), que restringe parcelamentos em áreas com mais que 30% de declividade (BRASIL, 1979). Ademais, embora, esta norma fixe esta restrição geral, ao mesmo tempo prevê também a possibilidade de parcelamentos de solo nessas condições de relevo, desde que autorizadas oficialmente

O trabalho admitiu a simplificação quanto a decisão de alocação de áreas construídas (impermeabilização), devido à complexidade de fatores que influem no desenho de parcelamentos urbanos (impermeabilização do solo), e devido à impossibilidade de acesso aos perímetros de glebas da maior parte dos imóveis da APA-BRSB.

3.2.2. Roteiro e Critérios de obtenção do Mapa de Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento da APA-BRSB

O Mapa de Máxima Ocupação (Mapa Arbitrado), foi elaborado a partir do mapa de uso e cobertura da terra de 2014 (Figura 13) somado às restrições de ocupação estabelecidas pelo PMnj da APA – BRSB (DISTRITO FEDERAL, 2014b). Adaptou-se a metodologia de GENELETTI (2013) que considera pressões e restrições quanto à alteração do uso e cobertura da terra a partir de diferentes políticas de zoneamento ambiental. O Fluxograma de geração de cenário de Uso Cobertura da Terra está ilustrado abaixo, na Figura 15.

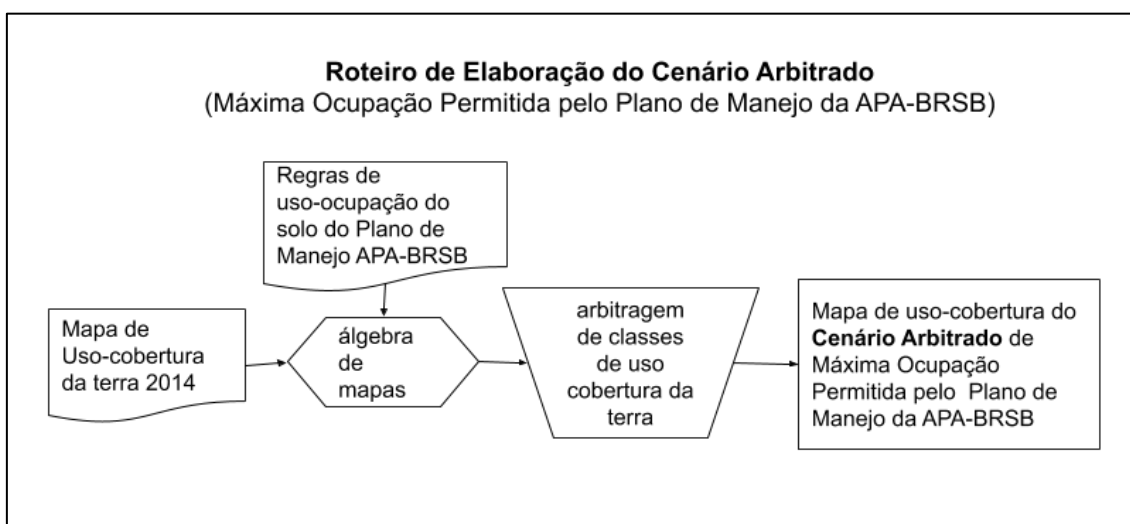


Figura 15. Fluxograma de geração de cenário de Máxima Ocupação permitida pelo Zoneamento Ambiental de 2014 da APA BRSB.

As diretrizes e restrições do PMnj foram traduzidas em regras e critérios para balizar a alocação e expansão de classes de uso e cobertura existentes em 2014, focando-se principalmente na impermeabilização com a classe “área construída”.

O primeiro passo para tradução da norma em um possível uso e cobertura da terra, foi a compreensão dos objetivos de cada Zona estabelecida pelo PMnj da APA-BRSB, o qual estabelece 4 zonas com os seguintes objetivos:

*I – Zona de Preservação da Vida Silvestre – **ZPVS**: destinada à preservação dos recursos ecológicos e genéticos e da integridade dos ecossistemas e é composta pelas unidades de conservação incidentes na APA da BRSB e nas áreas destinadas à criação de novas unidades de conservação. Esta zona compõe o corredor ecológico da APA;*

*II – Zona de Conservação da Vida Silvestre – **ZCVS**: é destinada à conservação dos recursos naturais e à integridade dos ecossistemas, compondo também corredor ecológico;*

*III – Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental – **ZOEIA**: objetiva de disciplinar a ocupação de áreas contíguas às ZPVS e às ZCVS, a fim de evitar as atividades que ameacem ou comprometam efetiva ou potencialmente a preservação dos ecossistemas e dos demais recursos naturais;*

*IV – Zona de Ocupação Especial de Qualificação – **ZOEQ**: objetiva de qualificar as ocupações residenciais irregulares existentes, ofertar novas áreas habitacionais e compatibilizar o uso urbano com a conservação dos recursos naturais, por meio da recuperação ambiental e da proteção dos recursos hídricos.*

A partir do detalhamento de atividades proibidas e permitidas, sintetizou-se as regras (acrescentadas/inovadas pela norma) afetas ao uso e cobertura da terra de cada zona, conforme listado abaixo:

ZOEIA: Expansão de impermeabilização em 50% da área disponível; Área não impermeabilizada composta por remanescente nativo e outra cobertura permeável (classes *agrossilvipastoril* ou *água*)

ZCVS: composta por áreas agrossilvipastoris; vegetação nativa; áreas construídas (admitida a impermeabilização de 10% a 20% - *área construída*)

ZOEQ: área destinada a novas áreas habitacionais, logo, considerada equivalente à *área construída* majoritariamente.

ZPVS: área composta por Unidades de Conservação; proibidas edificações, vias, introdução de espécies exóticas, e infraestrutura. Ou seja, é destinada a ter cobertura de vegetação nativa;

3.2.2.1. Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental - ZOEIA

Visando obter as áreas sujeitas à alteração de uso e cobertura foram efetuadas operações de álgebra de mapas, considerando restrições ao uso da terra, como Unidades de Conservação - UC e Áreas de Preservação Permanente - APP existentes. Os temas considerados na Equação 1 estão expostos na Figura 16.

Equação 1 - Obtenção de áreas aptas a novos parcelamentos da ZOEIA, APA-BRSB

$$NP = \text{Área total ZOEIA} - (\text{ACons2014} - \text{UC} - \text{APP})$$

Onde: **NP** = área disponível para novos parcelamentos urbanos; **ACons2014** = área construída em 2014; **UC** = área de Unidade de Conservação; **APP** = Área de Preservação Permanente

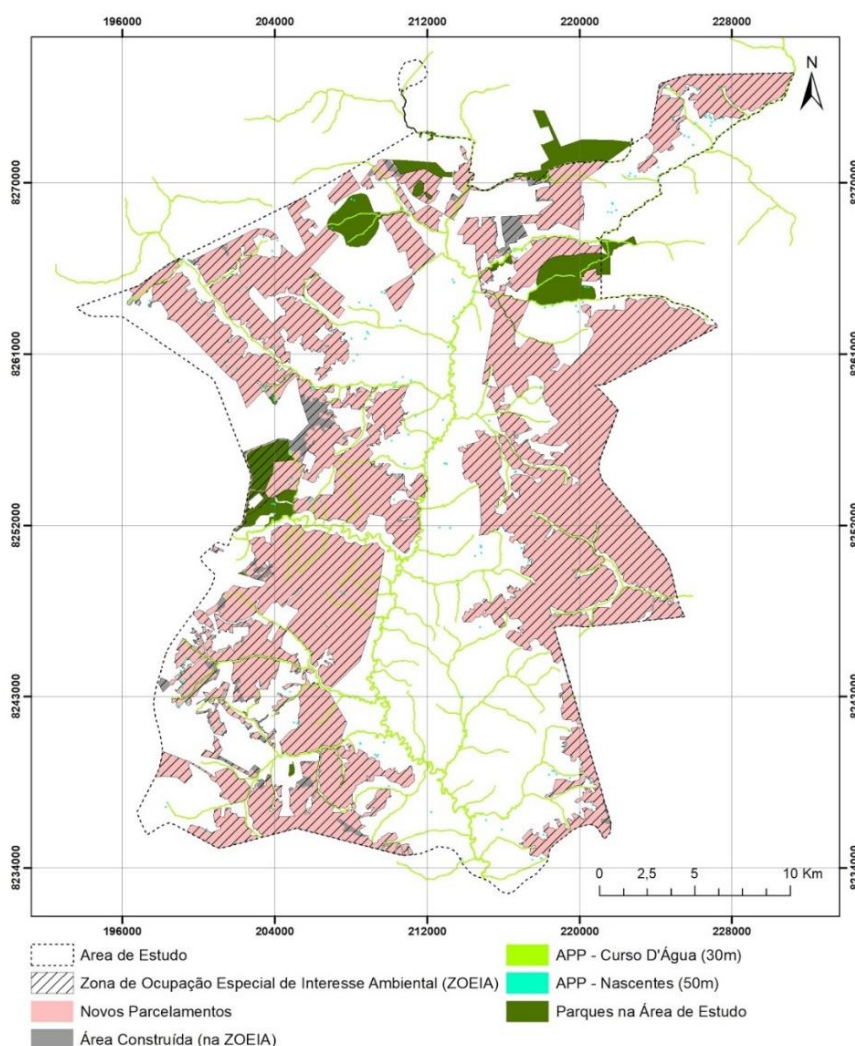


Figura 16. Mapa dos temas considerados na Operação 1.

Após efetuada a **Op. 1**, com base na camada **NP** foi realizada arbitragem de alocação das **Áreas Permeáveis - APerm**, seguindo o critério de manter 50% da área disponível a novos parcelamentos conforme a Lei do PMnj da APA-BRSB, inciso V do *Art. 13* que estabelece que:

“...a impermeabilização máxima do solo nos novos empreendimentos urbanos fica restrita a, no máximo, 50 por cento da área total da gleba parcelada;”

Considerou-se então a redução da área dos remanescentes para uma taxa de 80% da área existente em 2014, em função do Artigo 13, inciso VI, transcrito abaixo,

“VI - As áreas não impermeabilizadas devem ser compostas de, no mínimo, 80 por cento de área com remanescentes do cerrado já existentes na gleba a ser parcelada e protegidas a partir da criação de Reservas Particulares do Patrimônio Natural ou Áreas de Servidão Ambiental;”

O quantitativo de áreas não impermeabilizadas (Área Permeável = APerm) são compostas também pelas classes *agrossilvipastoril* ou *água*.

A distribuição de classes de **Áreas Construídas** foi realizada alocando-as mais distantes das APPs, remanescentes nativos e fronteiras com a ZCVS e ZPVS, considerando os seguintes dispositivos da Lei do PMnj:

Art. 12. “A ZOEIA tem o objetivo de disciplinar a ocupação em áreas contíguas às ZPVS e ZCVS, afim de evitar as atividades que ameacem ou comprometam efetiva ou potencialmente a preservação dos ecossistemas e dos demais recursos naturais. ”

3.2.2.2. Zona De Conservação Da Vida Silvestre - ZCVS

Conforme o PMnj da APA-BRSB, esta Zona deve ser composta por áreas agrossilvipastoris; vegetação nativa; áreas construídas (admitida a impermeabilização de 10% a 20% - área construída), com proibição da supressão de vegetação nativa.

A impermeabilização do solo nesta zona é possível nas taxas entre 10 a 20% (por edificações associadas à produção agrossilvipastoril). A porcentagem depende do tamanho da ocupação/unidade produtiva rural, dividindo-as nos seguintes tamanhos:

- a) propriedades entre 2 e 20 hectares: 20%;
- b) propriedades entre 21 e 50ha: 15%;
- c) propriedades entre 51 e 150ha: 12,5%;
- d) propriedades maiores que 150ha: 10%;

Considerando que a malha agrária do Distrito Federal é composta em sua maioria por propriedades rurais de até 20 hectares (GDF, 2015b), foi considerado majoritariamente um percentual de 20% para alocação de áreas impermeabilizadas (áreas construídas).

Outro critério considerado para eventual alteração da cobertura de vegetação nativa na ZCVS foi com relação às regras definidas para os corredores ecológicos e sua Permeabilidade Ecológica (este último conceito definido pela Norma como “grau de resistência que a matriz da paisagem oferece ao deslocamento dos organismos entre as diferentes unidades de habitat”. As regras fixam que:

Art. 17. São normas para o corredor ecológico da APA da BRSB:

II – a ampliação de empreendimentos existentes ou a implementação de novos empreendimentos não pode reduzir a permeabilidade ecológica de um grupo de permeabilidade para outro;
(grifo do autor)

Já os grupos de Permeabilidade Ecológica definidos pelo PM-APA-BRSB são:

Art. 18. A escala de permeabilidade ecológica para o corredor ecológico da APA é subdividida em grupos e definida da seguinte forma:

I – Grupo de Áreas de Preservação: permeabilidade alta:

a) grau 10: **vegetação nativa** em Unidade de Conservação de Proteção Integral e em Parques Ecológicos com plano de manejo aprovado;

b) grau 9: **vegetação nativa** em Unidade de Conservação de Proteção Integral sem plano de manejo aprovado;

c) grau 8: **vegetação nativa** fora de Unidade de Conservação de Proteção Integral e inserida em Áreas de Proteção de Mananciais – APM;

d) grau 7: **vegetação nativa** fora de Unidade de Conservação de Proteção Integral e fora de APM;

II – Grupo de Áreas de Uso Múltiplo: permeabilidade média:

a) grau 6: silvicultura de espécies nativas, agricultura orgânica, agrofloresta, permacultura, meliponários e outras formas de agricultura ecológica;

b) grau 5: áreas rurais residenciais (Núcleos Rurais com menos de 15 habitantes por hectare) ou uso misto, assentamento rural, áreas naturais com uso extensivo, olericultura, agricultura, avicultura e suinocultura comercial, piscicultura, criação de animais em regime de confinamento, pecuária com pastagens nativas e empreendimento ecoturísticos que não afetem significativamente a permeabilidade ecológica e utilizem práticas sustentáveis;

c) grau 4: agricultura, agroindústria, barramento, silvicultura industrial, recreação intensiva, agrovilas, pecuária com pastagens plantadas;

III – Grupo de Áreas Desenvolvidas: permeabilidade baixa:

a) grau 3: áreas urbanas de baixa densidade demográfica, com densidade menor que 50 habitantes por hectare;

b) grau 2: áreas urbanas de média densidade demográfica, com densidade entre 50 e 150 habitantes por hectare;

c) grau 1: áreas urbanas de alta densidade demográfica, com densidade superior a 150 habitantes por hectare.

Portanto, na arbitragem de uso-cobertura não foi admitida redução de remanescentes nativos, em observância a esta restrição de mudança de um Grupo para Outro na escala de *Permeabilidade Ecológica*. Na prática veda a supressão de vegetação nativa na ZCVS, pois mudaria do “Grupo I Áreas de Preservação: permeabilidade alta” (coberta exclusivamente por vegetação nativa) para os **Grupos II ou III**. A Figura 17 ilustra exemplo do procedimento de alocação da classe ‘área construída’ na arbitragem de uso e cobertura da ZCVS.



Figura 17. Exemplo de alocação da classe *áreas construídas* na arbitragem de uso-cobertura da terra da ZCVS da APA-BRSB. Verde representando poligonal da ZV=CVS; linhas amarelas: perímetro dos imóveis rurais; Polígonos amarelos: vetorização da classe de áreas construídas, no percentual aproximado de 20% da área do imóvel rural, em áreas já antropizadas.

3.2.2.3. Zona de Ocupação Especial de Qualificação – ZOEQ e Zona de Preservação de Vida Silvestre - ZPVS

A **ZOEQ** teve seu uso-cobertura todo arbitrado para classe de “área-
Construída” devido ser uma zona de qualificação de parcelamentos urbanos já
consolidados, e embora sejam observadas outras classes de uso-cobertura
(*agropastoril; reflorestamento; formações florestal; savânica; e campestre*) o
Plano de Manejo não expressa nenhuma restrição à impermeabilização do
solo. No anexo 7.1.2, a **Tabela 26** apresenta variação de área entre as classes
de uso e cobertura da terra entre os cenários avaliados.

A **ZPVS** teve seu uso-cobertura arbitrado como “remanescente nativo”
considerando ser composta por UC e APP (as quais, mesmo que com
presença de classe ‘agropastoril’ indicado na (anexo 7.1.2), devem ser objeto
de restauração ecológica).

3.2.3. Conferência do Mapa de Uso e Cobertura da Terra Arbitrado

Os quantitativos de área por classe de uso e cobertura da terra obtidos no Cenário Arbitrado são comparados com os seguintes cenários

Cenário de 2014: no qual foi baseada a arbitragem, comparando-se o quantitativo e variação de classes de uso e cobertura entre tais cenários, para verificação de compatibilidade com as regras/restrições de uso-ocupação do solo pelo Plano de Manejo publicado em 2014. Objetiva-se a estimativa futura quanto á máxima ocupação da terra permitida pelo Zoneamento vigente desde 2014, e avaliação quanto alterações no potencial de manutenção de Ecoservs.

Cenário de 1996: considerado para verificar mudança de uso e cobertura nos períodos 1984 a 1996, e 1996 a 2014 e identificar períodos mais expressivos neste quesito, e conseqüentemente sobre os níveis de Ecoservs. O ano de 1996 também é coincidente com a publicação de uma versão anterior de zoneamento da APA.

Cenário de 1984: considerado para a comparação da magnitude das alterações de uso e cobertura entre os cenários 2014/Arbitrado, considerando o como “Cenário Testemunha de Implantação da APA” (por ser o momento mais próximo ao ano de criação da APA, 1983). Também é considerado para posterior avaliação dos Ecoservs entre Cenários.

O Cenário PNV, por ser um cenário de cobertura vegetação original hipotético, não teve o quantitativo de classes de uso detalhado para comparação com o cenário Arbitrado.

3.3. Avaliação de Serviços Ecosistêmicos da APA – BR SB

Conforme ilustra-se no fluxograma da Figura 18, o MapES realiza avaliação de 8 Ecoservs, os quais são parametrizados com base no uso e cobertura da terra, atribuindo valores específicos para cada classe de uso e cobertura. Lista-se as siglas utilizadas para cada índice MapES de Ecoserv: Controle de Erosão - **iCtrlErosão**; Controle de Escoamento Superficial (*Runoff*) – **iCtrlRunoff**; Abastecimento de Água – **iAbÁgua**; Manutenção da Qualidade da Água - **iMQÁgua**; Manutenção de Qualidade do Solo - **iMQSolo**; Manutenção de Biodiversidade - **iMBio**; Produção de Alimento - **iProdAlim**; e Produção de Energia - **iProdEnerg**. Os valores dos Ecoservs associados as classes de uso e cobertura são expostos na

Tabela 6.

Considerando que, os valores originais da metodologia são associados a um maior número de classes de uso e cobertura (18 classes), para fins de aplicação do MapES no presente contexto de análise (9 classes), os valores foram adaptados através de cálculo de média simples entre classes similares. Isto se deve também aos dados oficiais utilizados, os quais devido a escala e tipologia de classes - em conformidade com o Manual de Uso e Cobertura da Terra (IBGE, 2013), não fornece a distinção das classes previstas no artigo original de Lima et. al. (2017). Por exemplo, a classe agropastoril foi associada à média dos índices originais das classes de agricultura irrigada; agricultura de sequeiro; pastagem. Reservatórios (*Reservoir*) e Pequenas barragens (*small dams*) foram abarcadas pela classe *água*

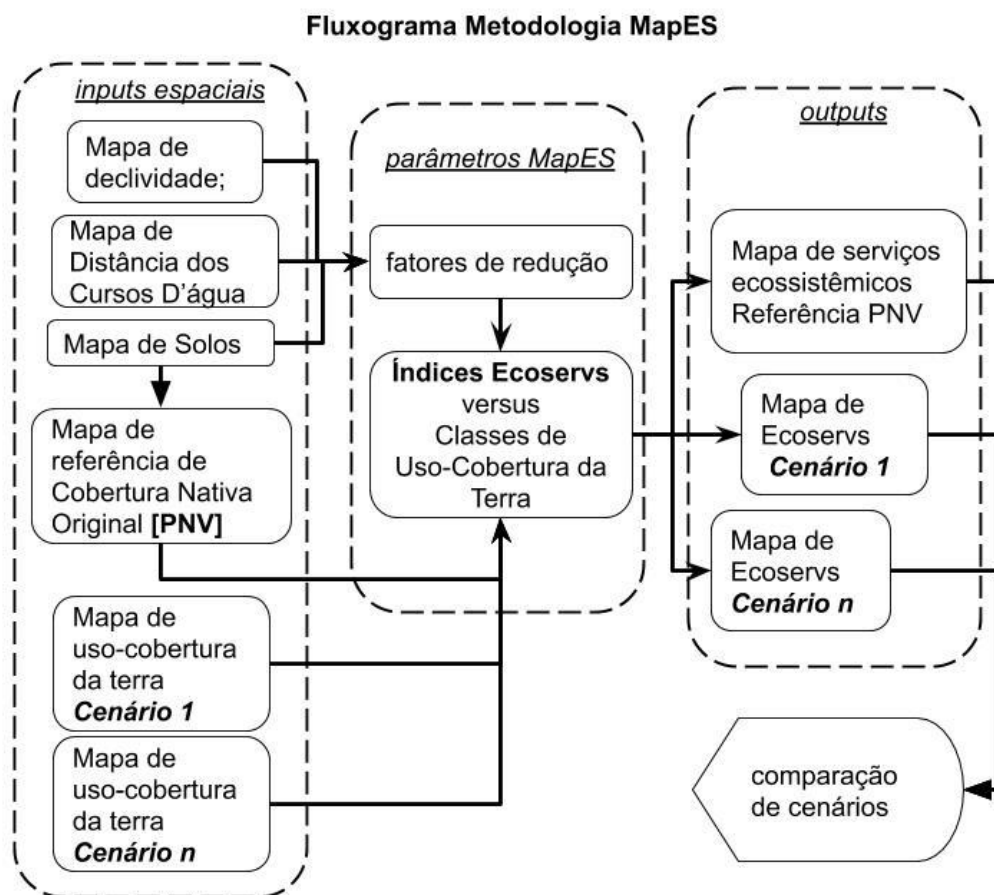


Figura 18. Fluxograma da Metodologia MapES. Adaptado de Lima, et al, 2017

Tabela 6. Índices de Serviços Ecossistêmicos associados a diferentes classes de uso-cobertura da terra. (Adaptado de LIMA, et. al 2017)

Classes de uso-cobertura	Controle de Erosão	Controle de Runoff	Abastecimento de Água	Manutenção da qualidade de água	Manutenção da qualidade de solo	Manutenção de Biodiversidade	Produção de alimento	Produção de Energia
Agropastoril	57	57	57	33	50	20	83	63
Água	100	100	100	50	0	30	10	100
área construída	0	30	30	10	0	10	0	5
formação campestre	80	80	90	100	100	100	30	10
formação florestal	80	80	70	100	100	100	20	60
formação savânica	80	80	80	100	100	100	20	40
outros	10	20	10	60	0	0	0	0
pivot central	60	50	20	20	40	10	100	100
reflorestamento	70	70	50	60	50	30	0	100

Além desta relação direta “Uso e Cobertura vs Ecoservs “(comum a métodos de avaliação como o aplicado no MEA), o MapES considera também, como “fator de redução” (*Reduction Factor*) destes índices, atributos da paisagem como, solos, relevo e distância da rede hidrográfica. Assim uma determinada classe de uso-cobertura da terra poderá ter índices de Ecoserv diferentes, dependendo das suas condições de solo, relevo e distância de hidrografia. Os fatores de redução são elencados nas Tabela 7, Tabela 8 e Tabela 9, respectivamente. Destaca-se que o fator de redução “Distância da Hidrografia” se aplica somente ao Ecoserv de Manutenção de Qualidade de Água.

Tabela 7. Fator de Redução em função da pedologia. (Adaptado de LIMA et al, 2017)

FATORES DE REDUÇÃO PARA SOLOS								
Classe de solo	iCtrlErosão	iCtrlRunoff	iAbÁgua	iMQÁgua	iMQSolo	iMBio	iProdAlim	iProdEnerg
GLEISSOLO (GX 1–2)	0,8	0,6	0,6	0,8	1	1	0,4	0,4
NEOSSOLO QUARTZARÊNICO (RQ)	0,6	0,9	0,9	0,6	1	1	0,8	0,8
CAMBISSOLO (CX 1–4)	0,7	0,8	0,8	0,7	1	1	0,6	0,6
LATOSSOLO VERMELHO (LV 2–3)	1	1	1	1	1	1	1	1
LATOSSOLO AMARELO (LA)	1	1	1	1	1	1	1	1
LATOSSOLO VERMELHO AMARELO (LVA 1–4)	1	1	1	1	1	1	1	1
ARGISSOLO VERMELHO	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
ARGISSOLO VERMELHO AMARELO	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
ESPODOSSOLO	0,8	0,6	0,6	0,8	1	1	0,4	0,4
PLINTOSSOLO	0,7	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9

Legenda: **iCtrlErosão**: Controle de Erosão; **iCtrlRunoff**: Controle de Escoamento Superficial (*Runoff*); **iAbÁgua**: Abastecimento de Água; **iMQÁgua**: Manutenção da Qualidade da Água; **iMQSolo**: Manutenção de Qualidade do Solo; **iMBio**: Manutenção de Biodiversidade; **iProdAlim**: Produção de Alimento; e **iProdEnerg**: Produção de Energia.

Tabela 8. Fatores de redução em função da declividade Adaptado LIMA et al, 2017

FATORES DE REDUÇÃO EM FUNÇÃO DA DECLIVIDADE								
Declividade (%)	iCtrlErosão	iCtrlRunoff	iAbÁgua	iMQÁgua	iMQSolo	iMBio	iProdAlim	iProdEnerg
< 1	1	1	1	1	1	1	1	1
1–5	0,95	0,9	0,9	0,95	1	1	1	1
5–10	0,9	0,8	0,8	0,9	0,95	1	0,8	0,85
10–20	0,8	0,6	0,6	0,8	0,9	1	0,6	0,7
20–45	0,6	0,5	0,5	0,6	0,85	1	0,4	0,5

Tabela 9. Fatores de redução para índice de Manutenção de Qualidade de Água. Adaptado LIMA et al, 2017

Distância de corpos hídricos (m)	Fator de Redução para iMQÁgua
< 30	0,5
30–50	0,7
50–100	0,8
100–200	0,9
> 200	1

Conforme ilustrado no fluxograma da metodologia, o MapES realiza uma avaliação comparativa entre cenário de interesse com o cenário hipotético de cobertura de vegetação original (*Potential Natural Vegetation - PNV*). Este cenário de cobertura original é gerado a partir do mapa pedológico, do qual se deduz a vegetação nativa original provável para cada tipo de solo. Como a área de estudo abarca outros tipos de solo não elencados no artigo original do MapES, a relação “fitofisionomia vs tipo de solo” foi adaptada conforme bibliografia na qual o MapES se baseia (SPERA et al., 2011). Esta relação é exposta na Tabela 10. Por exemplo, cambissolos são relacionados ao cerrado típico ou cerrado ralo (formação savânica), enquanto que latossolos vermelhos

amarelos são associados à Cerradão (formação florestal) e gleissolos são associados à campo limpo úmido (formação campestre).

Tabela 10. Vegetação nativa original em potencial de acordo com as classes de solo. Fonte (LIMA et al., 2017; SPERA et al., 2011)

SOLOS DA APA SÃO BARTOLOMEU		
Tabela artigo Lima et al. (2017)	Tabela mapa pedológico Spera (2011)	Vegetação Associada
Cambissolos (cx 1–4)	Cambissolo	cerrado típico, cerrado ralo
Latossolos amarelos (la)	-	cerrado típico
Latossolos vermelhos (lv 2–3)	Latossolo vermelho	cerrado típico
Latossolos vermelho amarelos (lva 1)	Latossolo vermelho amarelo	cerradão
Latossolos vermelho amarelos (lva 2–4)		cerrado típico
Gleissolos (gx 1–2)	Solo hidromórfico discriminado	campo limpo úmido
Neossolos quartzarênicos (rq)	Neossolo quartzarênico	cerrado ralo
-	Argissolo vermelho	mata seca semidecídua
-	Argissolo vermelho amarelo	cerradão
-	Espodossolo	campo limpo úmido
-	Plintossolo	campo limpo úmido

Para melhor a avaliação do índice final de Ecoservs, o MapES considera um Coeficiente de Variação (*range factor*) para cada Ecoserv, calculado com base no índice obtido no Cenário PNV. Este Coeficiente é associado à precisão inerente aos métodos de monitoramento disponíveis do respectivo Ecoserv,

conforme elencado na Tabela 11. Destacam-se maiores coeficientes de variação associados aos índices de Manutenção de Qualidade do Solo e de Manutenção de Biodiversidade.

Tabela 11. Coeficiente de Variação de índices de Serviços Ecosistêmicos MapES. Adaptado de Lima et al, 2017

Serviços Ecosistêmicos	Coeficiente de Variação
iCtrlErosão	0,3
iCtrlRunoff	0,1
iAbÁgua	0,05
iMQÁgua	0,3
iMQSolo	0,4
iMBio	0,4
iProdAlim	0,3
iProdEnerg	0,3

3.3.1. Escopo de Avaliação

Dentre os perfis de investigação de Ecoserv elencados pela literatura, a presente pesquisa tem o escopo direcionado à finalidade "educativa/entendimento" (FISHER, TURNER & MORLING, 2009) aliada à geração/utilização num contexto decisório de avaliação e planejamento (KNIGHT, COWLING & CAMPBELL, 2006).

A informação gerada destina-se a fomentar a aplicação do conceito de Ecoserv no âmbito da administração pública e mobilização da sociedade civil (principalmente em etapas de participação popular, previstas para os procedimentos de zoneamentos e licenciamentos ambiental), no que tange à comparação de cenários de LULC e seus respectivos impactos nos Ecoservs,

com vistas ao maior engajamento e controle social (GAME, SCHWARTZ & KNIGHT, 2015).

Cenários Avaliados

Foram avaliados 5 (cinco) cenários de Uso e Cobertura da Terra – LULC. Foram utilizados os mapas de LULC oficiais disponíveis, dos anos de 1984, 1996 e 2014, considerando serem o momento mais próximo à criação da APA-BRSB (1983), e anos em que seu zoneamento foi revisado (1996 e 2014). Os mapas de LULC restantes são Cenários de Cobertura Hipotéticos. Um deles é o Mapa de Máxima Ocupação Permitida, elaborado considerando estritamente as regras de uso-ocupação da terra fixadas pelo zoneamento vigente da APA-BRSB. O outro cenário hipotético é o PNV, obtido via metodologia MapES.

Esses dois momentos de uso e cobertura foram escolhidos, por apresentarem intervalo de tempo considerável para avaliação de impacto de mudança de uso e cobertura sobre os Ecoserv. Também por serem coincidentes com os anos de promulgação da revisão de normativas de plano de manejo e respectivo zoneamento ambiental da APA-BRSB (DISTRITO FEDERAL, 1996, 2014a). Os índices resultantes são os valores médios do cálculo por célula de toda a área de estudo.

Foi avaliado o efeito isolado do Zoneamento Ambiental de 2014 da APA-BRSB, quanto ao seu potencial de manter os níveis de oferta dos Ecoservs avaliados pelo MapES. Para isto, foi realizada comparação dos índices MapES do uso e cobertura de 2014 com um Cenário Hipotético de Máxima Ocupação permitida pelo zoneamento. O cenário de 2014 foi escolhido devido ser o ano em que entrou em vigor o atual zoneamento.

O Cenário de Máxima Ocupação, foi obtido a partir de arbitragem de classes de uso e cobertura presentes no LULC 2014, considerando as regras adicionadas pelo Zoneamento de 2014 em que são fixados os percentuais máximos de impermeabilização do solo e outras restrições quanto alteração do uso e cobertura da terra. A este cenário hipotético de Máxima Ocupação, denominamos de “**Cenário Arbitrado**”.

Avaliou-se a mudança de uso e cobertura da terra entre os cenários avaliados, de acordo a seguinte ordem cronológica: 1984-1996, 1996-2014 e 2014-arbitrado afim de verificar os períodos de mudança mais expressiva, e a magnitude de mudanças entre os períodos avaliados.

Focando principalmente na avaliação da oferta potencial de Ecoservs no período entre a criação da APA (1983), até a publicação do zoneamento vigente em 2014, foram avaliados os Índices MapES dos cenários de uso e cobertura dos anos de 1984 e 2014. Considerou-se também o uso e cobertura de 1996, considerando ser o ano em que ocorreu um rezoneamento da APA. Objetivou-se com isso a verificação de manutenção em cada período 1984-2014, 1984-1996 e 1996-2014, afim de examinar qual período tenha sido mais expressivo quanto a eventual alteração da oferta potencial de Ecoservs. Conforme preconizado pela metodologia MapES, foram comparados com o Cenário PNV os demais cenários (1984, 1996, 2014 e arbitrado).

3.4. Incorporação de índice de fragmentação de habitat para diferenciação espacial de índice MapES de Manutenção de Biodiversidade

A metodologia MapES se baseia na comparação de cenários em um mesmo recorte espacial, tendo como referência um cenário hipotético de cobertura de vegetação original (PNV - *Potential Natural Vegetation*). Ou seja, compara um cenário com a cobertura nativa homogênea (PNV) com um outro com a cobertura de vegetação nativa fragmentada. Contudo, nesta metodologia, não é ponderado o grau de fragmentação do habitat original para avaliação do Ecoserv de Manutenção de Biodiversidade - iMBio no cenário antropizado. Outras metodologias e ferramentas computacionais, focadas na avaliação de serviços ecossistêmicos, contemplam a variável de qualidade de habitat (VORSTIUS & SPRAY, 2015), porém também sem considerar métricas de configuração espacial dos fragmentos de remanescentes de vegetação nativa.

Dentro da própria metodologia MapES, a avaliação de outros Ecoservs (Controle De Erosão, Controle De Escoamento Superficial, Manutenção De Qualidade De Água) já considera dados espaciais de pedologia, relevo e hidrografia, como variáveis para ajuste (fatores de redução) dos valores de Ecoservs associados a cada classe de uso e cobertura. Percebe-se então a possibilidade de incorporação da variável de fragmentação da vegetação nativa na metodologia MapES, visando evidenciar espacialmente a relevância/vulnerabilidade quanto ao iMBio dos fragmentos do cenário antropizado avaliado.

Neste trabalho, avalia-se o efeito da incorporação de métricas de fragmentação de habitat para avaliação do *iMBio - MapES*. Toma-se como referência de procedimento o que ocorre nos outros índices (pedologia, relevo e distância da hidrografia). Espera-se que esta variável possa diferenciar espacialmente os valores dos fragmentos de vegetação nativa para ajuste do *iMBio*.

Assumindo o caráter experimental desta avaliação, optou-se por métricas relativamente mais simples, para melhor operacionalização desta metodologia pelo Poder Público (ESTREGUIL, DE RIGO & CAUDULLO, 2014).

Considerando que os valores de iMBio da Tabela 6 são idênticos para as classes *formações florestais*, *formação savânica* e *formação campestre*, estas classes foram consideradas como uma única classe de “*vegetação nativa*”. As geometrias destas classes que se tocavam foram unidas para o cálculo das métricas, assumindo não haver restrição quanto ao fluxo de energia e informação (conectividade máxima) e não haver efeito de borda entre fragmentos nativos.

Inicialmente, optou-se pelo uso das métricas tradicionais: **Índice de Forma (Shape Index - SI)**, e **índice de Proximidade de Fragmentos - NND (Nearest Neighbour Distance)**, devido serem indicadores de vulnerabilidade dos fragmentos (pelo efeito de borda e conectividade). Estas métricas são frequentemente consideradas em estudo de ecologia e métricas de paisagem (ALMEIDA, 2008; ANDRIOLLI, 2012; CARNEIRO, 2012; HONRADO et al., 2012; REIS & NISHYAMA, 2018; SAITO et al., 2016).

Os dois índices foram agregados de forma a sintetizar um coeficiente, para o iMBio-MapES, ligado à Fragmentação - iFrag, descrito na Equação 2, atuando como “fator de redução” do iMBio-MapES.

Equação 2. Cálculo do índice de fragmentação, como coeficiente do iMBio-MapES.

$$iFrag = SI \times NND$$

onde:

iFrag: índice de Fragmentação; **SI** : Índice de Forma (Shape Index);

NND – índice de proximidade (*Nearest Neighbor Distance*)

O **SI** indica o quanto mais arredondada é a forma, tendo maior razão ÁREA/PERIMETRO, o que influencia quanto à exposição do fragmento ao o efeito de borda (REIS & NISHYAMA, 2018; VOLATÃO, 1995). Quanto mais um fragmento se afasta da forma padrão (círculo perfeito) mais recortada se torna

a forma da mancha, sendo mais suscetível ao efeito de borda (MCGARIGAL, 2002). Reporta-se que a forma circular tem uma maior relação de espécies no interior do que as retangulares (LI & YANG, 2015).

Os índices de forma (SI) foram obtidos por processamento das geometrias de fragmentos de vegetação nativa via ferramenta *Patch Analyst* acoplada à plataforma *ESRI® ArcGIS*.

Considerando a amplitude dos valores de **SI** calculados, os mesmos foram divididos em 4 classes via distribuição normal (*Natural Breaks Jenks* (CHEN et al., 2013)). Foram atribuídos experimentalmente os fatores de redução (RF), listados na Tabela 12 abaixo. Optou-se por 4 classes também para facilitar o experimento de composição do iFrag a partir da interação do Índice de Forma com o índice de proximidade, e assim viabilizar a avaliação do efeito de incorporação deste fator de redução na metodologia MapES.

Tabela 12. Classes de Índice de Forma(SI) e fator de redução iMBio-MapES.

SI classes	SI(a) 1-2	SI(b) 2-4	SI(c) 4-7	SI(d) > 7
Fator de Redução	1,00	0,95	0,90	0,85

O Índice de Proximidade (**NND**) foi calculado com base na distância euclidiana entre fragmentos, assumindo tal valor ao grau de conectividade estrutural de cada fragmento de vegetação nativa da área de estudo. Os valores de NND foram obtidos por processamento das geometrias de fragmentos de vegetação nativa via ferramenta *V-LATE* acoplada no ambiente *ESRI® ArcGIS*.

Nessa análise, adaptaram-se as classes de valores de distância entre fragmentos, usados por ALMEIDA, (2008) e OLIVEIRA, (2015), dividindo-se as distâncias em 4 classes: (a) 0-30m; (b) 30-60m; (c) 60-100m e (d) maior que 100m - listado conforme Tabela 13. Conforme os citados estudos, tais dimensões são associadas às distancias percorridas por classes de animais, consideradas indicadores de qualidade ambiental, como répteis e anfíbios.

Tabela 13. Classes de Distância NND, e coeficientes de redução iMBio-MapES associados,

NND	NND (a)	NND (b)	NND (c)	NND(d)
	0-30m	30-60m	60-100m	>100m
Fator de Redução	1,00	0,90	0,75	0,60

Na Tabela 14, são listados, na forma de matriz, os índices de Fragmentação – *iFrag*, resultado da álgebra de mapas das camadas conforme Equação 2. Esta Matriz permite a visualização da interação entre dos fatores SI e NND, sendo que quanto maior o índice de proximidade (menor distância entre fragmentos) e maior o índice de Forma (maior relação área/perímetro), menor será a redução pelo *iFrag* (fator de redução será mais próximo de 1,00).

Tabela 14. Índice de fragmentação como coeficiente de redução de iMBio, resultado da interação entre classes de Índice de Forma (SI) e Índice de Proximidade (NND)

	NND(a)	NND(b)	NND(c)	NND(d)
SI(a)	1	0,9	0,75	0,6
SI(b)	0,95	0,855	0,7125	0,57
SI(c)	0,9	0,81	0,675	0,54
SI(d)	0,85	0,765	0,6375	0,51

Foi calculado o *iFrag* do remanescente de vegetação nativa dos cenários de 1984, 1996 e 2014, de acordo os Mapas do iMBio (obtidos conforme descrito na página 70). Não foi considerado o cenário PNV, já que o mesmo representa o habitat original, homogêneo, sem ter passado por processo de fragmentação.

Numa 2ª etapa, agregou-se à álgebra de mapas do *MapES* (Figura 19), uma camada com métrica de padrões de paisagem (*iFrag* como fator de redução do iMBio), com vistas a destacar áreas com maior potencial de função de manutenção de habitat e fluxo gênico, e assim refinar espacialmente a diferença entre os fragmentos de vegetação nativa nos índices *iMBio*.

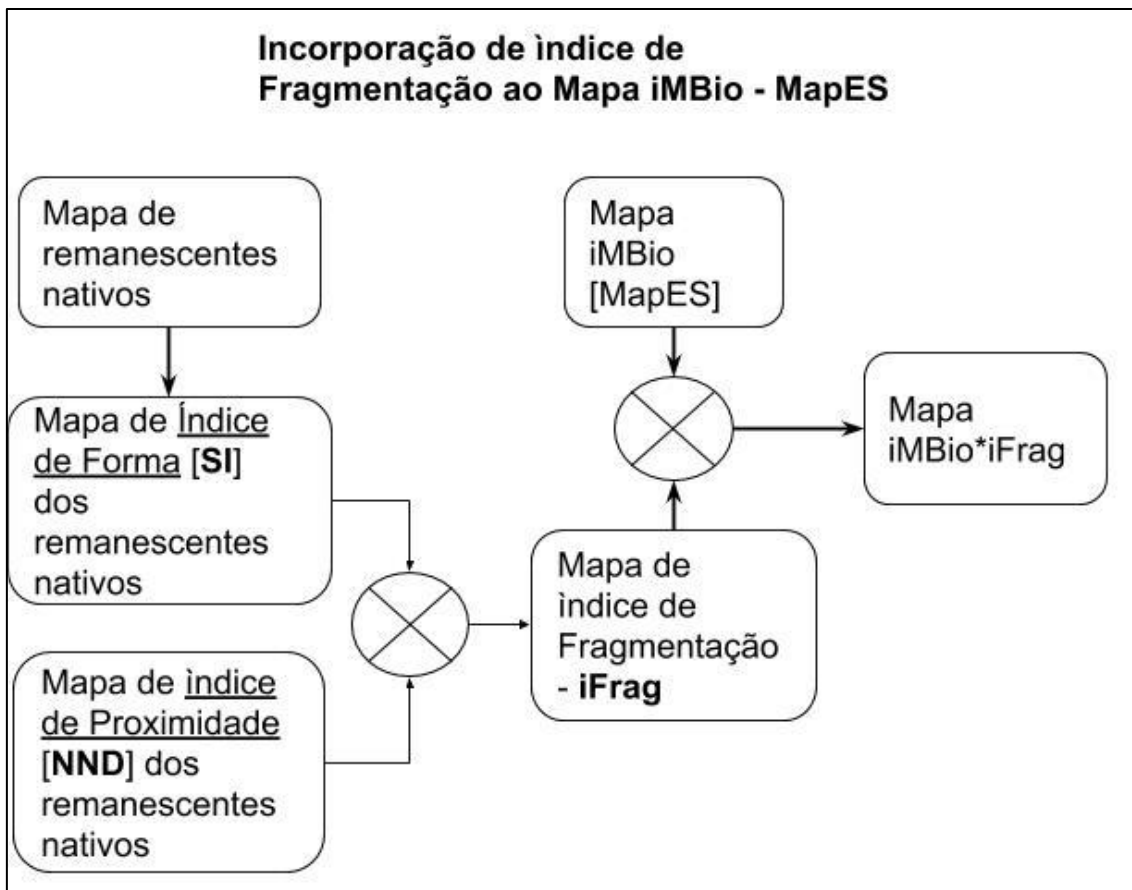


Figura 19. Fluxograma de incorporação de índice de Fragmentação ao índice de Manutenção de Biodiversidade – iMBio – MapES.

- a) Para elaboração do Mapa de Índice de Fragmentação – iFrag:
 - a.1. Mapa de Índice de Forma (SI) dos fragmentos de vegetação nativa de dos Cenários 1984, 1996 e 2014
 - a.2. Mapa de “Distância do Vizinho Mais Próximo” (NND) dos fragmentos de vegetação nativa de 1984, 1996 e 2014
- b) Para elaboração do Mapa Remanescentes de Vegetação Nativa dos Cenários de 1984, 1996 2014
 - b.1. Mapa de Uso-Cobertura dos anos 1984, 1996 e 2014 (escala 1:100.000 – fonte: Codeplan)

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Mapa Referencial de Vegetação Original (PNV - MapES) e Mapa de Distância da Hidrografia

O Mapa do Cenário de Referência de Vegetação Original (PNV) é exposto na Figura 20. Este dado é gerado pela estimativa definida pelo MapES, a partir da inferência da fitofisionomia original associada ao tipo de solo. Percebe-se a predominância da formação savânica nesta estimativa de cobertura de vegetação original.

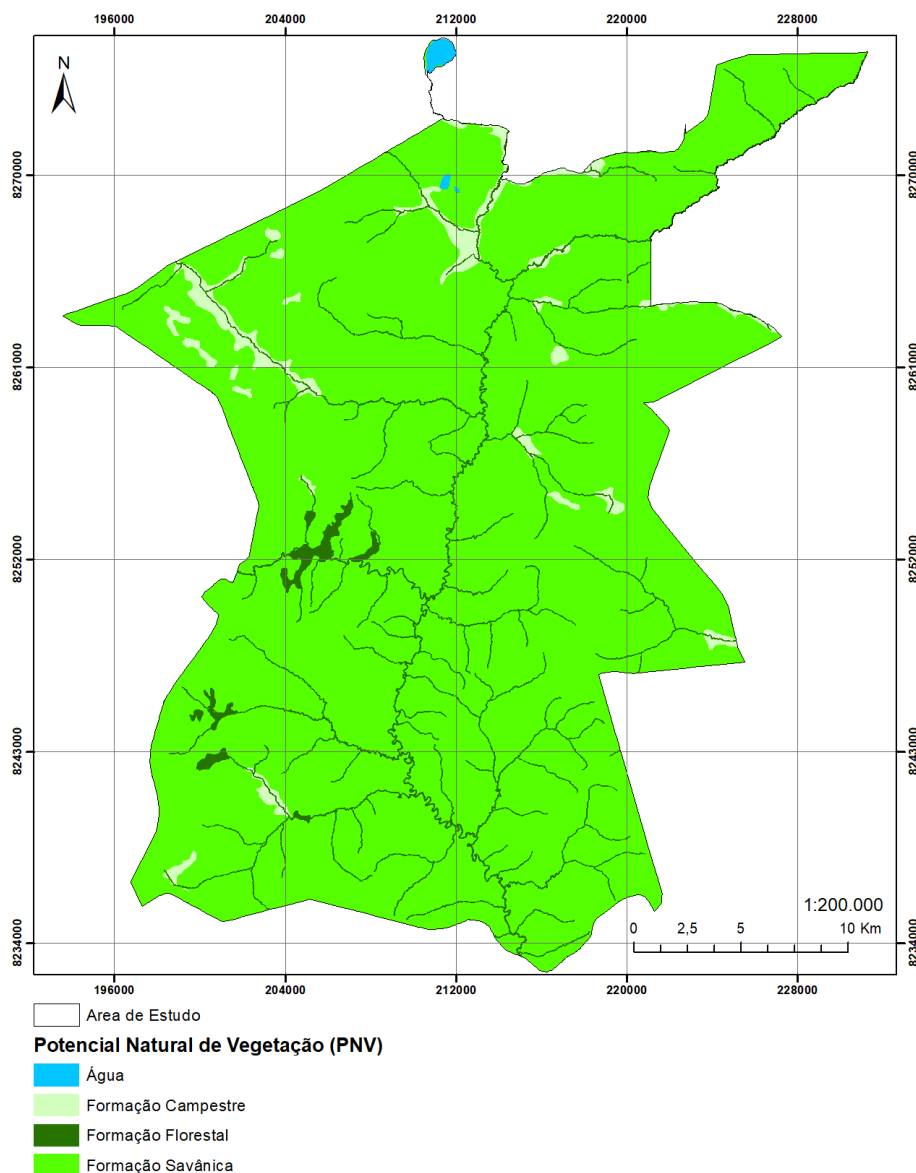


Figura 20. Mapa de uso e cobertura do cenário de referência PNV (uso-cobertura original)

O Mapa de Classes de Distância da Hidrografia, foi gerado para sua utilização no MapES, no cálculo do fator de redução do Ecoserv de Manutenção de Qualidade da Água.

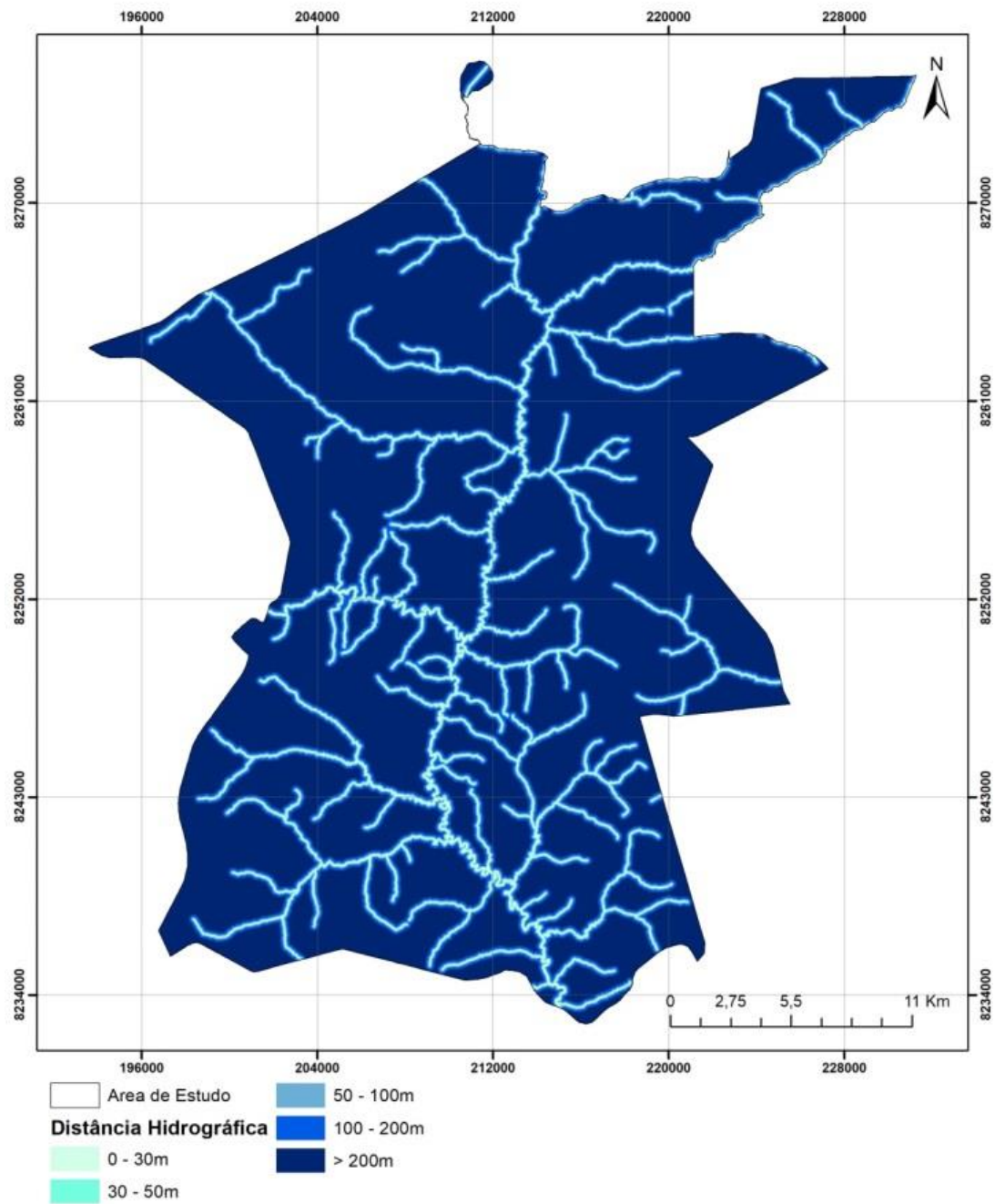


Figura 21. Mapa de Distância dos cursos hídricos da APA-BRSB

4.2. Uso e Cobertura da Terra do Cenário Arbitrado (Máxima Ocupação Permitida Zoneamento vigente) para APA- BRSB

A seguir, os dados quantitativos de área por classe de uso-cobertura da terra obtidos no Cenário Arbitrado são comparados com os cenários de 1984, 1996 e 2014. Avalia-se o uso e cobertura da APA como um todo, quantificando as áreas de cada classe de uso-cobertura e o percentual de variação de cada uma delas entre cada Cenário.

Abaixo, na Figura 22, demonstra-se o mapa de Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento (Cenário Arbitrado), com resultado do uso e cobertura geral da APA-BRSB pós-arbitragem. Para fins de comparação do Cenário Arbitrado com o Cenário de 2014, no qual foi baseada a arbitragem, são expostos os quantitativos de área e variação de classes de uso e cobertura entre tais cenários nas Figura 23 e Tabela 15.

O Cenário de 1984 é também considerado na figura, e permite comparação da magnitude das alterações de uso e cobertura entre os cenários 2014-Arbitrado, considerando o como “Cenário Testemunha de Implantação da APA” (por ser o momento mais próximo ao ano de 1983, ano de criação da APA).

Observa-se expressiva variação entre Cenário Arbitrado (Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento de 2014) e o Cenário 2014 que baseou a elaboração do Mapa de Máxima Ocupação. Na alteração de cobertura da APA em geral, a principal variação entre o Cenário 2014-Arbitrado é da Classe *Área Construída* à qual se acrescenta 17.748,57 hectares (acrécimo percentual de + 280,24%). O maior decréscimo é observado na classe “agropastoril” (-13.994,78 ha | -54,54%), seguido das classes Formação Campestre (-3.018,09 ha | -12,94%), Formação Savânica (-443,13 ha | -4,07%), Formação Florestal (-249,19 ha | -2,60%) e Outros (-5,31 ha | -19,37%).

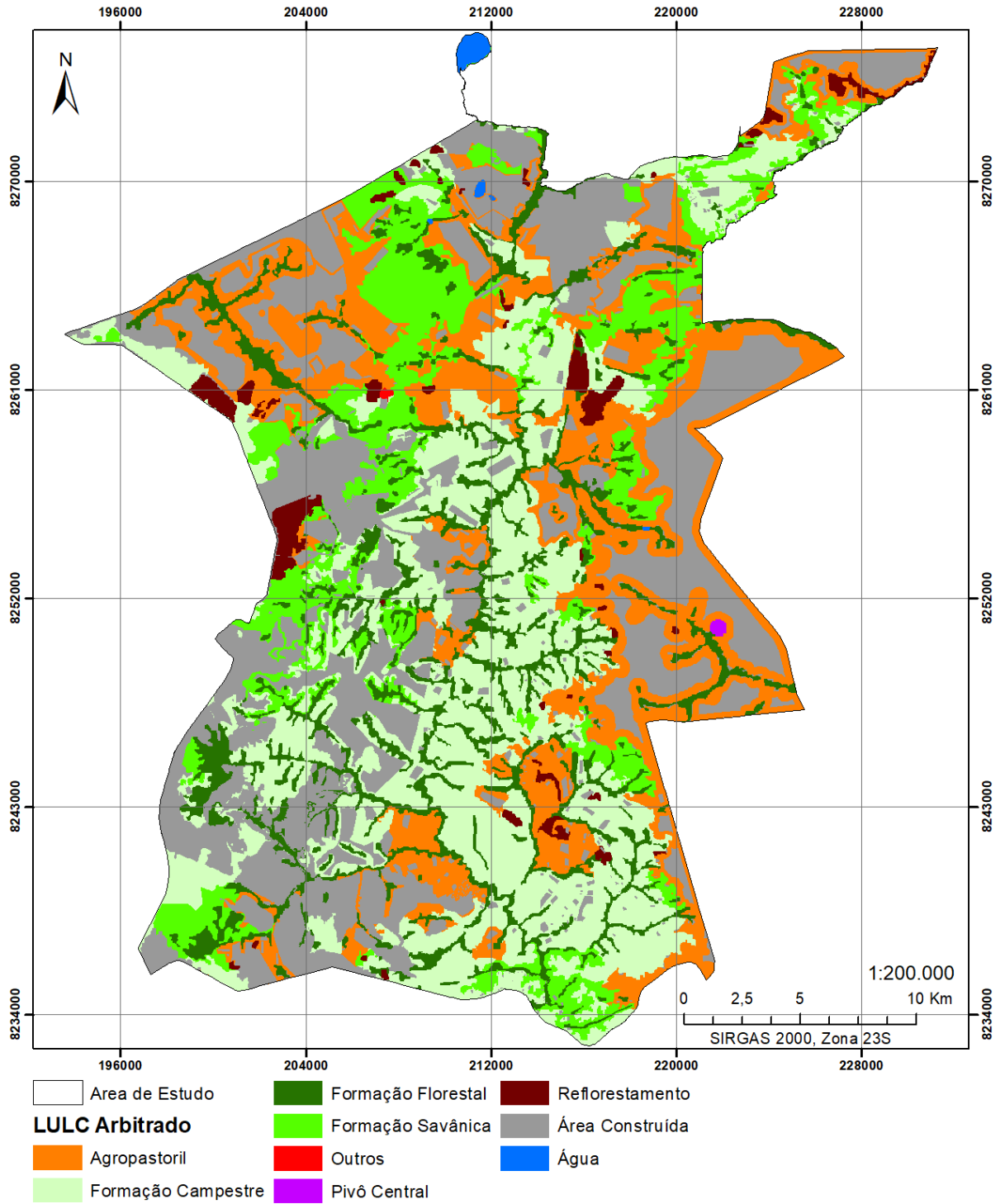


Figura 22. Cenário Arbitrado (Mapa hipotético de uso e cobertura da terra, considerando Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento da APA-BRSB, Lei Distrital 5.344 de 2014).

Tabela 15. Área por classes de Uso-cobertura dos Cenários de 1984, 1996, 2014 e Arbitrado, da APA-BRSB

Classes de uso e cobertura	Área por Cenários (ha)			
	1984	1996	2014	Arbitrado
<i>Agropastoril</i>	12.593,52	30.174,57	30.788,91	16.793,24
<i>Água</i>	186,47	208,43	208,43	208,43
<i>Área Construída</i>	126,04	4.968,66	6318,02	24.066,59
Form. campestre	39.588,07	24.957,90	23327,71	20.309,62
Form. florestal	9.922,58	9.816,24	9584,26	9335,07
Form. savânica	14.285,01	11.120,60	10876,49	10.433,36
Outros	1.876,51	27,40	27,41	22,10
Reflorestamento	4.340,42	1.603,96	1.709,98	1709,98
Pivô Central	0	40,86	40,86	40,86

Tabela 16. Variação de Classes de Uso-Cobertura da APA-BRSB entre Cenários,

Classes uso-cobertura	Variação 1984-1996		Variação 1996-2014		2014 - Arbitrado	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agropastoril	17581,05	139,60%	614,34	2,04%	-13994,78	-54,54%
Água	21,96	11,78%	0,00	0,00%	0,00	0,00%
Área Construída	4842,62	3842,13%	1349,36	27,16%	17.748,57	380,92%
Formação campestre	-14630,17	-36,96%	-1630,19	-6,53%	-3018,09	-12,94%
Formação florestal	-106,34	-1,07%	-231,98	-2,36%	-249,19	-2,60%
Formação savânica	-3164,41	-22,15%	-244,11	-2,20%	-443,13	-4,07%
Outros	-1849,11	-98,54%	0,01	0,04%	-5,31	-19,37%
Reflorestamento	-2736,46	-63,05%	106,02	6,61%	0,00	0,00%
Pivô Central	40,86	---	0,00	0,00%	0,00	0,00%

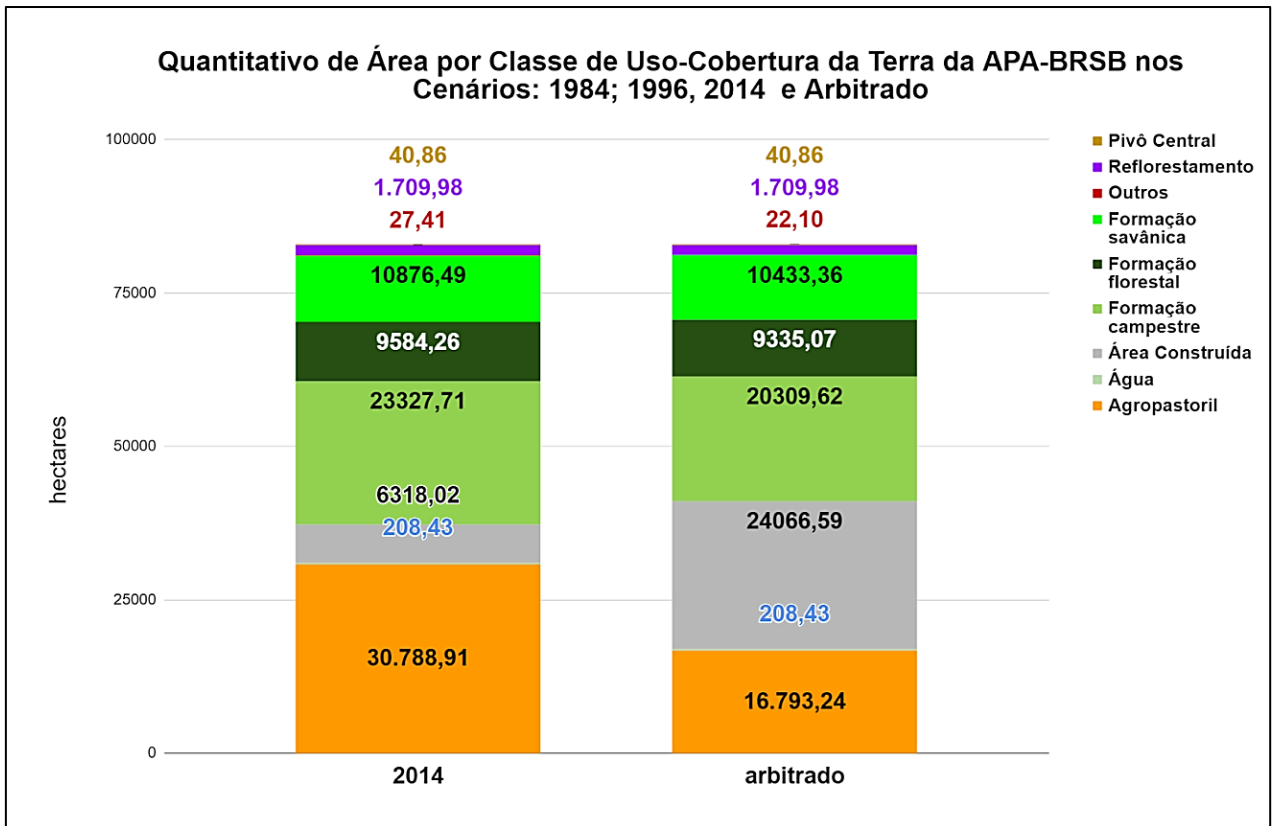


Figura 23. Composição de Classes de Uso e Cobertura da Terra, APA-BRSB, nos Cenários 2014 e Arbitrado

Observa-se expressiva variação entre Cenário Arbitrado (Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento de 2014) e Cenário de 2014. A mudança da composição de classes de uso e cobertura da terra na APA-BRSB desde sua criação é exposta no gráfico comparativo (Figura 24) agregando-se os dados dos cenários de 1984 e 1996. Não se considera o Cenário PNV por ser composto todo por vegetação nativa.

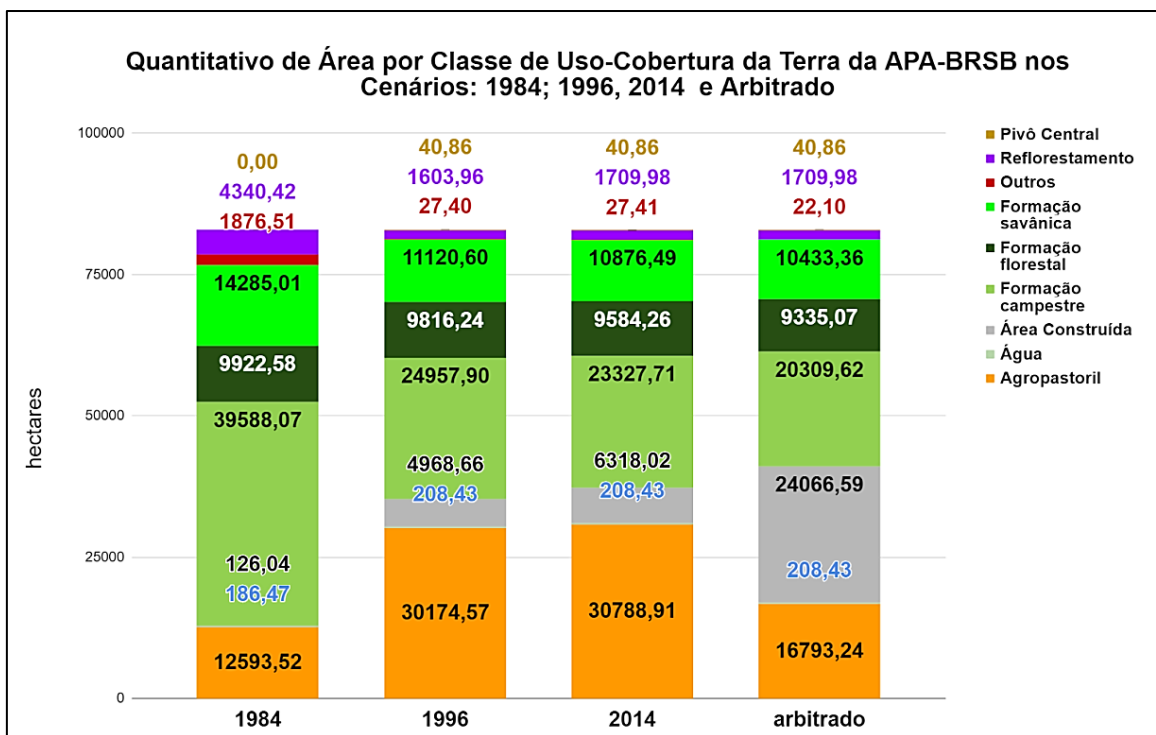


Figura 24 Composição de Área por Classes de Uso e cobertura, APA-BRSB: Cenários 1984, 1996, 2014 e Arbitrado

A variação de uso e cobertura da terra do cenário de 1984 para 1996, se dá principalmente na alteração das áreas de cobertura de vegetação nativa (*formação campestre*) para áreas de cobertura antrópica (*agropastoril* e *área construída*), condizente com o observado por Câmara (1993). Neste período houve redução de 28% de cobertura nativa (-17900,92 ha) e aumento de 4842,62ha de classe *Área Construída* e 17581,05ha de cobertura agropastoril, representando um aumento equivalente a 3842,13% e 139,60% respectivamente. A cobertura de reflorestamento também teve redução de -2736,46ha (equivalente à redução a 63,05% do existente em 1984).

A redução de cobertura nativa observada entre o cenário de 1996 e 2014 (-2.106,00 ha) ocorre com aumento das classes *área construída* (+1.349,036 ha), *agropastoril* (+614,34 ha) e *Reflorestamento* (+106,02 ha). Tais mudanças de uso e cobertura da terra na APA-BRSB, são atribuídas à proximidade da APA com a região central de Brasília (FREITAS, 2018). Soma-se a isto, a alta demanda habitacional da população e ao contexto fundiário do Distrito Federal,

que provavelmente impeliram a ocupação destas áreas para construção de moradias (JACOB, 2017).

A variação da cobertura de “área construída” entre o Cenário de 2014 e o Arbitrado (Máxima Ocupação permitida pelo Zoneamento do Plano de Manejo da APA-BRSB) é a mais expressiva entre os cenários, perfazendo o acréscimo de 17.748,57ha. A classe que mais cede espaço a *área construída* é a *agropastoril*, com a redução de -13994,78ha, seguida da *formação campestre* (-3.018,09ha), *formação savânica* (-443,13 ha) e *formação florestal* (-249,19 ha). A expansão de *área construída* se daria partir da conversão de áreas agropastoris, dinâmica esta já observada na APA-BRSB por NEVES (2016).

Os resultados deste exercício de arbitragem de classes, seguindo exclusivamente as restrições adicionadas/inovadas pelo Zoneamento vigente da APA (sem considerar as legislações complementares), aponta para um cenário de Ocupação Máxima em que haveria um aumento da *área construída* 380,92% maior do que a área acumulada no período de 1984 a 2014.

4.2.1. Aferição de Uso e Cobertura da Terra por Zonas da APA-BRSB

O detalhamento do uso-cobertura para cada Zona da APA-BRSB (ZCVS, ZPVS, ZOEIA, ZOEQ), é foi realizado para aferição do resultado obtido frente às regras de uso-ocupação de cada uma das zonas.

Os resultados quanto à área de cada classe de uso-cobertura da terra, encontram-se na Tabela 17. As regras fixadas para a **ZOEIA (Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental)** e **ZCVS (Zona de Conservação da Vida Silvestre)**, são as mais expressivas quanto ao disciplinamento de mudança de uso-cobertura da terra da APA-BRSB, considerando estabelecerem expressamente os limites máximos de impermeabilização nas respectivas áreas. Nestas zonas observa-se o aumento expressivo da classe de uso-cobertura *área construída*, porém dentro dos limites estabelecidos pelo zoneamento.

Em anexo (item 7.1.1) encontram-se as tabelas e as figuras (mapas e gráficos) citadas a seguir, demonstrando a composição das classes de uso e cobertura da terra em cada cenário, bem como a variação entre cada cenário.

Para a **ZOEIA**, conforme a Equação 1, após a exclusão de áreas de Unidades de Conservação, APP e as áreas já construídas em 2014 (critérios detalhados na página 73) estimou-se o quantitativo de 33.752,29 hectares de Área Disponível a Novos Parcelamentos (NP) na ZOEIA. Este valor é equivalente a 94,47% da Área total da ZOEIA (35.726,70 ha) e é ilustrada na **Figura 60**. No Anexo 7.1.1, a **Figura 59** apresenta uso e cobertura da terra observado em 2014 em recorte da ZOEIA, o que foi usado como base para a arbitragem de cenário de máxima ocupação nesta zona da APA-BRSB, conforme regras do Plano de Manejo vigente para esta Zona.

Para a **ZPVS**, a cobertura nativa teve expansão no Cenário Arbitrado, considerando-se a recomposição de formações florestais, havendo o acréscimo de 289,25ha para a classe *formação florestal*, em detrimento da classe *agropastoril* (vide

Tabela **25** e Figura 65 – Anexo 7.1.1).

Na **ZOEQ** a classe *área construída* teve acréscimo de 915,12ha, a partir de sua expansão sobre as classes *agropastoril* e *reflorestamento* existentes em 2014, conforme exposto na Tabela 26 e Figura 64 (Anexo 7.1.1).

Tabela 17. Área e proporção por Classe de uso-cobertura, por Zona da APA-BRSB, nos Cenários 1984, 2014 e Arbitrado.

Zona	Classes de uso-cobertura	Área (hectares)					
		1984		2014		Arbitrado	
ZCVS	Agropastoril	2378.26	6,66%	7574.41	21,21%	6089.07	19,08%
	Água	3.62	0,01%	4.85	0,01%	4.85	0,01%
	Área construída	2.12	0,01%	89.59	0,25%	1591.66	4,46%
	Form. campestre	20111.94	56,31%	14679.07	41,10%	14679.07	39,43%
	Form.florestal	6705.39	18,78%	6851.29	19,18%	6851.29	19,08%
	Form.savânica	5274.83	14,77%	6141.26	17,20%	6141.26	16,94%
	Outros	1055.04	2,95%	6.93	0,02%	1.63	0,00%
	Reflorestamento	182.91	0,51%	366.68	1,03%	355.27	0,99%
ZOEIA	Agropastoril	8482.41	23,74%	20893.39	58,48%	9688.86	27,12%
	Água	4.83	0,01%	0.63	0,00%	----	----
	Área construída	16.76	0,05%	1096.79	3,07%	16036.43	44,89%
	Form.campestre	15581.25	43,61%	7431.16	20,80%	4769.38	13,35%
	Form.florestal	2532.40	7,09%	2366.27	6,62%	1913.73	5,36%
	Form. savânica	6056.20	16,95%	2745.03	7,68%	2150.02	6,02%
	Outros	547.44	1,53%	20.47	0,06%	20.47	0,06%
	pivo_central	----	----	40.86	0,11%	40.86	0,11%
	Reflorestamento	2505.41	7,01%	1132.11	3,17%	1106.96	3,10%
ZOEQ	Agropastoril	1706.23	19,59%	1305.78	14,99%	-----	0,00%
	Água	----	1,23%	----	58,62%	-----	73,62%
	Área construída	3387.01	38,88%	1444.15	16,58%	6413,71	16,57%
	Form.campestre	263.18	3,02%	254.90	2,93%	254.90	2,93%
	Form.florestal	1339.25	15,37%	352.65	4,05%	352.65	4,05%
	Outros	262.14	3,01%	0.00	0,00%	0.00	0,00%
	Reflorestamento	1646.83	18,90%	426.31	2,84%	247.45	2,84%
ZPVS	Agropastoril	26.62	0,96%	289.25	10,46%	-----	----
	Água	178.03	6,44%	202.95	7,34%	202.95	7,34%
	Área construída	----	----	24.79	0,90%	24.79	0,90%
	Form.campestre	507.89	18,36%	15.37	0,56%	15,37	0,56%
	Form.florestal	421.61	15,24%	353.82	12,79%	643.07	23,25%
	Form.savânica	1614.73	58,38%	1879.57	67,95%	1879.57	67,95%
	Outros	11.89	0,43%	----	----	-----	----
	Reflorestamento	5.28	0,19%	0.30	0,01%	0.30	0,01%

Verifica-se a coerência da proporção de classes de uso e cobertura da terra no Cenário Arbitrado com as regras do Zoneamento, considerando a variação da cobertura de cada Zona, em comparação com Cenário 2014. A variação de uso e cobertura entre Cenário de 1984 e 2014, expressa a mudança de uso e cobertura entre o momento de criação da APA (1983) e o cenário-base utilizado para elaboração do zoneamento vigente (2014). Agrega-se também o Cenário de 1996 na comparação, o que permitiu avaliação da dinâmica de mudança de uso e cobertura nos períodos 1984 a 1996, e 1996 a 2014. Tais variações são expostas no anexo 7.1.1, nas Tabela 23,

Tabela 25 e Tabela 26 e nas Figura 62, Figura 63, Figura 64 e Figura 65, nas quais são ilustrados os quantitativos de área por classe de uso e cobertura.

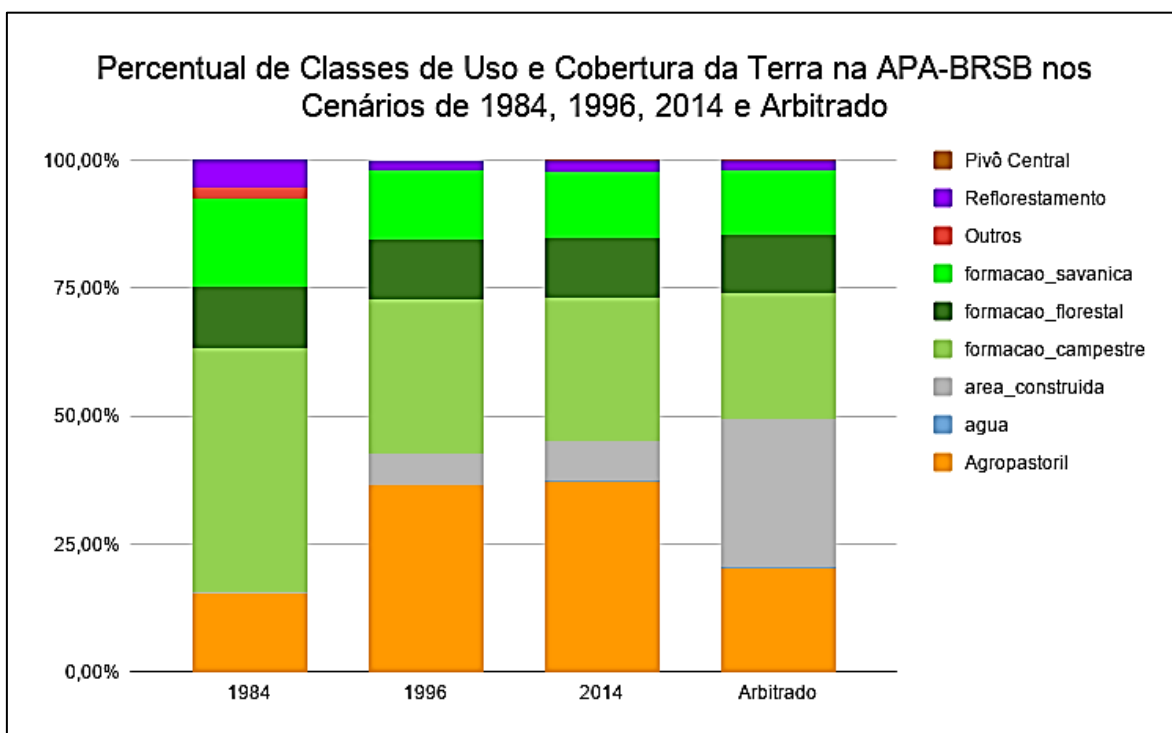


Figura 25. Percentual de Classes de Uso e Cobertura da Terra na APA-BRSB nos Cenários de 1984, 1996, 2014 e Arbitrado

Na **ZCVS**, onde o plano de manejo restringe a impermeabilização do solo a até o máximo de 20% da área das propriedades rurais, arbitrou-se o

acréscimo de aproximadamente 1502 ha, aumentando a cobertura da classe área construída em 1676% do observado para a classe em 2014. Esta expansão foi direcionada em substituição de área *agropastoril* (-1.485ha), *reflorestamento* (-11,41ha) e *outros* (-5,3ha). Observou-se, portanto a restrição quanto a conversão de cobertura nativa na ZCVS, assim como o percentual abaixo do limite de 20% de máximo de impermeabilização (aproximadamente 19,95% em média, considerando montante agropastoril, reflorestamento, outros e vegetação nativa exigida nos imóveis rurais).

Obteve-se na **ZOEIA**, a variação de classes de uso-cobertura exposta na 16, destacando-se o acréscimo de 14.939,64 hectares de área construída (impermeabilizada). Este valor equivale a 44,26% da área disponível para novos parcelamentos (33.752,29ha), portanto em conformidade com o limite máximo de 50% de impermeabilização de áreas de novos parcelamentos, estabelecido pelo Plano de Manejo. Foi mantida 97,37% da vegetação nativa presente em 2014, cumprindo-se a obrigação de manter no mínimo 80% da vegetação nativa nas áreas de novos parcelamentos. No Anexo 7.1.2 a Figura 63 ilustra a composição de classes da ZOEIA nos diferentes cenários.

4.3. Índices MapES dos Cenários PNV, 1984, 1996, 2014 e Arbitrado

Os valores dos índices MapES de Ecoservs, calculados a partir dos cenários de uso e cobertura da terra (PNV - **Figura 20**, Arbitrado - **Figura 22**, 1984 - **Figura 11**, 1996 - **Figura 12** e 2014 - **Figura 13**) são ilustrados na **Figura 26** e detalhados na Tabela 18.

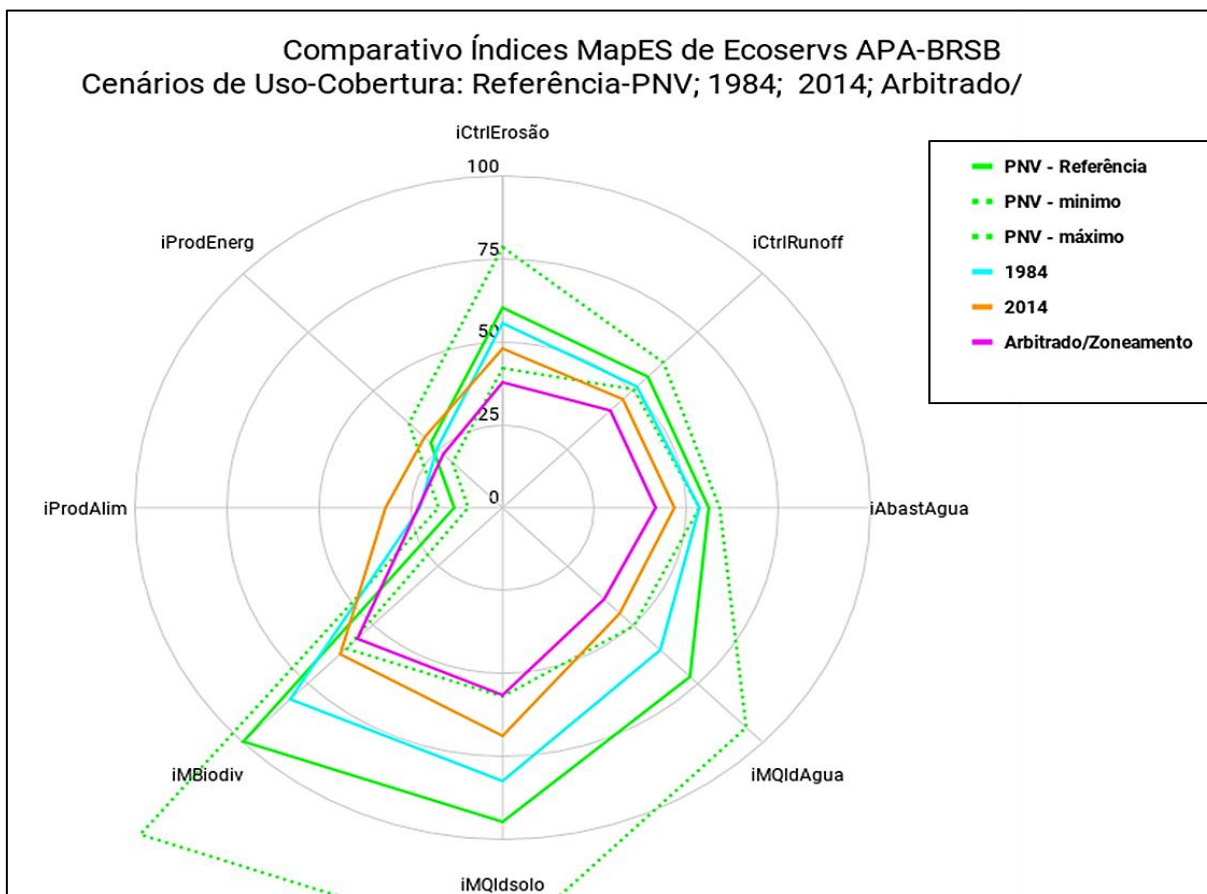


Figura 26. Índices MapES entre cenários de uso e cobertura da terra da APA- BRSB, considerando limiar de incerteza (PNV- Mínimo e Máximo)

Chama-se a atenção para a margem de incerteza dos índices calculados com base no Cenário PNV, e para como se posicionam os índices dos Cenários 1984, 1996, 2014 e Arbitrado frente a tal margem (intervalo entre PNV-Máximo e PNV-Mínimo).

Tabela 18. Índices MapES da APA da BRSB obtidos nos cenários de uso-cobertura da terra da APA-BRSB.

Índice MapES	CENÁRIOS				
	PNV	1984	1996	2014	ARBITRADO
iCtrlErosão	60.38	55.63	49.03	47.88	37.81
iCtrlRunoff	56.18	51.94	46.94	46.27	41.38
iAbÁgua	56.02	53.36	47.75	46.9	41.8
iMQÁgua	71.96	60.79	47.75	45.09	38.98
iMQSolo	94.86	82.63	70.29	68.67	56.61
iMBio	99.77	81.56	63.82	62.34	56.08
iProdAlim	13.3	22.65	32.46	32.05	22.76
iProdEnerg	28.11	25.16	30.26	30.27	22.6

Para a avaliação do Cenário Arbitrado nos índices potenciais de Ecoservs, agruparam-se em anexo os mapas de cada Ecoserv dos cenários PNV; 1984; 2014 e Arbitrado (página 202). Este agrupamento foi feito, associando-se os cenários às condições de: cobertura original hipotética de vegetação nativa (**PNV**), cenário concreto no momento de criação da APA-BRSB (**1984**), cenário concreto em que foi baseado o zoneamento de 2014 (**2014**) e cenário hipotético de máxima ocupação permitida pelo zoneamento de 2014 da APA (**Arbitrado**).

Para a avaliação dos níveis de Ecoservs na APA desde sua criação até o contexto em que se baseou a elaboração do zoneamento vigente, agruparam-se os mapas de cada Ecoservs para os cenários PNV, 1984, 1996 e 2014 (página 187). Na Tabela 19, é listada a variação percentual dos índices MapES entre cada cenário.

Tabela 19. Variação do índice MapES entre cenários de uso e cobertura da APA- BRSB

Períodos (Cenários Comparados)	Alteração Percentual de índices MapES entre Cenários Avaliados							
	iCtrlErosão	iCtrlRunoff	iAbÁgua	iMQÁgua	iMQSolo	iMBio	iProdAlim	iProdEnerg
PNV 1984	-7.87%	-7.55%	-4.75%	-15.52%	-12.89%	-18.25%	70.30%	-10.49%
PNV 1996	-18.80%	-16.45%	-14.76%	-33.64%	-25.90%	-36.03%	144.06%	7.65%
PNV 2014	-20.70%	-17.64%	-16.28%	-37.34%	-27.61%	-37.52%	140.98%	7.68%
PNV ARBITRADO	-37.38%	-26.34%	-25.38%	-45.83%	-40.32%	-43.79%	71.13%	-19.60%
1984 1996	-11.86%	-9.63%	-10.51%	-21.45%	-14.93%	-21.75%	43.31%	20.27%
1984 2014	-13.93%	-10.92%	-12.11%	-25.83%	-16.89%	-23.57%	41.50%	20.31%
1984 ARBITRADO	-32.03%	-20.33%	-21.66%	-35.88%	-31.49%	-31.24%	0.49%	-10.17%
1996 2014	-2.35%	-1.43%	-1.78%	-5.57%	-2.30%	-2.32%	-1.26%	0.03%
1996 ARBITRADO	-22.88%	-11.84%	-12.46%	-18.37%	-19.46%	-12.13%	-29.88%	-25.31%
2014 ARBITRADO	-21.03%	-14.05%	-12.96%	-19.74%	12.71%	13.15%	-78.38%	-83.52%

4.3.1. Comparativo de índices de Ecoservs: Cenários PNV, 1984, 1996, 2014.

Os resultados da avaliação dos Ecoservs pela metodologia MapES apontam um decréscimo do potencial de oferta de Ecoservs na APA-BRSB, entre os cenários de uso e cobertura da terra referencial (PNV) e ao longo do período avaliado.

Tabela 20. Comparação de alteração de Índices *MapES* (Lima, et. al, 2017) entre Cenários de uso e cobertura da Terra (1984, 1996 e 2014) e de Referência PNV da APA-BRSB.

Índice MapES	CENÁRIOS					
	PNV 1984	PNV 1996	PNV 2014	1984 1996	1984 2014	1996 2014
iCtrlErosão	-7.87%	-18.80%	-20.70%	-11.86%	-13.93%	-2.35%
iCtrlRunoff	-7.55%	-16.45%	-17.64%	-9.63%	-10.92%	-1.43%
iAbÁgua	-4.75%	-14.76%	-16.28%	-10.51%	-12.11%	-1.78%
iMQÁgua	-15.52%	-33.64%	-37.34%	-21.45%	-25.83%	-5.57%
iMQSolo	-12.89%	-25.90%	-27.61%	-14.93%	-16.89%	-2.30%
iMBio	-18.25%	-36.03%	-37.52%	-21.75%	-23.57%	-2.32%
iProdAlim	70.30%	144.06%	140.98%	43.31%	41.50%	-1.26%
iProdEnerg	-10.49%	7.65%	7.68%	20.27%	20.31%	0.03%

Comparando-se os índices MapES do Cenário PNV com os dos cenários concretos de uso-cobertura, observa-se redução de todos os Ecoservs, exceto Produção de Alimentos. O Ecoserv de Produção de Energia - iProdEnerg apresentou decréscimo do Cenário PNV para o Cenário 1984, porém aumentou no comparativo do PNV com os Cenários 1996 e 2014. O decréscimo isolado do iProdEnerg no comparativo PNV-1984 explica-se pelo valor associado à classe de uso e cobertura formação campestre (vide Tabela 6), predominante no cenário de 1984 (vide Figura 11).

Entre os Ecoservs que apresentaram redução de seus níveis no comparativo com o PNV, conforme Figura 27, destacam-se a Manutenção de Qualidade da Água, Manutenção da Biodiversidade e Manutenção de Qualidade do Solo.

Tais resultados podem ser atribuídos à crescente substituição da cobertura de vegetação original (representada no cenário PNV Figura 20) por uso e ocupação antrópica da terra (conforme explicitado na **Figura 29**), processo que tende a impactar as estruturas e funções ecossistêmicas, sobremaneira os processos hidrológicos (CASTRO, 2017; CHAVES, 2016; OLIVEIRA, 2015b; PARRON; et al., 2009) e ecológicos (DINIZ FILHO et al., 2008; PIRES, FERNANDEZ & BARROS, 2006; SOARES FILHO et al., 2007).

Em contraposição, tal processo de uso e ocupação da terra, obviamente, é motivado pela obtenção de outros benefícios à sociedade, usualmente priorizando-se a produção de biomassa (RAUDSEPP-HEARNE, PETERSON & BENNETT, 2010). No caso, tais benefícios são expressos pelos índices MapES dos Ecoservs de produção de energia e produção de alimentos (*iProdEnerg* e *iProdAlim*).

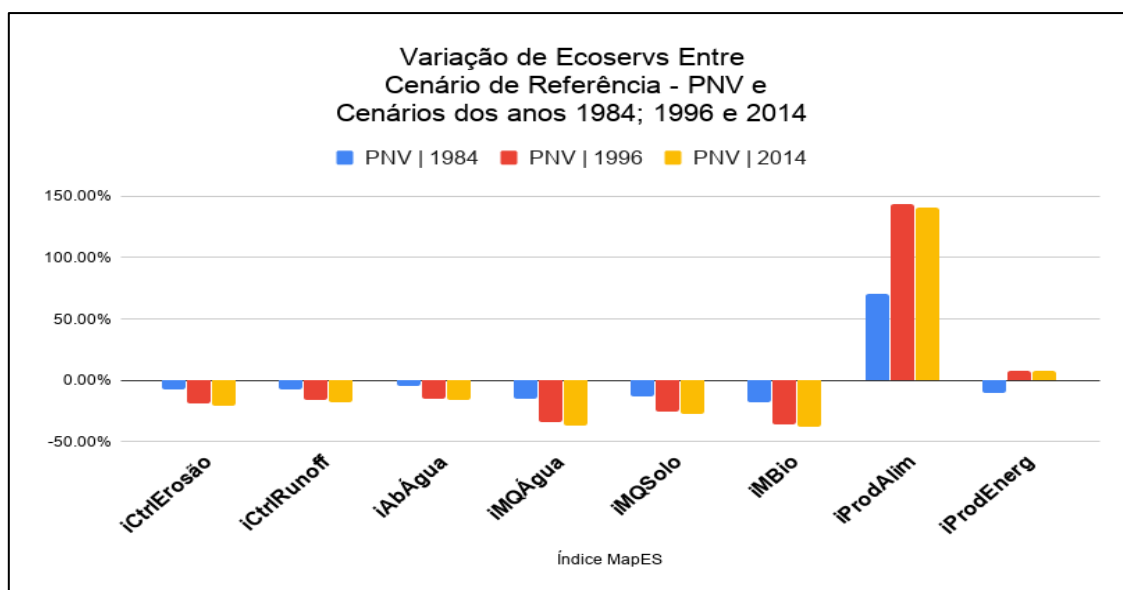


Figura 27. Variação de Ecoservs Entre Cenário de Referência - PNV e Cenários dos anos 1984; 1996 e 2014

O comparativo dos índices MapES entre os Cenários de 1984, 1996 e 2014, reflete a mudança de uso e cobertura da terra nos períodos entre tais cenários. A menor amplitude de variação de níveis de Ecoservs entre cenários, portanto, é observada entre 1996 e 2014, onde a variação mais expressiva é

de -5,57% (para *iMQÁgua*). Também neste período, estimou-se decréscimo do *iProdAlim* (-1,26%), o que é explicado pelo aumento de *área construída* em detrimento de áreas de *formação campestre, savânica e florestal*.

Ainda, conforme ilustrado pela **Figura 28**, observa-se a dinâmica similar de decréscimo dos Ecoservs nos períodos 1984-1996 e 1984-2014, porém sem diferença significativa entre os dois períodos, logicamente devido à pouca variação no período 1996-2014.

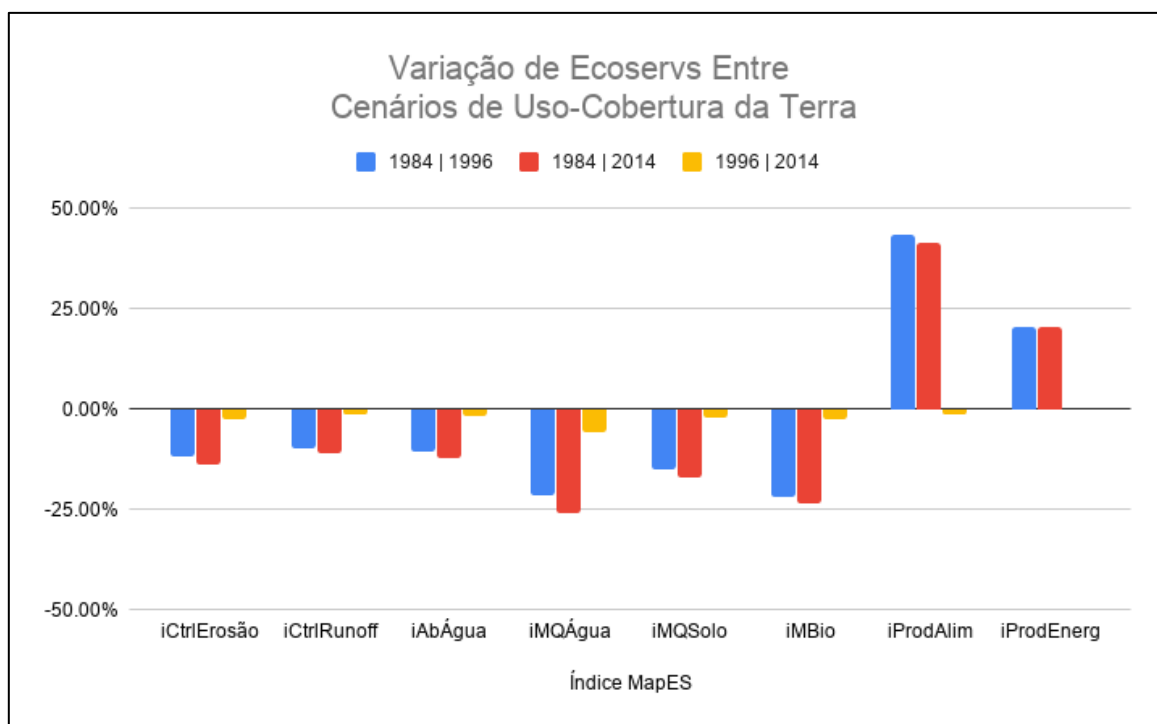


Figura 28. Variação de Ecoservs Entre Cenários de Uso-Cobertura da Terra Anos 1984; 1996 e 2014

O comparativo de cada índice entre cenários (variação entre períodos) é descrito brevemente a seguir:

O *Índice MapES de Ecoserv de Controle de Erosão (iCtrlErosão)* apresentou decréscimo de: -7,87% entre o cenário PNV - 1984 e entre o PNV - 2014 chegou a 18,8% de -20,70%. A diferença entre os cenários de 1996 e 2014 foi de -2,35%.

O *Índice MapES de Ecoserv de Controle de Escoamento Superficial (iCtrlRunoff)* teve variação de índice de -16,43% na comparação entre PNV e 1996; -17,64% entre PNV e 2014; e -1,441% entre 1996 e 2014.

A maior redução observada no *Índice MapES de Ecoserv Manutenção de Qualidade Do Solo (iMQSolo)* foi entre os cenários PNV e 2014 com -27,61%, seguido de PNV/1996 (-25,90%) 1984-2014 (-16,89%), 1984/1996 (-21,75%) e PNV-1984 (-12,89%). Entre 1996 e 2014 o decréscimo foi de -2,30%. Destaca-se a contribuição de cobertura vegetal nativa para a manutenção deste Ecoserv, assim como a deterioração causada por outros tipos de uso-cobertura, tais como: *reflorestamento, agropastoril, pivô central e área construída*, no caso dos cenários avaliados, comportamento condizente com o observado por Peixoto et al., (2010) para mudanças químicas e biológicas nos solos de Cerrado.

O *Índice MapES de Ecoserv de Manutenção de Qualidade de Água – iMQÁgua*, foi o segundo mais prejudicado na comparação entre todos os cenários PNV-1984: -15,52%; PNV-1996: 33,64%; PNV- 2014: 37,34%;1984-1996: -21,75%; 1996-2014: 5,574%. Este índice é depreciado devido as classes de uso-cobertura *área construída e agropastoril*, as quais, conforme observado por Freitas (2013), representam impacto na qualidade de água.

Tais estimativas de alterações são condizentes com a classificação das águas superficiais, em captação dentro da APA- BRSB, feita por Bilich e Lacerda (2005), a partir de registros do período de 1994 a 2003. CASTANHEIRA (2016), reforça tal indicativo enquadrando as águas subterrâneas conforme CONAMA (2008), a partir de monitoramento com dados entre 2006 e 2015, classificando boa parte da água subterrânea da região abarcada pela APA como de boa qualidade. Contudo enquadra alguns aquíferos na penúltima e últimas classes de qualidade.

O *Índice MapES de Ecoserv de Abastecimento de Água (iAbÁgua)* da APA-BRSB apresentou variação do índice médio: -4,75% entre PNV-1984; de -16,28% entre os cenários PNV-2014; de 14,76% entre PNV-1996; -10,51% entre 1984- 1996 e 1,783% entre os cenários de 1996-2014. Os resultados se

alinham com observado por CASTRO (2017) que aponta para redução da quantidade e qualidade de água no DF, focando isto como resultado de implantação de condomínios e assentamentos irregulares, gerando impactos negativos na recarga de aquíferos.

O *Índice MapES de Ecoserv de Produção de Alimentos (iProdAlim)* apresentou aumento de +70,30% entre **PNV-1984**; +144,06% entre **PNV-1996**, e de +140,98% do **PNV-2014**. Entre cenários **1984-1996**, **1996-2014** o acréscimo foi de 43,31% e 41,50% respectivamente. A diferença deste índice entre o **1996-2014** foi de -1,26% no último cenário, o que se justifica pela expansão de áreas construídas sobre as áreas agropastoris. Tais observações são condizentes com a análise de mudança de uso e cobertura da terra feita pela Unesco (UNESCO, 2002), e também com os dados de produção agrícola registrados pela Empresa de Assistência e Extensão Rural- EMATER – DF.

O *Índice MapES de Ecoserv de Produção de Energia (iProdEnergy)* aumentou em 9,60% considerando **PNV-1996**, e em 9,63% para o **PNV-2014**. Houve aumento de 0,03% do índice deste Ecoserv para o período **1996-2014**. Esta observação se relaciona principalmente com a mudança de uso e cobertura da classe *agropastoril*, associada principalmente à produção de biomassa (LOPES & MIOLA, 2010).

O *Índice MapES de Ecoserv de Manutenção de Biodiversidade - iMBio* foi o mais afetado pela alteração da cobertura nativa, apresentando decréscimo de: -18,25% em **PNV-1984**; -21,75% **1984-1996** e -2,32% **1996-2014**. Na única referência na literatura de aplicação do método MapES (LIMA et al., 2017), observou-se redução de -41,46% na área de estudo (Bacia do Ribeirão Sarandi, no Distrito Federal) entre o cenário PNV e a LULC de 2013. Em comparativo para momento similar na APA (PNV-2014) observou-se decréscimo de -37,52%.

Estes dados apontam substancial impacto da crescente antropização, observada (ao longo dos cenários 1984, 1996 e 2014) sobre o ambiente natural (cenário PNV), sobre os Ecoservs avaliados. A composição das classes de uso e cobertura nos cenários são expostas na Figura 29. No

primeiro cenário, em 1984, observa-se predominância de cobertura nativa (*formação florestal, campestre e savânica*), seguida do uso e cobertura “*agropastoril*” e “*área construída*”. Esta predominância se mantém de 1996 para 2014, sendo que o acréscimo mais significativo observado no período foi o da classe *área construída* (+27%). Compatível com o observado por Neves (2016) na APA do BRSB, em período de 30 anos (1985 - 2014). Tais resultados são corroborados pela literatura que foca a área (RODRIGUES, FELFILI & VALE, 2016; UNESCO, 2002)

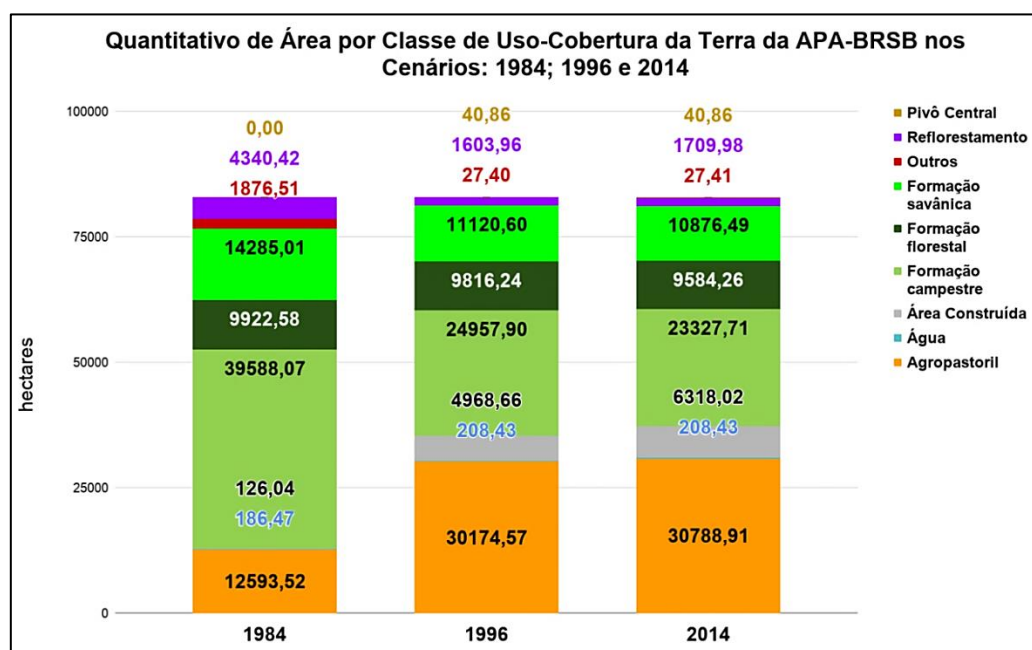


Figura 29. Composição de Classes de Uso-Cobertura da Terra da APA-BRSB nos Cenários: 1984; 1996 e 2014.

No trabalho de Lima et al. (2017), foram estimados índices MapES em localidade próxima à presente investigação. No caso foi mapeada a Bacia do Córrego Sarandi – Distrito Federal, área predominantemente agrícola com extensão de 37,2 km², ao norte da APA do Bartolomeu. Os índices calculados dos Ecoservs para cenário de referência (PNV) e LULC 2013, respectivamente, foram: *Controle de Erosão*: 68,8 e 53,3; *Controle de Runoff*: 60,4 e 48,2; *Abastecimento de Água*: 61,6 e 53,1; *Manutenção de Qualidade de Água*: 82,9 e 53,7; *Manutenção de Qualidade de Solo*: 88,7 e 64,5; *Manutenção de Biodiversidade*: 100,00 e 58,5; *Produção de alimentos*: 16,2 e 35,3; *Produção de energia*: 33,8 e 29,9. Assim, consideradas as distintas proporções das áreas de estudo do primeiro trabalho que aplicou a metodologia MapES como

referência, observam-se variações de Ecoservs compatível com a variação observada na APA-BRSB, o que se encontra tabulado abaixo, na Tabela 21.

Tabela 21. Variações de índices MapES na Bacia do Córrego Sarandi (Lima et al, 2017) e na APA do Rio São Bartolomeu.

Índice MapES Ecoservs	APA-BRSB 2014 PNV	Bacia Sarandi 2013 PNV
iCtrlErosão	-20.70%	-22.58%
iCtrlRunoff	-17.64%	-20.16%
iAbÁgua	-16.68%	-13.81%
iMQÁgua	-37.34%	-35.18%
iMQSolo	-27.61%	-27.30%
iMBio	-37.52%	-41.46%
iProdAlim	140.98%	117.17%
iProdEnerg	9.63%	-11.40%

Assim, mesmo considerando a adaptação de classes de uso e cobertura da terra e a diferença de extensão/escala dos objetos de estudo, os resultados se mostram coerentes com os obtidos por LIMA et al. (2017), onde se observa também o aumento significativo do índice de Ecoserv de Produção de Alimentos - **iProdAlim** (+117,17%) e redução de Manutenção de Biodiversidade – **iMBio** (-41,46%) quando comparado à oferta potencial deste Ecoserv no cenário de cobertura da terra original PNV.

4.3.2. Cenário Arbitrado: Efeito da Máxima Ocupação Permitida pelo Zoneamento da APA-BRSB na manutenção de Ecoservs

Direcionando à análise dos índices de Ecoservs do Cenário Arbitrado, na Tabela 22 são reunidas as variações entre cada cenário (PNV; 1984; 1996; 2014) em comparação com o Cenário Arbitrado. Isto também é visualizado em gráfico, na Figura 30.

Tabela 22. Variação de Índices MapES entre Cenário Arbitrado e Cenários PNV; 1984; 1996 e 2014.

Índice MapES	Alteração Percentual de índices MapES entre Cenário Arbitrado e demais Cenários			
	PNV ARBITRADO	1984 ARBITRADO	1996 ARBITRADO	2014 ARBITRADO
iCtrlErosão	-37.38%	-32.03%	-22.88%	-21.03%
iCtrlRunoff	-26.34%	-20.33%	-11.84%	-10.57%
iAbÁgua	-25.38%	-21.66%	-12.46%	-10.87%
iMQÁgua	-45.83%	-35.88%	-18.37%	-13.55%
iMQSolo	-40.32%	-31.49%	-19.46%	-17.56%
iMBio	-43.79%	-31.24%	-12.13%	-10.04%
iProdAlim	71.13%	0.49%	-29.88%	-28.99%
iProdEnerg	-19.60%	-10.17%	-25.31%	-25.34%

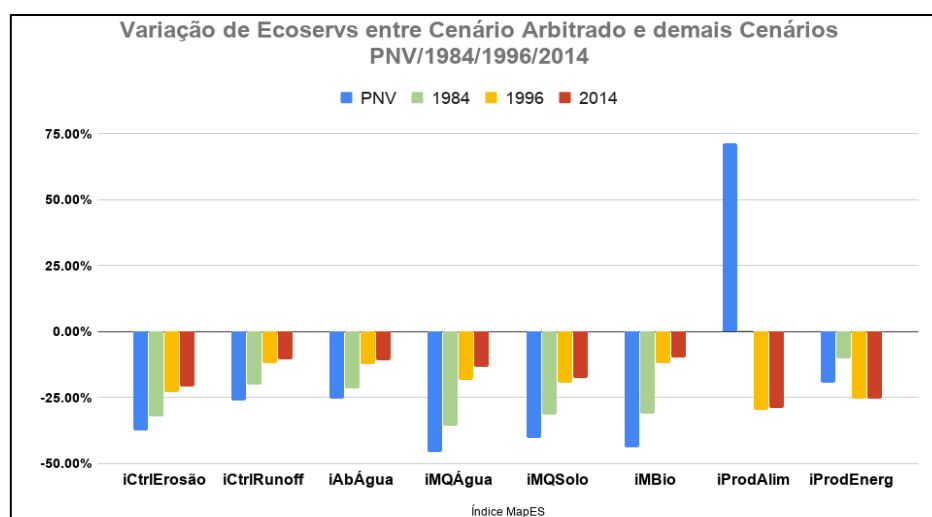


Figura 30. Variação de Ecoservs n APA-BRSB, entre Cenário Arbitrado e demais: PNV, 1984, 1996 e 2014.

Os resultados dos índices MapES indicam expressivo decréscimo dos níveis de Ecoserv na comparação entre o Cenário Arbitrado com os demais cenários avaliados da APA-BRSB. Destaca-se que, as variações de níveis de Ecoservs entre o cenário 2014 para o Arbitrado, chegam a ser maior que a variação entre o Cenário de Referência – PNV (todo coberto por vegetação nativa) e Cenário de 1984 (vide **Tabela 19**). A redução do nível de Ecoservs entre 2014-Arbitrado também é mais expressiva que a alteração de Ecoservs no período de 1984 a 2014 (30 anos).

Observa-se também que a estimativa dos níveis dos Ecoservs avaliados no Cenário Arbitrado da APA, ultrapassa o limiar de incerteza da metodologia MapES (intervalo entre PNV-máximo/mínimo) para todos os Ecoservs avaliados, exceto *iProdAlim* e *iProdEnerg*, conforme **Figura 26**.

Os resultados da avaliação de Ecoservs do **Cenário Arbitrado** (simulação de Máxima Ocupação Permitida pelo zoneamento) sugerem que as restrições de uso-ocupação do solo adicionadas/inovadas pelo Plano de Manejo da APA-BRSB, isoladamente, tem pouco efeito potencial para garantia da manutenção dos Ecoservs avaliados.

Considerando que estes resultados são referentes ao recorte espacial da APA-BRSB como um todo, é necessário também verificar estes cenários detalhando-se a avaliação dos Ecoservs considerando o recorte espacial de cada zona do Plano de Manejo vigente (**ZCVS; ZPVS, ZOEIA e ZOEQ**). Isto possibilita a verificação do impacto dos respectivos uso-cobertura dos cenários em cada zona específica, assim como os níveis potencial de Ecoservs no Cenário Arbitrado para cada zona. As informações obtidas possibilitam o exercício de análise de cenários como suporte ao planejamento ambiental e territorial, conforme recomendado na literatura (GENELETTI, 2013; VIGLIZZO et al., 2012).

4.4. Avaliação de Ecoservs por Zona da APA-BRSB

Os resultados dos Índices MapES de Ecoservs, são agora expostos e avaliados tendo como recorte espacial cada Zona estabelecida no Plano de Manejo de 2014 da APA-BRSB, conforme Figura 14. Assim, compara-se os níveis de Ecoservs entre os cenários avaliados em ordem cronológica, assumindo o Cenário **PNV** como referência inicial e o Cenário **Arbitrado** a referência futura. Destaca-se que os índices MapES refletem principalmente as alterações de uso-cobertura da terra, reiterando-se o já descrito no item 5.1.1.

O presente tópico destaca o nível de Ecoservs para cada zona ao longo dos cenários avaliados. Em anexo, os índices MapES são expostos quantitativamente (Tabela 27, Tabela 28, Tabela 29 e Tabela 30), assim como a variação percentual entre cenários (**Tabela 31; Tabela 32; Tabela 33; Tabela 34**).

Demonstra-se também a influência da delimitação espacial de cada Zona nos respectivos níveis de Ecoservs, considerando a configuração dos atributos declividade (**Figura 31**), pedologia (**Figura 32**) e hidrografia que cada delimitação abarca.

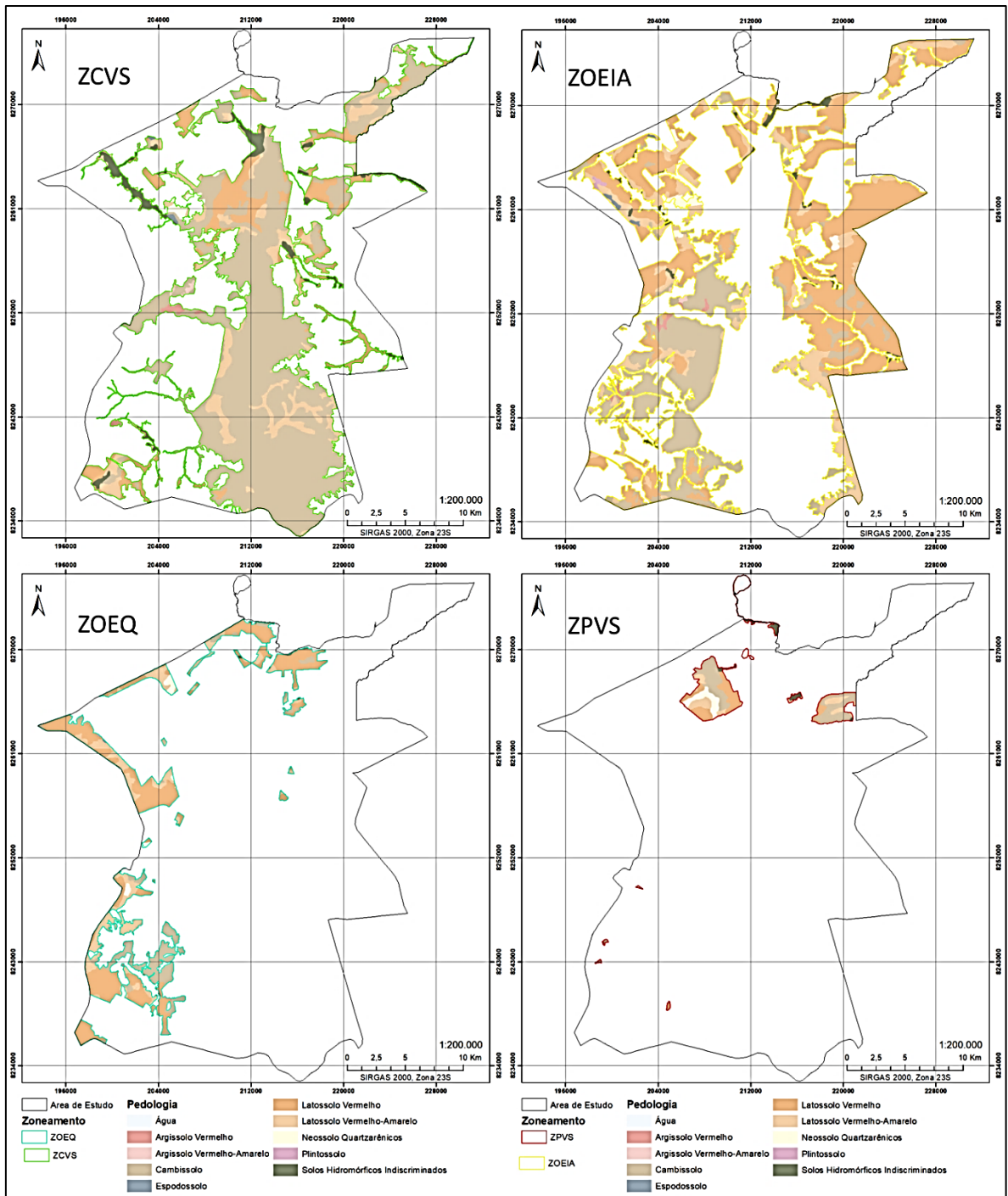


Figura 31. Mapa de Solos, recorte por Zona da APA-BRSB

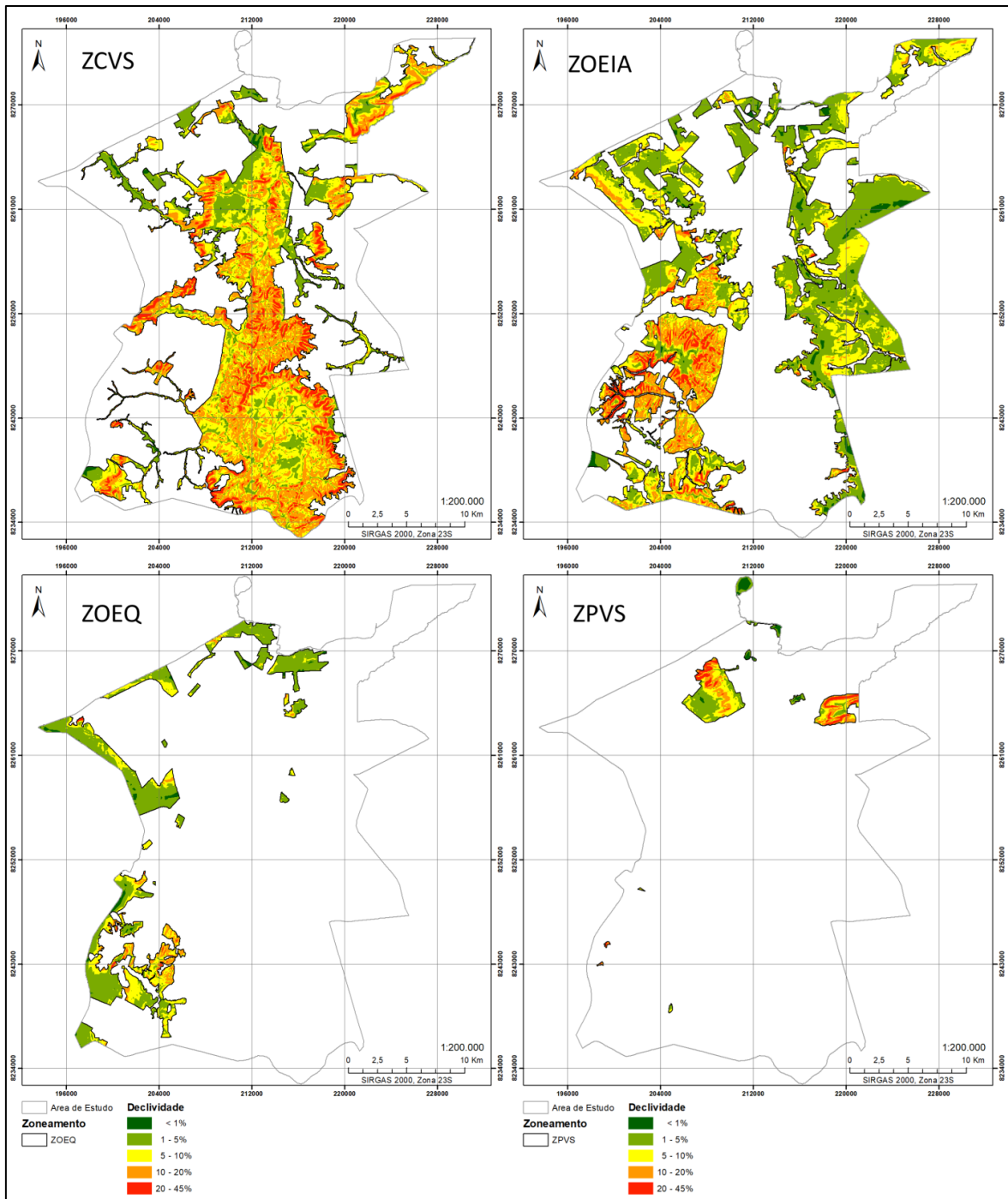


Figura 32. Mapa de Declividade recortado por cada Zona da APA-BRS

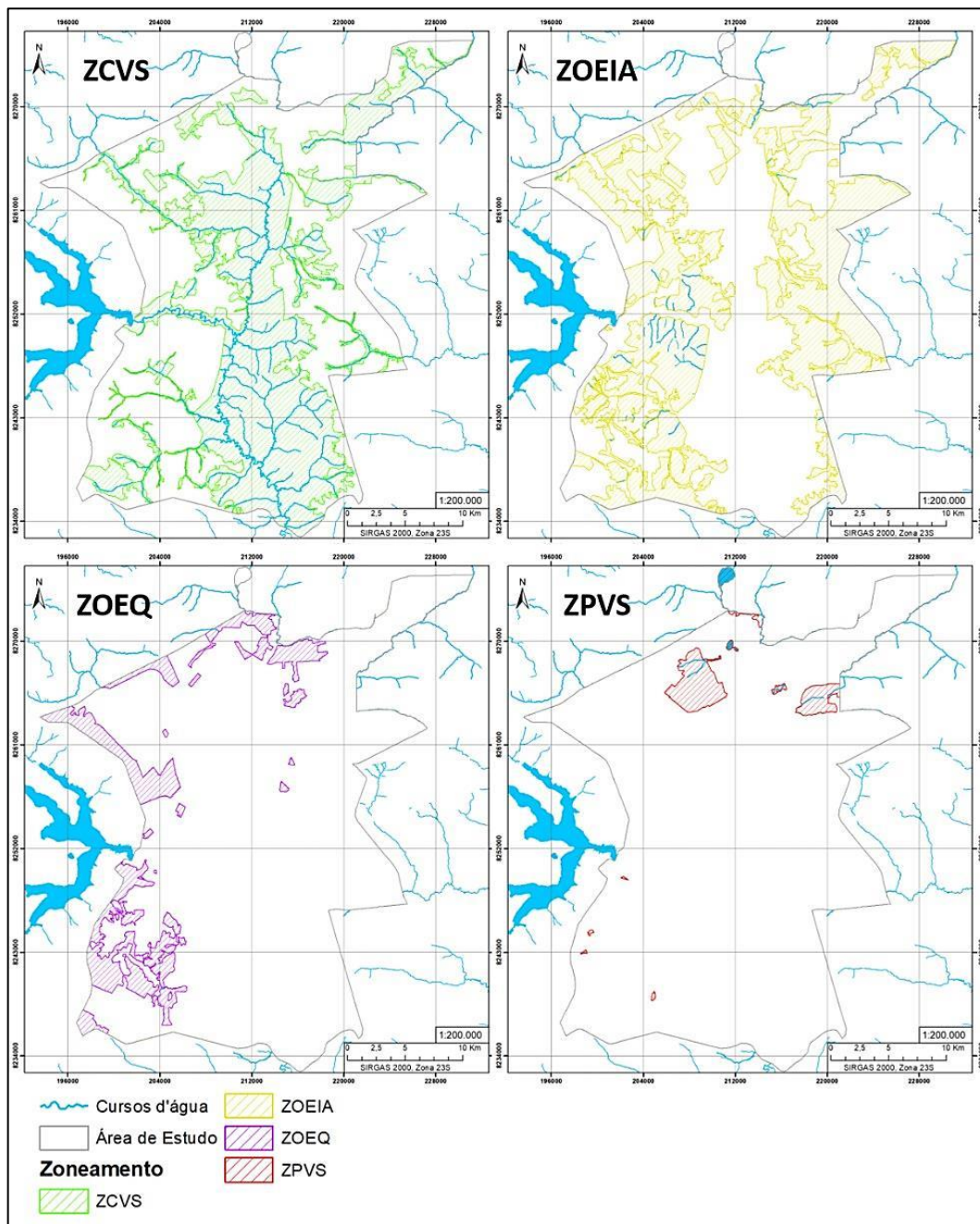


Figura 33. Localização das Zonas da APA-BRSB sobre a hidrografia.

Na sequência, avalia-se também a variação de cada Ecoserv em cada Zona, ao longo do tempo, destacando qual Zona e Período (comparação de cenários) se observa maior redução e/ou aumento de índices de Ecoservs, apontando-se fatores contribuintes para cada nível.

Observou-se o aumento dos níveis de Ecoserv de Produção de Alimentos (iProdAlim) em todas as Zonas da APA-BRSB, o que foi mais expressivo entre 1984-1996.

4.4.1. Zona de Conservação da Vida Silvestre - ZCVS

Os índices MapES de Ecoservs observados na Zona de Conservação da Vida Silvestre – ZCVS decresceram ao longo dos cenários, exceto para o Ecoserv de *iProdAlim*, dinâmica visualizada na **Figura 34**.

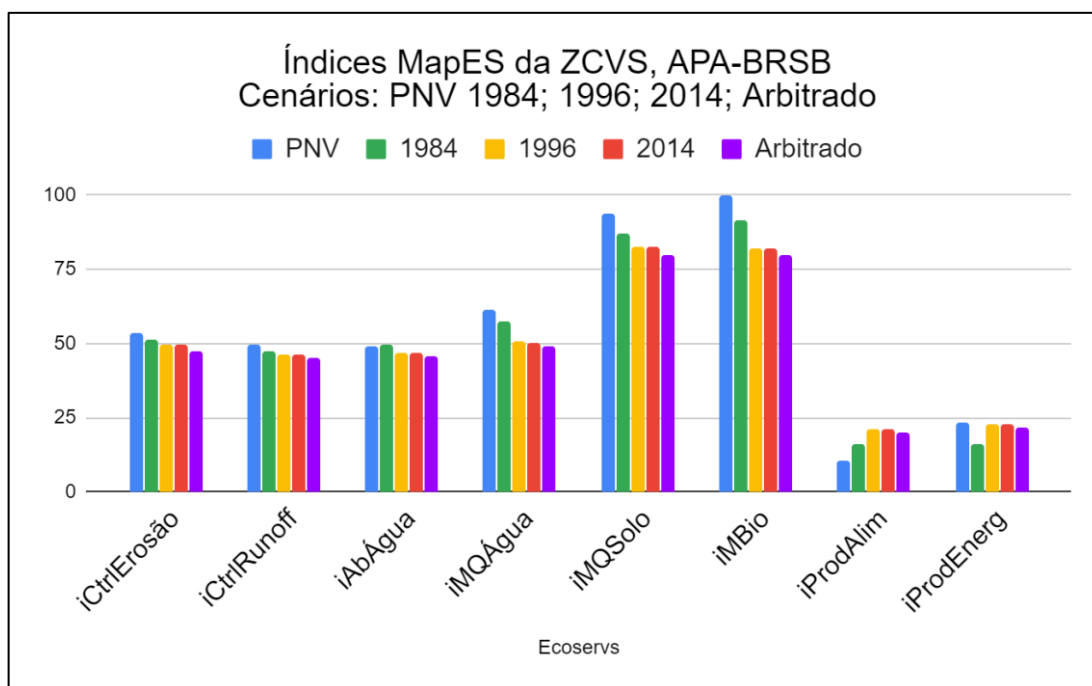


Figura 34. Níveis de Ecoservs da Zona de Conservação da Vida Silvestre, APA-BRSB, em diferentes Cenários.

Na Figura 35, demonstra-se a variação percentual dos níveis de Ecoserv entre cenários na **ZCVS**. O que mais chama atenção é que entre os Cenários 2014 e Arbitrado (**2014-Arbitrado**), a variação dos Ecoservs, embora negativa, se mostrou menos expressiva do que a observada entre cenários **1984-1996** e **1996-2014**. Esta observação não se aplica para o *iProdAlim* e *iProdEnerg*, que tiveram expressivo aumento entre **1984-1996** (+33,52% e 39,3% respectivamente).

Nota-se também que a maior redução do **iMQÁgua** (-11,72%) se deu entre os cenários **1984-1996** e **1996-2014**, o que se explica pela redução da cobertura vegetação nativa no período (vide Figura 62) e a presença de muitos cursos d'água na **ZCVS**, como visto na **Figura 33**.

Assim, com relação à variação **1984-1996** e **1996-2014**, para a **ZCVS**, observa-se em geral uma menor diferença entre os índices MapES entre o Cenário tomado como base para elaboração do Zoneamento (**2014**), e o cenário **Arbitrado** (máxima ocupação permitida). Isto pode ser atribuído à proibição de mudança de cobertura nativa para usos alternativos do solo, o que implica que a impermeabilização do solo (prevista para a zona) ocorra em áreas de uso e cobertura *agropastoril* (como descrito no item 3.2.2.2), as quais são usualmente estabelecidas em áreas com condições favoráveis de declividade e solos.

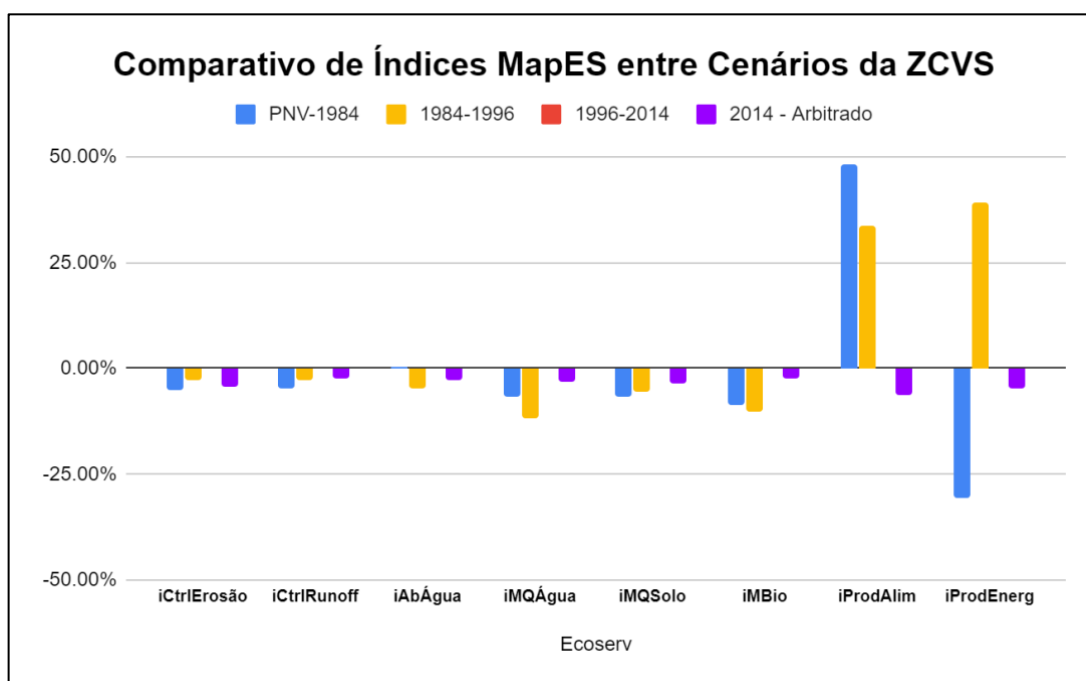


Figura 35. Variação de Ecoservs na ZCVS entre cenários

A avaliação de índices de Ecoservs entre cenários da ZCVS é coerente com o verificado por Diniz (2012) que, em seu estudo na Bacia Hidrográfica do Pípiripau - Bacia com vocação agrícola que compõe parte da ZCVS. A autora indica impactos relacionados à supressão de vegetação nativa, uso indiscriminado de insumos agrícolas e aumento da demanda de água. A autora aponta também existência de processos erosivos, e consequente perda de camadas férteis de solos e assoreamentos de corpos hídricos, o que somado à contaminação por agrotóxicos e efluentes domésticos tem impactado e comprometido a qualidade da água do Ribeirão Pípiripau.

4.4.2. Zona de Preservação da Vida Silvestre, APA-BRSB - ZPVS

Os níveis de Ecoservs na **ZPVS** também decrescem entre os cenários observados (Figura 36), com a mesma exceção já mencionada para **iProdAlim** e **iProdEnerg**. Na Figura 37, registram-se as variações entre os cenários, notando-se maiores variações entre cenários 1984-1996, com destaque para **iProdAlim** (+19,46%), **iProdEnerg** (+19,43%), **iMQÁgua** (-9,29%) e **iMBio** (-9,01%). O nível de **iProdEnerg** decresce entre cenários **PNV-1984** (-7,16%) o que possivelmente se deve ao incremento da classe de uso e cobertura *Outros*, associada à solos expostos/mineração.

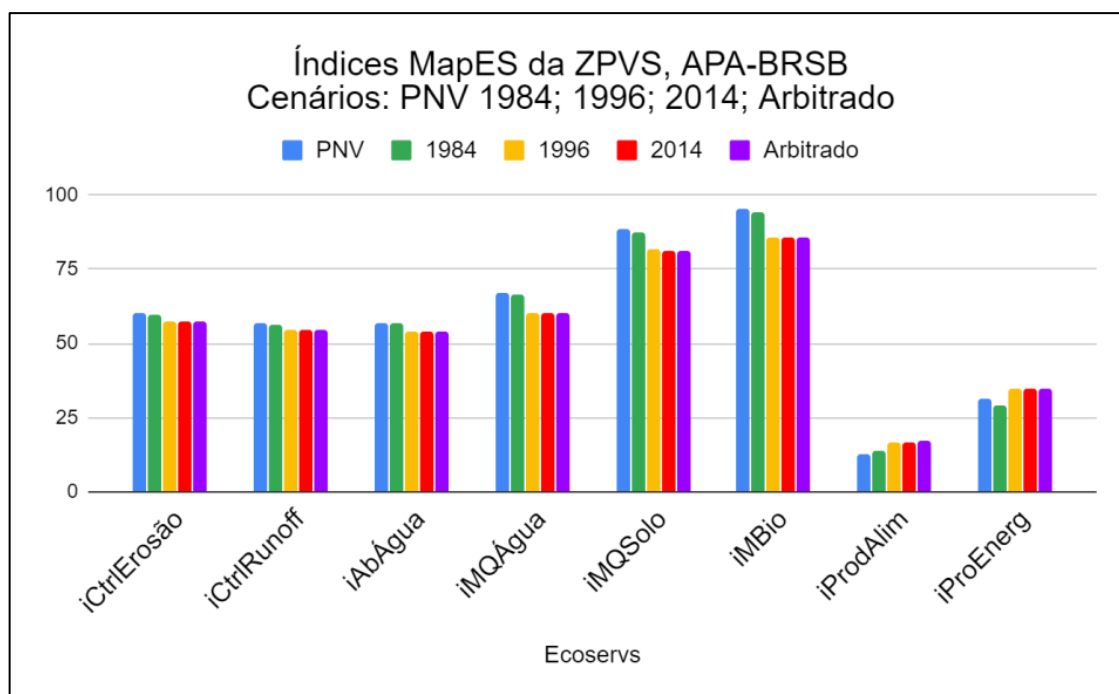


Figura 36. Níveis de Ecoservs da Zona de Preservação da Vida Silvestre, APA-BRSB, em diferentes cenários.

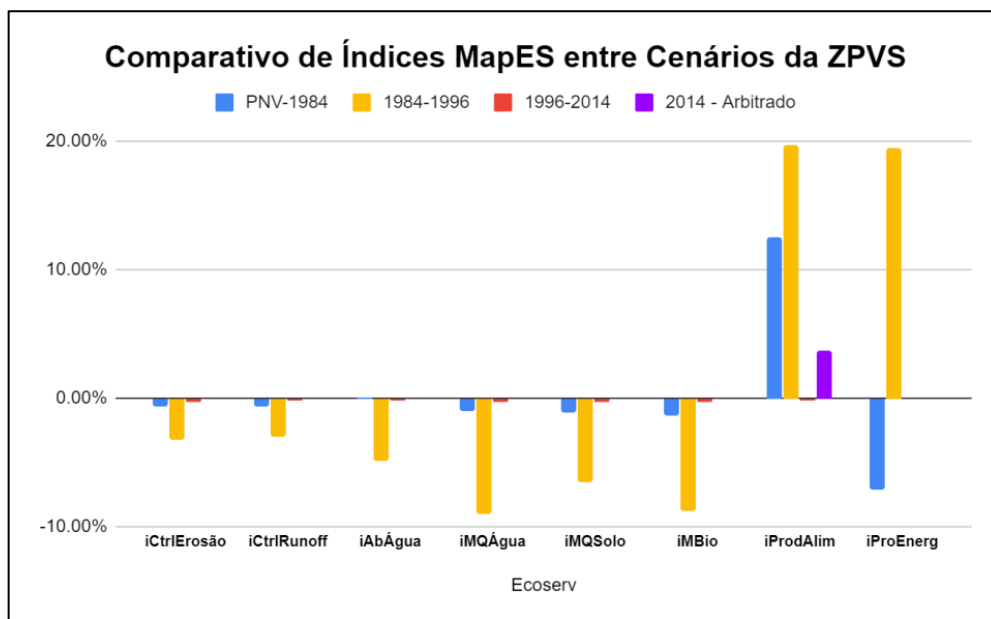


Figura 37. Variação de Índices MapES de Ecoservs, entre cenários da ZPVS-APA-BRSB

4.4.3. Zona de Ocupação Especial de Interesse Especial - ZOEIA

Na ZOEIA, conforme **Figura 38**, houve redução dos níveis de Ecoservs entre os cenários avaliados (com ressalva para **iProdAlim** e **iProdEnerg**).

Os níveis de **iProdAlim** cresceram 92,98% entre cenários **PNV-1984**, e +63,57% entre **1984-1996**, decrescendo entre os cenários **1996-2014** (-1,52%) e **2014-Arbitrado** (-43,58%). Tais variações refletem as mudanças de uso e cobertura da terra, sofridas dentro da delimitação espacial da ZOEIA (vide **Figura 63** e **Tabela 15**), com expressivo aumento do uso-cobertura *Agropastoril*, sobre cobertura nativa (ocorrida nos períodos **PNV-1984**; **1984-1996**). Registra-se também posterior aumento do uso e cobertura *Área Construída* sobre áreas *Agropastoris* (quantificado entre os cenários **1996-2014** e entre os cenários **2014-Arbitrado**).

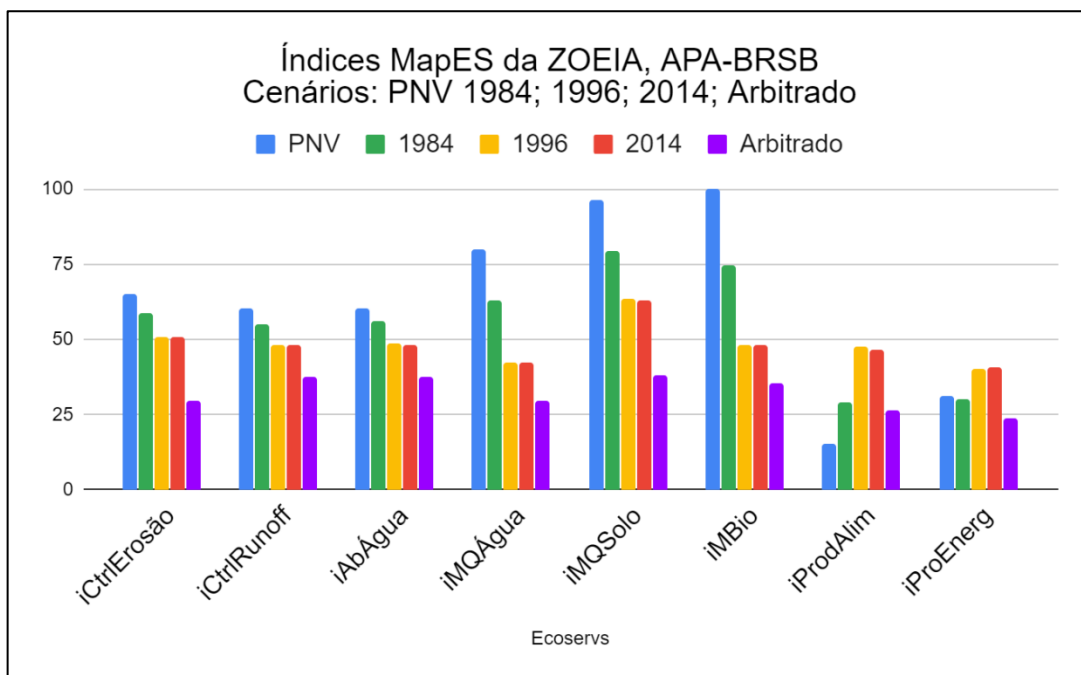


Figura 38. Níveis de Ecoservs da Zona de Ocupação Especial de Interesse Especial, APA-BRSB, em diferentes cenários.

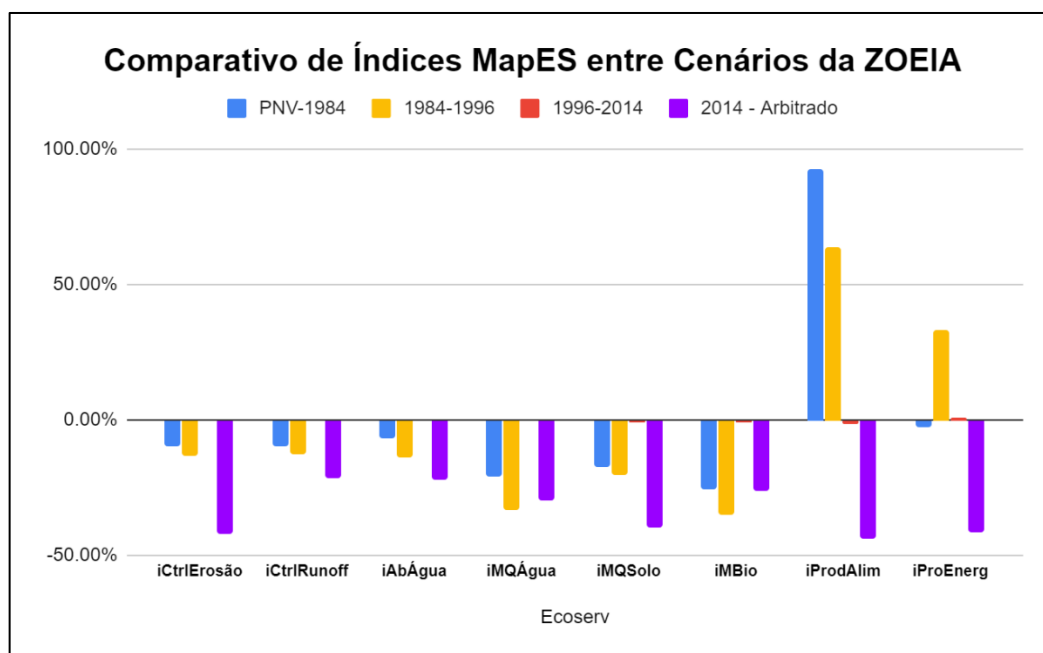


Figura 39. Variação de Índices MapES de Ecoservs, entre cenários da ZOEIA-APA-BRSB

Os resultados observados quanto aos níveis de Ecoservs estimados para o Cenário Arbitrado são condizentes com o apontado por Costa et al., (2012), no tocante aos impactos negativos sobre os recursos hídricos e condições ecológicas,

decorrentes de altas taxas de urbanização. Aponta-se como impactos negativos os problemas relacionados à substituição de vegetação nativa, enchentes, erosões e assoreamento nos cursos hídricos. Ademais é esperada a redução de infiltração de água em áreas de recarga de aquíferos, resultando em declínio da quantidade e qualidade da água, além da avaliação dos cenários 1984, 1996 e 2014 ser consonante com a literatura já destacada no item 4.3.1.

4.4.4. Zona de Ocupação Especial de Qualificação - ZOEQ

As variações mais expressivas entre níveis de Ecoservs entre os cenários (“períodos”) são observadas entre **1984-1996**, exceto para o **iProdAlim** (que varia +60,81% entre **PNV-1984**) (vide **Figura 40** e **Figura 41**).

Esta Zona é a única em que o período 1996-2014 se destaca quanto variação de níveis de Ecoservs, ficando em “2º lugar” quanto a redução dos índices avaliados (exceto o **iMBio**, onde **PNV-1984** reduz -33,02% e **1984-1996** varia -31,71%, enquanto **1996-2014** varia -27,27%). O nível de **iProdEnerg** tem a expressiva redução de -51,87% no período 1984-1996. Tais variações podem ser assumidas como reflexo do aumento de impermeabilização do solo (*Área Construída*) em detrimento de cobertura nativa ou agropastoril, coerente com a avaliação do potencial de fontes de energias no Cerrado feita por Lima et al., (2014). Tal processo de mudança de cobertura nesta Zona é associado à sua maior proximidade ao centro urbano de Brasília somada à crescente demanda por moradia (FREITAS, 2018). Logo a dinâmica de variação de Ecoservs ao longo dos cenários reflete as condições de relevo da ZOEQ, mais propícias à ocupação urbana quando comparadas às outras Zonas da APA. A identificação do relevo como condicionante à ocupação urbana de diferentes regiões foi também observada por Costa et al. (2012), na região do município de São Carlos-SP.

Chama-se a atenção quanto a inexpressiva variação entre cenários 2014-/Arbitrado, o que considerando objetivos de “*Qualificar as ocupações residenciais irregulares existentes*” fixados pelo Plano de Manejo, sugere que a ZOEIA já tenha atingido praticamente sua máxima ocupação, já em 2014.

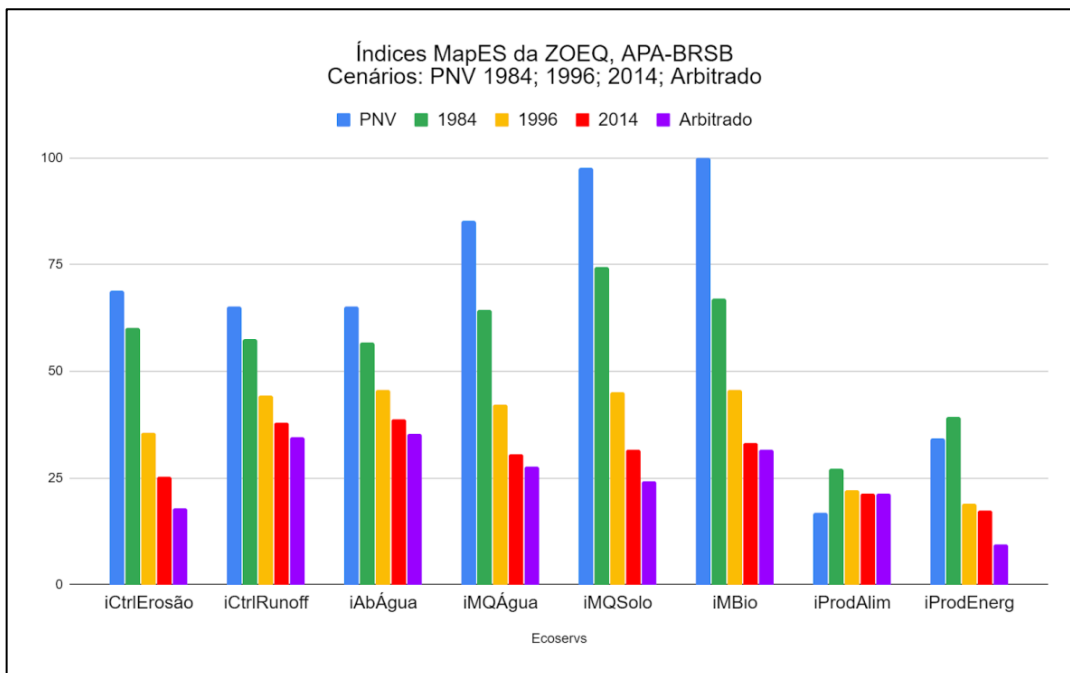


Figura 40. Níveis de Ecoservs em diferentes cenários de uso-ocupação da Zona de Ocupação Especial de Qualificação, da APA-BRSB

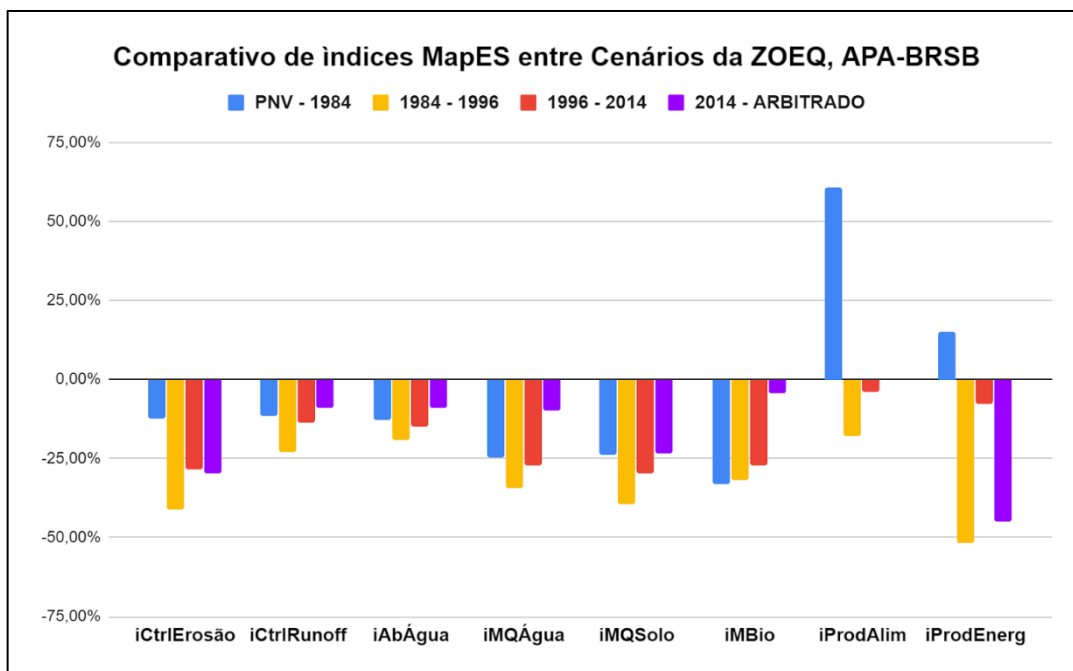


Figura 41. Variação de Índices MapES de Ecoservs, entre cenários da ZOEQ-APA-BRSB

4.5. Ecoservs: avaliação período versus zonas APA-BRSB

A seguir concentra-se o escopo de avaliação em cada Ecoserv, comparando entre cenários cada índice MapES, detalhados por Zonas.

A Figura 42 ilustra os níveis de Ecoserv de Controle de Erosão em cada zona da APA-BRSB (ZCVS; ZPVS; ZOEIA; ZOEQ) num dado cenário (PNV; 1984; 1996; 2014 e Arbitrado). Observam-se diferentes níveis de **iCtrlErosão** nas zonas, assim como a alteração desses níveis ao longo dos Cenários.

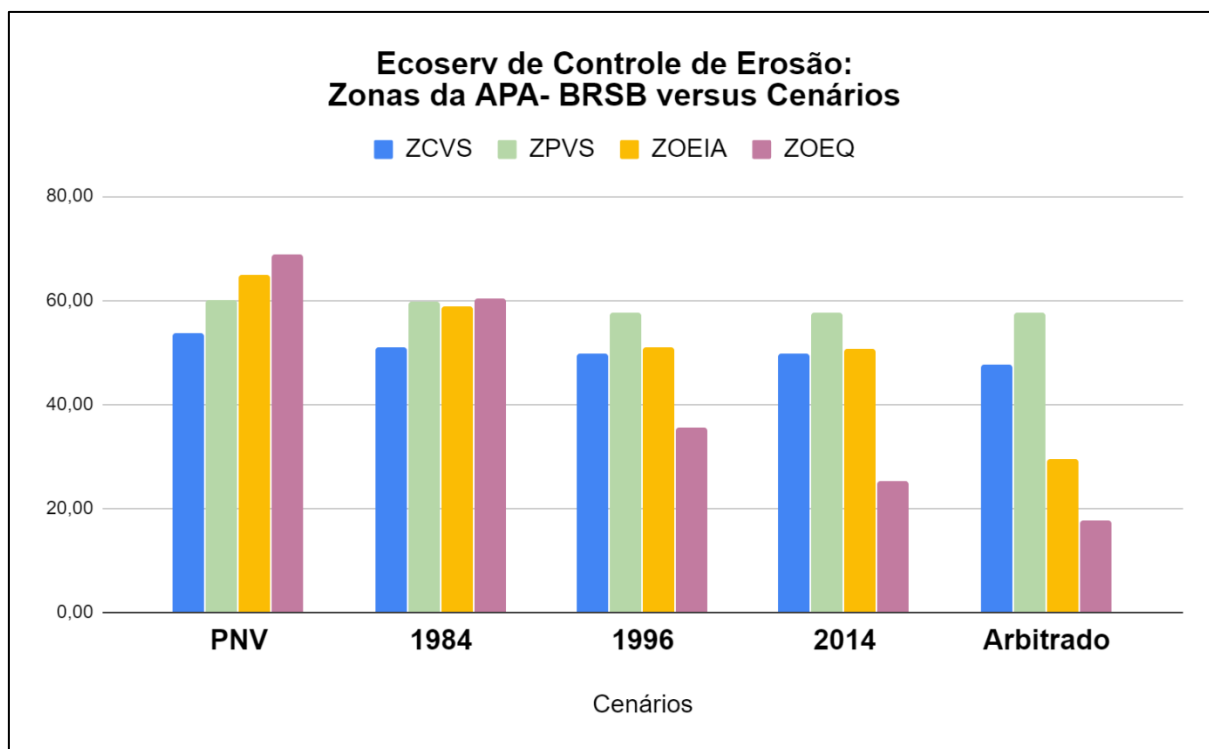


Figura 42. Índices MapES de Controle Erosão em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

Para este Ecoserv, no cenário PNV verifica-se maior índice na ZOEQ, o que evidencia nesta ZOEQ maior proporção de área de relevo plano (até de 5% de declividade, vide Figura 32) e solos bem drenados (Latosolos Figura 31), haja vista a integralidade de cobertura nativa assumida neste cenário (Figura 20).

Destaca-se que, dentro dos parâmetros da metodologia MapES, as classes de formação campestre, savânica e florestal não diferem quanto ao seu valor atribuído ao Ecoserv de Controle de Erosão (vide Tabela 6). A mesma observação se aplica aos valores de Ecoservs de **iCtrlRunoff** e **iMQSolo**.

Portanto, os níveis destes Ecoservs no Cenário PNV em diferentes recortes espaciais (no caso as Zonas-APA), refletem as diferentes condições de topografia e pedologia de cada recorte. Isto determinam a redução (fatores de redução(dos valores atribuídos uniformemente às classes *formação campestre, savânica e florestal*).

Os gráficos dos níveis destes Ecoservs (**Figura 43 e Figura 44**) refletem quais recortes espaciais (Zonas) tem maior proporção de área com relevo menos acidentado e solos profundos/bem drenados, o que é um indicador quanto aptidão potencial de uso e ocupação da área para atividades antrópicas (habitacional e agropastoril).

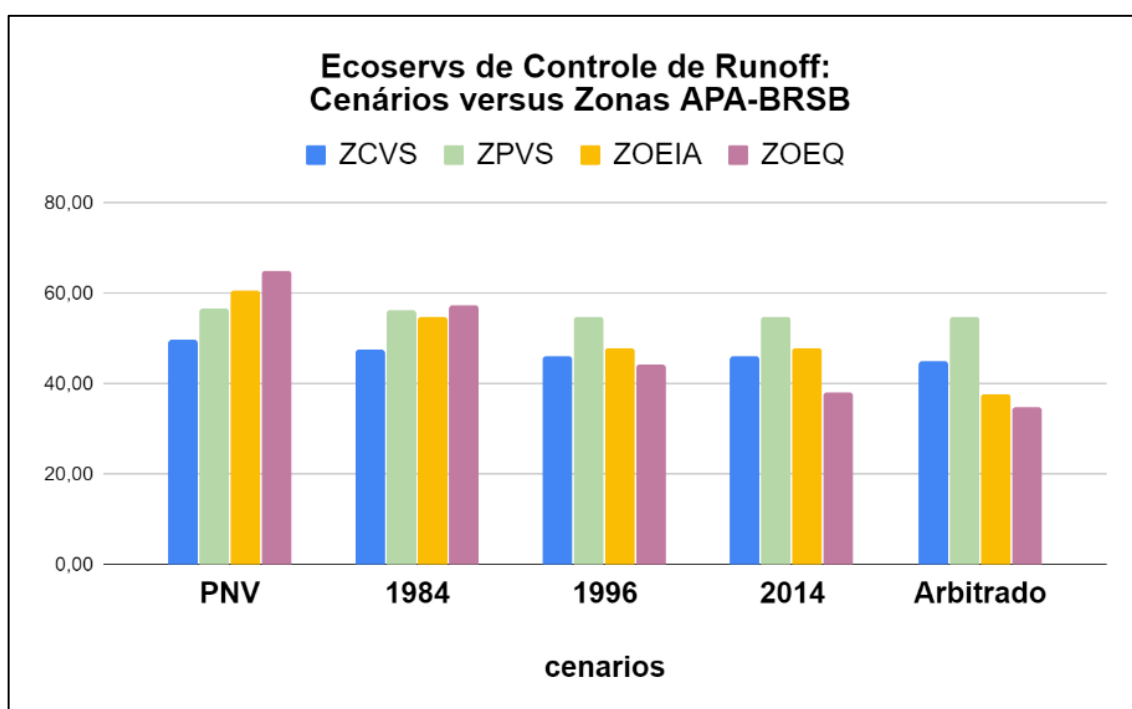


Figura 43. Índices MapES de Controle de Escoamento Superficial em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

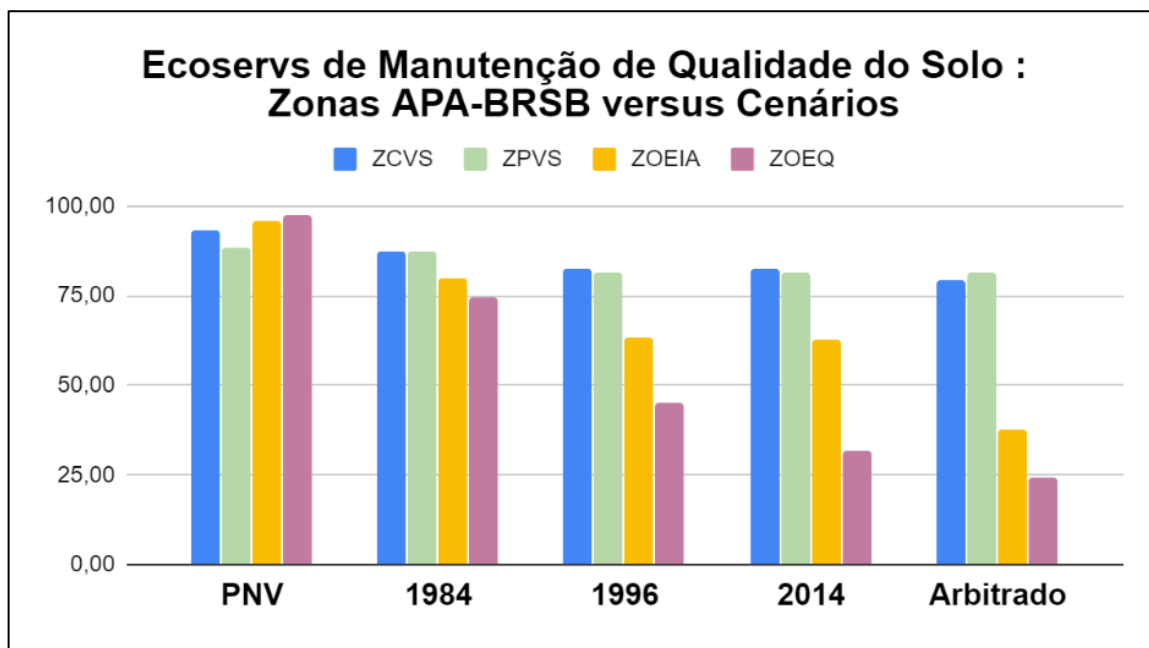


Figura 44. Índices MapES de Manutenção de Qualidade do Solo em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

Desta forma, a redução dos níveis dos Ecoservs de iCtrlErosão, iCtrlRunoff e iMQSolo - na ZOEQ e ZOEIA ao longo dos cenários (devido expansão do uso-ocupação antrópico), destaca condições mais favoráveis de topografia e solos. Soma-se a isso, a condição da ZOEQ de proximidade ao centro urbano de Brasília, aumentando a pressão pela sua ocupação por uso habitacional (classe *área construída*). Isto é corroborado experimentalmente por Oliveira (2015c), que observou dinâmica semelhante em diferentes uso e cobertura da terra em área adjacente à APA – BRSB.

Estes resultados de Ecoservs de iCtrlErosão, iCtrlRunoff e iMQSolo, no Cenário PNV, refletem o descrito por Spera et al. (2011) quanto à dinâmicas hidrossedimentológicas associadas aos tipos de solo. Ou seja, as zonas com maior proporção de latossolos possuem em geral condições mais favoráveis à infiltração e armazenamento de água e menor susceptibilidade à dinâmicas de escoamento superficial e processos erosivos, quando comparadas às áreas com cambissolos e neossolos litólicos.

Os resultados para os níveis de iMQSolo refletem os diferentes tipos de uso-cobertura e manejo e sua relação com a qualidade física, química e biológica do

solo, conforme o descrito pela literatura (ARAÚJO, GOEDERT & LACERDA, 2007; CARNEIRO et al., 2009).

Quanto ao Ecoserv de Abastecimento de Água (**Figura 45**), observam-se maiores níveis no Cenário PNV, o que é associado à cobertura de vegetação nativa. Observam-se maiores índices na ZOEQ, seguida da ZOEIA, ZPVS e ZCVS.

Os maiores níveis de iAbÁgua observados nas zonas com solos mais profundos (latossolos) e cenários com maior proporção de cobertura nativa são coerentes com a literatura que aponta o processo de recarga de água como sendo fortemente regulado por variáveis e parâmetros associados ao solo e à evapotranspiração (GIAMBELLUCA et al., 2009; LIMA, SILVA & OLIVEIRA, 2001; SANTOS, 2012).

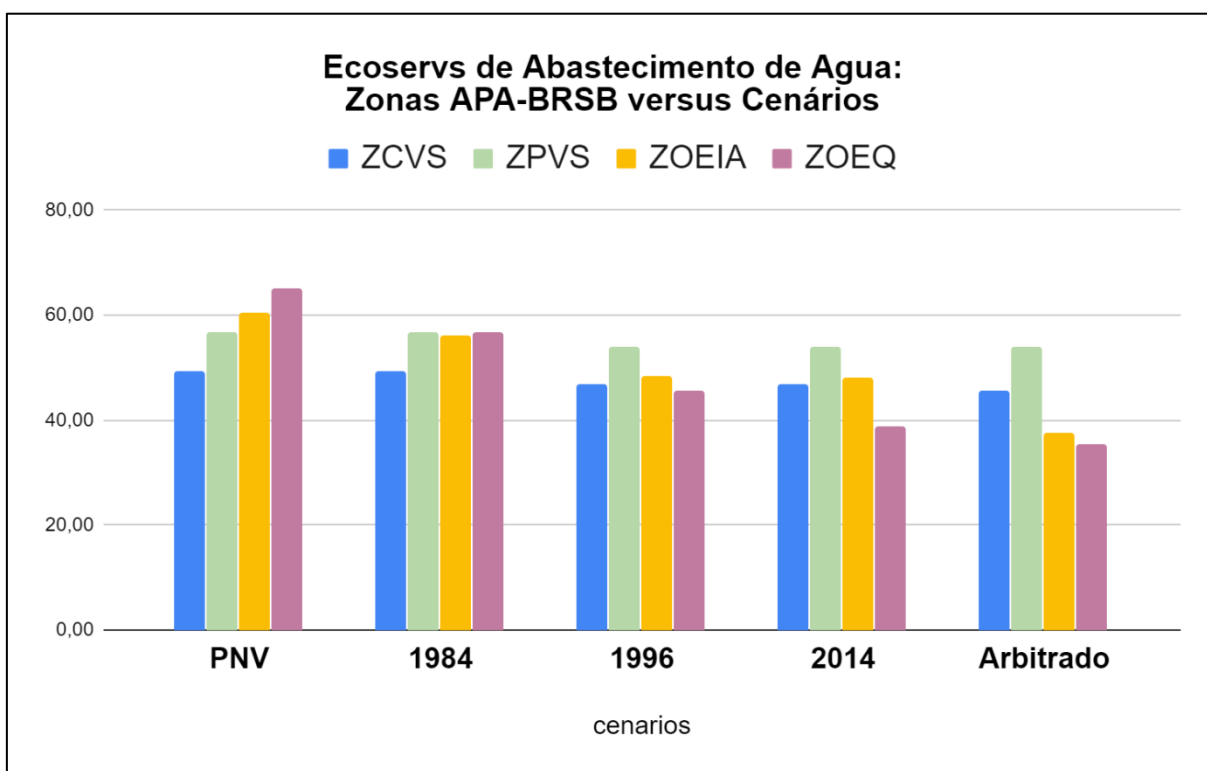


Figura 45. Índices MapES de Abastecimento de Água, em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

Contudo há variação dos coeficientes deste Ecoserv entre as classes de uso-cobertura nativas (campestre, savânica e florestal), o que não permite inferências diretas quanto condições diferentes de solo e topografia, entre as Zonas da APA. Ainda assim, como já observado através dos níveis de iCtrlErosão no cenário PNV,

os diferentes níveis deste Ecoserv entre as Zonas neste Cenário podem ser atribuídos às condições de topografia e solos mais favoráveis à infiltração de água, como observado nas **Figura 32** e **Figura 31**. Destacam-se assim como áreas com condições favoráveis para recarga de aquíferos.

Novamente, e possivelmente pelos mesmos atrativos (baixas declividade, solos propícios e proximidade ao centro urbano), a mudança de uso-cobertura nativo para antrópico (*agropastoril* e *área construída*) na ZOEQ e ZOEIA refletem no decréscimo mais expressivo dos seus níveis do **iAbÁgua**.

Em contraposição, nota-se que a declividade e solos da ZCVS dificultam e/ou repelem a pressão antrópica para conversão da cobertura natural, havendo menor antropização e redução dos níveis de **iAbÁgua**. Provavelmente pelo mesmo motivo, a ZPVS mantém seus níveis de **iAbÁgua** praticamente estáveis ao longo dos cenários. Além das limitações à antropização relativas à solo e relevo, o fato de que a ZPVS seja formada também por outras UCs e estar mais distante do centro de Brasília, pode inibir a pressão por ocupação, e assim contribuir para a manutenção e incremento da cobertura de vegetação nativa.

Observa-se também o potencial de decréscimo do **iAbÁgua** mais expressivo, entre o Cenário de 2014 e Arbitrado somente na ZOEIA, logicamente pelo impacto da proporção impermeabilização de áreas (limite de até 50% de novos parcelamentos) permitida pelo Plano de Manejo da APA-BRSB. Castro (2017), salienta que a impermeabilização do solo oriunda da expansão urbana, somada ao tipo de abastecimento de água (extração subterrânea por poços tubulares para atendimento de condomínios horizontais) expõe o lençol freático ao risco de rebaixamento. Isto se deve ao risco de extração de volume de água acima da capacidade de recarga dos aquíferos.

O Ecoserv de iMQÁgua também responde ao relevo e pedologia como fator de redução (Reduction Factor do MapES). Porém reflete também a presença/densidade de cursos hídricos, considerando que a distância da hidrografia é fator de redução, aplicado exclusivamente para este Ecoserv. A **Figura 46**, especificamente no cenário PNV, expõe melhores condições da ZOEQ e ZOEIA quanto a topografia, solos e distancia de cursos hídricos. A ZCVS e ZPVS, quando comparadas à ZOEQ e ZOEIA no cenário PNV, teriam maior sensibilidade quanto a

terem seus níveis de iMQÁgua pela mudança de uso e cobertura. Isto se deve à maior quantidade/proximidade de cursos d'água (vide **Figura 33**), e assim maior interferência deste fator de redução do MapES (**Tabela 9**).

Os resultados do iMQÁgua são coerentes com o trabalho de Muniz et al., (2012) que avaliaram a qualidade de água em diferentes contextos de ocupação no Cerrado e observaram maior contaminação em bacias hidrograficas urbanizadas, porém sem sistemas de tratamento de esgotos (típico dos condomínios horizontais da APA-BRSB).

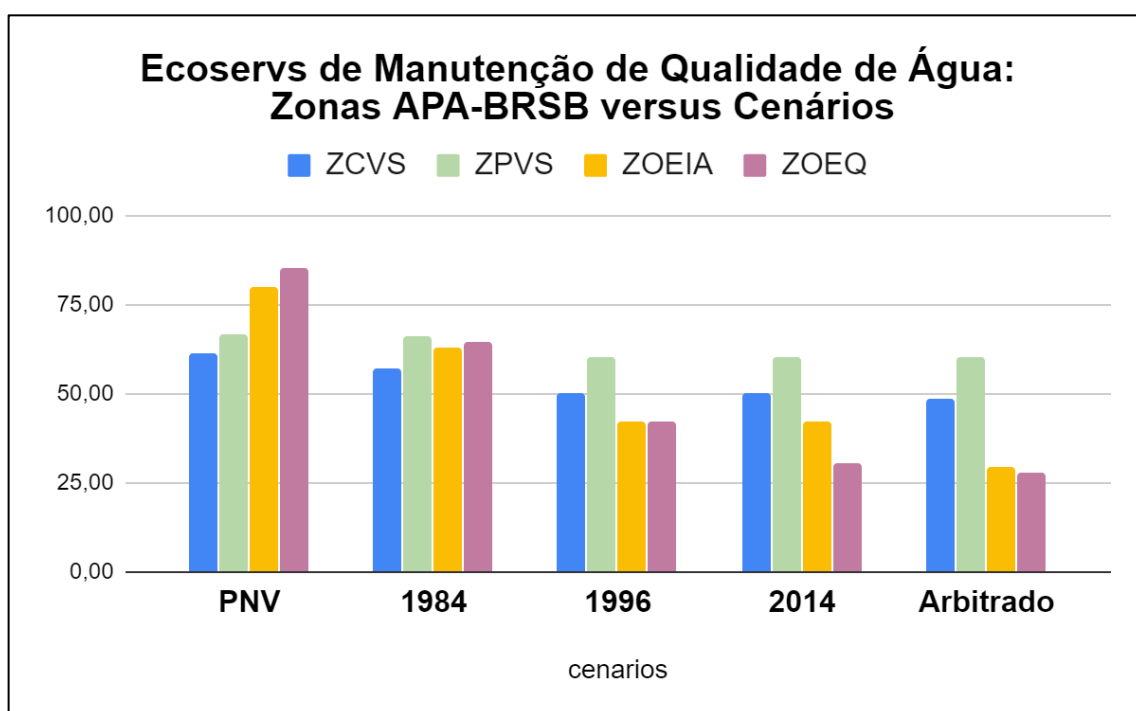


Figura 46. Índices MapES de Manutenção da Qualidade da Água em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

No que tange à proteção de aquíferos e qualidade de água, Dutra (2005) destaca a vulnerabilidade à contaminação de água que algumas práticas agrícolas implica, principalmente em solos rasos, com alta porosidade ou altamente arenosos. Tundisi & Tundisi (2010), reforça tal observação, destacando que os serviços ecossistêmicos são comprometidos com a supressão de vegetação nativa, principalmente em áreas alagadas e próximas à ambientes aquáticos.

Na **Figura 47** são representados os níveis de **iMBio**, das Zonas da APA em diferentes cenários. O cenário PNV, de um dado recorte espacial, representa o máximo potencial de prestação para o Ecoserv de Manutenção da Biodiversidade, haja vista o valor máximo atribuído às classes de cobertura nativa (vide Tabela 6). O nível de **iMBio** relativamente menor para ZPVS é explicado principalmente por esta zona abarcar um corpo d'água (Lagoa Mestre D'armas) ao extremo norte da APA, classe de uso associada a um menor valor para iMBio segundo (LIMA et al., 2017).

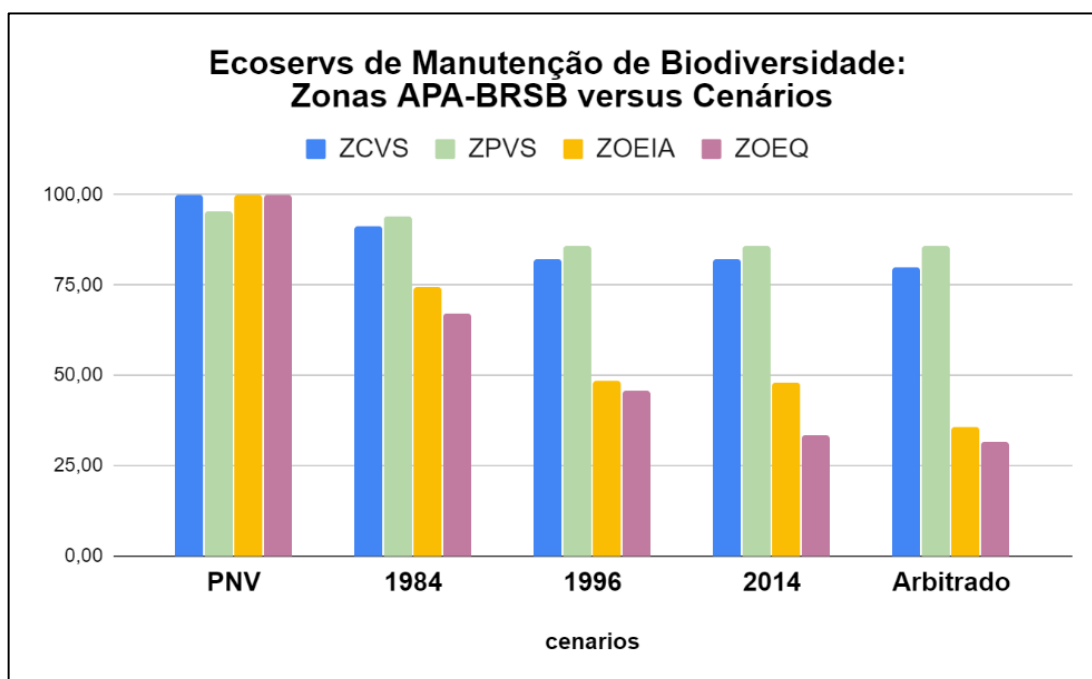


Figura 47. Índices MapES de Manutenção Biodiversidade em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

Observa-se o decréscimo ao longo dos cenários avaliados, com destaque para ZOEQ e ZOEIA, as quais passaram por mais intensa antropização. Chama-se a atenção para o decréscimo do nível de **iMBio**: na ZOEQ entre 1996 - 2014, e na ZOEIA entre 2014 e Arbitrado, enquanto as outras Zonas mantêm seus níveis praticamente com pouca variação nos respectivos períodos

O nível de **iProdAlim** nas Zonas da APA é o que mais aumenta entre todos os cenários (**Figura 48**). Pontua-se que há decréscimo do Ecoserv em todas as Zonas quando comparado o Cenário **2014-Arbitrado**. Decresce também: na ZOEIA entre **1996-2014**; na ZOEQ entre 1984-1996. O aumento mais expressivo é visualizado na ZOEIA entre **1984-1996**. A oscilação dos níveis de **iProdAlim** reflete a mudança de cobertura da terra *nativa* para *agropastoril* (mais intensa entre 1984 e

1996 na ZOEIA) e de *agropastoril* para *área construída* (com tendência a se intensificar conforme variação estimada entre **2014-Arbitrado**).

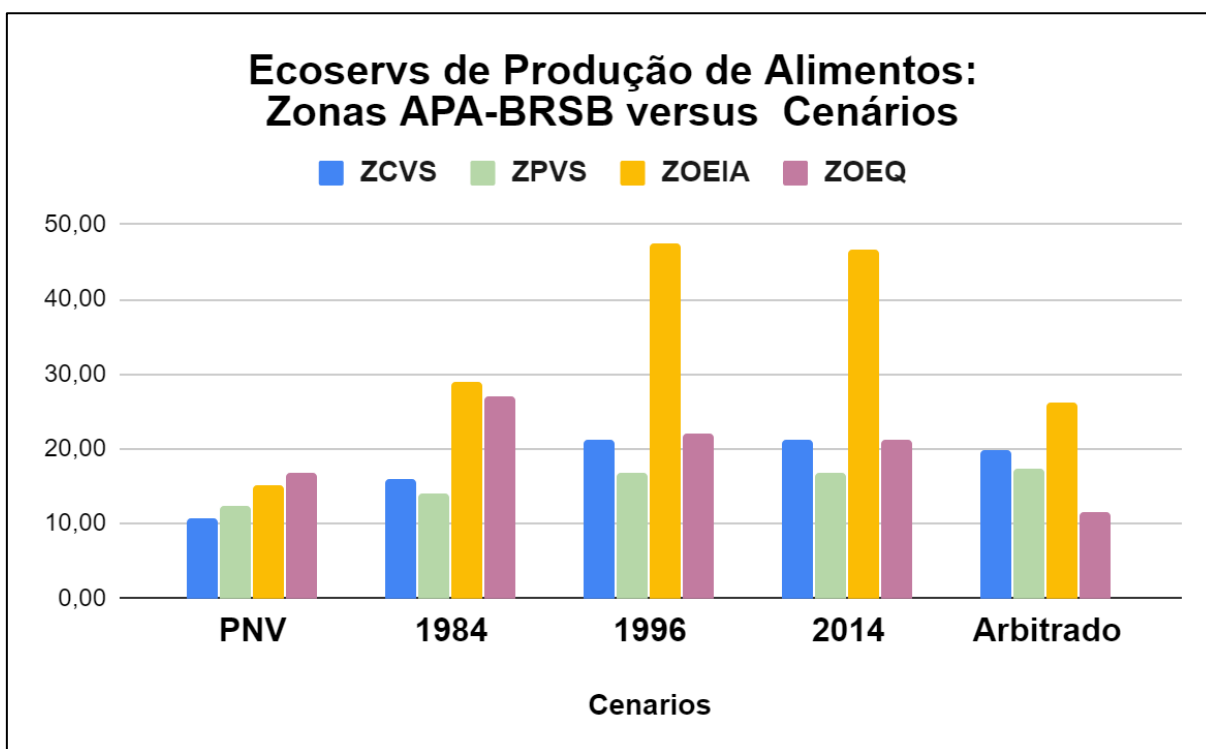


Figura 48. Índices MapES de Produção de Alimentos em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

O nível de **iProdEnerg** aumenta com a mudança da cobertura *natural* para uso *agropastoril*, considerando que a maioria dos critérios adotados por Lima et. al (2017), para associação de uso e cobertura ao **iProdEnerg**, apontam para produção de energia a partir de biomassa (biocombustíveis, madeira). Portanto, o aumento de *área construída* em substituição ao uso e cobertura nativo e *agropastoril* reflete no decréscimo do potencial de oferta deste Ecoserv, de forma coerente com a literatura (FALEIRO & FARIAS, 2008; LIMA et al., 2014).

Assim, observa-se resposta dos níveis de **iProdEnerg** nos cenários avaliados, de forma proporcional ao observado para **iProdAlim**, com aumento mais expressivo na ZOEIA entre 1984-1996, e redução mais drástica entre na ZOEQ entre **1984-1996**. A variação entre cenário PNV-1984 na ZCVS, é atribuída à mudança de uso cobertura de *formação savânica* (predominante no PNV) para

predominância da *formação campestre*, o que teoricamente reduziria a provisão de biomassa (lenhosa principalmente)(LOPES; MIOLA, 2010).

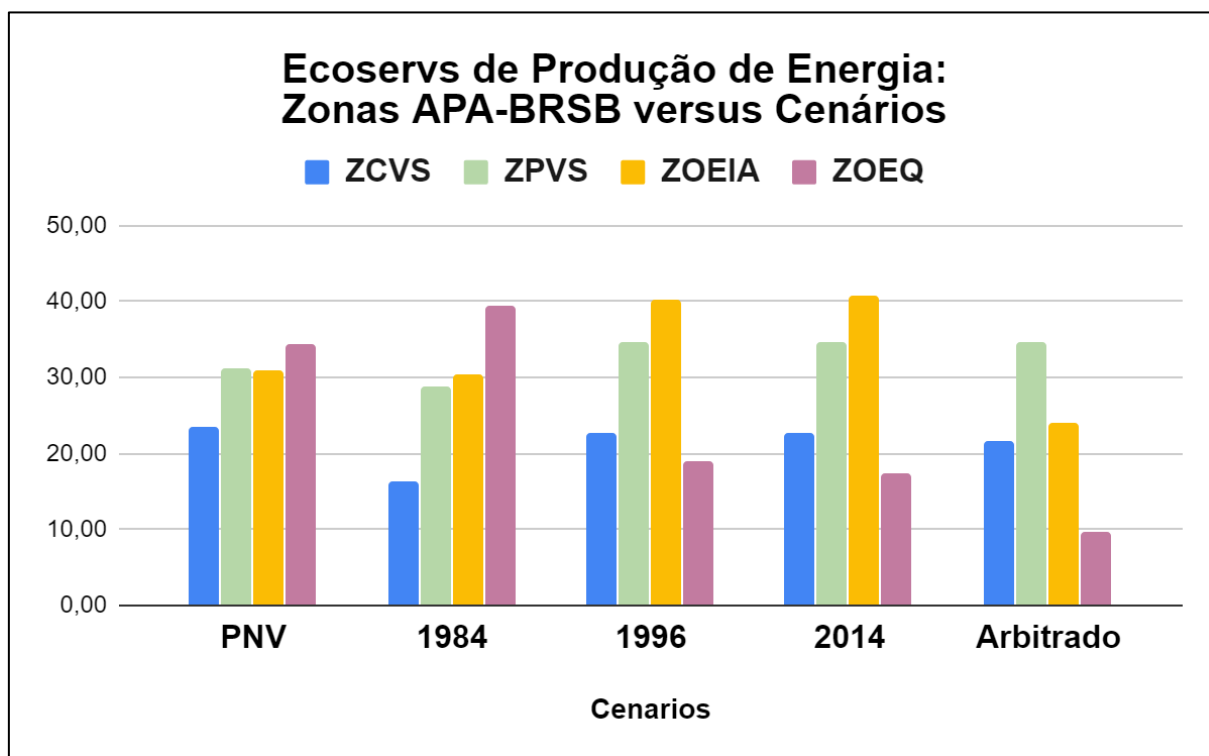


Figura 49. Índices MapES de Produção de Energia em diferentes cenários, detalhado por Zona da APA-BRSB

4.5.1. Níveis de Ecoservs Estimados vis-à-vis Objetivos do Plano de Manejo

A comparação dos níveis de Ecoservs avaliados em cada Cenário, com sua expressão detalhada por Zona da APA, permitiu a visualização da oferta em potencial de Ecoservs por cada Zona. Os resultados refletem também os efeitos da Escala de Análise, enfatizado por Grêt-Regamey et al., (2014)

Evidenciou também a configuração dos recortes espaciais das Zonas, no que tange os componentes da paisagem (relevo, solos e hidrografia), os quais tanto condicionam a prestação de Ecoservs, quanto como se expressam como fatores limitantes à ocupação e mudança de uso-cobertura da terra entre cenários. Tais componentes, somados ao uso-cobertura da terra de cada cenário e recorte espacial, permitiu a verificação de adequação das Zonas da APA-BRSB aos seus objetivos estabelecidos no Plano de Manejo vigente.

Isto é observado por Araujo Filho (2017), em análise da eficiência dos zoneamentos anteriores da APA-BRSB (1984 e 1996), constatando que o relevo e pedologia são os principais fatores limitantes à ocupação, pois configuram regiões inaptas ou com custo elevado para o desenvolvimento de atividades econômicas e implantação de infraestrutura.

A partir da avaliação de Ecoservs dos cenários passados (PNV-1984-1996-2014) e do Cenário Arbitrado (estimativa de cenário futuro), percebe-se que as zonas **ZCVS** e **ZPVS** têm maior potencial de alcance dos objetivos estabelecidos pelo Plano de Manejo da APA - BRSB. Isto se fundamenta em:

- a) Observação de baixa variação dos níveis de Ecoservs entre os cenários 1996 e 2014, indicando estabilização da variação observada entre 1984-1996;
- b) Na inexpressiva variação entre o cenário de 2014 e o Cenário Arbitrado, se comparado com a variação observada entre 1984-1996;
- c) Nas condições de relevo e solos das **ZCVS** e **ZPVS**, o que inibe o uso-ocupação antrópico;

De acordo com os mesmos critérios, percebe-se risco potencial quanto a oferta de Ecoservs das zonas **ZOEQ** e **ZOEIA**, considerando:

- a) A comparação dos níveis de Ecoservs da **ZOEQ**, em diferentes cenários, não demonstra a estabilização de variação dos índices entre os cenários, em especial entre os Cenários de 1996 e 2014.
- b) Na **ZOEQ**, a estimativa de máxima ocupação permitida pelo Plano de Manejo da APA (Cenário arbitrado), reflete em redução significativa dos níveis de Ecoservs, alcançando variações de -45,16% (Produção de Energia), -46,03% (Produção de Alimentos), - 29,76% (Controle de Erosão) e -23,36% (Manutenção da Qualidade de Solo) quando comparado com o Cenário de 2014. Estima-se também o decréscimo dos níveis de Ecoservs de Abastecimento de Água (-8,83%), Manutenção da Qualidade de Água (-9,92%), Controle de Escoamento Superficial (-8,99%).
- c) Para a **ZOEIA**, não se observou variação expressiva entre os cenários 1996 e 2014, o que poderia sugerir a estabilidade dos níveis de oferta de Ecoservs. No entanto os a variação dos índices de Ecoservs entre o Cenário 2014 e o Cenário Arbitrado foi expressiva, estimando-se decréscimos em proporções que vão desde -21,35 % (Abastecimento de Água) a -41,86% (Controle de Erosão).
- d) Tanto a **ZOEIA** quanto a **ZOEQ** possuem maior proximidade ao centro de Brasília e possuem condições de relevo e solos mais atrativas à ocupação antrópica, quando comparadas às ZCVS e ZPVS.

Por fim,

- Considerando os resultados da estimativa de Ecoservs de cenário de máxima ocupação permitida pelo zoneamento (Cenário Arbitrado),
- Considerando a avaliação de Ecoservs do Cenário Arbitrado, realizada via metodologia MapES:
- Considerando os objetivos estabelecidos pelo Plano de Manejo:

Para ZOEQ,

“Qualificar as ocupações residenciais irregulares existentes, ofertar novas áreas habitacionais e compatibilizar o uso urbano com a conservação dos recursos naturais, por meio da recuperação ambiental e da proteção dos recursos hídricos” (grifo nosso)

Para ZOEIA

“Disciplinar a ocupação de áreas contíguas às ZPVS e às ZCVS, a fim de evitar as atividades que ameacem ou comprometam efetiva ou potencialmente a preservação dos ecossistemas e dos demais recursos naturais” (grifo nosso)

Inferese-se que “a conservação dos recursos naturais por meio da recuperação ambiental e da proteção dos recursos hídricos” e a prevenção de riscos à “preservação dos ecossistemas e recursos naturais” não é garantida de forma robusta, pelo efeito isolado das regras de uso e ocupação do solo trazidas/inovadas pelo Plano de Manejo (principalmente no que concerne aos limites de impermeabilização das áreas da APA mais favoráveis à recarga de aquíferos).

Tais conclusões são condizentes com o observado por Conway & Lathrop (2005), que questionam a eficiência de instrumentos regulatórios e de planejamento ambiental para a conservação de recursos naturais. Assim tais instrumentos são questionados quanto sua capacidade de proteger recursos naturais, em especial a água (em quantidade, qualidade (e a fragmentação de habitats, em bacias propensas ao processo de urbanização.

Ademais, os resultados destacam a importância dos instrumentos de gestão ambiental e territorial complementares ao zoneamento ambiental. Logo, para a consecução dos objetivos definidos no Plano de Manejo, instrumentos como fiscalização ambiental, licenciamento ambiental e regulações urbanísticas, são essenciais à expansão urbana de forma ordenada e qualificação das ocupações existentes. Sem a efetiva aplicação destes instrumentos de ordenamento ambiental e territorial, é pouco provável a garantia da qualidade ambiental, essencial à qualidade de vida da população.

Considerando que tais instrumentos se fundamentam no zoneamento ambiental do território (neste caso específico, o zoneamento da APA-BRSB), recomenda-se a definição de faixas de níveis de Ecoservs a serem mantidos por cada zona, fornecendo critérios mais objetivos, tanto para operacionalização dos instrumentos complementares, quanto para a própria gestão da Unidade de Conservação.

O licenciamento ambiental de empreendimentos (novos parcelamentos urbanos ou regularização de existentes) deve então exigir mecanismos como

recarga artificial de aquíferos, adoção de práticas conservacionistas de água e solo, e ocupações que favoreçam a permeabilidade do solo e a infiltração de água, o que já foi indicado por Costa et al. (2012), que também apontam o potencial da implementação de mecanismos de incentivo econômicos à conservação do solo e água.

Contudo, conforme observa Freitas (2018), cabe destacar a preocupação na gestão territorial quanto à necessidade de se evitar modelos de ocupação do território restritivos e socialmente excludentes, os quais favorecem reservas de terras para a especulação imobiliária. A autora a partir de observação da dinâmica de ocupação urbana na própria APA-BRSB, aponta o efeito do respectivo zoneamento ambiental (vigente antes de 2014), no deslocamento de ocupações (que se dariam em áreas sem grandes implicações ambientais) para espaços ambientalmente sensíveis. Observa-se como resultado a concentração de impactos e degradação ambiental em regiões periféricas, o que refletiria também na vulnerabilidade social e menor qualidade de vida da população assentada.

Portanto, há que se considerar a alta demanda habitacional e contexto fundiário com baixa oferta de terras e alta especulação imobiliária no DF, o que ressalta a importância de normas com critérios de proteção ambiental eficientes, no sentido de otimizar o aproveitamento de áreas aptas à expansão urbana e reduzir a pressão antrópica e seu impacto sobre áreas ambientalmente sensíveis. Isto é condizente com apontado por Rampazzo, (2003) em investigação sobre proposta de zoneamento ambiental para o município de Erechim-RS, que destaca a necessidade de mecanismos eficientes de proteção e controle ambiental, para promover a ocupação antrópica observando princípios básicos de conservação.

Uma das abordagens recomendadas por Saterson et al., (2004) para mensurar efetividade dos instrumentos de conservação, visando torna-los mais eficiente, é justamente focar nos efeitos da conservação para o bem-estar humano. Neste sentido, e os resultados do presente trabalho destacam o potencial dos Ecoservs como indicadores ambientais e de efetividade/eficiência de Unidades de Conservação (e respectivos zoneamentos (. Ademais, nota-se a aplicabilidade destes indicadores em consultas públicas, as quais, de acordo com a investigação sobre a redução de áreas de Unidades de Conservação no Brasil realizado por Pack

et al. (2016), devem contemplar representação visual e explicação dos dados e informações de estudos técnicos.

Outro exemplo de adoção dos Ecoservs como indicadores, é o Índice de Segurança Hídrica Urbana, proposto por Castro (2017), tem importante papel para o planejamento e gestão ambiental. Esta recomendação se alinha também ao destacado por Nielsen-Pincus et al. (2010), que apontam para a necessidade do uso de indicadores práticos para avaliar a gestão e planejamento de uso-ocupação do solo.

4.6. Diferenciação espacial de iMBio a partir de índice de Fragmentação de Habitat, iFrag: iMBio*iFrag

Como resultados iniciais para a composição do iFrag, são expostos, nas **Figura 50** e **Figura 51**, os valores de índice de proximidade (NND) e índice de forma (IS) dos fragmentos de vegetação nativa na APA-BRSB, dos cenários de uso-cobertura 1984,1996 e 2014 da APA-BRSB. Os resultados são coerentes com a fragmentação da APA-BRSB observada por Neves (2016).

A incorporação do Índice de Fragmentação – iFrag ao iMBio (resultando no iMBio*iFrag), é exposta para cada cenário na **Figura 52**, **Figura 53** e **Figura 54**. Tais figuras permitem a comparação visual entre o mapa inicial de iMBIO (sem o iFrag) com o mapa do iMBio*iFrag.

Observando-se os resultados de “iMBio original” para os fragmentos nativos, destaca-se que toda a área ocupada por vegetação nativa resultou em valor de iMBio uniforme (correspondendo à cor azul nos mapas). O iMBio*iFrag possibilitou a diferenciação espacial dos fragmentos quanto ao iMBio, dentro de cada cenário. Os resultados diferenciam os fragmentos nativos quanto grau de fragmentação, expressando variação de iMBio para os remanescentes nativos, os quais antes expressavam uniformidade deste índice.

Os remanescentes de vegetação nativa com menores valores de iMBio*iFrag podem ser considerados como mais expostos e afetados pelo processo de fragmentação de habitats, sendo assim mais susceptíveis à deterioração ecológica e consequente prejuízo à manutenção de biodiversidade (ROHLING & SILVA, 2012). Conforme apontado pelo estudo do INEA (2011), tal informação permite avaliar quais áreas/fragmentos seriam mais relevantes para conservação ambiental e restauração ecológica, orientando procedimentos de zoneamento ambiental (REMPEL, 2009) e de planejamento de restauração da conectividade de remanescentes (CERQUEIRA, 2016).

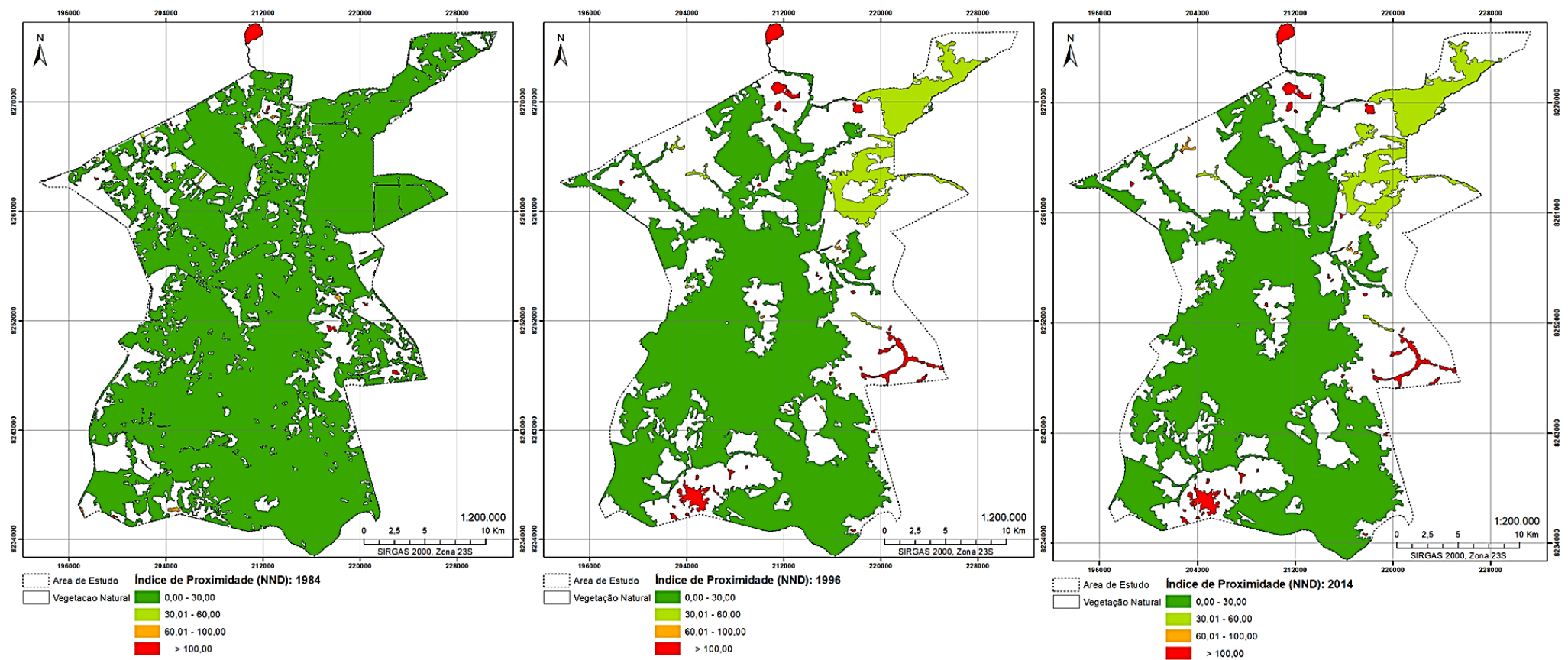


Figura 50. Índice de Proximidade (NND) dos Fragmentos de vegetação nativa dos cenários de uso-cobertura de 1984, 1996 e 2014, da APA-BRSB.

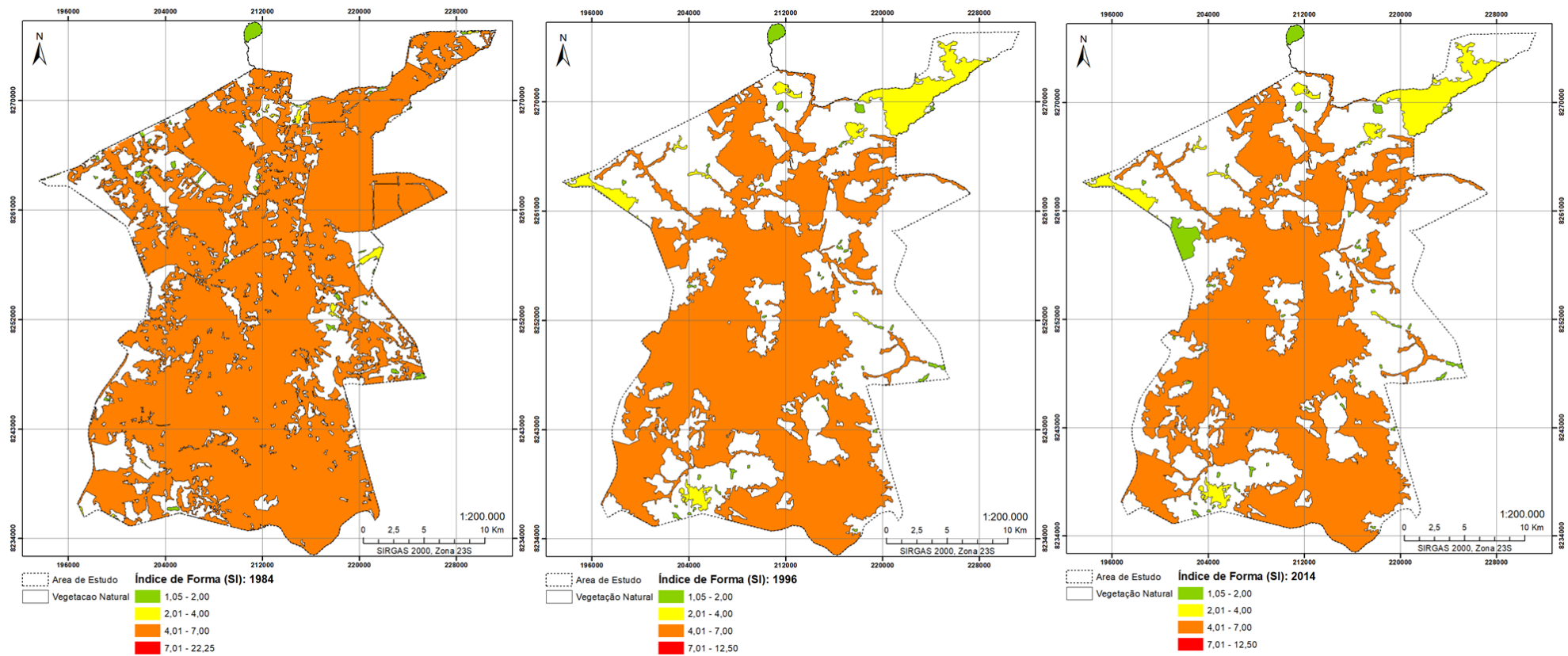


Figura 51. Índice de Forma dos Fragmentos de vegetação nativa dos cenários de uso-cobertura de 1984, 1996 e 2014, da APA-BRSB

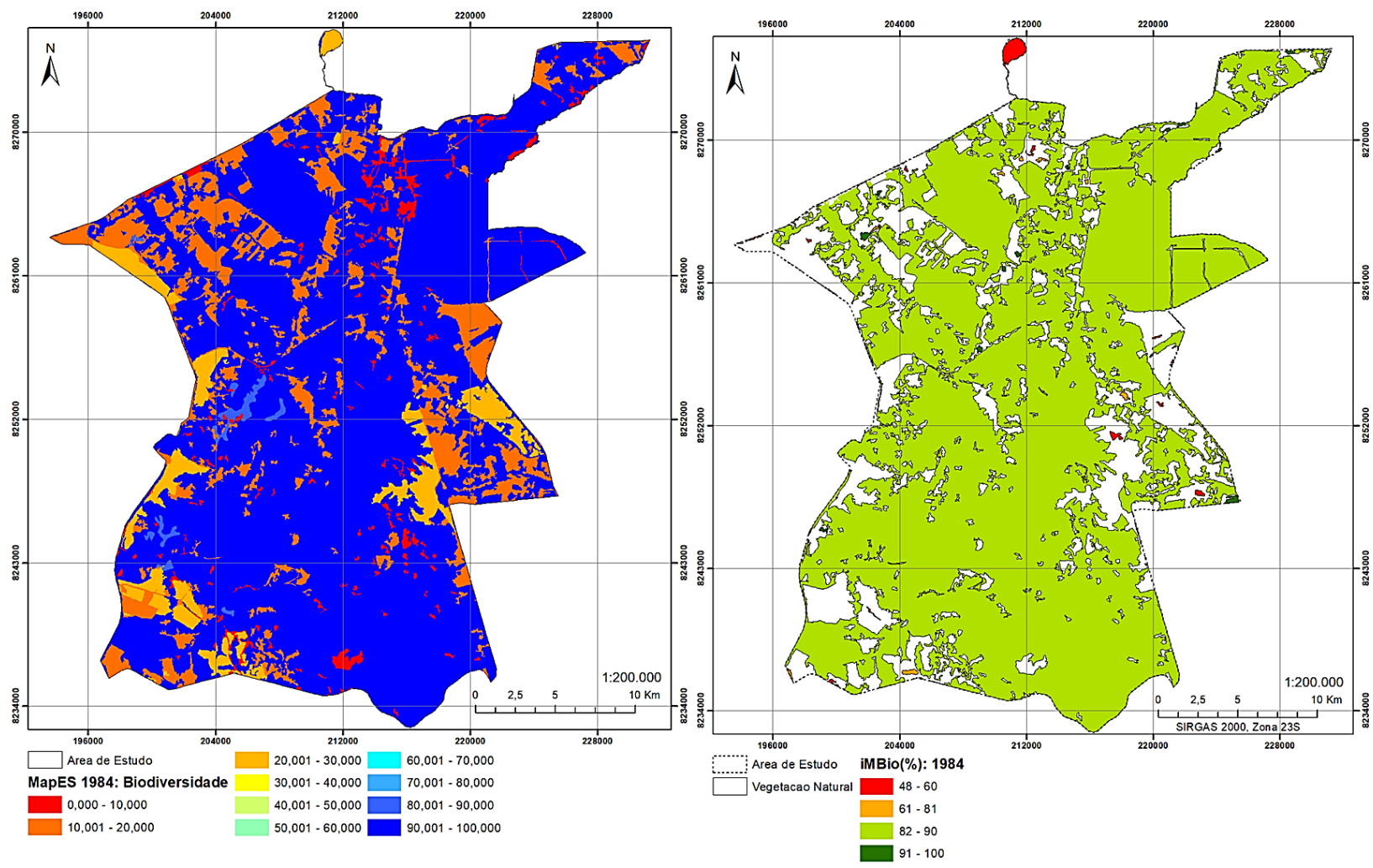


Figura 52. Mapa de Ecoserv de iMBio-MapES original e Mapa dos fragmentos de vegetação nativa com iMBio ajustado pelo iFrag. APA-BRSB,- Cenário de 1984

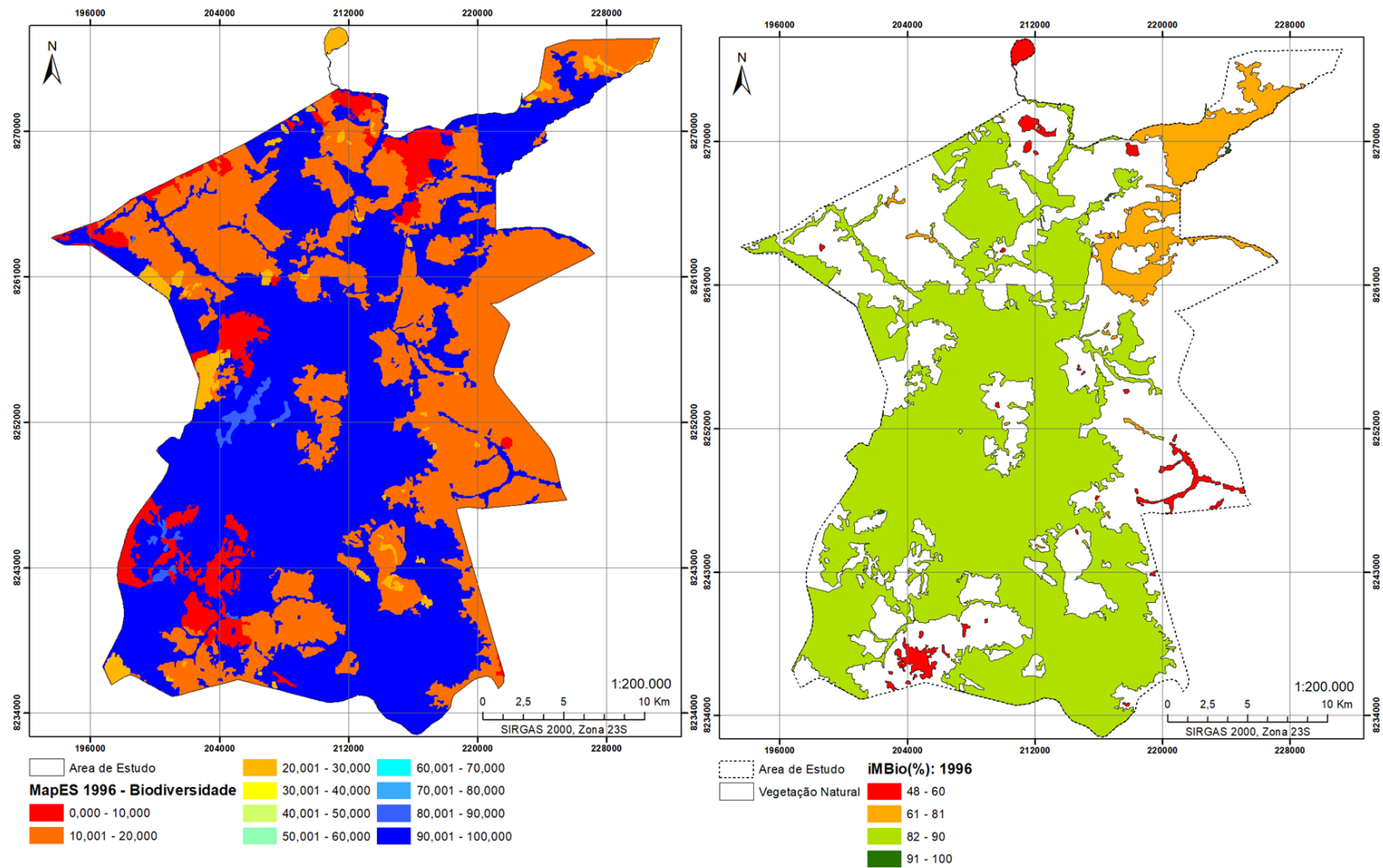


Figura 53. Mapa de Ecoserv de iMBio-MapES original e Mapa dos fragmentos de vegetação nativa com iMBio ajustado pelo iFrag. APA-BRSB, Uso-Cobertura de 1996

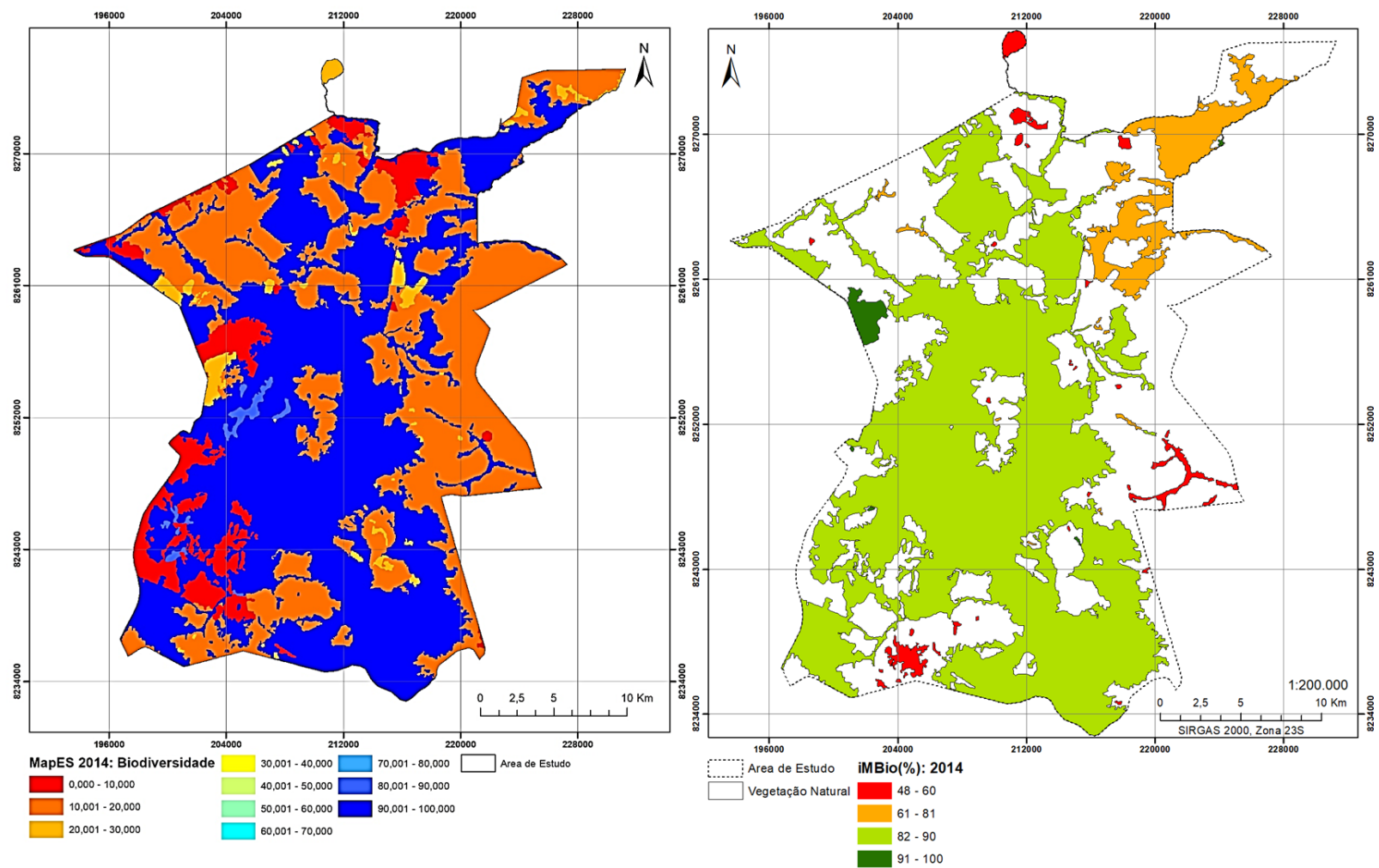


Figura 54. Mapa de Ecoserv de iMBio-MapES original e Mapa dos fragmentos de vegetação nativa com iMBio ajustado pelo iFrag APA-BRSB, Uso-Cobertura de 1996

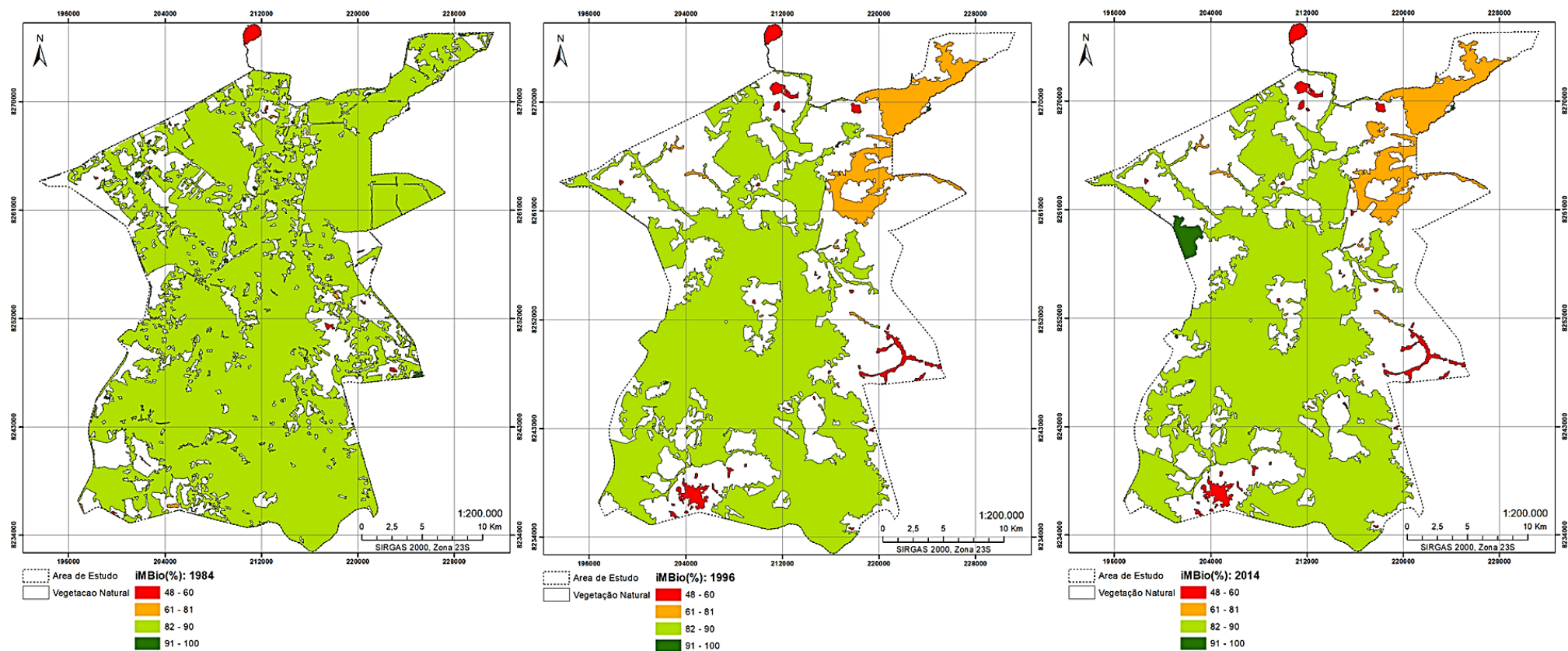


Figura 55. Comparação dos fragmentos de vegetação nativa quanto índice MapES de Manutenção da Biodiversidade (ajustado pelo índice de fragmentação de habitat). Cenários 1984, 1996 e 2014 da APA-BRSB

Houve variação de iMBio*iFrag pouco expressiva para o cenário de 1984, o que é explicado pela menor grau de fragmentação e maior continuidade entre os fragmentos nativos. Destacam-se as principais diferenciações espaciais de iMBio*iFrag observadas no Cenário, na **Figura 56**, nas variações de cor dos fragmentos (verde escuro, verde claro, amarelo e vermelho).

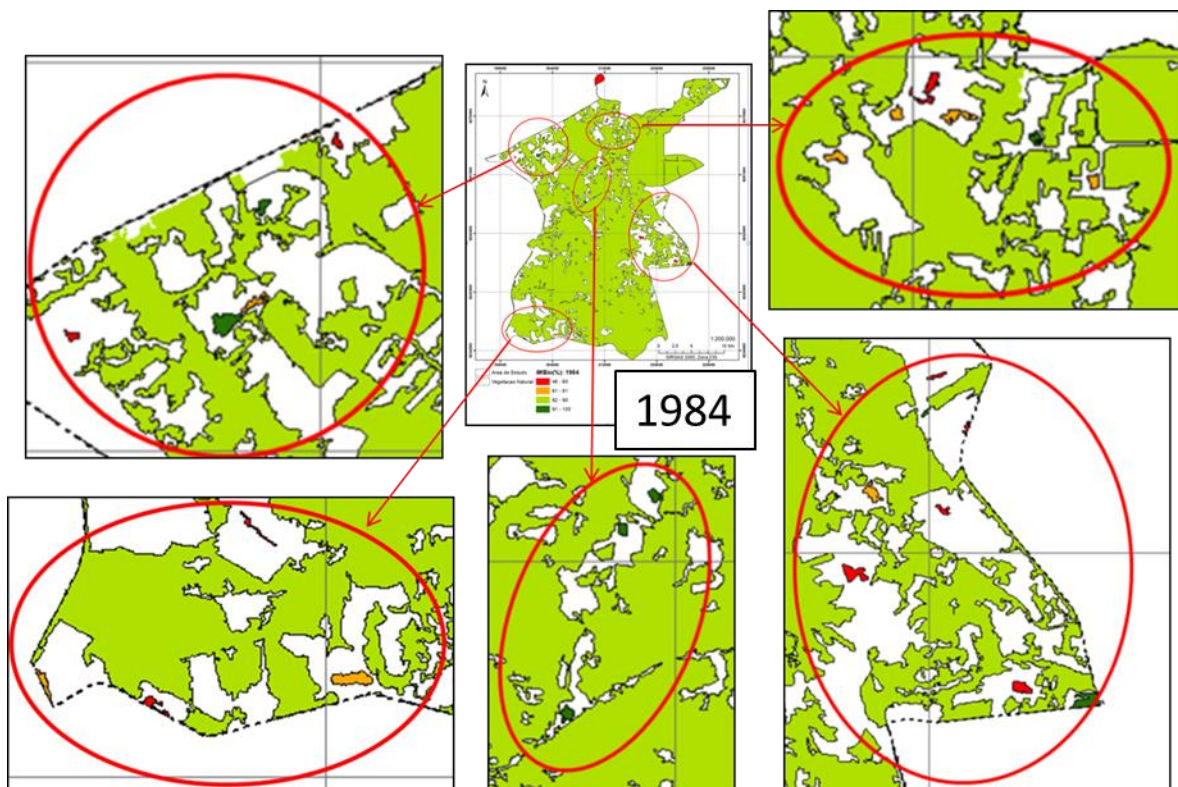


Figura 56. Destaques dos fragmentos diferenciados pelo iMBio*iFrag no Cenário de 1984, da APA-BRSB.

Ainda, quanto a comparação dos resultados de iMBio*iFrag entre cenários (**Figura 55**), é possível observar a dinâmica de fragmentação entre 1984-1996-2014. Logo, a partir do iMBio*iFrag, viabilizou-se uma avaliação retrospectiva que pode apontar, principalmente no cenário mais atual (2014), os remanescentes mais críticos quanto sua exposição ao processo de fragmentação de habitats. Tal avaliação é exemplificada na **Figura 57**.

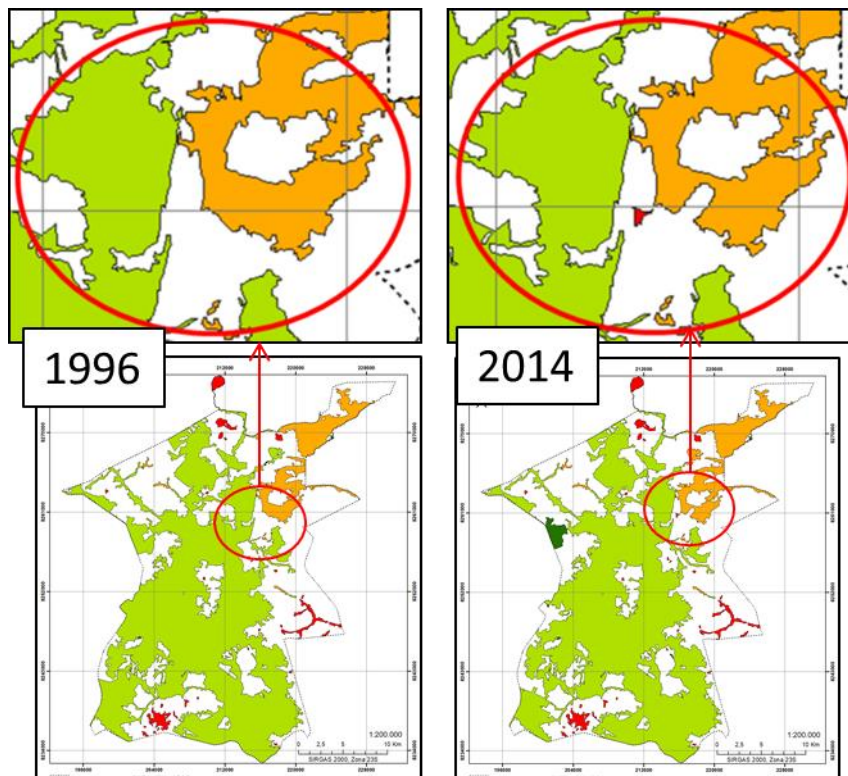


Figura 57. Comparação de iMBio*iFrag entre cenários 1966 e 2014, indicando remanescente de vegetação nativo exposto ao processo de fragmentação de habitat.

Contudo, os resultados de incorporação do iFrag ao iMBio, quando a análise tem escopo de comparação entre cenários, se faz necessário um exame mais minucioso. Esta ressalva se dá considerando que a mudança no formato de fragmentos, mesmo com a diminuição de sua área, pode resultar num maior valor de fator de correção do iFrag, o que poderia resultar na indicação/interpretação de menor fragmentação. Isto pode ser observado entre o cenário de 1966 e 2014, no recorte focado abaixo, na Figura 58.

A observação viabilizada pela figura é condizente com o relatado por (DINIZ, 2012), que aponta possibilidade de recuperação dos habitats degradados na região (bacia do Ribeirão Pipiripau).

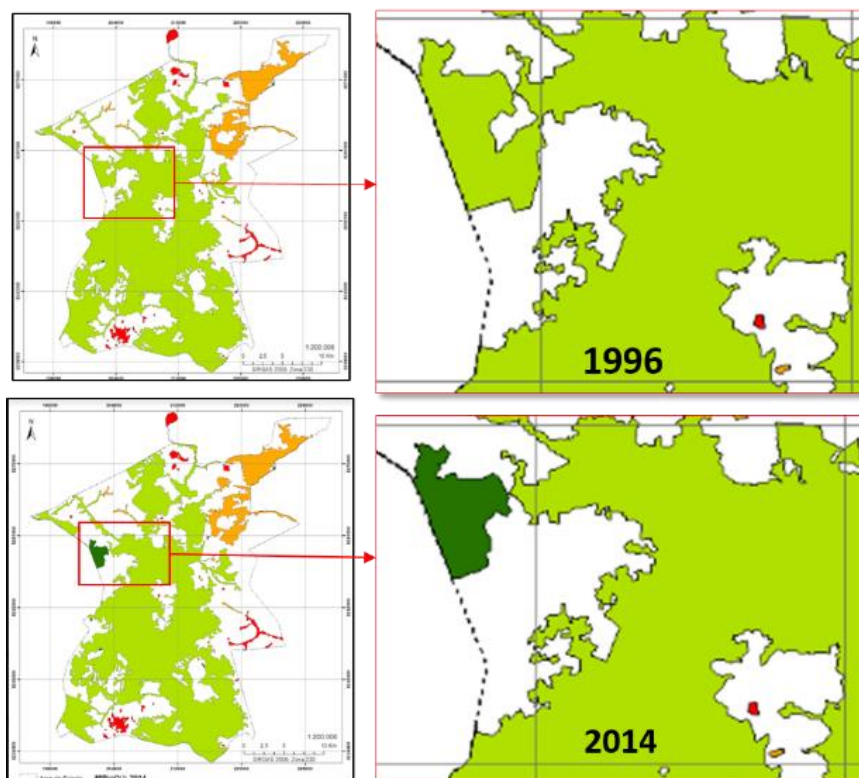


Figura 58. Demonstração quanto a possível ambiguidade de avaliação entre cenários (1996-2014), quanto ao iMBio*iFrag de fragmento que teve redução de área e melhoria do índice de forma (SI).

Portanto, considerando a configuração dada ao iMBio*iFrag pelo método aqui adotado, o aumento de valor de iMBio*iFrag de determinado fragmento entre cenários não deve ser considerado isoladamente, devendo ser considerado conjuntamente com verificação de redução/aumento da área. Assim é possível elucidar eventuais interpretações enviesadas, principalmente no tocante à interpretação das informações para evidenciar áreas críticas e prioritárias para manutenção da biodiversidade.

Cabe destacar a possibilidade de adaptação do iFrag, a partir da atribuição de valores aos “fatores de redução” IS e NND, parametrizados à uma eventual biota de interesse, o que se alinha com o observado por Rohling & Silva (2012). Nesta tônica, é recomendada também a adoção de “índices de paisagens ecologicamente calibrados” com dados e informações a respeito de espécies nativas (endemismo), para diagnóstico das condições de manutenção da biodiversidade em habitats fragmentados (METZGER, 2006).

Destaca-se também a utilidade desta informação espacial (iMBio*iFrag) para priorização de áreas para restauração, o que segundo Rampazzo (2003), pode ser realizada em etapas, a partir das mais degradadas conformes valores de biodiversidade,

hidrológicos e estéticos. A informação provida pelo iMBio*iFrag é similar ao índice de conectividade estrutural de habitats, elaborado para o Estado do Rio de Janeiro como um de seus Indicadores Ambientais (INEA, 2011).

Os resultados fornecem mais informações para a correlação entre estimativa de Ecoservs e a conservação da biodiversidade, conforme indicado por GARCÍA MÁRQUEZ Et Al. (2016a) E SCHNEIDERS Et Al., (2012). Favorecem a resolução de lacunas quanto à política de combate à fragmentação de habitats e à promoção da conectividade entre remanescentes do Cerrado, lacunas estas apontadas por GANEM (2007).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O contexto de degradação ambiental, exige ação por parte do Estado para garantir do meio ambiente equilibrado essencial a sadia qualidade de vida da população. O aprimoramento de metodologias e indicadores de avaliação ambiental pode favorecer a consecução de tal objetivo. O conceito de Ecoservs como indicador na avaliação da qualidade ambiental tem sido investigado e adotado de forma crescente. Neste trabalho aplica-se a avaliação de Ecoservs no contexto da APA-BRSB e seu respectivo Zoneamento.

Os resultados obtidos demonstram a aplicabilidade do conceito de Ecoservs como indicador útil à avaliação de zoneamento e à gestão ambiental. Destaca-se que o uso deste conceito não se restringe à monetarização/comoditização dos recursos naturais e a seu uso em mecanismos econômico-financeiros de incentivo à conservação ambiental, como esquemas de *Pagamento Por Serviços Ambientais*

No tocante à avaliação de alteração de potencial de oferta de Ecoservs na APA-BRSB entre os cenários de uso-cobertura da terra dos anos 1984, 1996 e 2014, a abordagem possibilitou a comparação entre tais cenários, e também entre o cenário referência (PNV). Numa avaliação geral a variação mais expressiva foi observada entre cenários PNV-1984 e 1984-1996, comparativos nos quais se observa mudança de uso-cobertura da terra mais expressivas entre os cenários. Ainda, não foi observada variação relevante de Ecoservs entre os cenários 1996 e 2014. Ainda, os mapas dos Índices MapES evidenciaram áreas mais relevantes e vulneráveis para a prestação dos Ecoservs avaliados.

O exercício de estimativa da Máxima Ocupação Permitida (Cenário Arbitrado) pelo Plano de Manejo da APA da Bacia do Rio São Bartolomeu (Lei Distrital 5.334/2014) se mostrou útil para criação de cenário exploratório, e consequente estimativa do efeito isolado deste regramento na manutenção dos níveis dos Ecoservs avaliados da APA.

A avaliação dos níveis potenciais dos Ecoservs do Cenário Arbitrado, possibilitou a verificação quanto à capacidade do zoneamento ambiental da APA em manter os Ecoservs avaliados pelo método MapES. Os resultados obtidos, sugerem a vulnerabilidade que

oferta dos Ecoservs está sujeita. Isto sugere que, isoladamente, o zoneamento da APA-BRSB tem pouco potencial de indução/garantia de proteção dos Ecoservs avaliados.

A avaliação de Ecoservs da APA, detalhando a análise para cada Zona, possibilitou a avaliação dos níveis de Ecoservs mantidos por cada uma delas, em cada um dos cenários avaliados. Ainda, possibilitaram a verificação da compatibilidade dos objetivos de cada zona, com os respectivos níveis de Ecoservs estimados. Os resultados demonstram a variação dos níveis das zonas entre cada cenário, estimando maior impacto nos Ecoservs em geral entre os cenários 1984-1996. Especificamente para as Zonas, estimado maior decréscimo potencial entre os cenários 2014 e Arbitrado, o que coloca em dúvida o efeito das regras desta Zonas quanto a restrição de uso-ocupação, manutenção dos Ecoservs avaliados e cumprimento dos objetivos do Plano de Manejo para cada Zona.

Este tipo de informação espacial contribui para o planejamento e gestão ambiental do território, sugerindo-se a aplicação desta abordagem em outros recortes espaço-temporais (microbacias, unidades básicas de paisagem, por exemplo).

A incorporação de métricas de fragmentação de paisagem ao MapES, na estimativa do Índice de Ecoserv de Manutenção da Biodiversidade – $iMBio \cdot iFrag$, se mostrou útil para evidenciar espacialmente o gradiente de importância/vulnerabilidade de fragmentos de vegetação nativa para o Ecoserv em questão. As áreas com remanescentes nativos, inicialmente consideradas uniformes pela metodologia MapES quanto ao potencial de oferta de Ecoserv de Manutenção da Biodiversidade ($iMBio = 100\%$), puderam ser diferenciadas. A avaliação do $iMBio \cdot iFrag$ dos remanescente nativos entre os cenários 1984, 1996 e 2014 permitiram também a identificação de fragmentos mais expostos/susceptíveis ao processo de fragmentação de habitat. Tais informações espaciais contribuem para o direcionamento da gestão ambiental e territorial, visando a melhoria das condições da paisagem quanto à Manutenção da Biodiversidade.

Para aprimorar a estimativa de $iMBio$, reconhecendo-se a simplificação da presente composição de métricas do $iFrag$, recomenda-se a realização de mais estudos para incorporação de outras métricas de ecologia da paisagem ao $iFrag$, recomendando-se o seu uso e aperfeiçoamento por especialistas. Desta forma, objetiva-se sua inserção e uso no ciclo de políticas públicas ambientais (BURSZTYN; BURSZTYN, 2013), destacadamente em processos de zoneamento ambiental, em etapas de planejamento

participativo ou mesmo em consultas públicas de processos de avaliação de impacto ambiental.

Recomenda-se também a avaliação da possibilidade de incorporação de outros Ecoservs à metodologia MapES, como Ecoservs de sequestro de carbono e polinização por exemplo.

Numa avaliação geral do trabalho, os resultados obtidos comprovam que a avaliação de Ecoservs pode ser realizado com base em dados oficiais disponíveis, provendo informação relevante para uso em etapas de *screening* de cenários, contextos educativos e de mobilização social. Logo, a metodologia MapES, se mostrou útil à esta finalidade, principalmente no contexto do Bioma Cerrado, gerando informações espaciais e qualitativas satisfatórias ao contexto citado. Ainda, considerando a viabilidade de incorporação de métricas de paisagem, a metodologia MapES, se demonstrou um *framework* flexível para aprimoramento das informações por ele geradas.

A adoção do conceito de Ecoserv representa uso relevante no suporte à tomada de decisão em políticas ambientais, como um indicador de desempenho de processos biofísicos necessários à qualidade ambiental. Considerando o tipo de informação gerada pelo MapES e o aprimoramento do iMBio, o conceito pode ser incorporado em processos de desenho, planejamento, implementação, monitoramento e avaliação de ordenamento ambiental e territorial.

Neste sentido, recomenda-se que os instrumentos de política ambiental incorporem e expressem de forma mais explícita e operacional este conceito em suas abordagens e mecanismos. Isto pode evidenciar a dependência homem-natureza, reduzindo os conflitos entre os agentes da sociedade, o que provavelmente favorece a eficiência, eficácia e efetividade da gestão ambiental e territorial brasileira.

Por fim, recomenda-se a definição de níveis aceitáveis de Ecoservs pelo Zoneamento Ambiental, percebendo ser um parâmetro objetivo útil principalmente aos procedimentos de licenciamento ambiental e parcelamento do solo. A adoção de tal conceito/parâmetro pode favorecer a integração, eficiência e eficácia do instrumental de gestão ambiental e territorial.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABSON, D. J. et al. Ecosystem services as a boundary object for sustainability. **Ecological Economics**, v. 103, p. 29–37, 2014.

ALBERT, C. et al. Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. **Ecological Indicators**, abr. 2015.

ALBERT, C. et al. Towards a national set of ecosystem service indicators: Insights from Germany. **Ecological Indicators**, v. 61, 2016.

ALBERT, C. et al. Scaling Policy Conflicts in Ecosystem Services Governance: A Framework for Spatial Analysis. **Journal of Environmental Policy & Planning**, v. 19, n. 5, p. 574–592, 20 ago. 2017.

ALMEIDA, C. G. DE. **ANÁLISE ESPACIAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS NA ÁREA DO PARQUE NACIONAL DOS CAMPOS GERAIS, PARANÁ.** (s.l.) UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA, 15 fev. 2008.

ALMEIDA, N. L. DE A. **Zoneamento : do ideal ao real : externalidades ambientais negativas da ocupação irregular no DF : a experiência do setor habitacional Vicente Pires.** (s.l.) UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, 30 jun. 2017.

ALTMANN, A.; STANTON, M. S. The densification normative of the ecosystem services concept in Brazil: Analyses from legislation and jurisprudence. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 282–293, 2018.

ANA; TNC; GDF. **Relatório de Diagnóstico Socioambiental Da Bacia Do Rio Pípiripau - Programa Produtor de Água** -. BRASÍLIA: (s.n.). Disponível em: <http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/Relatorio_Diagnostico_Pipiripau_PRODUTOR_DE_AGUA2.pdf>.

ANDRADE, D. C. et al. Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 25, 23 jun. 2012.

ANDRIOLLI, F. S. (UNESP). Parâmetros da ecologia da paisagem associados à guilda de coleópteros (subf. Scarabaeinae) em fragmentos de cerrado da bacia do rio Corumbataí. **Aleph**, p. 36 f., 2012.

ARAUJO FILHO, P. R. M. Análise econômica do zoneamento ambiental da área de proteção ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu – Distrito Federal / Brasil. 5 jul. 2017.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob Cerrado nativo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 5, p. 1099–1108, out. 2007.

ARIGONI ORTIZ, R.; FREITAS FERREIRA, S. DE. O papel do governo na preservação do meio ambiente. In: BIDERMAN, C.; ARVATE, P. (Eds.). . **Economia Do Setor Público**. Sao Paulo, Brazil: Fundacao Getulio Vargas, 2004. p. 34–46.

ASSIS, M. P. D. et al. Avaliação de Políticas Ambientais: desafios e perspectivas. **Saúde Soc. São Paulo**, v. 21, n. 3, p. 7–20, 2012.

AUSTRALIA. **Monitoring, Evaluation, Reporting and Improvement Strategy – Caring for our Country and the Biodiversity Fund**. (s.l: s.n.). Disponível em: <<http://www.nrm.gov.au/system/files/resources/c2f28fc7-cb08-4951-a10a-fce03b891cf7/files/2013-18-meri-strategy.pdf>>. Acesso em: 24 abr. 2017.

AZEVEDO, A.; PASQUIS, R. ;; BURSZTYN, M. A reforma do Estado, a emergência da descentralização e as políticas ambientais. n. 61, 2007.

AZEVEDO, D. G. DE; GOMES, R. L.; MORAES, M. E. B. DE. Estudos da fragmentação da paisagem na definição de áreas prioritárias para recuperação ambiental da bacia hidrográfica do rio Buranhém. **Bol. geogr., Maringá**, v. 34, n. 2, p. 127–144, 2016.

BAGSTAD, K. J. et al. A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. **Ecosystem Services**, v. 5, p. 27–39, set. 2013.

BAGSTAD, K. J.; SEMMENS, D. J.; WINTHROP, R. Comparing approaches to spatially explicit ecosystem service modeling: A case study from the San Pedro River, Arizona. **Ecosystem Services**, v. 5, p. 40–50, set. 2013.

BAKER, J. et al. Ecosystem services in environmental assessment — Help or
157

hindrance? **Environmental Impact Assessment Review**, v. 40, p. 3–13, abr. 2013.

BALVANERA, P. et al. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. **Ecosystem Services**, v. 2, p. 56–70, dez. 2012.

BALVANERA, P. et al. Linking biodiversity and ecosystem services: Current uncertainties and the necessary next steps. **BioScience**, v. 64, n. 1, p. 49–57, 2014.

BATEMAN, I. J. et al. Bringing Ecosystem Services into Economic Decision-Making: Land Use in the United Kingdom. **Science**, v. 341, n. 6141, p. 45–50, 5 jul. 2013.

BERGHÖFER, A. A. et al. Integrating Ecosystem Services into Development Planning A stepwise approach for practitioners based on the TEEB approach. p. 82, 2012.

BERNARD, E.; PENNA, L. A. O.; ARAÚJO, E. Downgrading, Downsizing, Degazettement, and Reclassification of Protected Areas in Brazil. **Conservation Biology**, v. 28, n. 4, p. 939–950, ago. 2014.

BERNARDO, C. T. DA S. **Economia ambiental e ecologia: a proximidade se limita ao prefixo?** (s.l.) UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, 2 maio 2017.

BILICH, M. R.; LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. **Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoiamento Remoto, Goiânia, Brasil, 16-21 abril 2005, INPE**, n. 2000, p. 2059–2065, 2005.

BOYD, J.; WAINGER, L. **Measuring Ecosystem Service Benefits: The Use of Landscape Analysis to Evaluate Environmental Trades and Compensation**. Washington: (s.n.). Disponível em: <<https://media.rff.org/documents/RFF-DP-02-63.pdf>>. Acesso em: 24 jun. 2019.

BRANDÃO, A.; ROSSI, M. S.; JATOBÁ, S. A CONSTRUÇÃO DE CENÁRIOS PARA O ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO DO DISTRITO FEDERAL. **Textos para Discussão**, n. 32, p. 38, 2017.

BRASIL. **Decreto Nº 88.940, de 7 de Novembro de 1983**, 1983. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/1980-1984/D88940.htm>. Acesso em: 2 fev. 2019

BRASIL. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, lei no 9.985, de 18 de julho de 2000; decreto no 4.340, de 22 de agosto de 2002. ... **De Proteção Do Meio Ambiente E Do ...**, p. 56, 2004.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**, p. 1–32, 2012.

BRASIL, G. F. **Lei nº 6766, de 19 de setembro de 1979 - Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências.**, 1979. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6766compilado.htm>. Acesso em: 30 jan. 2019

BRASIL, G. F. **LEI Nº 6.938, DE 31 DE AGOSTO DE 1981 - Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938compilada.htm>. Acesso em: 29 jan. 2019

BRASIL, G. F. **DECRETO Nº 4.297, DE 10 DE JULHO DE 2002 - Regulamenta o art. 9º, inciso II, da Lei no 6.938, de 31 de agosto de 1981, critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil - ZEE**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4297.htm>.

BRASIL, M. **Cobertura do Território Brasileiro com Diretrizes de Uso e Ocupação em Bases Sustentáveis, definidas por meio de Iniciativas de Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE)**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/11266-percentual-de-cobertura-zee>>. Acesso em: 12 jan. 2019.

BRASIL, M. **Situação Geral do ZEE no BRasil**. (s.l: s.n.). Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80253/Estados/Informacoes_ZEE_2018_novo.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2019a.

BRASIL, M. D. C. **TERCEIRO INVENTÁRIO BRASILEIRO DE EMISSÕES E REMOÇÕES ANTRÓPICAS DE GASES DE EFEITO ESTUFA: RELATÓRIOS DE REFERÊNCIA - SETOR USO DA TERRA, MUDANÇA DO USO DA TERRA E FLORESTAS**. Brasília: (s.n.). Disponível em: <http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706165/RRLULUCF_Mudança+de+Uso+e+Floresta.pdf/11dc4491-65c1-4895-a8b6-e96705f2717a>. Acesso em: 22 out. 2018.

BRASIL, M. D. M. A. ZEE PARTE III - PROJETOS REGIONAIS E ESTADUAIS: DIRETRIZES METODOLÓGICAS. **BRAZIL MMA**, v. 3, 2006.

BRASIL, M. DO M. A. **Painel de Unidades de Conservação Brasileiras**. Disponível em:

<<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMDNmZTA5Y2ltNmFkMy00Njk2LWl4YjYtZDZJINzFkOGM5NWQ4liwidCI6IjJmY2ZmE5LTNmOTMtNGJiMS05ODMwLTYzNDY3NTJmMDNINClslmMiOjF9>>.

Acesso em: 20 jan. 2019b.

BROOKS, T. M. et al. Global biodiversity conservation priorities: an expanded review. **Handbook of Environmental Management**, p. 8–29, 2010.

BULLOCK, J. M. et al. **Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities** *Trends in Ecology and Evolution*, 2011.

BURSZTYN, M. A.; BURSZTYN, MA. **Fundamentos de Política e Gestão Ambiental: Caminhos Para A Sustentabilidade - Maria Augusta Bursztyn - Google Livros**. (s.l: s.n.).

CÂMARA, J. B. D. **Análise da área de proteção ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu como instrumento de planejamento e gestão ambiental**. (s.l.) UnB, 1993.

CAMPHORA, A. L.; MAY, P. H. Sustainability of Protected Areas View project POLICYMIX-Assessing the role of economic instruments in policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem services provision. View project. **MEGADIVERSIDADE**, v. 2, n. 1–2, 2006.

CARNEIRO, G. T. **Processo de Fragmentação e Caracterização dos Remanescentes de Cerrado**. (s.l.) UFG, 2012.

CARNEIRO, M. A. C. et al. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 147–157, fev. 2009.

CASTANHEIRA, D. **Enquadramento dos corpos hídricos subterrâneos do Distrito Federal: parâmetros hidrogeoquímicos e ambientais**. (s.l.) Universidade de Brasília, 31 mar. 2016.

CASTRO, A. J. et al. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem

services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. **Applied Geography**, v. 60, p. 1–9, jun. 2015.

CASTRO, B. S.; YOUNG, C. E. F.; PEREIRA, V. DE S. **Iniciativas Estaduais de Pagamentos por Serviços Ambientais: foco na análise da legislação e resultados**. XII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica - Economia Ecológica e Institucionalidade Ambiental em Tempos de Crise. **Anais...Uberlandia- Minas Gerais - Brasil: Sociedade Brasileira de Economia Ecológica**, 2017

CASTRO, K. B. DE. **SEGURANÇA HÍDRICA URBANA: MORFOLOGIA URBANA E INDICADORES DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS, ESTUDO DE CASO DO DISTRITO FEDERAL, BRASIL**. (s.l.) Universidade de Brasília – UnB Instituto, dez. 2017.

CENT, J. ; et al. **Catalogue of ecosystem services targeted in protected areas management and spatial planning in Norway and Poland**. (s.l: s.n.).

CERQUEIRA, M. C. DE. **Estudo do uso e cobertura da terra e fragmentação da vegetação natural na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Nascentes Geraizeiras no Norte de Minas Gerais, Brasil**. (s.l: s.n.).

CHAVES, T. A. **INTEGRAÇÃO DE MODELOS HIDROLÓGICO E ECONÔMICO PARA A AVALIAÇÃO DOS CUSTOS INTERNOS DA EROSÃO NA AGRICULTURA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS**. (s.l.) UNB, 2016.

CHAVES, T. A. et al. **CONCEITOS GEOGRÁFICOS APLICADOS À ANÁLISE ECONÔMICA AMBIENTAL**. **Geografia Ensino & Pesquisa**, v. 20, n. 3, p. 192–204, 29 dez. 2016.

CHEN, J. et al. **RESEARCH ON GEOGRAPHICAL ENVIRONMENT UNIT DIVISION BASED ON THE METHOD OF NATURAL BREAKS (JENKS)**. 2013.

CONAMA, C. N. DE M. A. **RESOLUÇÃO CONAMA nº 396 de 2008 Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências**. (s.l: s.n.). Disponível em: <[http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUÇÃO CONAMA nº 396.pdf](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUÇÃO_CONAMA_nº_396.pdf)>. Acesso em: 15 jun. 2019.

CONWAY, T. M.; LATHROP, R. G. **Alternative land use regulations and**

environmental impacts: Assessing future land use in an urbanizing watershed. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 1, p. 1–15, 2005.

CORRÊA, B. S.; LOUZADA, J. N. C. Bioma cerrado, fragmentação florestal e relações ecológicas com a avifauna. **Revista Agrogeoambiental**, v. 2, n. 3, 2010.

COSTA, C. W. et al. REGULAMENTOS DE USO DO SOLO E IMPACTOS AMBIENTAIS: AVALIAÇÃO CRÍTICA DO PLANO DIRETOR PARTICIPATIVO DO MUNICÍPIO DE SÃO CARLOS, SP. **Geociências**, v. 31, n. 2007, p. 143–157, 2012.

COSTANZA et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 15 maio 1997a.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253–260, 15 maio 1997b.

COSTANZA, R. et al. Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152–158, maio 2014.

COUNCIL, N. R. **Watershed Management for Potable Water Supply: Assessing the New York Strategy**. Washington, D.C.: National Academies Press, 2000.

D'AMICO, A. R. ET AL. **Lições aprendidas sobre zoneamento em unidades de conservação: comunidade de ensino e aprendizagem em planejamento de unidades de conservação**. Brasília: (s.n.).

DAILY, G. C. **Nature's services : societal dependence on natural ecosystems**. (s.l.) Island Press, 1997.

DAMASTUTI, E. **MAPPING ECOSYSTEM SERVICES FOR SPATIAL PLANNING - Integrating participatory resource mapping and Geographic Information Systems in mangrove ecosystem services assessment**. EUROPEAN ECOSYSTEM SERVICES CONFERENCE: Helping Nature to Help Us. **Anais...2016** Disponível em: <http://www.esconference2016.eu/86157/wiki/211589/book_of_abstracts>. Acesso em: 19 dez. 2016

DANTAS DE PAULA, M. et al. Carbon storage in a fragmented landscape of Atlantic forest: the role played by edge-affected habitats and emergent trees. **Mongabay.com Open Access Journal-Tropical Conservation Science**, v. 4, n. 3, p. 340–349, 2011.

DE ARAÚJO, S. M. V. G.; GANNEM, R. S. **CONFLITOS EM RELAÇÃO AO CONCEITO DE ESPAÇOS TERRITORIAIS ESPECIALMENTE PROTEGIDOS**. (s.l: s.n.). Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/a-camara/documentos-e-pesquisa/estudos-e-notas-tecnicas/areas-da-conle/tema14/2006_1355.pdf>. Acesso em: 29 nov. 2017.

DE GROOT, R. et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50–61, jul. 2012.

DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, set. 2010.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. . A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 393–408, jun. 2002.

DEFRA - UK. **The Natural Choice: securing the value of nature**. (s.l: s.n.).

DÍAZ, S. et al. The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 1–16, jun. 2015.

DICK, J. et al. Analysis of temporal change in delivery of ecosystem services over 20 years at long term monitoring sites of the UK Environmental Change Network. **Ecological Indicators**, 2016.

DINIZ FILHO, J. A. F. et al. Spatial patterns of terrestrial vertebrate species richness in the brazilian cerrado. 2008.

DINIZ, T. **Recursos Hídricos no Distrito Federal: Modelagem Hidrológica para subsidiar a gestão sustentável na bacia do Ribeirão Pípiripau N° 04**. (s.l.) Universidade de Brasília, 2012.

DISTRITO FEDERAL, G. DO. **Lei nº 1.149, de 11 de Julho de 1996 - Dispõe sobre o rezoneamento ambiental da Área de Proteção Ambiental da bacia do Rio São Bartolomeu**, 1996.

DISTRITO FEDERAL, G. DO. **GeoPortal - DF**. Disponível em: <<https://www.geoportal.segeth.df.gov.br/mapa/#>>. Acesso em: 28 jan. 2019.

DISTRITO FEDERAL, G. **Lei nº 5.334, de 19 de maio de 2014 - Zoneamento e Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio São Bartolomeu**, 2014a.

DISTRITO FEDERAL, P. E. **Lei Distrital Nº 5.344, DE 19 DE MAIO DE 2014 - Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio São Bartolomeu, Distrito Federal**, 2014b. Disponível em: <http://www.tc.df.gov.br/SINJ/BaixarArquivoNorma.aspx?id_norma=76873>

DUTRA, D. D. A. **PLANO DE PROTEÇÃO DE AQUÍFEROS A PARTIR DE VARIÁVEIS AMBIENTAIS**. (s.l.) Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

EGOH, B. et al. Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. **Ecological Economics**, v. 63, n. 4, p. 714–721, set. 2007.

ELOY, L.; COUDEL, E.; TONI, F. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. **Sustentabilidade em Debate**, v. 4, n. 1, p. 21–42, 2013.

ESTREGUIL, C.; DE RIGO, D.; CAUDULLO, G. A proposal for an integrated modelling framework to characterise habitat pattern. **Environmental Modelling & Software**, v. 52, p. 176–191, fev. 2014.

EUROPEAN UNION. **Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) — Biodiversity Information system for Europe**. Disponível em: <<http://biodiversity.europa.eu/maes>>. Acesso em: 27 abr. 2017.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003.

FALEIRO, F. G. .; FARIAS NETO, A. L. DE. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. - Portal Embrapa. (s.l: s.n.).

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 265–280, 2007.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643–653, jan. 2009.

FOLETO, E. M.; ZIANI, P. Zoneamento Ambiental E Diretrizes Para O Plano De Manejo Do Parque Do Morro Em Santa Maria/Rs. **Geography Department, University of Sao Paulo**, v. 26, n. 2013, p. 15–37, 2013.

FOREST TRENDS. **Incentivos Econômicos para Serviços Ecossistêmicos no Brasil Forest Trends - Publication Details**. Disponível em: <http://www.forest-trends.org/publication_details.php?publicationID=4940>. Acesso em: 23 fev. 2016.

FORMAN, R. T. T. .; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: **John Wiley & Sons, 1986. 619p**. New York, NY: Wiley-Blackwell, 1986.

FREITAS, C. F. S. Regulações territoriais e expansão urbana informal: é possível preservar e incluir? **Paranoá: cadernos de arquitetura e urbanismo**, n. 19, 3 mar. 2018.

FREITAS, S. C. DE. **ESTIMATIVA DA PEGADA HÍDRICA CI RELATIVA AO FÓSFORO BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO PIPIRIPAU (DF/GO)**. (s.l.) Universidade de Brasília, 2013.

GALLER, C.; ALBERT, C.; VON HAAREN, C. From regional environmental planning to implementation: Paths and challenges of integrating ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 18, p. 118–129, abr. 2016.

GALLER, C.; VON HAAREN, C.; ALBERT, C. Optimizing environmental measures for landscape multifunctionality: Effectiveness, efficiency and recommendations for agri-environmental programs. **Journal of Environmental Management**, v. 151, p. 243–257, mar. 2015.

GAME, E. T.; SCHWARTZ, M. W.; KNIGHT, A. T. Policy Relevant Conservation Science. **Conservation Letters**, v. 8, n. 5, p. 309–311, set. 2015.

GANEM, R. S. **Políticas de conservação da biodiversidade e conectividade entre remanescentes de Cerrado**. (s.l.) Universidade de Brasília, 21 dez. 2007.

GARCÍA MÁRQUEZ, J. R. et al. Effectiveness of conservation areas for protecting biodiversity and ecosystem services: a multi-criteria approach. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 3732, n. July, p. 1–13, 2016a.

GARCÍA MÁRQUEZ, J. R. et al. Effectiveness of conservation areas for protecting

biodiversity and ecosystem services: a multi-criteria approach. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 3732, n. July, p. 1–13, 7 jan. 2016b.

GDF, C. **Brasília em Mapas**. Disponível em: <<http://brasiliaemmapas.mapa.codeplan.df.gov.br/>>. Acesso em: 13 nov. 2017a.

GDF, C. **AGRICULTURA FAMILIAR NO DISTRITO FEDERAL – DIMENSÕES E DESAFIOS – Brasília/DF**. (s.l: s.n.). Disponível em: <www.codeplan.df.gov.br>. Acesso em: 18 jan. 2019b.

GELUDA, L. **PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS PREVISTOS NA LEI DO SNUC – TEORIA, POTENCIALIDADES E RELEVÂNCIA**. (s.l.) UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, 2005.

GELUDA, L.; SERRÃO, M. **O futuro do ambiente financeiro das áreas protegidas** Funbio, 2014. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/gestao/2779-o-futuro-do-ambiente-financeiro-das-areas-protegidas>>. Acesso em: 9 jun. 2016

GENELETTI, D. Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 7, n. March 2015, p. 143–149, 2011.

GENELETTI, D. Assessing the impact of alternative land-use zoning policies on future ecosystem services. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 40, p. 25–35, abr. 2013.

GEOBON. **The GEO Biodiversity Observation Network - BON Concept Document**. (s.l: s.n.). Disponível em: <https://www.geobon.org/downloads/governance-documents/200811_geobon_concept_document.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2018.

GIAMBELLUCA, T. W. et al. Evapotranspiration and energy balance of Brazilian savannas with contrasting tree density. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 149, n. 8, p. 1365–1376, 3 ago. 2009.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. et al. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological**

Economics, v. 69, n. 6, p. 1209–1218, 2010.

GRÊT-REGAMEY, A. et al. On the Effects of Scale for Ecosystem Services Mapping. **PLoS ONE**, v. 9, n. 12, p. e112601, 30 dez. 2014.

GUERRY, A. D. et al. Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 201503751, 15 jun. 2015.

GUIDA JOHNSON, B.; ZULETA, G. A. Land-use land-cover change and ecosystem loss in the Espinal ecoregion, Argentina. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 181, p. 31–40, dez. 2013.

GVCES, C. DE E. EM S.; MONZONI, M. **Diretrizes Empresariais para a Valoração Econômica de Serviços ecossistêmicos**. (s.l: s.n.). Disponível em: <http://mediadrawer.gvces.com.br/publicacoes/original/fgv-gvces_tese-sep_set2016.pdf>. Acesso em: 10 set. 2018.

HAINES-YOUNG, ROY; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003European Union**. (s.l: s.n.). Disponível em: <www.cices.eu>.

HARRISON-ATLAS, D.; THEOBALD, D. M.; GOLDSTEIN, J. H. A systematic review of approaches to quantify hydrologic ecosystem services to inform decision-making. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 3732, n. July, p. 1–12, 2 jul. 2016.

HELMING, K. et al. Mainstreaming ecosystem services in European policy impact assessment. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 40, p. 82–87, abr. 2013.

HERCOWITZ, MA.; MATTOS, L.; SOUZA, R. P. **Economia do Meio Ambiente e Serviços Ambientais: Estudo Aplicado à agricultura familiar, às populações tradicionais e aos povos indígenas**. Brasília: Embrapa, 2011.

HOCKINGS, M. et al. **Evaluating Effectiveness A framework for assessing management effectiveness of protected areas 2 Edition**. Gland Switzerland: (s.n.).

HONRADO, J. et al. Ecologia da paisagem e biodiversidade: da investigação à

167

gestão e à conservação. **Ecologi@**, v. 5, p. 36–51, 2012.

IBAMA. **ROTEIRO METODOLÓGICO DE PLANEJAMENTO**. Brasília: (s.n.). Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/roteiroparna.pdf>>. Acesso em: 8 out. 2018.

IBAMA, I. B. DO M. A. E DOS R. N. R.; WWF, W. W. F.-B. **Efetividade de Gestão das Unidades de Conservação Federais do BRASIL2007**. (s.l: s.n.). Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/documentos/2 - o que fazemos - efetividade da gesto de ucs - doc_efetividade de gesto das ucs federais do brasil 2007.pdf>. Acesso em: 7 jun. 2016.

IBGE. **MANUAL TECNICO DE USO DA TERRA**. (s.l: s.n.). Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv81615.pdf>>. Acesso em: 30 out. 2018.

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - BRASIL 2004**. Brasília: (s.n.).

ICMBIO. **Relação de Unidades de Conservação com Planos de Manejo**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/planosmanejo?start=260>>. Acesso em: 20 jan. 2019.

ICMBIO; WWF-BRASIL. **Efetividade de Gestão das Unidades de Conservação Federais do Brasil: Resultados de 2010**. p. 43, 2012.

INEA, I. E. DO A. **O Estado do Ambiente - Indicadores ambientais no Rio De Janeiro**. Rio de Janeiro: (s.n.). Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Francisco_Dourado/publication/299811985_O_estad_o_do_ambiente_indicadores_ambientais_do_Rio_de_Janeiro/links/570ba29908ae8883a1ffd070/O-estado-do-ambiente-indicadores-ambientais-do-Rio-de-Janeiro.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2018.

IPBES. **The methodological assessment report on SCENARIOS AND MODELS OF BIODIVERSITY AND ECOSYSTEM SERVICES**. (s.l: s.n.).

IUCN;; WCPA, W. C. ON P. A. **IUCN Green List of Protected and Conserved Areas: User Manual, Version 1.0 - The global standard for protected areas in the 21 st Century**. (s.l: s.n.). Disponível em:

<https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/iucn_green_list_user_manual_version_1.0_september_2016_nov.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2017.

JACOB, P. P. **AVALIAÇÃO DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NATURAL DE CERRADO DECORRENTE DO ESPRAIAMENTO URBANO DE BRASÍLIA.** (s.l.) UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA CENTRO, 2017.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. **Conservation of the Brazilian Cerrado** *Conservation Biology*, jun. 2005.

KNIGHT, A. T.; COWLING, R. M.; CAMPBELL, B. M. An Operational Model for Implementing Conservation Action. *Conservation Biology*, v. 20, n. 2, p. 408–419, abr. 2006.

KOHLSDORF, M. E.; ROMERO, M. A. B. **Variáveis de análise urbana incidentes no zoneamento ecológico-econômico** *Anais: Encontros Nacionais da ANPUR*, 1 mar. 2013. Disponível em: <<http://unuhospedagem.com.br/revista/rbeur/index.php/anais/article/view/1821>>. Acesso em: 4 abr. 2016

KOPPEROINEN, L.; MAES, J.; HELLGREN, D. **Clustering of EU Member States according to their prerequisites and needs to perform ES mapping and assessment.** Luxemburgo: (s.n.).

KUBISZEWSKI, I. et al. The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosystem Services*, 2017.

KUMAR, P.; ESEN, S. E.; YASHIRO, M. Linking ecosystem services to strategic environmental assessment in: Development policies. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 40, n. 1, p. 75–81, 2013.

LAI, S. How does Strategic Environmental Assessment help bridging spatial planning and preservation of ecosystem services? Empirical findings from Sardinia, Italy. *Urbanistica Informazioni*, n. Special Issue, 2016.

LANDSBERG, F. et al. Weaving ecosystem services into impact assessment. A step-By-Step Method (Version 1.0). p. 46, 2013.

LAURANCE, W. F. .; COCHRANE, M. A. Synergistic effects in fragmented

landscapes. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1488–1489, 2001.

LEITE, C. M. C. **Zoneamento ecológico-econômico : impasses e perspectivas de um instrumento de gestão ambiental.** (s.l: s.n.).

LEVERINGTON, F.; HOCKINGS, M.; LEMOS COSTA, K. **Management effectiveness evaluation in protected areas-a global study.** Queensland: (s.n.). Disponível em: <<https://www.iucn.org/sites/dev/files/import/downloads/maangementeffectiveness2008.pdf>>. Acesso em: 6 jul. 2019.

LI, S.; YANG, B. Introducing a new method for assessing spatially explicit processes of landscape fragmentation. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 116–124, set. 2015.

LIMA, J. E. F. W. et al. Development of a spatially explicit approach for mapping ecosystem services in the Brazilian Savanna – MapES. **Ecological Indicators**, v. 82, p. 513–525, nov. 2017.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, C. L. DA; OLIVEIRA, C. A. DA S. Comparação da evapotranspiração real simulada e observada em uma bacia hidrográfica em condições naturais de cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 33–41, abr. 2001.

LIMA, M. A. et al. Evaluating the composition and processing potential of novel sources of Brazilian biomass for sustainable biorenewables production. **Biotechnology for Biofuels**, v. 7, n. 1, p. 10, 18 jan. 2014.

LINDENMAYER, D. et al. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. **Ecology Letters**, v. 0, n. 0, p. 071010211025003-???, 10 out. 2007.

LLACER ROIG, H. et al. **Adequação de uma área situada na APA de São Bartolomeu-DF à legislação ambiental.** XIV Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...Natal, Brasil: 2009** Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents/33341098/6133-6140.pdf?AWSAccessKeyId=AKIAIWOWYYGZ2Y53UL3A&Expires=1534347605&Signature=XVffeBwe68z0yKGYo03pbD3bVtE%3D&response-content-disposition=inline%3Bfilename%3DAdequacao_de_uma_area_situada_na_APA>. Acesso em: 15 ago. 2018

LOPES, R. B.; MIOLA, D. T. B. SEQUESTRO DE CARBONO EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS DO CERRADO. **SynThesis Revista Digital FAPAM**, n. 22, p. 127–143, 2010.

MACE, G. M.; BAILLIE, J. E. M. The 2010 Biodiversity Indicators: Challenges for Science and Policy. **Conservation Biology**, v. 21, n. 6, p. 1406–1413, 18 dez. 2007.

MACKEY, B. G. et al. Climate change, biodiversity conservation, and the role of protected areas: An Australian perspective. **Biodiversity**, v. 9, n. 2, p. 0–0, 2008.

MACZKA, K. et al. Application of the ecosystem services concept in environmental policy-A systematic empirical analysis of national level policy documents in Poland. **Ecological Economics**, v. 128, p. 169–176, 2016.

MAES, J. et al. **Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services An analytical framework for mapping and assessment of ecosystem condition in EU**. Luxembourg: (s.n.). Disponível em: <<https://biodiversity.europa.eu/maes>>. Acesso em: 7 jul. 2019.

MANGABEIRA, J. A. DE C. et al. **Valoração de serviços ecossistêmicos: estado da arte dos sistemas agroflorestais (SAFs)**. (s.l: s.n.).

MAPBIOMAS INITIATIVE. **MapBiomass**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 11 jun. 2019.

MARTINS, É. D. S. et al. Ecologia de Paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil. **Documentos Embrapa Cerrados**, n. July 2016, p. 35, 2004.

MASCARENHAS, A. et al. Ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment—A European and Portuguese profile. **Land Use Policy**, v. 48, p. 158–169, nov. 2015.

MAY, P. H. et al. **Assessment of the role of economic and regulatory instruments in the conservation policymix for the Brazilian Amazon – a coarse grain analysis**. (s.l: s.n.).

MAYNARD, S.; JAMES, D.; DAVIDSON, A. An adaptive participatory approach for developing an ecosystem services framework for South East Queensland, Australia. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v.

7, n. 3, p. 182–189, set. 2011.

MCGARIGAL, K. ET AL. **FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, 2002.**

MEA. **Ecosystems and human well-being.** (s.l: s.n.). v. 5

MELO, J. P. F. O Projeto Produtor de Água no Pípiripau (DF) e o pagamento por serviços ambientais. 2013.

METZGER, J. P. O QUE É ECOLOGIA DE PAISAGENS ? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, 2001.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre.** Curitiba: Editora Universidade Federal do Paraná, 2003.

METZGER, J. P. **Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas** Ponto de Vista **Natureza & Conservação.** (s.l: s.n.). Disponível em: <http://lerf.eco.br/img/publicacoes/2006_2511_Como_lidar_com_regras_pouco_obvias_para_conservacao_da_biodiversidade_em_paisagens_fragmentadas.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2019.

METZGER, J. P.; CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. **Biota Neotropica**, 2006.

MITEVA, D. A.; PATTANAYAK, S. K.; FERRARO, P. J. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? **Oxford Review of Economic Policy**, v. 28, n. 1, p. 69–92, 5 out. 2012.

MONTAÑO, M. Aplicação Conjunta De Método De Projeção Das Alterações No Uso E Ocupação Do Solo E De Instrumentos De Política Ambiental : O Caso De São Carlos (Sp). 2005.

MOONEY, H. A. The ecosystem-service chain and the biological diversity crisis. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 365, n. 1537, p. 31–9, 12 jan. 2010.

MÜHLNER, S. et al. STRUCTURAL VERSUS FUNCTIONAL HABITAT CONNECTIVITY MEASURES TO EXPLAIN BIRD DIVERSITY IN FRAGMENTED ORCHARDS. **Journal of Landscape Ecology**, v. 3, n. 1, 2010.

MUNIZ, D. H. DE F. et al. Evaluation of water quality parameters for monitoring natural, urban, and agricultural areas in the Brazilian Cerrado. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 3, p. 307–317, 8 mar. 2012.

MURUTHI, P. **The Process of Preparing a General Management Plan The Proces of Preparing a General Management Plan for a Protected Area.** (s.l: s.n.). Disponível em: <www.awf.org>. Acesso em: 24 ago. 2019.

NAHLIK, A. M. et al. Where is the consensus? A proposed foundation for moving ecosystem service concepts into practice. **Ecological Economics**, v. 77, p. 27–35, 2012.

NELSON, E. et al. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 4–11, fev. 2009.

NELSON, E. et al. Projecting global land-use change and its effect on ecosystem service provision and biodiversity with simple models. **PloS one**, v. 5, n. 12, p. e14327, jan. 2010.

NEMEC, K. T.; RAUDSEPP-HEARNE, C. The use of geographic information systems to map and assess ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 1, p. 1–15, 2013.

NEVES, A. S. AVALIAÇÃO DAS MUDANÇAS ESPACIAIS E TEMPORAIS NA COBERTURA DA TERRA DA APA DO RIO SÃO BARTOLOMEU (DISTRITO FEDERAL – BRASIL) APÓS TRINTA ANOS DE CRIAÇÃO (1984 – 2014). 2016.

NEVES, L. F. DE S.; NEVES, S. M. A. DA S.; CANALE, G. R. ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DE CERRADO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO AGUAPEÍ, PORTO ESPERIDIÃO (MT): UM ESTUDO DE CASO A PARTIR DAS GEOTECNOLOGIAS E MÉTRICAS DA PAISAGEM. **Ateliê Geográfico**, v. 8, n. 2, 2 maio 2014.

NEVES, T. D. A.; SAUER, L. Zoneamento Ecológico-Econômico como política pública para o Estado de Mato Grosso do Sul. **Interações (Campo Grande)**, v. 18, n. 3, p.

131, 2017.

NIELSEN-PINCUS, M. et al. Predicted effects of residential development on a northern Idaho landscape under alternative growth management and land protection policies. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 3–4, p. 255–263, 2010.

NIEMELÄ, J. et al. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 11, p. 3225–3243, 7 jul. 2010.

OLIVEIRA, S. N. DE. Análise Das Mudanças Espaciais E Temporais Nos Padrões De Paisagem Na Região Do Oeste Da Bahia Sobre a Formação Do Grupo Urucuia (1988-2011) E Suas Implicações Para a Conservação Do Cerrado. 7 dez. 2015a.

OLIVEIRA, M. A. M. **Mensuração de perdas de sedimentos por escoamento superficial em encostas , com uso de parcelas de erosão , em diferentes usos e coberturas do solo no Bioma Cerrado : Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Gama / DF.** (s.l.) Universidade de Brasília, 2015b.

OLIVEIRA, M. A. M. Mensuração de perdas de sedimentos por escoamento superficial em encostas , com uso de parcelas de erosão , em diferentes usos e coberturas do solo no Bioma Cerrado : Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Gama / DF Mensuração de perdas de sedimentos por escoa. 2015c.

OLIVEIRA, U. et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 9141, 22 dez. 2017.

ONUR, A. C.; TEZER, A. Ecosystem services based spatial planning decision making for adaptation to climate changes. **Habitat International**, v. 47, p. 267–278, jun. 2015.

PACK, S. M. et al. Protected area downgrading, downsizing, and degazettement (PADDD) in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 197, p. 32–39, 1 maio 2016.

PAGIOLA, S.; GLEHN, H. C. VON; TAFFARELLO, D. Experiencias de pagamento por serviços ambientais no Brasil. **Experiencias de pagamento por serviços ambientais no Brasil**, p. 336, 2012.

PARRON;, L. M. et al. Fluxos de Nutrientes e Agrotóxicos nos Recursos Hídricos sob

Diferentes Usos de Terra na Bacia do Rio Jardim, Distrito Federal. 2009.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. RU. Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos - Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica -. In: PARRON, L. M. et al. (Eds.). . **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. (s.l: s.n.). p. 370.

PAULA, A.; CORREA, A. Documentos 190 O Zoneamento Ecológico- Instrumento de Gestão. 2009.

PAVESE, H.; CEOTTO, P.; RIBEIRO, F. **TEEB for business Brazil. Final report**. (s.l: s.n.).

PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 24, 28 dez. 2011.

PEH, K. S.-H. et al. TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. **Ecosystem Services**, v. 5, p. 51–57, set. 2013.

PEIXOTO, R. S. et al. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 98, n. 3, p. 403–413, 21 out. 2010.

PEREIRA, H. M. et al. Essential biodiversity variables. **Science**, v. 339, n. 6117, p. 277–278, 2013.

PICKARD, B. R. et al. EnviroAtlas: A new geospatial tool to foster ecosystem services science and resource management. **Ecosystem Services**, v. 14, p. 45–55, ago. 2015.

PIRES, A.; FERNANDEZ, F. S.; BARROS, C. Vivendo em um Mundo em Pedacos: Efeitos da Fragmentação Florestal sobre Comunidades e Populações Animais. In: **Essências em Biologia da Conservação**. (s.l: s.n.).

PITTOCK, J.; CORK, S.; MAYNARD, S. The state of the application of ecosystems services in Australia. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 111–120, jul. 2012.

PIVELLO, V. R. Manejo de Fragmentos de Cerrado: princípios para conservação da biodiversidade. In: SCARIOT A, S.-S.; (ORGS.), J. & F. J. (Eds.). . **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente**. Brasília: (s.n.). p. 401–414.

PLANT, R.; RYAN, P. Ecosystem services as a practicable concept for natural resource management: some lessons from Australia. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**, v. 9, n. 1, p. 44–53, mar. 2013.

POTSCHIN, M. B.; HAINES-YOUNG, R. H. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 5, p. 575–594, 1 out. 2011.

PRETTE, M. E. DEL; MATTEO, K. C. DE. **CADERNO DE REFERENCIA, SUBSIDIOS AO DEBATE: ORIGENS E POSSIBILIDADES DO ZONEAMENTO ECOLÓGICO- ECONÔMICO NO BRASIL**. (s.l: s.n.).

QIU, J.; TURNER, M. G. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 29, p. 12149–54, 16 jul. 2013.

RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. DE. **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. 2 ed. ed. Brasilia: MMA/SFB, 2003.

RAMPAZZO, S. E. Proposta conceitual de zoneamento ambiental para o Município de Erechim (RS). 25 fev. 2003.

RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G. D.; BENNETT, E. M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 11, p. 5242–7, 16 mar. 2010.

REATTO-BRAGA, A. et al. Mapa Pedológico digital SIG atualizado do Distrito Federal, escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo Caracterização mineralógica, potencial de reserva e sustentabilidade de sítios florestais View project organic livestock production systems View project. 2004.

REATTO, A. et al. Mapa Pedológico Digital - SIG Atualizado do Distrito Federal Escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo. **Documentos/Embrapa Cerrados**, p. 1–29, 2004.

REIS, L. N. G. DOS; NISHYAMA, L. A. ESTRUTURA ESPACIAL DOS FRAGMENTOS DE VEGETAÇÃO NATIVA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ARAGUARI EM MINAS GERAIS. **Geosul**, v. 32, n. 65, p. 30–48, 2018.

REMPEL, C. **A ECOLOGIA DE PAISAGEM E SUAS FERRAMENTAS PODEM APRIMORAR O ZONEAMENTO AMBIENTAL? O CASO DA REGIÃO POLÍTICA DO VALE DO TAQUARI.** (s.l: s.n.).

REZENDE, J. B.; LEITE, E. T. **Gestão Pública do Território: o Zoneamento Ecológico-Econômico como instrumento integrado de gestão.** Encontro de Administração Pública e Governança. **Anais...** Vitória - Espírito Santo: 2010 Disponível em: <<http://www.anpad.org.br/admin/pdf/enapg298.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2018

RIBEIRO, J. F. .; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: **SANO, S. M. et al. Cerrado: ecologia e flora.** Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 151-212.

RING, I.; BARTON, D. N. Economic instruments in policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem governance. In: **Handbook of Ecological Economics.** (s.l.) Edward Elgar Publishing, 2015. p. 413–449.

RODER, N. G. J. M. **VALORAÇÃO DE BENS E SERVIÇOS: UMA REVISÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS VOLTADAS PARA A INTERNALIZAÇÃO DAS EXTERNALIDADES NEGATIVAS.** (s.l.) UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ, 2013.

RODRIGUES, A. P.; FELFILI, J. M.; VALE, M. M. VALUE OF AN URBAN FRAGMENT FOR THE CONSERVATION OF CERRADO IN THE FEDERAL DISTRICT OF BRAZIL. **Oecologia Australis**, v. 20, n. 01, p. 109–118, 23 abr. 2016.

RODRIGUES, M. et al. Critérios para análise do zoneamento ambiental como instrumento de planejamento e ordenamento territorial. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 4, p. 43–60, dez. 2013.

ROHLING, F. J.; SILVA, N. M. DA. PADRÃO DE FRAGMENTAÇÃO DA

VEGETAÇÃO NATIVA NA ZONA RURAL ASSOCIADA AO PERÍMETRO URBANO DE RONDONÓPOLIS, MATO GROSSO. **CAMINHOS DE GEOGRAFIA**, v. 13, n. 41, p. 42–51, 2012.

ROSA, P. O mercado da natureza: uma análise dos sistemas de pagamentos por serviços ambientais na Costa Rica. 2015.

ROY HAINES-YOUNG, BY; POTSCHIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 Guidance on the Application of the Revised Structure**. (s.l.: s.n.). Disponível em: <www.cices.eu>. Acesso em: 29 jan. 2019.

SAARIKOSKI, H. et al. Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice. **Ecosystem Services**, v. 29, p. 579–598, 2018.

SAITO, N. S. et al. Geotecnologia e Ecologia da Paisagem no Monitoramento da Fragmentação Florestal. v. 23, n. 2, p. 201–210, 2016.

SALAFSKY, N.; REDFORD, K. H. Defining the burden of proof in conservation. **Biological Conservation**, v. 166, p. 247–253, out. 2013.

SANCHES, L. A. M. U. **GEODIREITO E A GEOGRAFIA DE ESTADO NO BRASIL Luiz**. (s.l.) UnB, 2014.

SANTARLACCI, A. DE S. **EXTERNALIDADES POSITIVAS GERADAS PELO PARQUE OLHOS D'ÁGUA AO MERCADO IMOBILIÁRIO POR MEIO DE ÍNDICES HEDÔNICOS**. (s.l.) Universidade de Brasília, 2013.

SANTOS, M. R. R. DOS; RANIERI, V. E. L. Critérios para análise do zoneamento ambiental como instrumento de planejamento e ordenamento territorial. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 4, p. 43–60, dez. 2013.

SANTOS, R. M. **RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM AMBIENTE DE CERRADO: Estudo com base em modelagem numérica e simulação hidrológica em uma bacia experimental**. (s.l.) Universidade de Brasília, 2012.

SATERSON, K. A. et al. Disconnects in Evaluating the Relative Effectiveness of Conservation Strategies. **Conservation Biology**, v. 18, n. 3, p. 597–599, 1 jun. 2004.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of

ecosystem fragmentation: a review. **Biological Conservation**, v. 59, p. 77–83, 1992.

SCARLETT, L.; BOYD, J. Ecosystem services and resource management: Institutional issues, challenges, and opportunities in the public sector. **Ecological Economics**, v. 115, p. 3–10, 2015.

SCHNEIDERS, A. et al. Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management? **Ecological Indicators**, v. 21, p. 123–133, 2012.

SCHRÖTER, M. et al. Lessons learned for spatial modelling of ecosystem services in support of ecosystem accounting. **Ecosystem Services**, v. 13, p. 64–69, jun. 2015.

SEIFERT-DÄHNN, I.; BARKVED, L. J.; INTERWIES, E. Implementation of the ecosystem service concept in water management – Challenges and ways forward. **Sustainability of Water Quality and Ecology**, v. 5, p. 3–8, mar. 2015.

SHARP, R. et al. InVEST 3.2.0 User's Guide. 2015.

SILVA, A. C. P. DA; FREITAS, M. M. DE; RODRIGUES, R. A. Methodological Strategy of Ecological Economic Zoning (EEZ) in the Municipal Scale: an Academic Exercise of Political Geography for the Management of the Territory. **L'Espace Politique**, n. 31, 18 abr. 2017.

SOARES FILHO, B. S. et al. Modelagem ambiental e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 3, n. n^o1-2, p. 74–86, 2007.

SOUZA, C. G. et al. Análise da fragmentação florestal da área de proteção ambiental Coqueiral, Coqueiral - MG. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 3, p. 631–644, 2014.

SOUZA, V. V. DA C. DE et al. Pagamento por serviços ambientais de recursos hídricos em áreas urbanas: perspectivas potenciais a partir de um programa de recuperação da qualidade de água na cidade de São Paulo. **Cadernos MetrÓpole**, v. 20, n. 42, p. 493–512, ago. 2018.

SPERA, S. T. et al. Atributos físicos de solos e distribuição das fitofisionomias de cerrado na bacia hidrográfica do Rio Jardim, DF. 13 nov. 2011.

STAPNIEWSKA, M.; ZWIERZCHOWSKA, I.; MIZGAJSKI, A. Capability of the Polish legal system to introduce the ecosystem services approach into environmental

management. **Ecosystem Services**, n. January, 2017.

STEINBERGER, M. **Zoneamento ecológico-econômico como instrumento de ordenamento territorial urbano e regional** **Anais: Encontros Nacionais da ANPUR**, 1 mar. 2013. Disponível em: <<http://unuhospedagem.com.br/revista/rbeur/index.php/anais/article/view/1824>>. Acesso em: 4 abr. 2016

STICKLER, C. M. et al. Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. **Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120160, 5 jun. 2013.

STRAUCH, M. et al. The impact of Best Management Practices on simulated streamflow and sediment load in a Central Brazilian catchment. **Journal of environmental management**, v. 127 Suppl, p. S24-36, set. 2013.

TAMBOSI, L. R. et al. Métricas da paisagem como indicadores de riqueza de espécies de diversos grupos animais e vegetais em fragmentos florestais remanescentes da região noroeste do estado de São Paulo. n. May 2015, 2012.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L., HENEIN, K. AND MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TEEB. **A economia dos ecossistemas e da biodiversidade**. (s.l: s.n.).

TEEB. Um guia rápido: TEEB para Formuladores de Políticas Locais e Regionais. p. 8, 2010.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67–75, dez. 2010.

TURNER, R. K.; GEORGIU, S.; FISHER, B. **Valuing Ecosystem Services : the Case of Multi-functional Wetlands**. (s.l: s.n.).

UNESCO. **Vegetação no Distrito Federal: tempo e espaço; uma avaliação multitemporal da perda de cobertura vegetal no DF e da diversidade florística da Reserva da Biosfera do Cerrado; 2002**. Brasília: (s.n.). Disponível em: <<http://www.unesco.org.br>>. Acesso em: 2 set. 2019.

USA, E. **EnviroAtlas**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/enviroatlas>>. Acesso em: 27 abr. 2017.

UUEMAA, E.; MANDER, Ü.; MARJA, R. Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 100–106, 2013.

VAN DER BIEST, K. et al. Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions. **Journal of Environmental Management**, v. 156, p. 41–51, jun. 2015.

VIGERSTOL, K. L.; AUKEMA, J. E. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. **Journal of environmental management**, v. 92, n. 10, p. 2403–9, out. 2011.

VIGLIZZO, E. F. et al. Ecosystem service evaluation to support land-use policy. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 154, p. 78–84, 2012.

VIGLIZZO, E. F. Eco-services and land-use policy. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 154, p. 1, jul. 2012.

VILLA, F. et al. A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. **PloS one**, v. 9, n. 3, p. e91001, jan. 2014.

VOGT, P. et al. Mapping Spatial Patterns with Morphological Image Processing. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 2, p. 171–177, 27 jan. 2007.

VOLATÃO, C. D. S. **Trabalho de análise espacial: métricas do Fragstats**. São José dos Campo: INPE. São José dos Campos: (s.n.).

VORSTIUS, A. C.; SPRAY, C. J. A comparison of ecosystem services mapping tools for their potential to support planning and decision-making on a local scale. **Ecosystem Services**, v. 15, p. 75–83, out. 2015.

VREBOS, D. et al. Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. **Ecosystem Services**, v. 13, p. 28–40, jun. 2015.

WHITHAM, C. E. L.; SHI, K.; RIORDAN, P. Ecosystem Service Valuation Assessments for Protected Area Management: A Case Study Comparing Methods Using Different Land Cover Classification and Valuation Approaches. **PloS one**, v. 10, n. 6, p.

e0129748, jan. 2015.

WOLFF, S.; SCHULP, C. J. E.; VERBURG, P. H. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. **Ecological Indicators**, v. 55, p. 159–171, ago. 2015.

WONG, C. P. et al. Linking ecosystem characteristics to final ecosystem services for public policy. **Ecology letters**, v. 18, n. 1, p. 108–18, jan. 2015.

ZHANG, Y. et al. The Impact of Land Cover Change on Ecosystem Service Values in Urban Agglomerations along the Coast of the Bohai Rim, China. **Sustainability**, v. 7, n. 8, p. 10365–10387, 5 ago. 2015.

ZHOU, Y. **Connectivity Measurement in Landscape Ecology NRS 534: Ecology of Fragmental Landscapes.** (s.l: s.n.). Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/210b/44c4da5a26a823371c6498abaf47b1fd1170.pdf>>. Acesso em: 21 jan. 2019.

ZONNEVELD, I. S. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 2, p. 67–86, dez. 1989.

7. ANEXOS

7.1. Categorias CICES V 5.1

1 Provisão

1.1 - Biomassa

1.1.1 - cultivo plantas terrestres (nutrição; materiais; energia)

1.1.1.1. - cultivo para fins nutricionais, 1.1.1.2. - cultivo fibras e outros materiais não-genéticos, 1.1.1.3 - cultivo para fonte de energia

1.1.2 - cultivo de plantas aquáticas (nutrição; materiais; energia)

1.1.2.1 Plantas aquáticas de fins nutricionais, 1.1.2.2 - Fibras e outros materiais de aquicultura in situ para utilização ou de transformação direta (com exclusão dos materiais genéticos), 1.1.2.3 - Plantas cultivadas por aquicultura in-situ crescido como fonte de energia

1.1.3 Criação de animais (nutrição; materiais; energia)

1.1.3.1 - Animais criados para fins nutricionais, 1.1.3.2 - Fibras e outros materiais a partir de animais criados para uso direto ou transformação (com exclusão dos materiais genéticos), 1.1.3.3 - Animais criados para fornecer energia (incluindo mecânica)

1.1.4 - Criação de animais aquáticos para nutrição materiais ou energia

1.1.4.1 - Nutrição via aquicultura in-situ, 1.1.4.2 - Fibras e outros materiais via aquicultura a partir de animais para uso ou transformação direta, 1.1.4.3 - Energia via aquicultura in-situ de Animais

1.1.5 - Flora nativa terrestre e aquática (nutrição; materiais; energia)

1.1.5.1 - uso nutricional da flora nativa, 1.1.5.2 - fibras e outros materiais uso ou transformação via flora nativa, 1.1.5.3 - Uso energético da flora nativa

1.1.6 - Animais selvagens terrestres e aquáticos (nutrição; materiais; energia)

1.1.6.1. - Uso nutricional, 1.1.6.2 -Fibras e outros materiais uso ou transformação direta, 1.1.6.3 -Fonte energética, 1.2 Materiais Genéticos

1.2.1 Material genético de plantas algas ou fungos

1.2.1.1 Plantas inteiras para cruzamento de novas variedades, 1.2.1.2 Sementes esporos e outros materiais via plantas, 1.2.1.3 Genes individuais para síntese de novas entidades biológicas

1.2.2 Material genético de animais

1.2.2.1 Material para manutenção ou estabelecimento populacional, 1.2.2.2 Animais silvestres inteiros para cruzamento estirpes e variedades, 1.2.2.3 genes individuais para síntese de organismos

1.2.3 Material genético de organismos,

1.3.X.X outros tipos de provisão via biota

2. Regulação e Manutenção

2.1 Transformação de inputs bio-físico-químicos

2.1.1 Mediação de resíduos e substâncias tóxicas antropogênicas por processos bióticos 2.1.1.1 Biorremediação por microrganismos, algas, plantas e animais, 2.1.1.2 filtragem sequestro acumulação estoque via biota

2.1.2 Mediação de perturbações antropogênicas 2.1.2.1 Redução de odores, 2.1.2.2 Atenuação de ruídos, 2.1.2.3 Triagem/atenuação visual

2.2 Regulação de condições bio-físico-químicas

2.2.1 Regulação dos fluxos de base e eventos extremos

2.2.1.1 Controle de taxas de erosão, 2.2.1.2 Tamponamento e atenuação do movimento de massas, 2.2.1.3 Regulação ciclo hidrológico fluxo de água controle de inundação e proteção litorânea, 2.2.1.4 Proteção contra o vento, 2.2.1.5 Proteção contra fogo

2.2.2. Manutenção de ciclo de vida habitat e proteção pool genético

2.2.2.1 Polinização e dispersão de gametas, 2.2.2.2 Dispersão de sementes, 2.2.2.3 Manutenção de populações e habitats berçários

2.2.3 Controle de pragas e doenças

2.2.3.1 Controle de pragas, 2.2.3.2 Controle de doenças, 2.2.4 Regulação de Qualidade do Solo, 2.2.4.1 - Intemperismo e efeitos na qualidade do solo, 2.2.4.2 - Decomposição e fixação e efeitos no solo

2.2.5 Condições da Água

2.2.5.1 - Regulação química de água doce via biota,

2.2.5.2 Regulação química de águas salgadas via bio-processos

2.2.6 Atmosfera composição e condições

2.2.6.1 Regulação da composição química, 2.2.6.2 Regulação temperatura e umidade

2.3 - Outros tipos de serviço de regulação e manutenção por processos vivos

3. Serviços Culturais - via Biota

3.1 - Interação direta *in-situ* e presencial com natureza

3.1.1 - Interações físicas e experienciais com ambiente natural

3.1.1.1 - promoção da saúde recuperação ou fruição via interações passivos ou observacionais, 3.1.1.2 - promoção da saúde recuperação ou fruição por meio de interações ativas ou imersivas

3.1.2 - interações intelectuais e representativos com ambiente natural

3.1.2.1 - investigação científica ou a criação de conhecimento ecológico tradicional, 3.1.2.2 - educação e formação via interação, 3.1.2.3 - cultura e herança via interação, 3.1.2.4 - experiências estéticas via interação, 3.2.1.1 - interações espirituais simbólicas e outras com ambiente natural, 3.2.2.1 - valor de existência das características ecossistêmicas

3.3.x.x outros Serviços Culturais via biota

4. Provisão (via abiótica)

4.2 - Água

4.2.1 - Água de Superfície

4.2.1.1 - consumo humano, 4.2.1.2 - Uso não potável, 4.2.1.3 - hidro energia de Água doce, 4.2.1.4 - hidro energia de Água costeira, 4.2.2 - Água Subterrânea, 4.2.2.1 - consumo humano

4.3 - outputs abióticos não-hídricos

4.3.1 substancias minerais (nutrição; material; energia)

4.3.1.1 substancias minerais usadas para nutrição, 4.3.1.2 substâncias minerais utilizadas para fins de materiais, 4.3.1.3 substâncias minerais utilizados para como fonte de energia

4.3.2 substancias ou propriedades abióticas não minerais usadas para nutrição material ou energia

4.3.2.1 substâncias não minerais ou propriedades do ecossistema utilizadas para fins nutricionais, 4.3.2.2 Substâncias não-minerais utilizados para materiais, 4.3.2.3 Energia Eólica, 4.3.2.4 Energia Solar, 4.3.2.5 Energia geotermal, 4.3.2.6 outras substancias (minerais ou não minerais) ou propriedades abióticas

5. via Abiótica Regulação e manutenção

5.1.1 Mediação abiótica de resíduos toxinas e perturbações

5.1.1.2 Transform.de inputs bioquímicos e físicos, 5.1.1.1 - Diluição por Água doce ou marinha, 5.1.1.2 - diluição pela atmosfera, 5.1.1.3 mediação por meios físico-químicos (filtragem; sequestro; acumulação), 5.1.1.4 - Mediação de perturbações por estruturas processos abióticos

5.1.2 Mediação de perturbações de origem antrópica

5.1.2.1 Mediação de perturbações por estruturas ou processos abióticos, 5.2 Regulação de condições biológicas Físico químicas, 5.2.1 Regulação de fluxos de base e eventos extremos, 5.2.1.1 Fluxos de Massa, 5.2.1.2 Fluxos líquidos 5.2.1.3 Fluxos gasosos

5.2.2 Manutenção de condições físicas químicas abióticos, 5.2.2.1 Manutenção e regulação dos processos físicos e químicos naturais inorgânicos

5.3.X.X outros tipos de regulação e manutenção via processos abióticos

6. Serviços Culturais - via abiótica

6.1 via abiótica interação direta *in-situ* presencial

6.1.1 - interações físicas experienciais ativas ou passivas imersivas, 6.1.2 - interações intelectuais

6.2 via abiótica interação indireta *ex-situ* remota não presencial

6.2.1 - interações espirituais simbólicas e outras interações, 6.2.2 - valor de não uso existência valor de opção ou valor legado

6.3.x.x outros

7.2. Mapas de Uso e Cobertura da Terra: Máxima Ocupação Permitida, detalhada por Zonas da APA

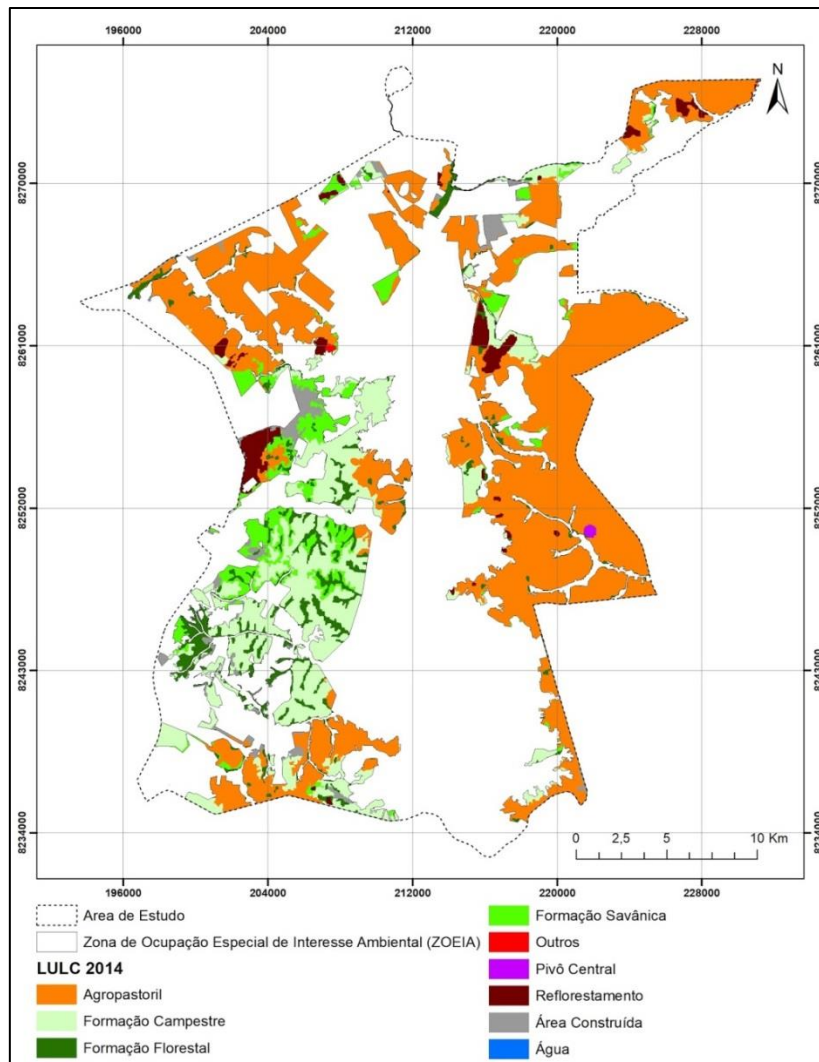


Figura 59. Mapa de uso-cobertura da terra do ano de 2014 da Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental - ZOEIA da APA - BRSB. Fonte: GDF

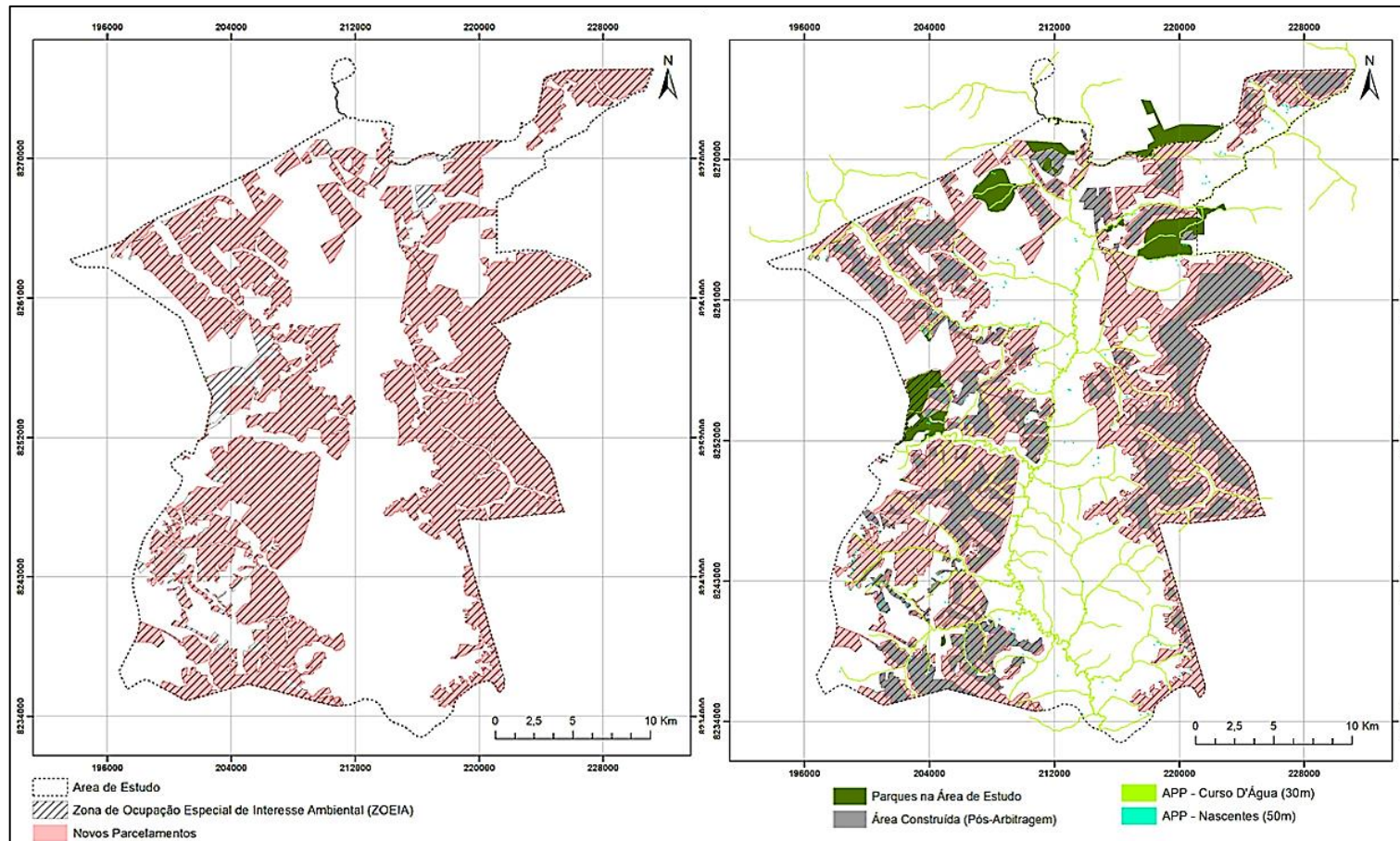


Figura 60. Áreas disponíveis a novos parcelamentos na ZOEIA e alocação de áreas construídas conforme limites de impermeabilização da ZOEIA da APA-BRSB

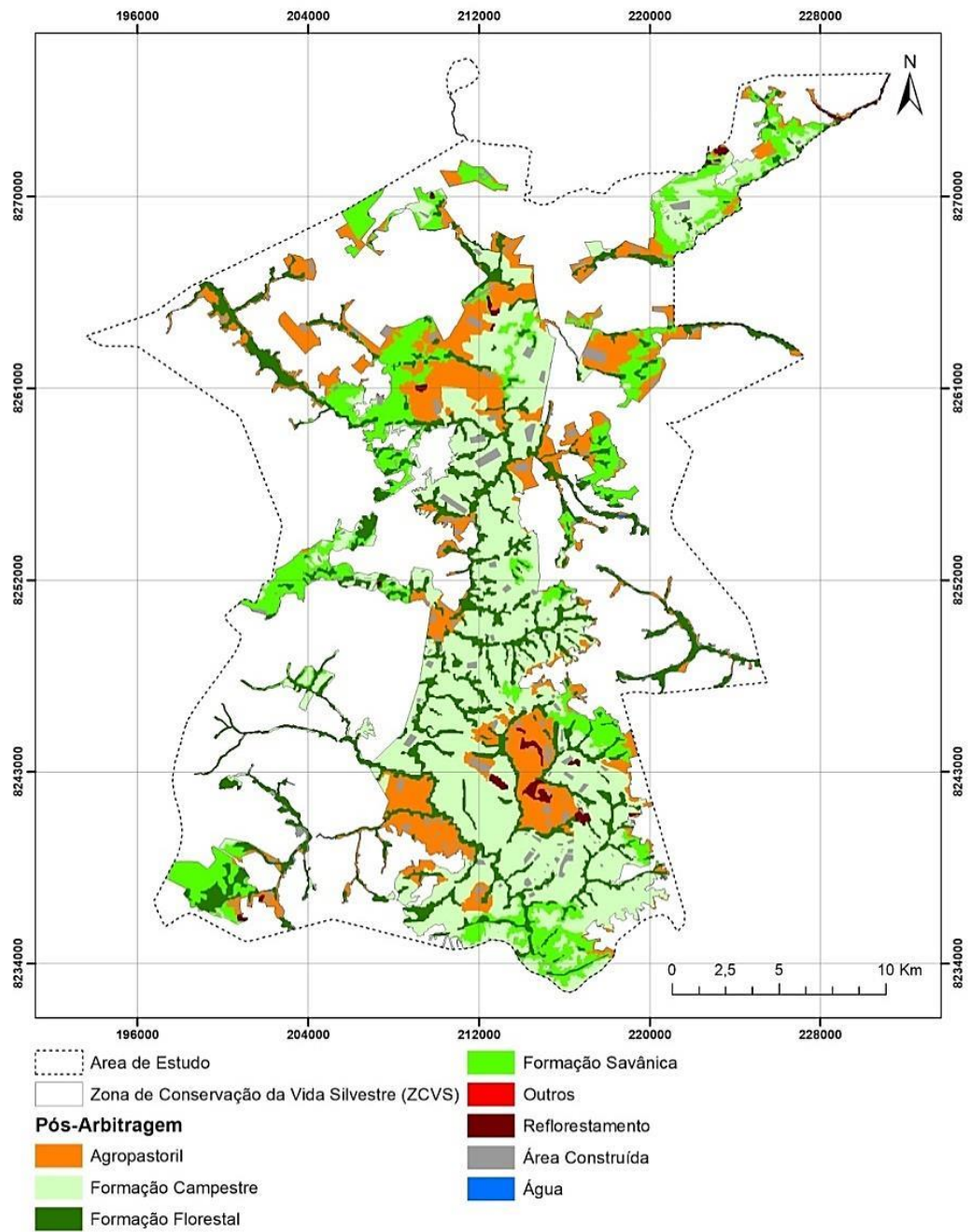


Figura 61. Mapa de uso-cobertura hipotético, arbitrado conforme regramento da Zona de Conservação de Vida Silvestre - **ZCVS**, da APA-BRSB.

Tabela 23. Variação de Área das classes de Uso-Cobertura da Terra da ZCVS, APA-BRSB entre cenários 1984, 2014 e Arbitrado

Variação entre cenários	Zona de conservação da vida silvestre - ZCVS, da APA-BRSB					
	1984 - 2014		1984 - Arbitrado		2014 - arbitrado	
Classes de uso	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agropastoril	5196.15	218.49%	3710.81	156.03%	-1485.34	-19.61%
Água	1.23	33.98%	1.23	33.98%	0	0.00%
Área construída	87.47	4125.94%	1589.54	74978.30%	1502.07	1676.60%
Formação campestre	-5432.87	-27.01%	-5432.87	-27.01%	0	0.00%
Formação florestal	145.9	2.18%	145.9	2.18%	0	0.00%
Formação savânica	866.43	16.43%	866.43	16.43%	0	0.00%
Outros	-1048.11	-99.34%	-1053.41	-99.85%	-5.3	-76.48%
Reflorestamento	183.77	100.47%	172.36	94.23%	-11.41	-3.11%

Tabela 24. Variação de Área das classes de Uso-Cobertura da Terra da ZOEIA - APA-BRSB entre Cenários 1984, 2014 e Arbitrado

Variação entre cenários	Zona de Ocupação Especial de Interesse Ambiental, ZOEIA - APA-BRSB					
	1984 - 2014		1984 - Arbitrado		2014 - arbitrado	
Classe de uso-cobertura	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Agropastoril	12,410.90	146.31%	1206.45	14.22%	-11204.53	-53.63%
Água	-4.20	-86.96%	-4.83	-100.00%	-0.63	-100.00%
Área construída	1,080.03	6444.09%	16019.67	95582.76%	14939.64	1362.12%
Formação campestre	-8,150.09	-52.31%	-10811.87	-69.39%	-2661.78	-35.82%
Formação florestal	-166.13	-6.56%	-618.67	-24.43%	-452.54	-19.12%
Formação savânica	-3,311.17	-54.67%	-3906.18	-64.50%	-595.01	-21.68%
Outros	-526.97	-	-526.97	-96.26%	0	0.00%
Pivô central	39.86	3986.00%	39.86	3986.00%	0	0.00%
Reflorestamento	-1,373.30	-54.81%	-1398.45	-55.82%	-25.15	-2.22%

Tabela 25. Variação de Área das classes de Uso-Cobertura da Terra da **ZPVS - APA-BRSB** entre Cenários 1984, 2014 e Arbitrado

Variação entre cenários	Zona de Preservação da Vida Silvestre, ZPVS - APA-BRSB					
	1984 - 2014		1984 - Arbitrado		2014 - arbitrado	
Classe de uso-cobertura	Área (ha)	%	Área (ha)	%	área (ha)	%
Agropastoril	262.63	986.59%	-26.62	-100.00%	-289.25	-100.00%
Água	24.92	14.00%	24.92	14.00%	0	---
Área construída	24.79	---	24.79	---	0	---
Formação campestre	-492.52	-96.97%	-492.52	-96.97%	----	----
Formação florestal	-67.79	-16.08%	221.46	52.53%	---	181,75%
Formação savânica	264.84	16.40%	264.84	16.40%	0	---
Outros	-11.89	100%	-11.89	100%	0	----
Reflorestamento	-4.98	-94.32%	-4.98	-94.32%	0	---

Tabela 26. Variação de Área das Classes de Uso-Cobertura da Terra da **ZOEQ - APA-BRSB** entre Cenários 1984, 2014 e Arbitrado

Variação entre cenários	Zona de Expansão e Qualificação, ZOEQ - APA-BRSB					
	1984 - 2014		1984 - Arbitrado		2014 - arbitrado	
Classe de uso-	Área	%	Área	%	Área	%
Agropastoril	-400.45	-23.47%	-1,314.50	-77.04%	-1305,2	-100 %
Área construída	4,999.71	4666.08%	5,914.83	5520.14%	1305,2	17.92%
Formação campestre	-1,942.86	-57.36%	-1,943.90	-57.39%	-1.04	-0.07%
Formação florestal	-8.28	-3.15%	-8.28	-3.15%	0.00	---
Formação savânica	-986.60	-73.67%	-986.60	-73.67%	0.00	---
Outros	-262.14	-100.00%	-262.14	-100.00%	0.00	---
Reflorestamento	-1,220.52	-74.11%	-1,399.38	-84.97%	-178.86	-

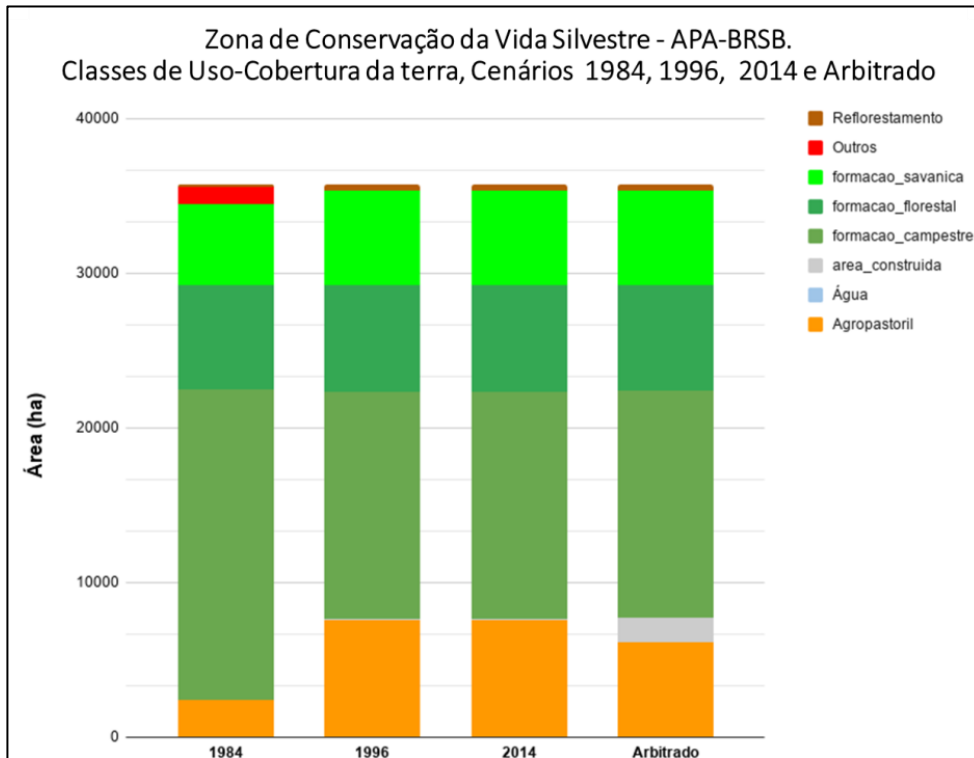


Figura 62. Variação de Área das classes de Uso-Cobertura da Terra da ZCVS, APA-BRSB entre cenários 1984, 1996, 2014 e Arbitrado.

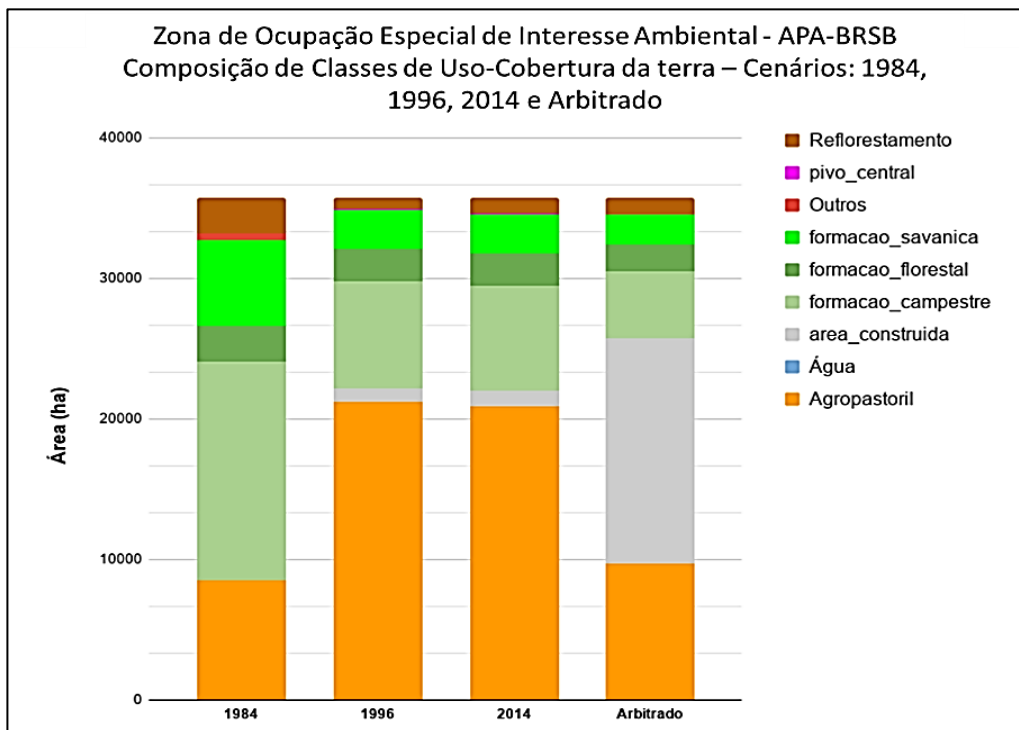


Figura 63. Composição de Classes de Uso-Cobertura da Terra da ZOEIA, APA -BRSB, nos cenários de 1984, 1996, 2014 e Arbitrado

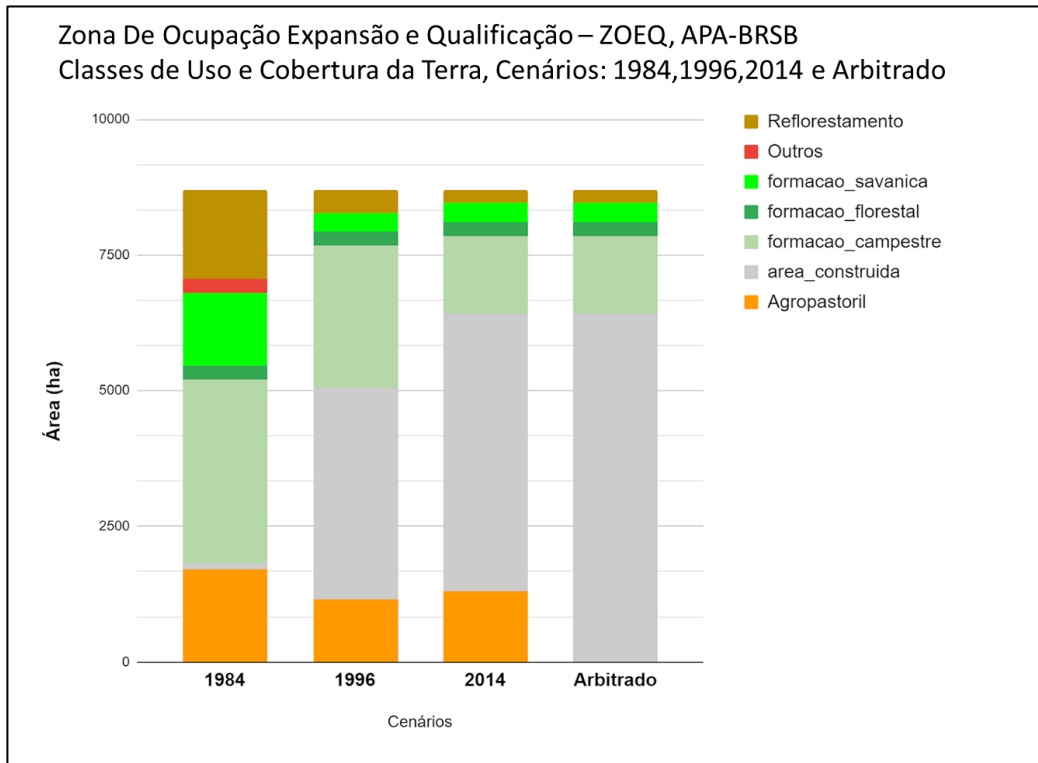


Figura 64. Composição de Classes de Uso-Cobertura da Terra da ZOEQ, APA -BRSB, nos cenários de 1984, 1996, 2014 e Arbitrado

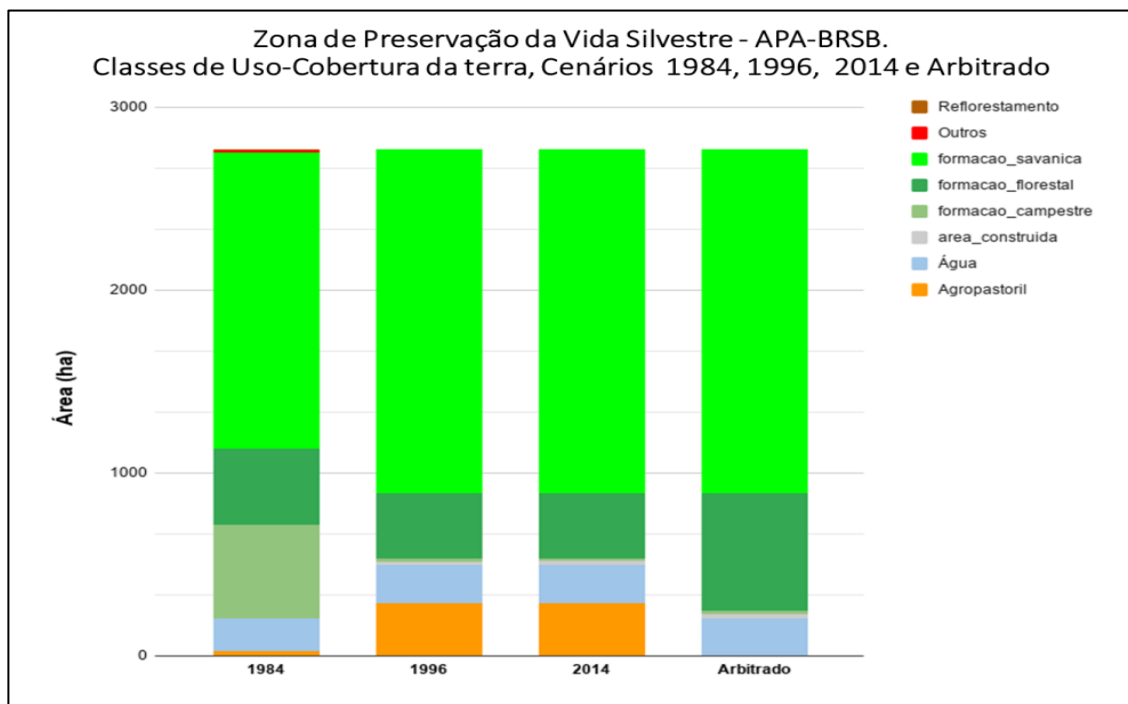


Figura 65. Composição de Classes de Uso-Cobertura da Terra da ZPVS, APA -BRSB, nos cenários de 1984, 1996, 2014 e Arbitrado

7.3. Mapas de índices de Ecoservs: CENARIOS PNV; 1984, 1996, 2014

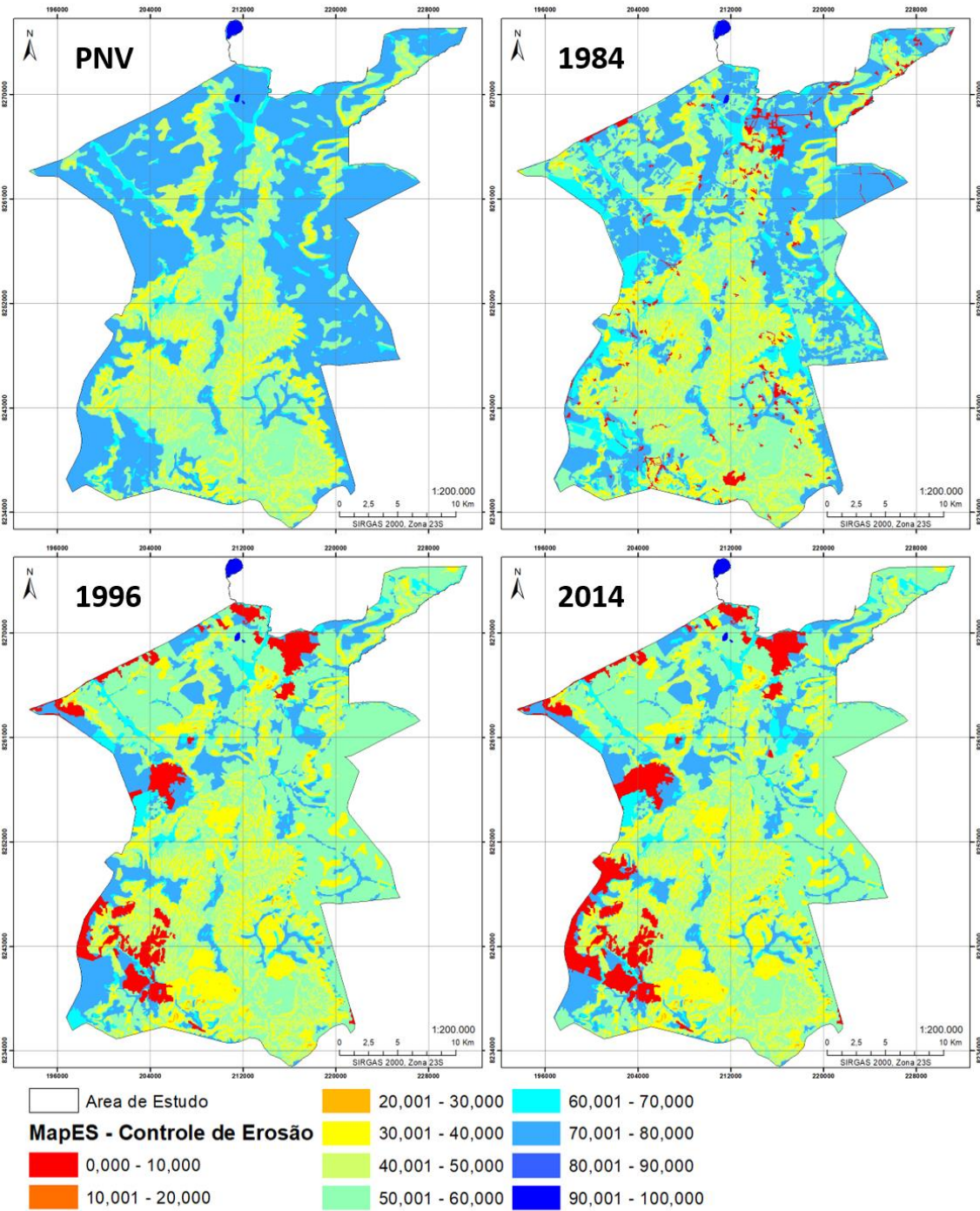


Figura 66. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv de Controle de Erosão* da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

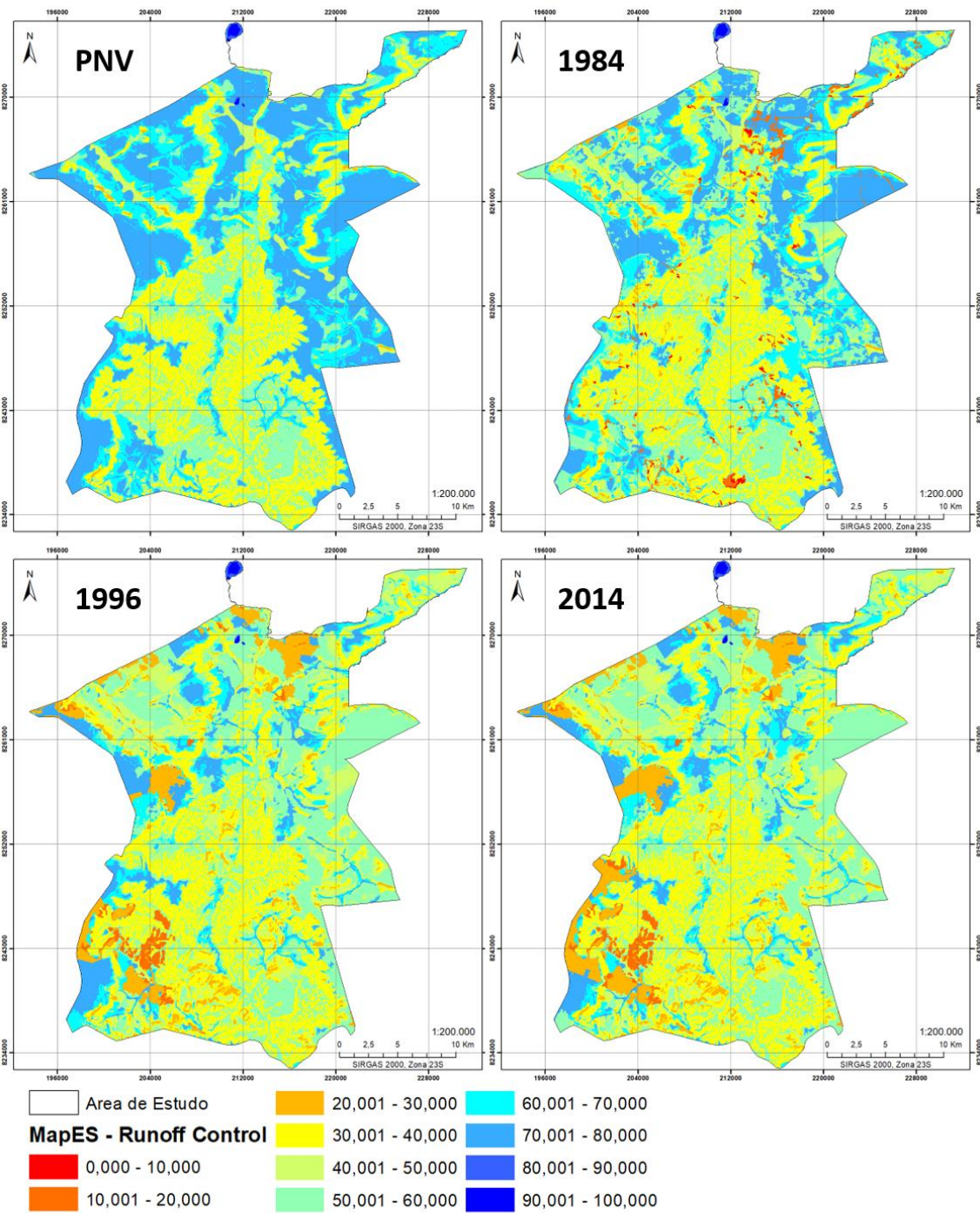


Figura 67. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv* de Controle de Escoamento Superficial da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014

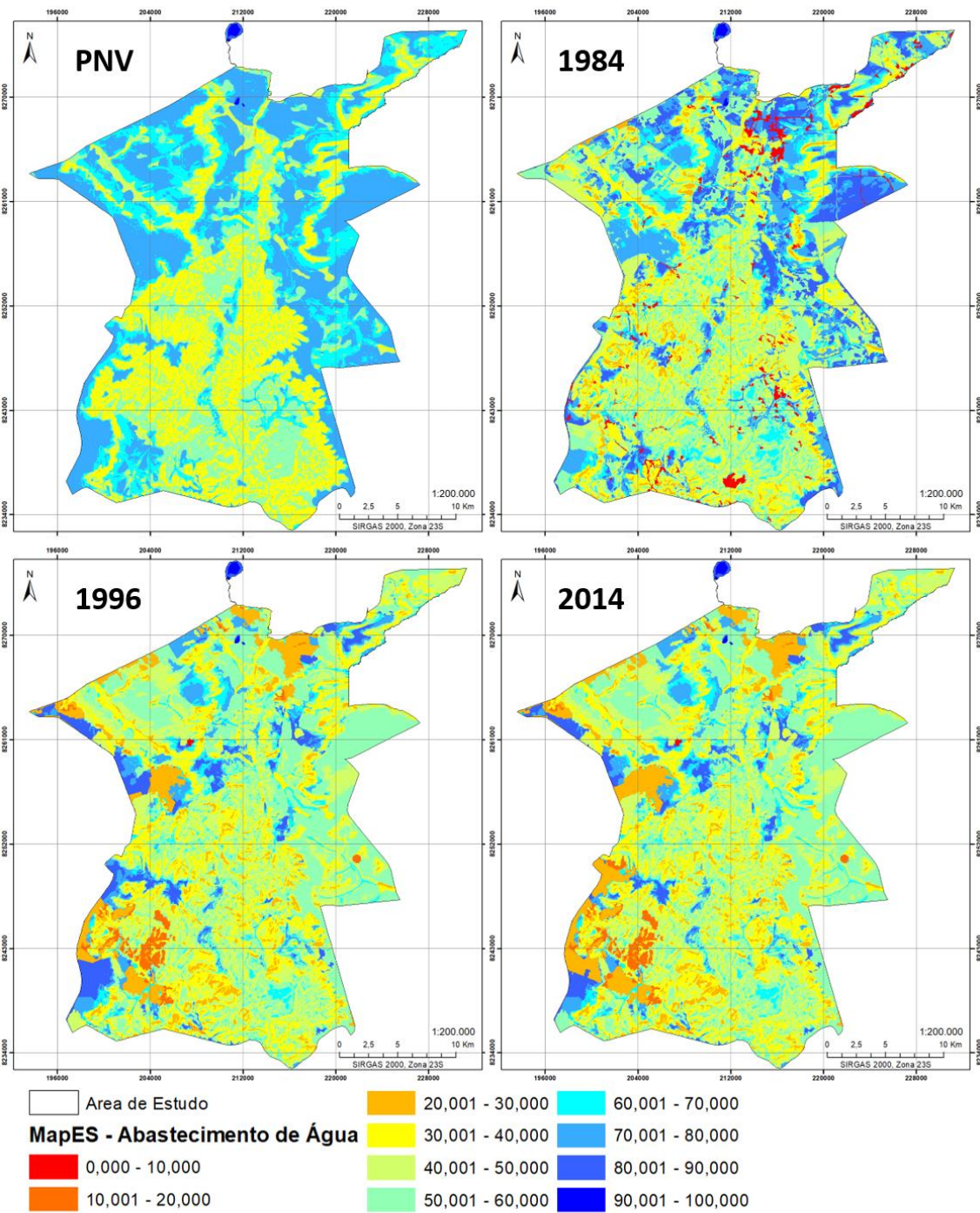


Figura 68. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Manutenção de Qualidade da Água da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

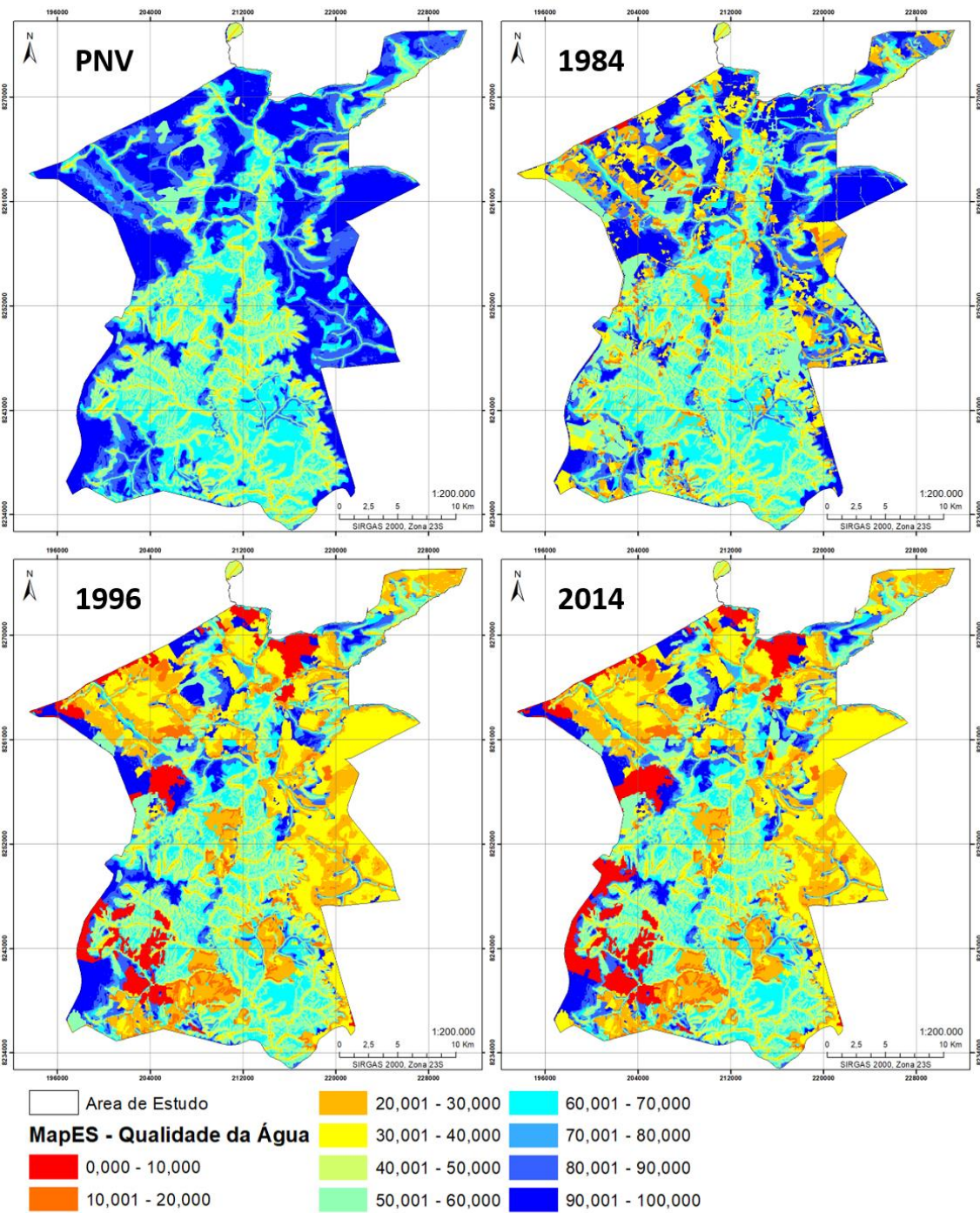


Figura 69. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv de Manutenção de Qualidade da Água* da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

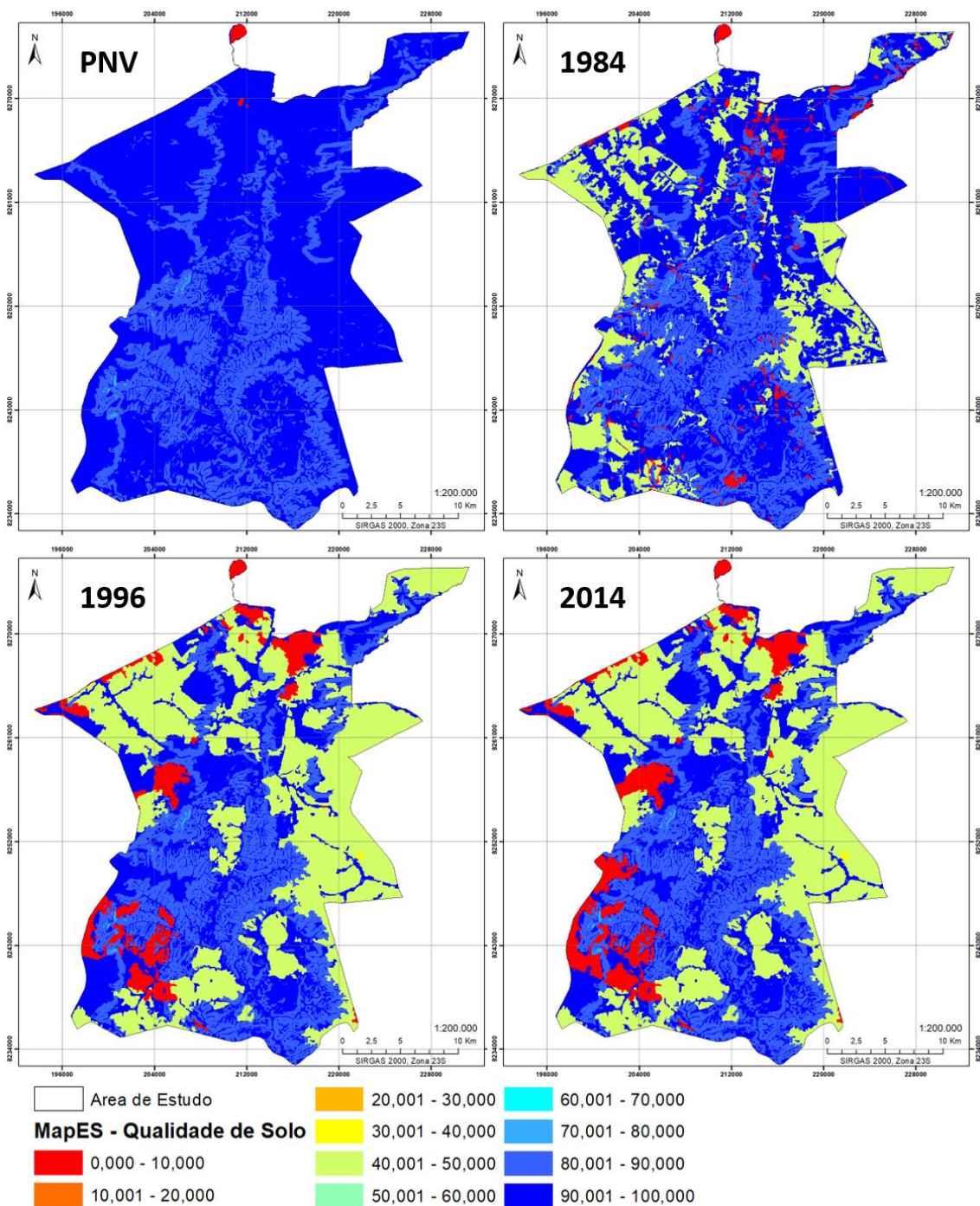


Figura 70. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv de Manutenção de Qualidade do Solo* da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

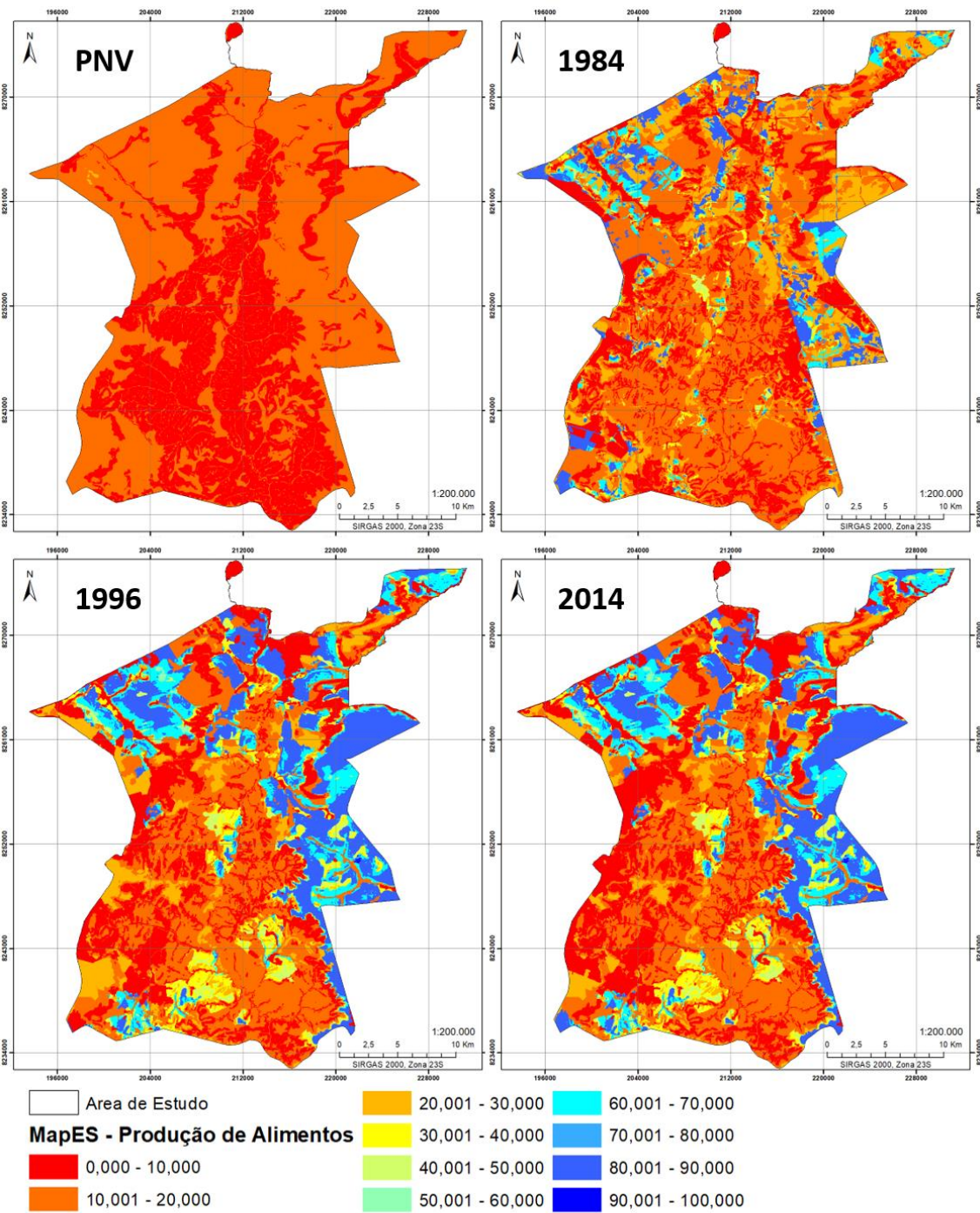


Figura 71. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Produção de Alimentos da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

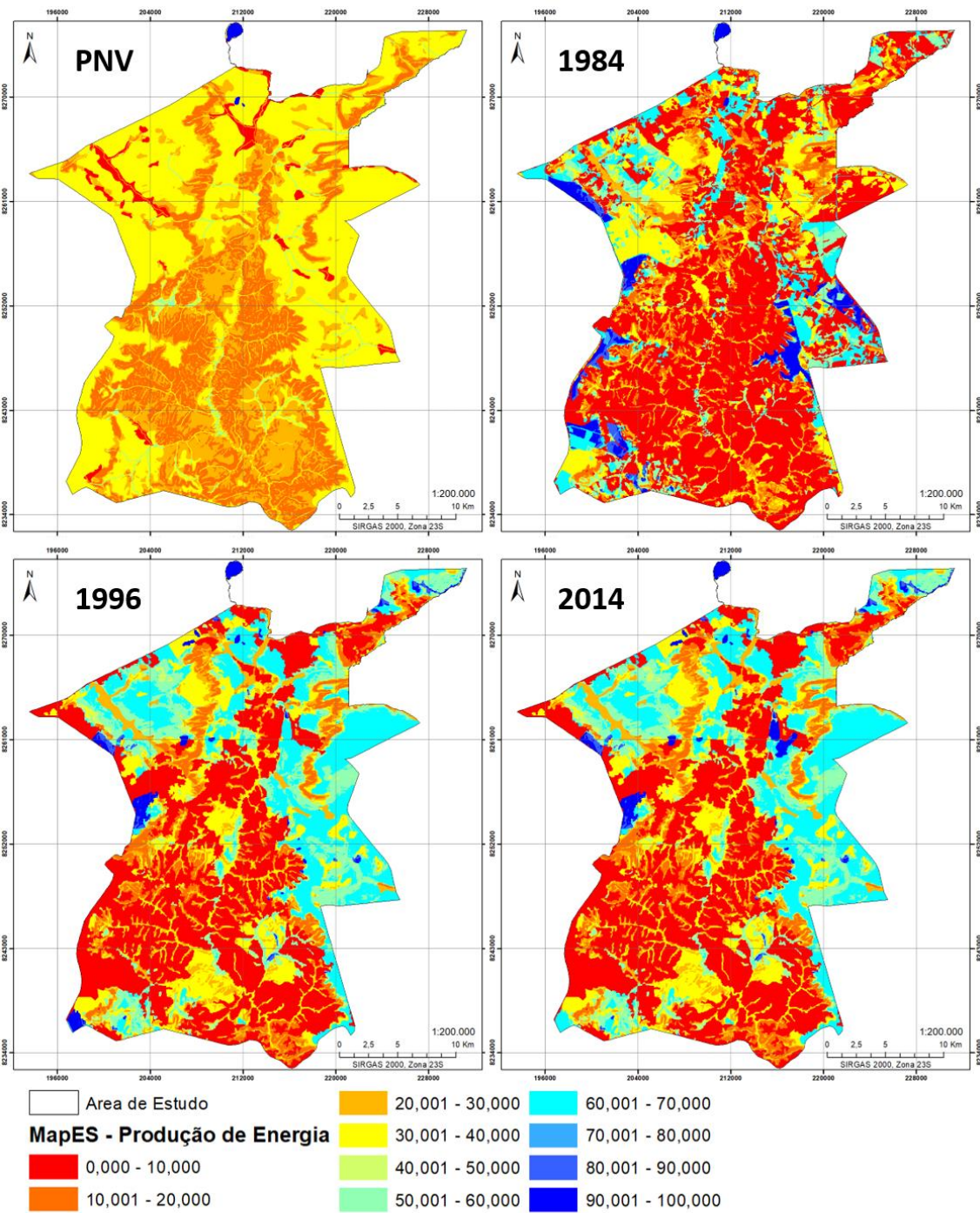


Figura 72. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Produção de Energia da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

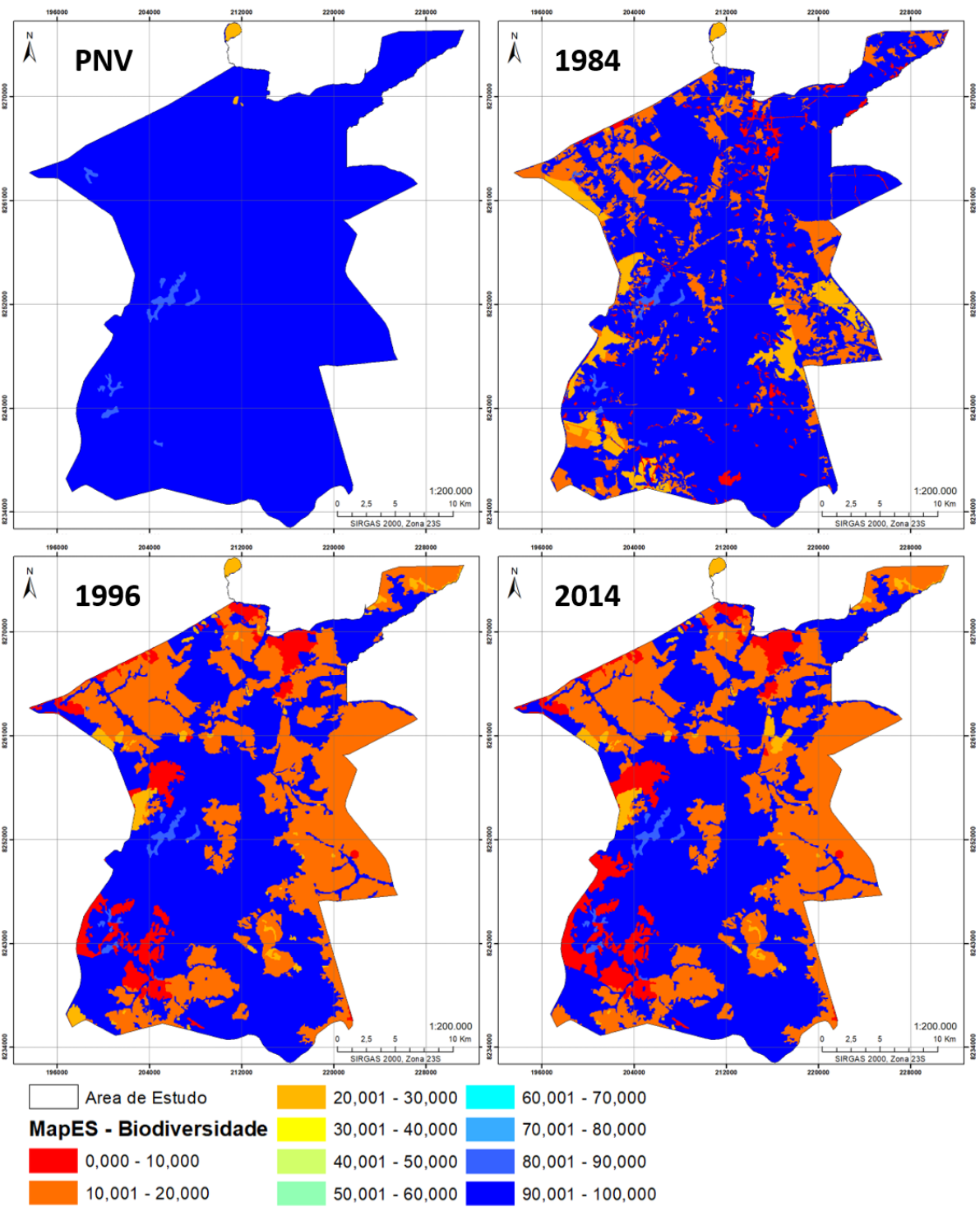


Figura 73. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv* de Manutenção de Biodiversidade da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 1996 e 2014.

7.4. Mapas de índices de Ecoservs: CENARIOS PNV; 1984; 2014 E ARBITRADO

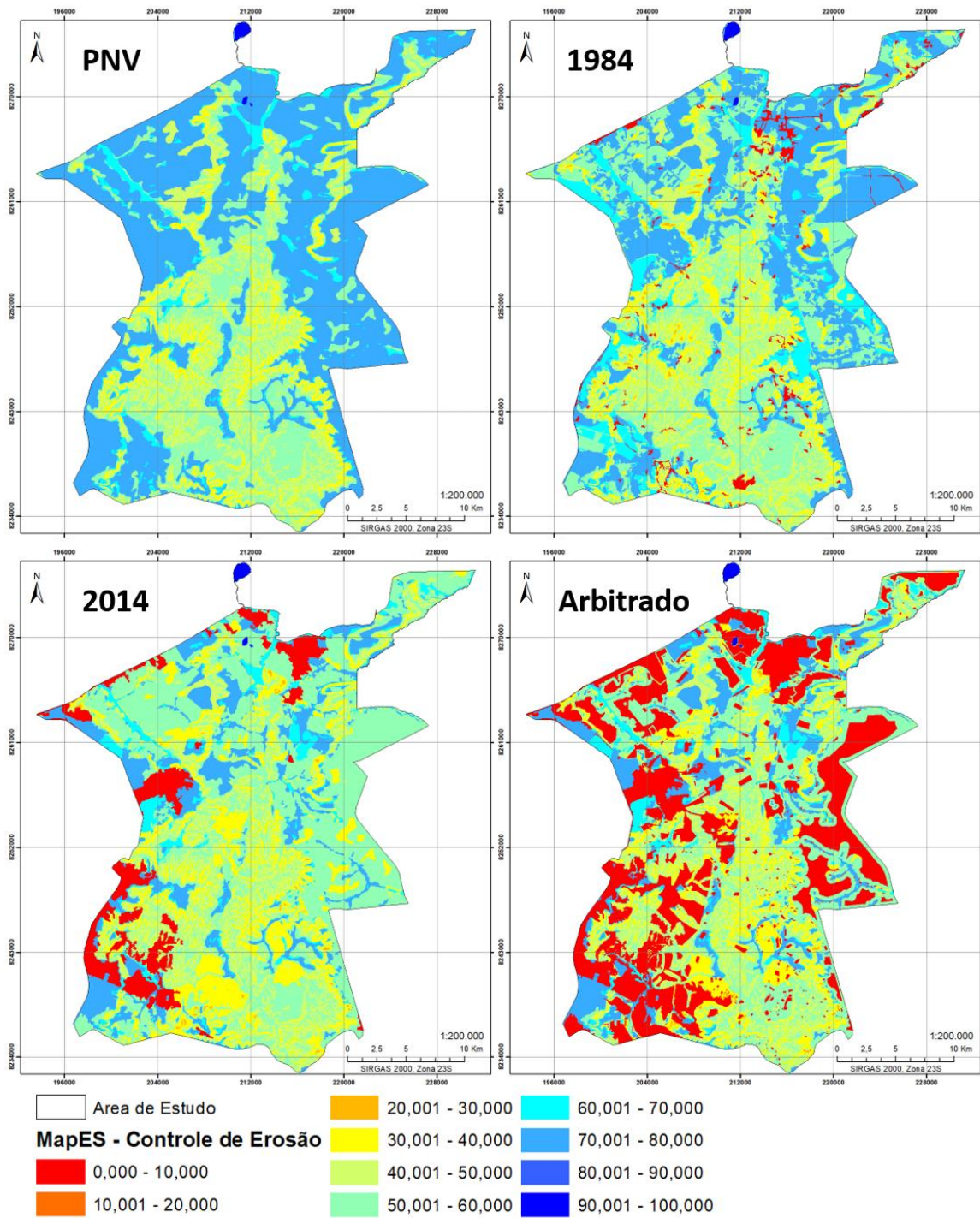


Figura 74. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Controle de Erosão da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

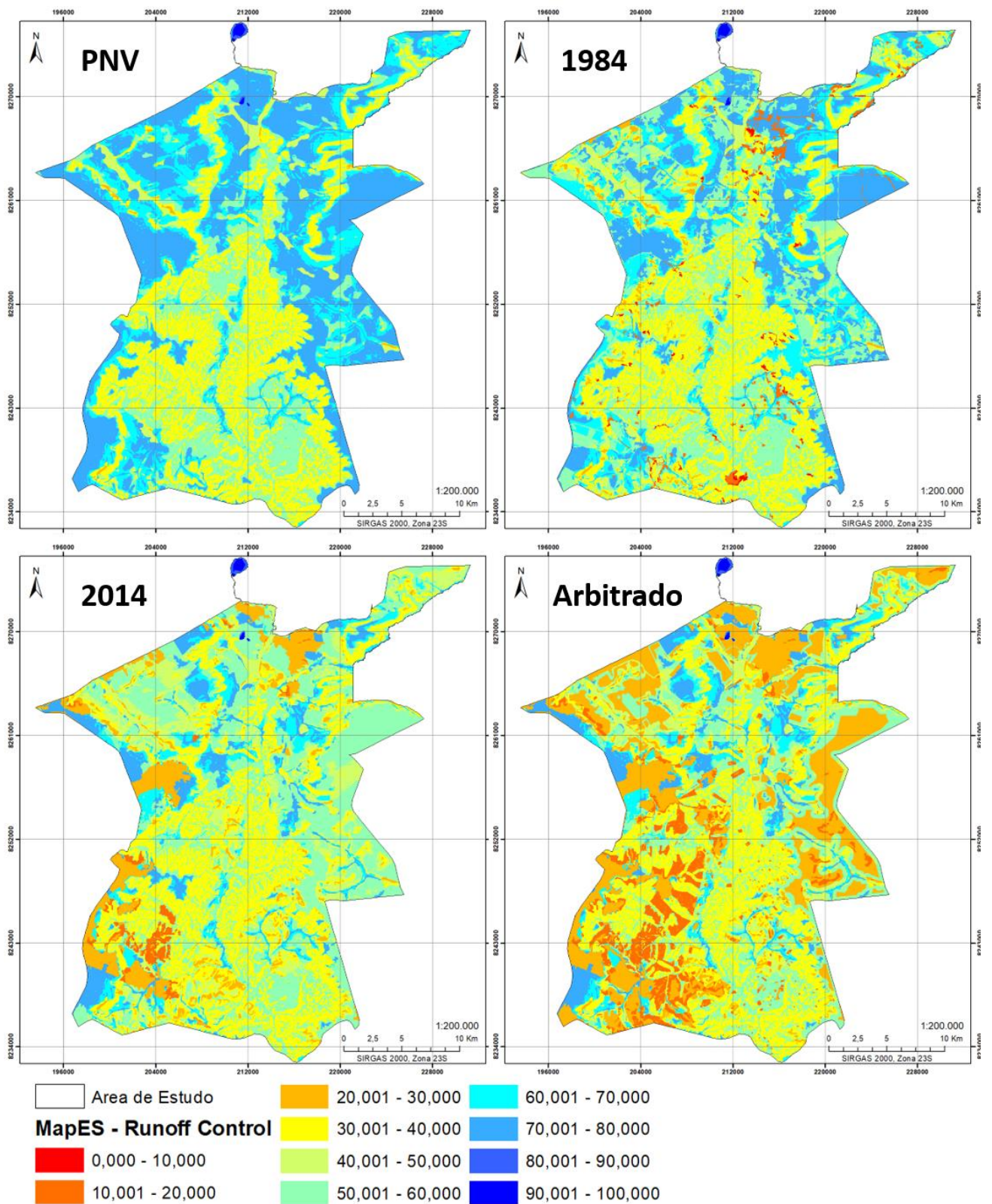


Figura 75. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Controle de Escoamento Superficial (Run Off) da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

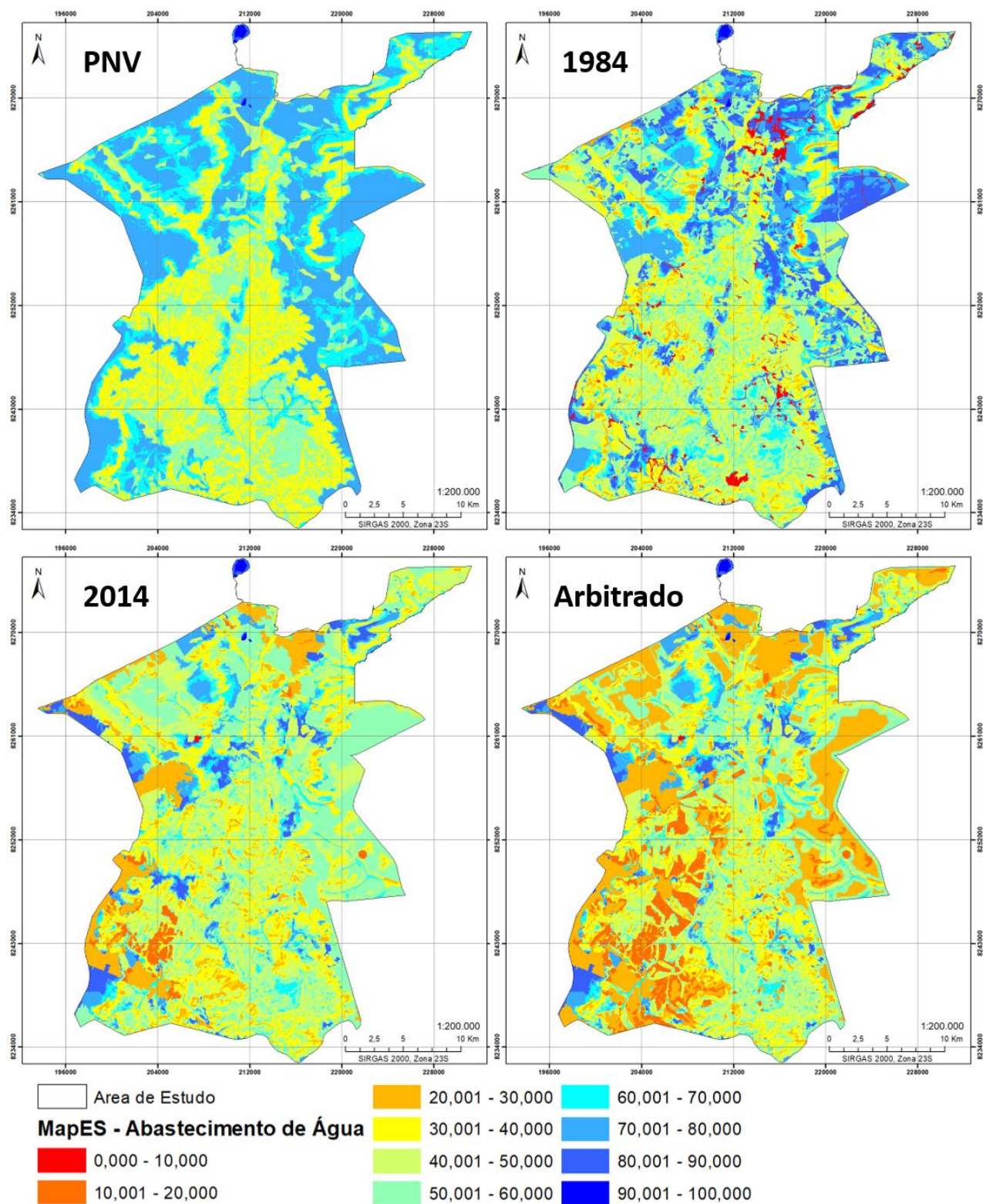


Figura 76. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv de Abastecimento de Água* da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

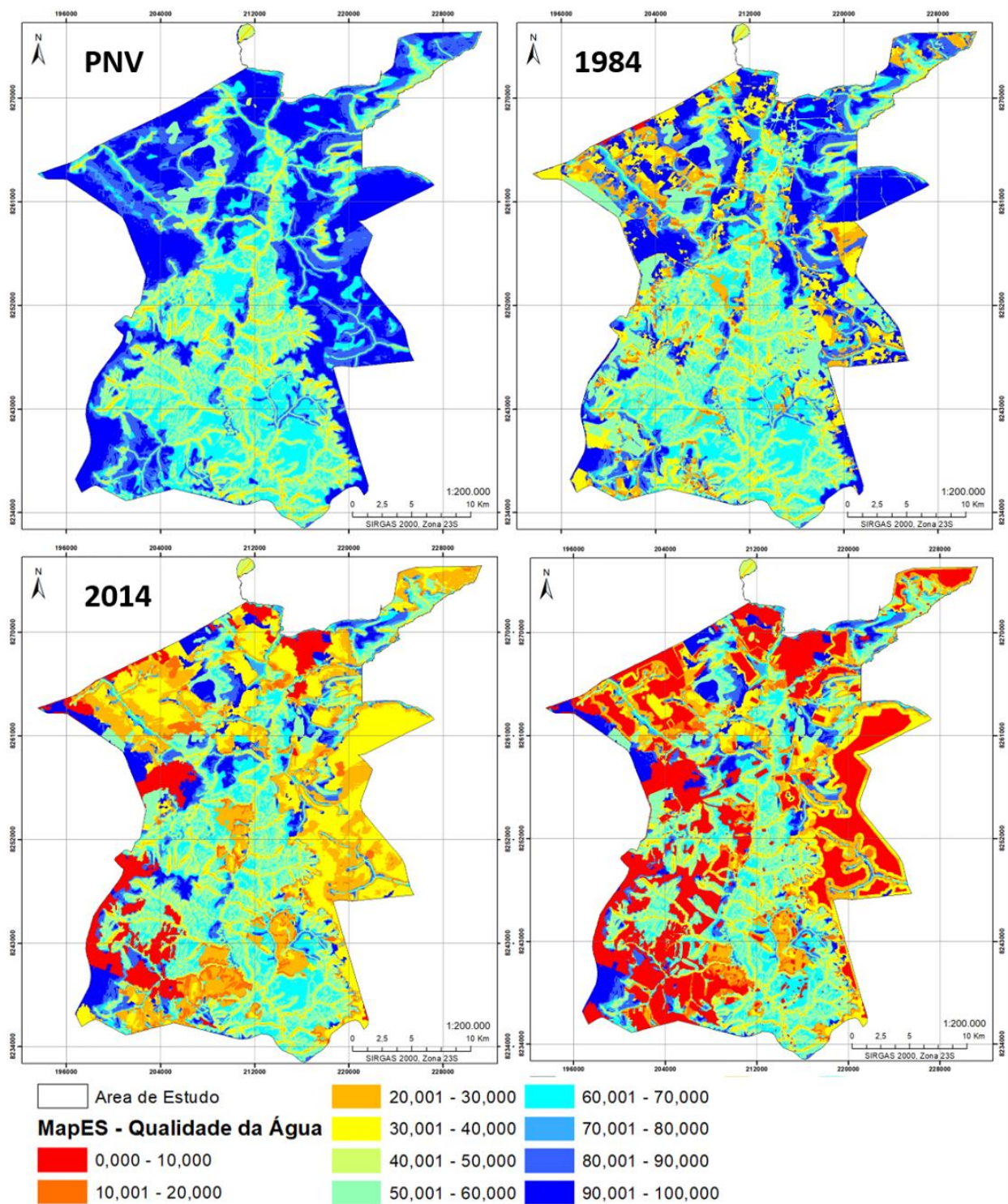


Figura 77. Mapas de Índice MapES de *Ecoserv de Manutenção de Qualidade de Água* da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

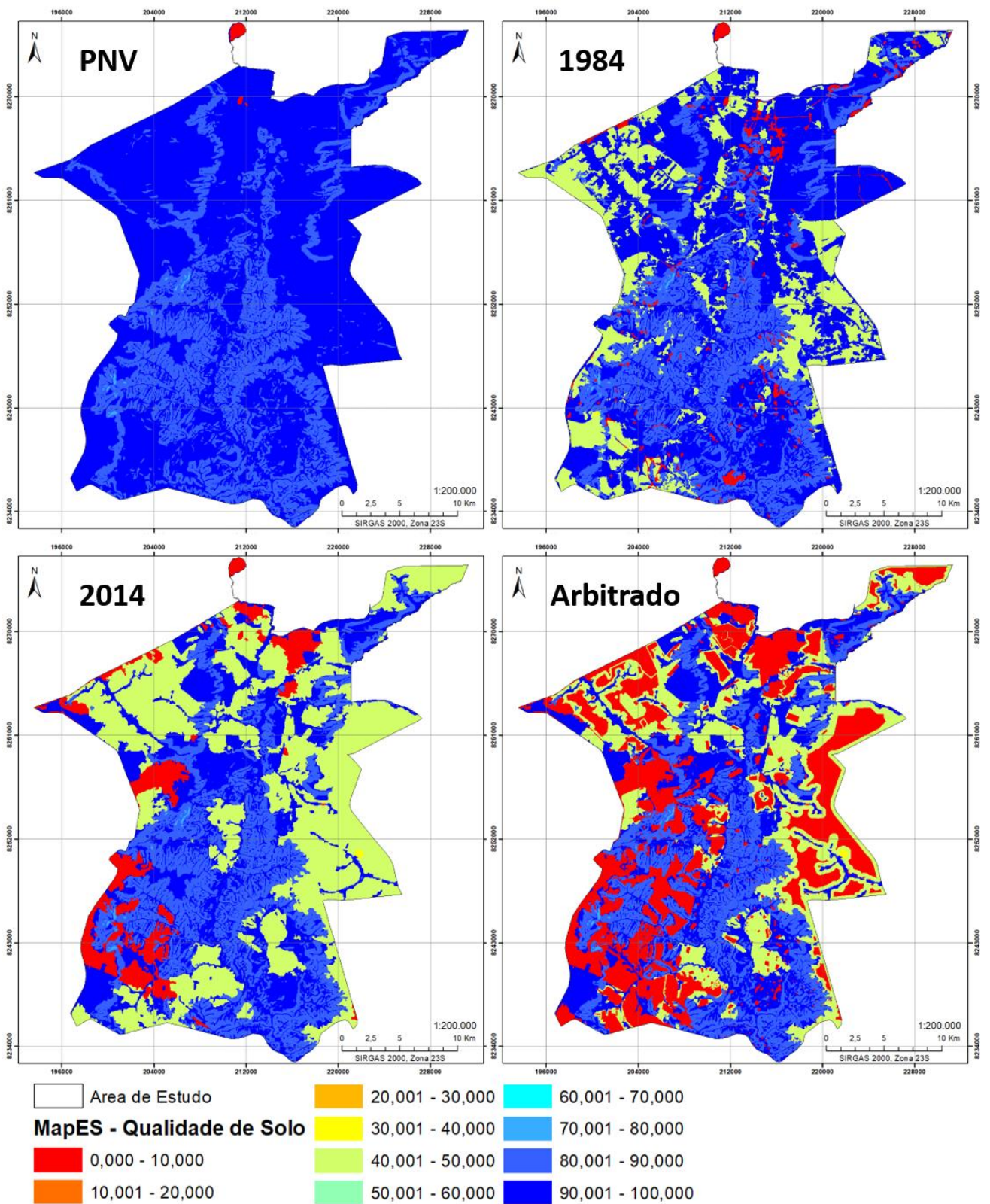


Figura 78. Mapas de Índice MapES de Ecoserv *de Manutenção de Qualidade de Solo* da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

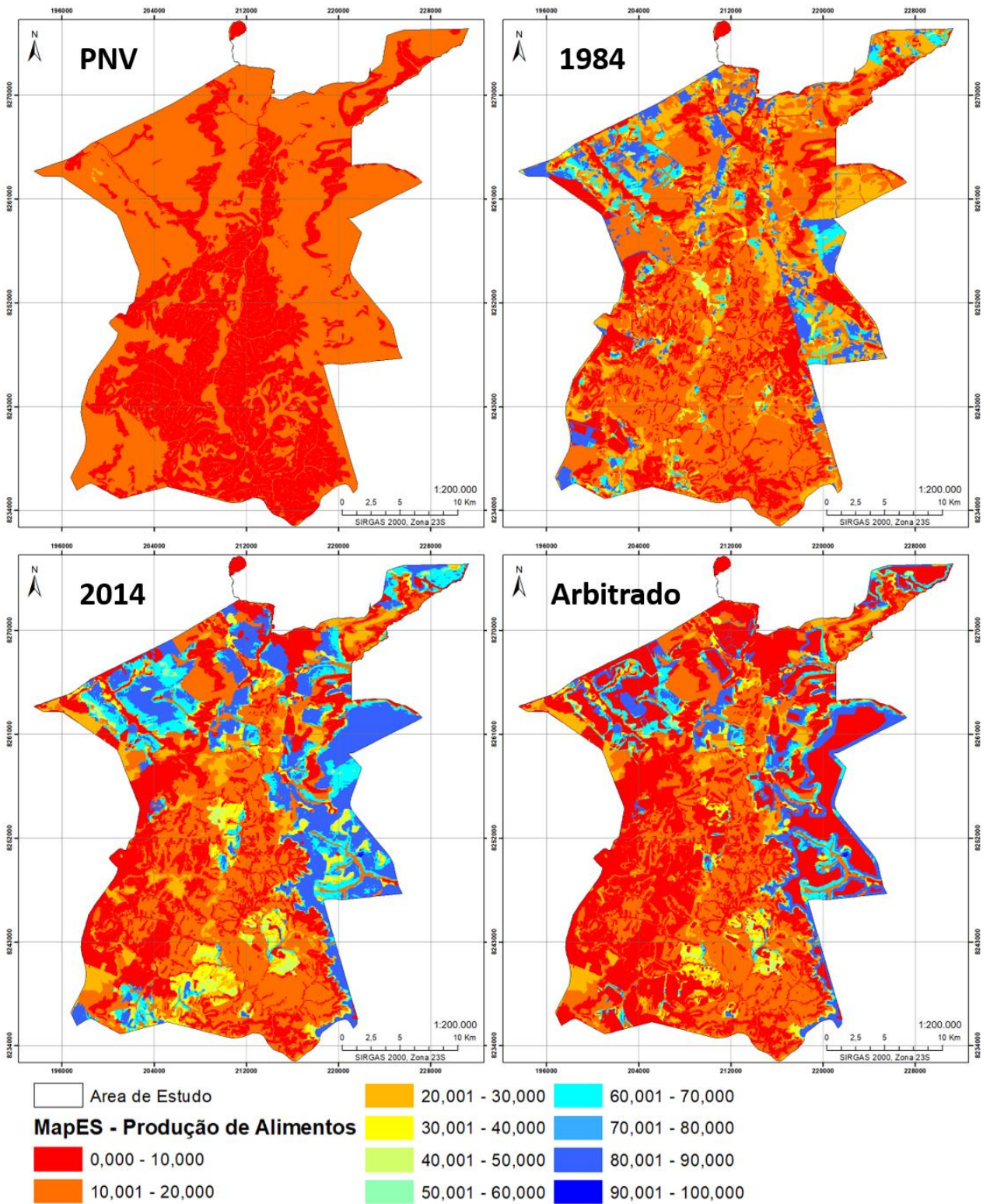


Figura 79. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Produção de Alimentos da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

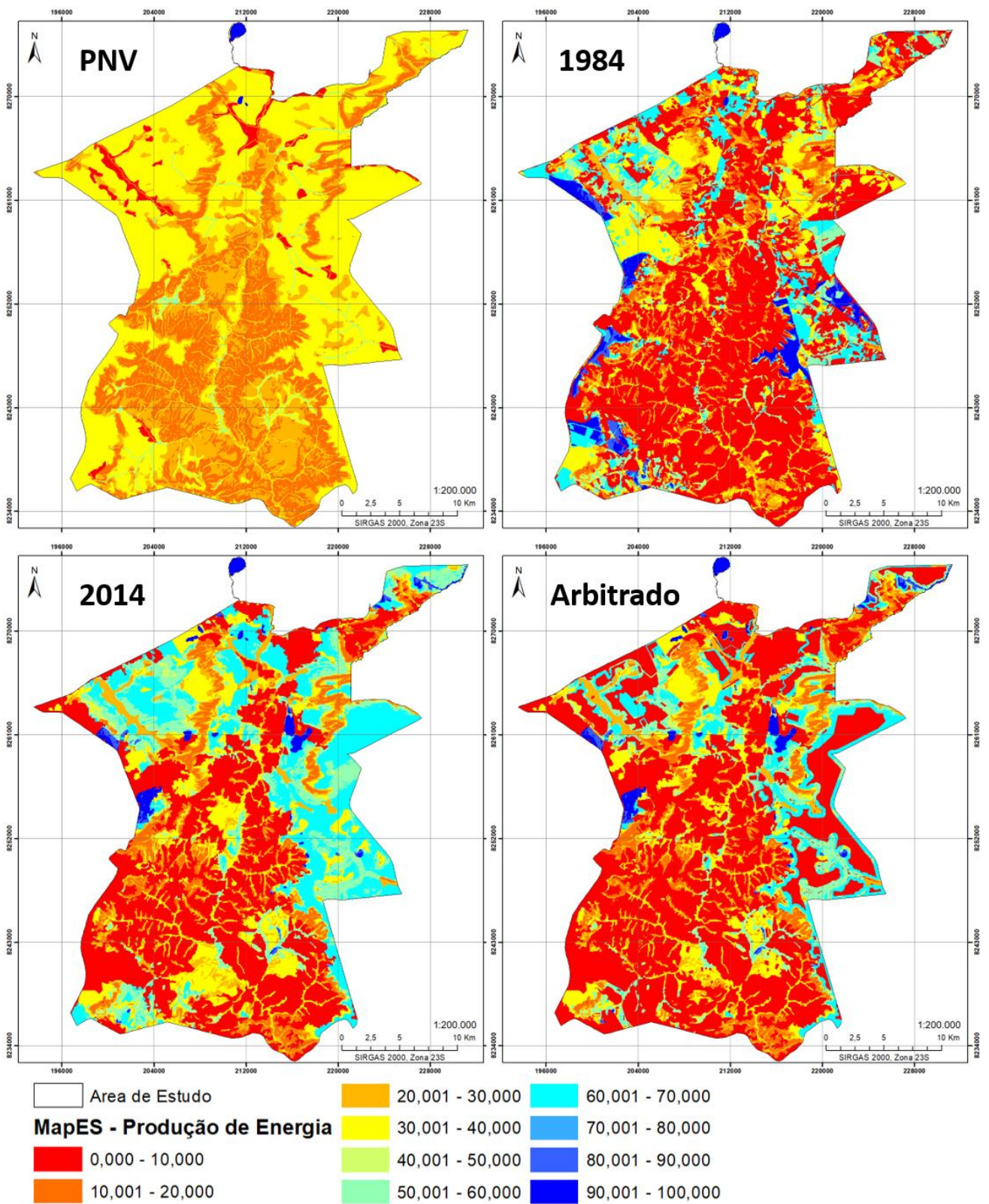


Figura 80. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Produção de Energia da APA-BRSB: Cenários PNV, 1984, 2014 e Arbitrado (máxima ocupação permitida pelo zoneamento).

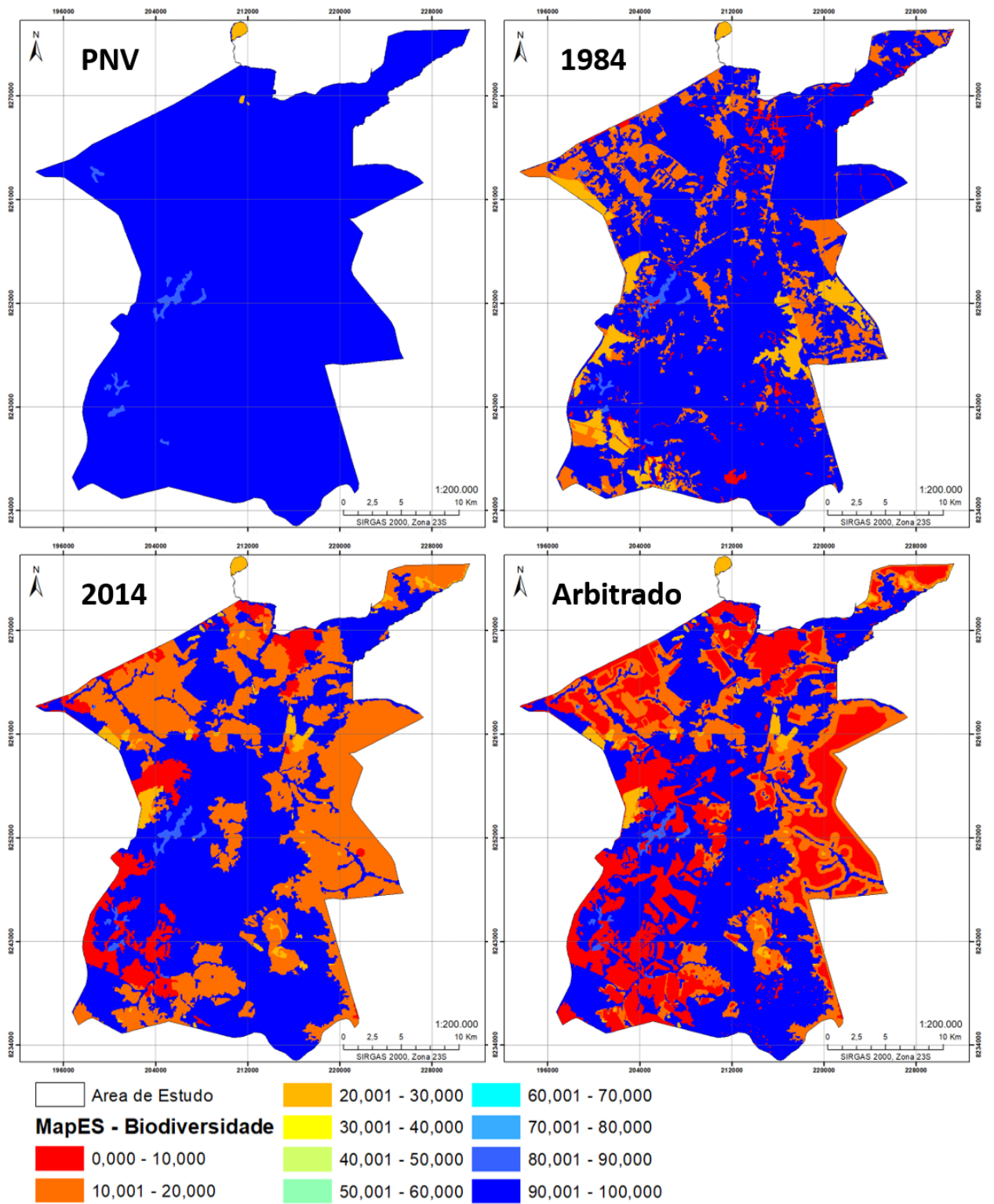


Figura 81. Mapas de Índice MapES de Ecoserv de Manutenção da Biodiversidade (sem considerar fragmentação) da APA-BRSB: PNV, 1984, 2014 e Arbitrado.

7.5. Índices MapES por Zonas do Plano De Manejo da APA-BRSB, em Diferentes Cenários

Tabela 27. Índices MapES ZCVS, APA-BRSB, em diferentes cenários

Ecoserv / CENARIOS		PNV	1984	1996	2014	Arbitrado
ZCVS	ICtrlErosão	53.70	51.06	49.73	49.71	47.59
	iCtrlRunoff	49.65	47.38	46.00	45.99	44.87
	IAbÁgua	49.28	49.4	46.99	46.97	45.76
	IMQÁgua	61.29	57.16	50.46	50.43	48.8
	iMQSolo	93.46	87.26	82.57	82.53	79.55
	iMBio	99.92	91.28	82.02	81.98	79.94
	iProdAlim	10.74	15.93	21.27	21.26	19.96
	iProdEnergy	23.45	16.28	22.65	22.64	21.58

Tabela 28. Índices MapES ZCVS, APA-BRSB, em diferentes cenários

Ecoserv MapES		PNV	1984	1996	2014	Arbitrado
ZOEQ	ICtrlErosão	68.93	60.29	35.51	25.37	17,82
	iCtrlRunoff	65.09	57.52	44.25	38.14	34,71
	IAbÁgua	65.10	56.7	45.75	38.85	35,42
	IMQÁgua	85.41	64.42	42.20	30.65	27,61
	iMQSolo	97.67	74.53	45.14	31.63	24,24
	iMBio	99.96	66.95	45.72	33.25	31,74
	iProdAlim	16.84	27.08	22.19	21.27	11,48
	iProdEnergy	34.27	39.38	18.96	17.47	9,58

Tabela 29. Índices MapES ZPVS, APA-BRSB, em diferentes cenários

Ecoserv MapES		PNV	1984	1996	2014	Arbitrado
ZPVS	ICtrlErosão	60.01	59.6	57.65	57.49	57.49
	iCtrlRunoff	56.79	56.42	54.75	54.66	54.66
	IAbÁgua	56.77	56.81	54.06	53.95	53.95
	IMQÁgua	66.84	66.19	60.22	60.04	60.04
	iMQSolo	88.29	87.36	81.67	81.46	81.46
	iMBio	95.47	94.16	85.88	85.68	85.68
	iProdAlim	12.51	14.08	16.85	16.82	17.45
	iProdEnergy	31.15	28.92	34.55	34.54	34.54

Tabela 30. Índices MapES ZOEIA, APA-BRSB, em diferentes cenários

Ecoserv MapES		PNV	1984	1996	2014	Arbitrado
ZOEIA	ICtrlErosão	65.00	58.75	50.95	50.79	29.53
	iCtrlRunoff	60.47	54.79	47.94	47.88	37.66
	IAbÁgua	60.48	56.23	48.50	48.23	37.63
	IMQÁgua	79.74	63.12	42.23	42.10	29.56
	iMQSolo	96.09	79.61	63.27	62.87	37.86
	iMBio	99.90	74.43	48.32	47.99	35.51
	iProdAlim	15.06	28.96	47.37	46.65	26.32
	iProdEnergy	31.04	30.28	40.28	40.69	23.94

Tabela 31. Variação de Índices MapES na ZCVS, APA-BRSB, entre cenários

	Ecoserv MapES	PNV-1984	1984-1996	1996-2014	2014 - Arbitrado
ZCVS	iCtrlErosão	-4.92%	-2.60%	-0.04%	-4.26%
	iCtrlRunoff	-4.57%	-2.91%	-0.02%	-2.44%
	IAbÁgua	0.24%	-4.88%	-0.04%	-2.58%
	IMQÁgua	-6.74%	-11.72%	-0.06%	-3.23%
	iMQSolo	-6.63%	-5.37%	-0.05%	-3.61%
	iMBio	-8.65%	-10.14%	-0.05%	-2.49%
	iProdAlim	48.32%	33.52%	-0.05%	-6.11%
	iProdEnerg	-30.58%	39.13%	-0.04%	-4.68%

Tabela 32. Variação de Índices MapES na ZPVS, APA-BRSB, entre cenários

	Ecoserv MapES	PNV-1984	1984-1996	1996-2014	2014 - Arbitrado
ZPVS	iCtrlErosão	-0.68%	-3.27%	-0.28%	0.00%
	iCtrlRunoff	-0.65%	-2.96%	-0.16%	0.00%
	IAbÁgua	0.07%	-4.84%	-0.20%	0.00%
	IMQÁgua	-0.97%	-9.02%	-0.30%	0.00%
	iMQSolo	-1.05%	-6.51%	-0.26%	0.00%
	iMBio	-1.37%	-8.79%	-0.23%	0.00%
	iProdAlim	12.55%	19.67%	-0.18%	3.75%
	iProEnerg	-7.16%	19.47%	-0.03%	0.00%

Tabela 33. Variação de Índices MapES na ZOEIA, APA-BRSB, entre cenários

	Ecoserv MapES	PNV-1984	1984-1996	1996-2014	2014 - Arbitrado
ZOEIA	iCtrlErosão	-9.61%	-13.28%	-0.31%	-41.86%
	iCtrlRunoff	-9.40%	-12.50%	-0.13%	-21.35%
	IAbÁgua	-7.02%	-13.75%	-0.56%	-21.98%
	IMQÁgua	-20.84%	-33.10%	-0.31%	-29.79%
	iMQSolo	-17.15%	-20.53%	-0.63%	-39.78%
	iMBio	-25.49%	-35.08%	-0.68%	-26.01%
	iProdAlim	92.28%	63.57%	-1.52%	-43.58%
	iProdEnerg	-2.44%	33.03%	1.02%	-41.16%

Tabela 34. Variação de Índices MapES na ZOEQ, APA-BRSB, entre cenários

	Ecoserv MapES	PNV-1984	1984-1996	1996-2014	2014 - Arbitrado
ZOEQ	iCtrlErosão	-12.53%	-41.10%	-28.56%	-29,76%
	iCtrlRunoff	-11.63%	-23.07%	-13.81%	-8,99%
	iAbÁgua	-12.90%	-19.31%	-15.08%	-8,83%
	iMQÁgua	-24.58%	-34.49%	-27.37%	-9,92%
	iMQSolo	-23.69%	-39.43%	-29.93%	-23,36%
	iMBio	-33.02%	-31.71%	-27.27%	-4,54%
	iProdAlim	60.81%	-18.06%	-4.15%	-46,03%
	iProdEnerg	14.91%	-51.85%	-7.86%	-45,16%

