



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA  
MESTRADO

**DINÂMICA DA PAISAGEM NO GEOSSISTEMA  
DO ESTUÁRIO DO RIO PARAIBA - EXTREMO  
ORIENTAL DAS AMÉRICAS: ESTIMATIVAS DE  
PERDAS DE HABITAT E CENÁRIOS DE  
RECUPERAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Pamela Oliveira Stevens

Orientador: Prof. Dr. Roberto Sassi  
Coorientador: Orione Álvares da Silva

João Pessoa  
Fevereiro de 2014

S845d Stevens, Pamela Oliveira.

Dinâmica da paisagem no geossistema do estuário do Rio Paraíba - extremo oriental das Américas: estimativas de perdas de habitat e cenários de recuperação da biodiversidade / Pamela Oliveira Stevens.-- João Pessoa, 2014.

125f. : il.

Orientador: Roberto Sassi

Dissertação (Mestrado) – UFPB/CCEN

1. Geografia. 2. Geossistemas. 3. Estuário - Rio Paraíba.  
4. Conservação - planejamento sistemático. 5. Ecologia da paisagem. 6. Ecossistemas - restauração.

UFPB/BC

CDU: 91(043)

PAMELA OLIVEIRA STEVENS

**DINÂMICA DA PAISAGEM NO GEOSSISTEMA DO  
ESTUÁRIO DO RIO PARAIBA - EXTREMO ORIENTAL DAS  
AMÉRICAS: ESTIMATIVAS DE PERDAS DE HABITAT E  
CENÁRIOS DE RECUPERAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Geografia – PPGG/CCEN  
da Universidade Federal da Paraíba, em  
cumprimento às exigências para obtenção do  
grau de Mestre em Geografia.

**Banca Examinadora:**

---

Prof. Dr. Roberto Sassi  
Orientador

---

Pedro Costa Guedes Vianna  
Examinador Interno

---

Bráulio Almeida Santos  
Examinador Externo

---

Eduardo Rodrigues Viana de Lima  
Examinador Interno (Suplente)

---

Magno Erasto de Araújo  
Examinador Externo (Suplente)

João Pessoa  
Fevereiro de 2014

## **AGRADECIMENTOS**

Ao final desta etapa o principal sentimento é uma imensa gratidão, a Deus e a todas as pessoas e instituições que direta e indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho e para o meu crescimento pessoal. Neste momento e em toda a minha vida serei grata:

Aos meus pais, Brian e Silvia pelo apoio incondicional em todos os momentos da minha vida. E a toda a minha família pela paciência e compreensão.

Ao meu dupla, amigo e orientador Orione Álvares da Silva, muito obrigada pelo seu apoio, paciência e dedicação, suas orientações foram além das contribuições para esta pesquisa, foram enriquecedoras para transformação de muitos aspectos da minha vida. Muito obrigada.

Ao meu querido orientador Roberto Sassi, pelos preciosos momentos de orientação, apoio e incentivo. Muito obrigada pela sua confiança e dedicação.

Ao meu amado Bernardo Gehrke, que entre altos e baixos sempre esteve ao meu lado, muito obrigada Bê.

Ao professor Eduardo Viana pelo apoio no início desta trajetória de pesquisa e vida acadêmica.

Aos mestres Bartolomeu de Souza, Marco Mitidiero, Magno de Araújo, Pedro Vianna, Maria Franco, Emília Moreira, Maria Adailza de Albuquerque e Bráulio Santos pelo apoio em várias etapas desta pesquisa e seus preciosos ensinamentos.

Aos amigos e colegas de mestrado. Sem dúvida somos a melhor turma que o PPGG já teve. Agradeço em especial a Glauciene, Ivanildo, Otávia, Igor, Flávia e a minha grande companheira de todas as horas Deusia Ângelo. E aos colegas do PRODEMA, especialmente a amiga Glória Cornélio.

Aos amigos Josué Pereira, pelos ensinamentos e apoio; Josilene Pereira, e Julie Eugênio, amigas fiéis, obrigada pelas inúmeras ajudas nos desafios desse mundo das geotecnologias, estaremos sempre juntas!

As queridas Carolina Holanda, Diandra Soares e Slany Castro pela ajuda nos mapeamentos desta pesquisa e do ECOLAP. Aprendi muito com vocês.

Aos queridos Analistas ambientais Andrei Ross pelo apoio nos trabalhos de campo, conversas e muitos ensinamentos e Manuella Andrade pelos primeiros passos no universo do PSC.

A equipe do Laboratório de Ecologia Aplicada (LEP) da WWF-Brasília, Mariana Soares, Bernardo Caldas de Oliveira, Magaly Gonzales e especialmente a Mario Barroso por ter proporcionado esta oportunidade decisiva para a construção desta pesquisa e pelos seus preciosos ensinamentos com o PSC.

A Karla, Cristina e Ângela Gomes e a Naamã Souza, pelo apoio em Brasília e a Luiz Carlos Cavalcanti Jr. e sua família pelo apoio em São Luiz na SBPC.

A Ana Lúcia Vendel pelo curso de Ecologia de Estuários na UEPB.

A Thiago Silva e Jerônimo Villas-Boas da SUDEMA pelas cartas digitalizadas. A Prefeitura de Cabedelo e a Diretoria de Geoprocessamento da Prefeitura de João Pessoa pelos dados cartográficos e imagens de satélite cedidas.

A Diretoria de Pesquisa Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade (DIBIO) do ICMBio pelo financiamento do projeto Modelos de Previsibilidade de Risco de Extinção de Espécies, que é parte desta dissertação.

Ao corpo técnico e administrativo da Floresta Nacional da Restinga de Cabedelo pelo imenso apoio para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos parceiros do Projeto Extremo Oriental das Américas por compartilharem do sonho quixotesco que nos une em torno do estuário do Rio Paraíba.

A CNPq/CAPES pela bolsa de estudos que permitiu minha dedicação a esta pesquisa.

A todos, muito obrigada!

*“If I have seen further it is by standing on ye sholders of Giants”.*

*Isaac Newton – 1676*

## RESUMO

STEVENS, Pamela Oliveira. Análise espacial para conservação da biodiversidade no Geossistema do estuário do rio Paraíba. Dissertação (Mestrado em Geografia). PPGG/UFPB: João Pessoa, 2014.

A conservação da biodiversidade está intimamente ligada ao estudo das transformações do espaço a uma escala adequada à compreensão humana dos fatos. Esta escala caracteriza a dimensão dos geossistemas, que são áreas delimitadas segundo uma relativa uniformidade de aspectos físicos. Foi identificado um geossistema com uma área de 62.143 hectares no entorno do estuário do rio Paraíba – PB e o mesmo foi estudado a partir da perspectiva da conservação dos ambientes naturais. O geossistema do estuário do rio Paraíba está localizado no domínio da Mata Atlântica, um dos biomas mais biodiversos do mundo, e, no entanto, também um dos mais degradados. A área de estudo foi considerada prioritária para a conservação da biodiversidade pela Portaria Nº 9/2007 do Ministério do Meio Ambiente (MMA) em nove categorias, e é uma das regiões mais populosas do Estado da Paraíba, e que resguarda importantes remanescentes de vegetação de Mata Atlântica Setentrional e ecossistemas associados. Para a análise das transformações que levaram a perda da biodiversidade no geossistema, foram empregadas técnicas de geoprocessamento, sensoriamento remoto e ecologia da paisagem. Além disto, foi testada a metodologia do Planejamento Sistemático da Conservação aplicado na elaboração de cenários que indiquem as áreas mais prioritárias para o estabelecimento de ações de recuperação ambiental. O uso do solo foi mapeado em dois momentos históricos, 1970 e 2010 e através da interpretação das métricas de ecologia da paisagem foi possível compreender o alto grau de vulnerabilidade dos ambientes naturais da área estudada. Foi detectado que mais de dois terços da vegetação natural foi substituída por ocupações humanas apenas no período estudado. Na margem esquerda do estuário do rio Paraíba a ampliação de monoculturas de coco e cana-de-açúcar, e na margem direita, o crescimento das áreas urbanas dos municípios de João Pessoa, Cabedelo, Bayeux e Santa Rita transformaram a paisagem do geossistema. A paisagem do geossistema era caracterizada por um mosaico de tipos diferentes de vegetação com média de tamanho dos fragmentos de 70 ha. Atualmente, os fragmentos de vegetação resumem-se a pequenas manchas distribuídas principalmente em unidades de conservação e ao redor dos corpos d'água e a média do tamanho dos fragmentos aproxima-se a 50 ha. A conservação dos remanescentes vegetacionais estará comprometida caso não seja restabelecida a conectividade entre os fragmentos. Desta forma é importante que se identifiquem áreas que sejam prioritárias não apenas para a conservação, mas também áreas adequadas ao estabelecimento de medidas que melhorem a comunicação entre os fragmentos, como a recuperação florestal.

Palavras-chave: geossistemas; estuário do rio Paraíba; Planejamento Sistemático da Conservação, Ecologia da Paisagem; Restauração de ecossistemas.

## ABSTRACT

STEVENS, Pamela Oliveira. Spatial Analysis for biodiversity conservation at the Paraíba River Estuary "Geossistema". Dissertation (Master Degree in Geography). PPGG/UFPB: João Pessoa, 2014.

The conservation of the biodiversity is intimately dependent on the human appreciation of the facts relating to the changes in usage of the area. The scale of the details of this study defines the size of the *geossistemas* which are areas determined by a relative uniformity of physical characteristics.

A 62.143 hectares *geossistema* were defined around the Paraíba river estuary and this area was studied with a view of conservation of the biodiversity. The Paraíba river estuary *geossistemas* is located within the Atlantic Forest area which is one of the world's most biodiverse systems and, as it happens, one of the most degraded. The area studied was given, by the *Portaria N° 9/2007* of the Ministry of the Environment, a high priority for the conservation of the biodiversity in nine categories, and is one of the most populated areas of the Paraíba state, and one which retains important vestiges of the Atlantic Forest and its associated ecosystems. For the analysis of the changes which led to the loss of the biodiversity of the *geossistema*, were employed Geographic Information Systems (GIS) techniques, remote sensing and landscape ecology. The use of the land was mapped for two historic dates, 1970 and 2010, and through the interpretation of metrics of landscape ecology it was possible to learn the high degree of vulnerability of the natural environment in the studied area. It was discovered that more than two thirds of the natural vegetation was substituted for human land uses. On the left bank of the river Paraíba estuary the increase of the coconut and sugar cane monocultures and on the right bank the increase of the urban areas of João Pessoa, Cabedelo, Bayeux and Santa Rita have transformed the countryside over the last 36 years. The *geossistema* landscape was characterized by different types of vegetation mosaic with mean patch size of 70 hectares. Actually the fragments of vegetation have become only small patches distributed mainly in protected areas around the ditches, with mean patch area of 50 hectares. The conservation of the remaining vegetation will be compromised if the connections between the fragments are not re-established. Thus it is important to identify not only priority areas for conservation but also areas suitable for the reestablishment of communication between the fragments. In this treatise the method of Systematic Conservation Planning was used to create scenarios to select the areas which are most in need of forest recovery action.

Keywords: *geossistemas*; Paraíba river estuary; Systematic Conservation Planning; landscape ecology; ecosystems restoration.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Determinação da área de borda dos fragmentos .....	33
Figura 2: Sub-bacias que compõem a Bacia Pernambuco-Paraíba com destaque para a localização do Geossistema do estuário do rio Paraíba .....	50
Figura 3: Coluna estratigráfica esquemática da Bacia Pernambuco-Paraíba no trecho da sub-bacia Alhandra .....	51
Figura 4: Médias pluviométricas mensais acumuladas de 1961-1990 da estação meteorológica de João Pessoa. ....	52
Figura 5: Evolução da população urbana e rural do Estado da Paraíba .....	74
Figura 6: Visão aérea da lagoa do Parque Solon de Lucena com a Av. Eptácio Pessoa no segundo plano .....	77
Figura 7: Vista aérea da praia do C. Branco em J. Pessoa da década de 1960 .....	79
Figura 8: Vista aérea da praia do Cabo Branco em João Pessoa em 2010 .....	79
Figura 9: Organograma das classes de uso e ocupação do solo que foram mapeadas para os anos de 1970 e 2010. ....	81
Figura 10: Vegetação de restinga herbácea nas proximidades da foz do rio Jaguaribe entre as praias de Intermares (Cabedelo) e Bessa (João Pessoa).....	84
Figura 11: Aspecto da vegetação de restinga arbórea no Parque Natural Municipal de Cabedelo.....	84
Figura 12: Interior da floresta de restinga na FLONA da Restinga de Cabedelo.....	85
Figura 13: Ocupação nas margens do manguezal no rio Sanhauá em J. Pessoa....	86
Figura 14: Local de emissão dos efluentes da CAGEPA no rio Tambiá .....	86
Figura 15: Tipo arbustivo de vegetação de tabuleiro entre os municípios de Bayeux e Santa Rita (Tabuleiro das Lagoas) .....	87
Figura 16: Vegetação de tabuleiro em frente ao C. de convenções de J. Pessoa ....	87
Figura 17: Vegetação da RPPN Gargaú no município de Santa Rita.....	88
Figura 18: Vegetação de área úmida na RPPN Gargaú .....	88
Figura 19: Mata ciliar e vegetação de área úmida nas margens do rio Soé.....	88
Figura 20: Proporção das áreas urbanas, rurais e naturais em 1970 e 2010: aumento da área urbana e rural em detrimento da área natural. ....	89

Figura 21: Variação das áreas antropizadas, naturais e a área do maior fragmento de vegetação natural. ....	90
Figura 22: Áreas protegidas do geossistema do estuário do rio Paraíba, segundo a esfera de responsabilidade. ....	91
Figura 23: Variação das áreas ocupadas por cada classe de vegetação nativa .....	96
Figura 24: Valores do índice de forma que demonstra a heterogeneidade das formas dos fragmentos.....	100
Figura 25: Unidades de planejamento selecionadas nas bordas da Mata do Buraquinho. Os valores dentro dos hexágonos referem-se à quantidade de área de vegetação dentro de cada UP. ....	110

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: critérios adotados para classificação das áreas urbanas e rurais dos mapeamentos de 1970 e 2010.....	56
Tabela 2: Descritores socioeconômicos.....	59
Tabela 3: métricas de área, perímetro e forma do <i>Patch Analyst</i> . ....	61
Tabela 4: base de cálculo para arquivos de <i>target</i> : <i>as porcentagens a conservar são os valores que determinam as metas</i> .....	65
Tabela 5: Número de domicílios e empresas nos municípios do geossistema do estuário do rio Paraíba conforme IBGE (2013).....	80
Tabela 6: Área do maior fragmento e LPI: porcentagem da paisagem coberta pela área do maior fragmento.....	93
Tabela 7: Métricas de área e de número de fragmentos calculadas com o <i>Patch Analyst</i> .....	95
Tabela 8: Métricas de borda e índice de forma.....	99
Tabela 9: Quantitativo de áreas dos alvos: Valores de entrada do MARXAN.....	103

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classificação multiescalar das unidades da paisagem .....	25
Quadro 2: PSC 1970 .....	64
Quadro 3: Áreas para recuperação.....	64
Quadro 4: <i>target</i> file .....	65
Quadro 5: identificação das unidades da paisagem segundo Bertrand (2004).....	68

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Área de Preservação Permanente	APP
<i>Class Area</i>	CA
Companhia de Água e Esgotos da Paraíba	CAGEPA
Conservation Land-Use Zoning <i>software</i>	CLUZ
Edge Density	ED
Estação de Tratamento de Esgoto	ETE
estuário do rio Paraíba	ERP
Floresta Nacional	FLONA
<i>Landscape Patch Indice</i>	LPI
Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing	MARXAN
<i>Mean Patch Size</i>	MPS
<i>Mean Perimeter-Area Ratio</i>	MPAR
<i>Mean Shape Index</i>	MSI
Ministério do Meio Ambiente	MMA
<i>Number of Patches</i>	NUMP
<i>Patch Size Standard Deviation</i>	PSSD
Planejamento Sistemático da Conservação	PSC
Produto Interno Bruto	PIB
Programa Nacional do Alcool	Proalcool
Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo	RBMC
Reserva Particular do Patrimônio Natural	RPPN
Shuttle Radar Topography Mission	SRTM
Sistema de Banco de Dados Agregados	SIDRA
Sistema Global Positioning System	GPS
Sistemas de Informação Geográfica	SIG
<i>Species Penalty Factor</i>	spf
Superintendência de Desenvolvimento e Meio Ambiente da Paraíba	SUDEMA
Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste	SUDENE
The Nature Conservancy	TNC
<i>Total Edge</i>	TE
U.S. Geological Survey	USGS
Unidades de Conservação	UC
unidades de planejamento	UP
World Wildlife Fund	WWF

## SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS .....	3
RESUMO .....	6
ABSTRACT .....	7
LISTA DE FIGURAS .....	8
LISTA DE TABELAS .....	10
LISTA DE QUADROS .....	11
LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS.....	12
1 INTRODUÇÃO .....	15
1.2 OBJETIVOS .....	17
1.2.1 OBJETIVO GERAL.....	17
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	17
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....	18
2.1 GEOGRAFIA PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	18
2.2 TEORIA GERAL DE SISTEMAS.....	22
2.3 ECOLOGIA DA PAISAGEM.....	28
2.4 PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO .....	34
2.5 RECUPERAÇÃO DE ECOSSISTEMAS.....	45
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	47
3.1 GEOSSISTEMA DO estuário DO rio PARAÍBA .....	47
3.1.1 CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS E GEOMORFOLÓGICAS .....	47
3.1.2 CLIMA E REGIME PLUVIAL .....	51
3.1.3 ECOSSISTEMAS E COBERTURA VEGETAL.....	52
3.1.4 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE.....	54
3.2 IMPLEMENTAÇÃO DA BASE DE DADOS ESPACIAIS.....	54
3.3 MAPEAMENTO DO USO DO SOLO A PARTIR DA IMAGEM DE SATÉLITE DE 2010.....	54
3.4 MAPEAMENTO DO USO DO SOLO A PARTIR DAS CARTAS DA SUDENE .....	55

3.5 DEFINIÇÃO DAS CLASSES DE MAPEAMENTO .....	56
3.6 ELABORAÇÃO DO MAPA DE ALTIMETRIA.....	59
3.7 INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES ASSOCIADAS À BASE DE DADOS .....	59
3.8 MÉTRICAS DA ECOLOGIA DA PAISAGEM .....	60
3.9 PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO – PSC.....	61
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
4.1 DELIMITAÇÃO E TRANSFORMAÇÕES DO GEOSSISTEMA DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA .....	68
4.2 QUANTIFICAÇÃO DAS TRANSFORMAÇÕES DA PAISAGEM DO GEOSSISTEMA.....	80
4.3 PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO E SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO DE ECOSSISTEMAS .....	102
5 CONCLUSÕES .....	113
6 REFERÊNCIAS .....	115

## 1. INTRODUÇÃO

O Bioma Mata Atlântica é a segunda maior floresta pluvial tropical do continente americano, e sua área de abrangência estende-se latitudinalmente pelo litoral do território brasileiro do Nordeste até o Sul, desde o Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (1.200.000 km<sup>2</sup>) e continua até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina. Sua extensão confere ampla heterogeneidade de ambientes que variam de acordo com as características climáticas de cada região, e que possuem os ventos úmidos provenientes do Oceano Atlântico como característica comum a toda extensão desse bioma (BRASIL, 2013; TABARELLI *et al.*, 2005).

Estudos já demonstraram que a Mata Atlântica é um dos biomas de maior biodiversidade do mundo, sendo considerado um dos 25 *hotspots* mundiais (BRASIL, 2013). Uma das regiões deste bioma que merece destaque é a região ao norte do rio São Francisco, denominada de Centro de Endemismo Pernambuco. Esta região, com distribuição original de 56.400,8 km<sup>2</sup>, estende-se em uma estreita faixa que abriga uma das maiores taxas de endemismo do país. Entretanto, o Centro de Endemismo Pernambuco é o setor mais desmatado, mais desconhecido e menos protegido da Mata Atlântica (UCHOA NETO; TABARELLI, 2002).

A colonização do Brasil foi iniciada pelo litoral, ainda hoje, é nesta parte do país que concentram-se a maior parte da população brasileira. Estima-se que 60% da população do Brasil vive na área do domínio da Mata Atlântica, concentrando-se principalmente em grandes núcleos urbanos. O crescimento da população e o desenvolvimento econômico do país, sobretudo a partir da década de 1950, aumentou a demanda por recursos naturais e espaço, consequentemente mais áreas naturais foram substituídas por ocupações humanas. Em virtude deste processo de perda de habitat, atualmente a maior parte dos remanescentes deste bioma existe em pequenos fragmentos, isolados por uma matriz antrópica e normalmente localizados em locais de difícil acesso ou pouco viáveis ao uso e ocupação humana (RIBEIRO *et al.*, 2009; FUNDAÇÃO; INPE, 2002).

Além dos remanescentes florestais, também são igualmente importantes os ecossistemas associados ao bioma Mata Atlântica, restingas e manguezais. As regiões estuarinas, onde se desenvolvem os manguezais, destacam-se por serem



ecossistemas complexos e com grande biodiversidade. São ambientes que são historicamente explorados pela sociedade através da pesca e coleta, e também como vias de escoamento de detritos. Os impactos das atividades humanas nestes ambientes estão profundamente relacionados ao aumento das atividades extrativistas, desmatamento e poluição, pois o crescimento populacional humano aumenta em um ritmo maior do que o da disponibilidade de recursos naturais e serviços ambientais.

As regiões estuarinas são notoriamente áreas de transição entre tipos diferentes de ambientes e recebem influência do continente e do ambiente marinho. Na Paraíba, um dos principais complexos estuarinos localiza-se na foz do rio Paraíba. Trata-se de um complexo, pois nesta região encontram-se a foz de rios menores que drenam suas águas para a parte final do rio Paraíba e formam um contínuo de vegetação de manguezal.

A conservação do estuário do rio Paraíba está relacionada à conservação do seu entorno numa escala adequada à compreensão das transformações da natureza pela ação do homem. Neste sentido, a utilização da análise geossistêmica proposta por Bertrand (2004) permite a delimitação de uma região relativamente homogênea com relação a parâmetros geomorfológicos, hidrológicos e climáticos.

O geossistema do estuário do rio Paraíba correspondente à área com maior densidade populacional da Paraíba e conta com áreas urbanas e rurais. Os remanescentes de vegetação estão fragmentados e desconectados, características estas que refletem em maior escala as condições do bioma Mata Atlântica.

Apesar de ter sido identificada como uma região prioritária para conservação, pesquisas sobre as condições da vegetação não são muito frequentes e normalmente estão circunscritas a áreas restritas como alguns remanescentes de vegetação. Tampouco foram identificadas pesquisas com o intuito de apontar áreas prioritárias que contribuíssem para a recuperação de ecossistemas considerando a ocupação humana da região. É nesta lacuna do conhecimento que se insere esta pesquisa, utilizando metodologias consolidadas no meio científico. A Ecologia da Paisagem para descrever a organização espacial dos remanescentes e sua implicação na biodiversidade e o Planejamento Sistemático da Conservação para a indicação de áreas para recuperação.

## **1.2. OBJETIVOS**

### **1.2.1. OBJETIVO GERAL**

Definir estratégias de conservação e recuperação da biodiversidade na área de influência do geossistema do estuário do rio Paraíba, através da compreensão da dinâmica da paisagem diante da ocupação humana.

### **1.2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Mapear, caracterizar e classificar os fragmentos de vegetação inseridos na área do geossistema do estuário do rio Paraíba, entre 1970 e 2010, quanto ao uso e a ocupação do solo, a titularidade, a proteção ambiental legal as métricas da paisagem;
- Caracterizar as atividades humanas na área de estudo através de dados socioeconômicos;
- Estabelecer um modelo de previsibilidade da redução da biodiversidade correlacionado com a lógica de ocupação humana e a fragmentação dos principais ecossistemas existentes na área.
- Elaborar diferentes cenários de conservação e recuperação da biodiversidade através da indicação de áreas para a recuperação de ecossistemas utilizando o Planejamento Sistemático da Conservação – PSC.

## **2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

### **2.1. GEOGRAFIA PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

A conservação da biodiversidade implica na consideração não apenas dos elementos naturais bióticos e abióticos. Diante da grande proporção que os impactos das ações humanas têm sobre o meio ambiente, denota-se a crescente necessidade de se considerar o homem como parte de um todo indissociável. Este ponto de vista é defendido dentro do novo paradigma de estudos das ciências na atualidade, que está fundado na necessidade da dissolução das concepções analíticas dicotômicas entre homem e natureza e na construção da consciência de que a degradação do meio ambiente é, sobretudo, a degradação do meio de vida das sociedades (GONÇALVES, 2010).

A Geografia é uma ciência que tem como característica ser de área meio, ou seja, que promove o estudo das interfaces homem-natureza, que se coloca como uma das ciências mais inclinadas aos estudos da conservação do meio ambiente. Isso se observa, sobretudo, nos estudos desenvolvidos pela Geografia física, a qual aproximou seu corpo teórico metodológico aos estudos da síntese do meio físico e, conseqüentemente, do estudo dos impactos ambientais (RODRIGUES, 2001).

O desenvolvimento das ciências foi marcado pela evolução do pensamento iluminista e da busca pela explicação racional da realidade. O conhecimento científico diferencia-se do senso comum, da arte e da filosofia pelo estabelecimento do método científico de investigação pautado no processo de observação e teste de hipóteses em busca da comprovação de verdades. Este método resulta da aplicação das concepções filosóficas às ciências (MENDONÇA, 2001).

O contexto histórico do estabelecimento das ciências está pautado, sobretudo, no desenvolvimento do capitalismo e com ele a emergência de novas técnicas de produção. A Geografia, neste momento destacou-se ideologicamente comprometida com a produção do conhecimento descritivo, sob os postulados positivistas que deram unidade ao pensamento geográfico, que até então se tratava de um conhecimento disperso em diversas áreas científicas, e também no saber

cultural, sendo que a “sua origem remonta à Antiguidade Clássica, especificamente ao pensamento grego” (MORAES, 2007, p. 39).

A sistematização do conhecimento geográfico apenas será possível sob os pressupostos históricos que marcaram o Século XIX, quando a Geografia, embasando-se no arcabouço teórico e conceitual das ciências naturais, formulou seu método e legitimação das questões que seriam objeto de análise da Geografia (MORAES, 2007). Neste contexto de sistematização da Geografia foram de grande importância as ideias de Humboldt e Ritter, considerados os precedentes da Geografia. Suas obras puderam ser utilizadas pelos primeiros geógrafos na formação do que se distinguia como conhecimento geográfico até este momento (CAPEL, 1983).

Humboldt entendia a Geografia como uma síntese de todos os conhecimentos relacionados a terra, sendo papel do geógrafo buscar uma unidade em meio à variedade dos fenômenos aparentes e identificar a causalidade das conexões na paisagem. Sua obra possuía uma abordagem de cunho integral dos fenômenos naturais e sociais. Já Ritter definiu o “conceito de sistema natural” e propunha uma geografia que estudasse comparativamente os arranjos individuais dos lugares. Sua geografia tinha um cunho antropocêntrico, valorizando a relação homem-natureza (MORAES, 2007).

Segundo Capel (1983), a influência de Humboldt e Ritter não explica suficientemente o nascimento e desenvolvimento da Geografia contemporânea. No entanto, sem negar a importância de suas ideias, por razões específicas suas pesquisas não obtiveram um impacto considerável em sua época, além do fato destes pesquisadores não terem formado uma rede de discípulos diretos. Considerando também o contexto histórico do momento da formação das ciências, que marcado pela especialização do conhecimento, não foi atribuído caráter científico ao conhecimento sistematizado por Humboldt e Ritter. Neste sentido Nunes, Suertegaray (2002, p. 15) destacam que,

construir uma ciência de articulação na época em que surgiu oficialmente a Geografia pareceria ser como remar contra a maré, pois neste período a visão de ciência dominante privilegiava a divisão entre ciências da natureza e da sociedade.

A Geografia, devido a sua busca pela relação homem-natureza, se contrapôs a maioria das ciências, que devido aos seus objetos e classificações, individualizaram-se em ciências da natureza e ciências sociais. Isso dificultou a construção de uma identidade, de um lugar preciso para a Geografia, entre as ciências. No entanto, diante da atual perspectiva de *conjuntividade*, o campo da Geografia está balizado pelo conceito de espaço geográfico: conceito abrangente que foi concebido de forma diferente ao longo da história da Geografia, entendido como a materialização das práticas humanas sobre a superfície da terra (SOUZA; SUERTEGARAY, 2007; SUERTEGARAY, 2001).

Para Camargo (2005), a análise do espaço sob um ponto de vista dialético e incorporado à análise sistêmica, representa para a sociedade um avanço, haja vista que historicamente o espaço foi tratado secundariamente em relação ao tempo.

#### *2.1.1. Teorias da geografia que buscam a análise integrada*

Com a compartimentação do conhecimento, objetos de estudo cada vez menos abrangentes e o crescente distanciamento das ciências sociais e naturais dificultaram o estudo da relação homem-natureza. Os anseios de uma análise integrada juntaram-se à emergente questão ecológica, à discussão dos limites do crescimento econômico e a exploração dos recursos naturais (denunciados pelo marcante relatório do Clube de Roma, *The Limits of Growth* em 1972) e às ideias de sustentabilidade ambiental, conservacionismo e preservacionismo (MELO, 2001).

Enquanto a questão ecológica adquiria mais relevância e era um tema discutido em praticamente todas as áreas do conhecimento e esferas da sociedade, as ciências de modo geral foram compelidas a se posicionar diante deste assunto, tornando-se necessária a elaboração de meios de análise integral da sociedade e da natureza (BERTRAND; BERTRAND, 2007).

Mendonça (2001) questiona a contribuição à compreensão da realidade dada pelos estudos individualizados que a maioria das ciências desenvolve no estudo de seus objetos. Sem questionar a importância dos referidos estudos, o autor chama atenção para o número reduzido de ciências que se propõem ao desafio de

se colocarem como ciências ponte entre os vários campos do conhecimento. A Geografia é uma destas poucas ciências, que em busca de esclarecer a organização espacial, contribui para compreensão dos fenômenos naturais e sociais e suas inter-relações.

A influência dos vários campos do conhecimento trouxe para a Geografia um enriquecimento de possibilidades, ampliando seu horizonte, mas também “propiciou o desenvolvimento de estudos fragmentados de seu objeto”. Isto pode ser observado principalmente no crescimento de estudos que tratam do meio físico ou dos aspectos da organização social independentemente. Estes estudos propiciaram o surgimento de dois sub-ramos da Geografia, a geografia física e a geografia humana respectivamente. Esta dicotomia marca profundamente a ciência geográfica e, para o autor, se coloca como um obstáculo ao desenvolvimento da compreensão integral dos fenômenos (MENDONÇA, 2001).

Esta fragmentação científica, tendência que prevaleceu no final do Século XIX e durante mais da metade do Século XX e até o momento, foi o que promoveu a persistência da Geografia Física. Ela se transformou a partir das tentativas teóricas de análise integrada que surgiram neste período e foram retomadas nos anos 70 do Século XX, com a emergência da discussão ambiental. Neste período foram dados novos rumos à Geografia Física, incorporando a “avaliação das derivações da natureza pela dinâmica social” (NUNES; SUERTEGARAY, 2002).

Armond (2011) ressalta que este momento histórico em que emerge a questão ambiental é também marcado pelo emprego de metodologias como os modelos matemáticos e aplicação de teorias das ciências exatas nas ciências humanas, características que marcam a construção da chamada Geografia Teorético-Quantitativa. E dentro deste contexto de necessidade de análise integral e de novas metodologias, desponta a abordagem sistêmica na Geografia.

Reconhecida enquanto instrumento conceitual para tratar dos recortes da realidade de maneira mais complexa e integradora, alegou-se até mesmo que a abordagem sistêmica revitalizou o campo da Geografia Física com a teoria dos Geossistemas principalmente a partir do seu desenvolvimento na geografia francesa – influenciada principalmente por Georges Bertrand em meados da década de 80 (ARMOND, 2011, p. 72).

## 2.2. TEORIA GERAL DE SISTEMAS

A teoria geral de sistemas, proposta pelo biólogo Ludwig Von Bertalanffy e difundida em sua obra de 1968, se propõe a suplantiar o método clássico de explicação dos fenômenos naturais centrado na observação a partir do seu isolamento do todo. Esta teoria percebe os fenômenos a partir de sua interconectividade holística, da compreensão não das partes ou de processos isolados, mas, sobretudo da relação entre os elementos.

o avanço da mecânica quântica e de alguns princípios, como a incerteza de Heisenberg (1927), a interconectividade e o acaso, entre outras questões, influenciou a Teoria Geral dos Sistemas no caminho da superação da fragmentação como princípio de análise. A dinâmica das interações e das organizações é fundamento essencial para a compreensão dos sistemas abertos, que percebem, por exemplo, os fluxos termodinâmicos de entropia e sua posterior sintropia (CAMARGO, 2005, p. 52).

A teoria geral de sistemas fundamentou a elaboração de metodologias voltadas, sobretudo, aos estudos da natureza, considerando que os sistemas naturais são sempre não isolados e em geral abertos, ou seja, onde há troca de energia e de matéria. A análise do funcionamento e dos estados inicial e final dos sistemas permite a avaliação situacional de um sistema e pode contribuir para a criação de cenários e modelos de previsibilidade (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Uma das primeiras aplicações da Teoria Geral dos Sistemas foi na elaboração do conceito de ecossistema, um conceito difundido entre biogeógrafos que está focado nas relações entre cadeias tróficas dos indivíduos e sua relação com o meio abiótico. “O ecossistema não tem nem escala nem suporte espacial bem definido. Ele pode ser o oceano, mas também pode ser o pântano com rãs. Não é, portanto, um conceito geográfico”. Sendo, desta maneira, mais adequado renunciar-se este conceito e buscar unidades geográficas mais bem delimitadas para o estudo da paisagem (BERTRAND, 2004, p. 3).

### 2.2.1. A Teoria Geral de Sistemas em Geografia

De acordo com Tricart (1977), a abordagem sistêmica é bastante adequada ao estudo do meio ambiente, pois devido ao seu caráter dinâmico,

permite adotar uma atitude dialética entre a necessidade da análise (de particularidades) e a visão de conjunto (integradora).

A partir da abordagem da Teoria Geral dos Sistemas dentro da Geografia surgiram propostas de modelos conceituais e inclusive a remodelação da noção de paisagem com destaque para a abordagem da ecodinâmica de Tricart (1977) e o esquema de classificação das paisagens de Sotchava (1977) e Bertrand (2004), estas duas últimas relacionadas à teoria geossistêmica.

Para Troppmair (1987) a abrangência territorial do geossistema vai além dos limites do ecossistema. Nesta teoria o ecossistema assume uma perspectiva horizontal posicionando-se como subsistema, e a distribuição de diferentes organizações dos ecossistemas, seja quanto à estrutura ou ao dinamismo, formam um mosaico que é a própria paisagem do geossistema.

Quanto às diferenças entre geossistema e ecossistema Berutchachvili e Bertrand (2007, p. 52) afirmam que estas duas formas de modelização da natureza embasadas na teoria de sistemas possuem objetivos diferentes. O ecossistema representa uma abordagem biocêntrica e metabólica. No geossistema, não há uma hierarquia a priori. “O conjunto das estruturas e dos mecanismos é apreendido globalmente”.

A teoria dos Geossistemas foi inicialmente elaborada por Sotchava na antiga União Soviética em 1960, embasando-se no conceito de *Landschaft* (paisagem natural), combinada com a “ação antrópica” à luz da Teoria Geral dos Sistemas. Considerava a paisagem como um sinônimo de Geossistemas, formada pelos atributos: estrutura, funcionamento, dinâmica, evolução e informação (RODRIGUEZ; SILVA, 2009).

De acordo com Rodrigues (2001, p. 72), a Teoria Geral dos Sistemas “representou uma contribuição mais imediata para a formulação da teoria geossistêmica”, sendo o artigo de Georges Bertrand, publicado pela primeira vez em 1967 em Toulouse, a primeira referência entre os geógrafos brasileiros do conceito de geossistema (MONTEIRO, 2001). Neste artigo foi apresentado um método de definição da paisagem em função da escala espacial e da identificação da taxonomia, dinâmica, tipologia e cartografia da paisagem.



A partir deste artigo e da tradução dos artigos de Sotchava, a teoria geossistêmica foi tratada como um grande avanço na Geografia, pois promovia uma delimitação não arbitrária do espaço geográfico ao mesmo tempo em que era imparcial. Esta teoria possibilitava que durante o processo, de reconhecimento das características que delimitam as unidades operacionais de planejamento não haja interesses de posturas valorativas calcadas em ideologias (RODRIGUEZ, 2009).

Na teoria geossistêmica, a paisagem começa a ser vista como um fato concreto, um conceito fundamental para a Geografia e para seus estudos (SILVA, 2008). Para Troppmair e Galina (2006) a paisagem é tida como a fisionomia do geossistema. E para Bertrand (2004, p. 141),

A paisagem não é a simples adição de elementos geográficos disparatados. É, em uma determinada porção do espaço, o resultado da combinação dinâmica, portanto instável, de elementos físicos, biológicos e antrópicos que, reagindo dialeticamente uns sobre os outros, fazem da paisagem um conjunto único e indissociável, em perpétua evolução.

A base geral de referência para a classificação da paisagem quanto à escala espacial em Bertrand (2004) são as escalas temporo-espaciais geomorfológicas de A. Cailleux e J. Tricart de 1956, que delimitam o espaço em ordens de grandeza, unidades superiores (G. I a G. IV) e unidades inferiores (G. V a G. VIII). De acordo com Bertrand (2004, p. 4), é necessário “vislumbrar uma taxonomia das paisagens com dominância física sob a condição de fixar desde já limites”. Para isso o autor salienta a importância em pesquisar as “descontinuidades objetivas da paisagem”, “talhar diretamente a paisagem global” a fim de representar os fenômenos convergentes e ter uma classificação em função da escala, delimitando a paisagem no tempo e no espaço.

Ao compatibilizar a delimitação do espaço com o sistema taxonômico proposto por A. Cailleux e J. Tricart, Bertrand (2004, p. 144) afirma que,

os elementos climáticos e estruturais são básicos nas unidades superiores (G. I a G. IV) e os elementos biogeográficos e antrópicos nas unidades inferiores (G. V a G. VIII). O sistema de classificação finalmente escolhido comporta seis níveis temporo-espaciais; de uma parte a zona, o domínio e a região; de outra parte, o geossistema, as geofácies e o géotopo.

O Quadro 1 mostra um exemplo que pode ajudar a esclarecer a compatibilidade entre as unidades da paisagem definidas em Bertrand (2004) e o sistema taxonômico de A. Cailleux e J. Tricart.

Quadro 1: Classificação multiescalar das unidades da paisagem. Fonte: Bertrand (2004, p. 145).

UNIDADES DA PAISAGEM	ESCALA TEMPORO-ESPACIAL (A. CAILLEUX J. TRICART)	EXEMPLO TOMADO NUMA MESMA SÉRIE DE PAISAGEM	UNIDADES ELEMENTARES				
			RELEVO (1)	CLIMA (2)	BOTÂNICA	BIOGEOGRAFIA	UNIDADE TRABALHADA PELO HOMEM (3)
ZONA	G I grandeza	Temperada		Zonal		Bioma	Zona
DOMÍNIO	G. I G. II	Cantábrico	Domínio estrutural	Regional			Domínio Região
REGIÃO NATURAL	G. III-IV	Picos da Europa	Região estrutural		Andar Série		Quarteirão rural ou urbano
GEOSSISTEMA	G. IV-V	Atlântico Montanhês (calcário sombreado com faixa higrofila a <i>Asperula odorata</i> em "terra fusca")	Unidade estrutural	local		Zona equipotencial	
GEOFÁCIES	G. VI	Prado de ceifa com <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> em solo lixiviado hidromórfico formado em depósito morainico			Estádio Agrupamento		Exploração ou quarteirão parcelado (pequena ilha ou cidade)
GEÓTOPO	G. VII	"Lapiés" de dissolução com <i>Aspidium lonchitis</i> em microsolo úmido carbonatado em bolsas		Microclima		Biótopo Biocenose	Parcela (casa em cidade)

O geossistema situa-se, portanto entre a 4ª e a 5ª grandeza temporo-espacial, escala em que se situam os fenômenos mais interessantes para os estudos da Geografia e uma escala compatível com a escala humana de compreensão dos fatos. É um sistema natural, delimitado por suas características físicas, e que resulta da combinação relativamente estável de aspectos geomorfológicos, climáticos e hidrológicos (BERTAND, 2004).

Troppmair e Galina (2006, p. 82) consideram que "o geossistema é, portanto, uma unidade complexa, um espaço amplo que se caracteriza por certa homogeneidade de seus componentes, estruturas, fluxos e relações que, integrados, formam o ambiente físico onde há exploração biológica". Trata-se de uma área determinada pelos elementos formadores da paisagem (elementos físicos) e não pelos elementos modificadores da paisagem – a ação antrópica e as relações sociais.

Segundo Bertrand (2004, p. 147) os elementos formadores da paisagem, fatores físicos correspondem ao "potencial ecológico" do geossistema, que

caracterizam na escala considerada, “uma sorte de ‘contínuo’ ecológico no interior de um mesmo geossistema”. Associado ao potencial ecológico há a exploração biológica do espaço. De acordo com Troppmair (1987, p. 86),

em todo geossistema há exploração biológica desde formas mais simples como pequenos ecossistemas até complexas organizações espaciais naturais ou elaboradas e implantadas pelo homem [...]. A exploração biológica pode alterar a dinâmica, as inter-relações e as estruturas do sistema, porém, a não ser em casos excepcionais [...], estas alterações serão sempre de forma muito restrita. As condições geoambientais (geologia, solo, relevo, hidrografia e clima) permanecem praticamente inalteradas.

A relação entre potencial ecológico e exploração biológica caracteriza a dinâmica dos geossistemas. São parâmetros instáveis que variam tanto no tempo como no espaço. Esta dinamicidade interna dos Geossistemas lhes configura uma diversidade fisionômica, de maneira que num mesmo geossistema há paisagens diferentes que se conectam umas às outras. “Essas unidades fisionômicas se unem em uma mesma família geográfica, são os geofácies”, que são os setores fisionomicamente homogêneos que apresentam uma fase de evolução semelhante (BERTRAND, 2004, p. 147).

O sistema de evolução de um geossistema é definido por agentes e processos relativamente hierarquizados, “reúne todas as formas de energia, complementares ou antagônicas que [...] determinam a evolução geral da paisagem”. Podem ser distinguidos agentes naturais e agentes antrópicos, o segundo tendo muitas vezes um papel determinante (BERTRAND, 2004, p. 149).

Gonçalves (2006) defende que a escala dos processos socioespaciais deve ser o ponto de partida para as análises dos problemas ambientais que se configuram naquele espaço, sendo o tempo um segundo fator importante, pois “muitos dos problemas socioambientais tem suas origens em processos sociohistóricos”. O estudo do espaço, a compreensão de sua forma, estrutura e funcionalidade se dão necessariamente através da análise histórica deste espaço. E dentro desta análise está implícita a necessidade de se considerar todas as atividades humanas que transformaram e continuam transformando este espaço.

Sotchava (1977) chama atenção para o fato de que os geossistemas, embora sejam considerados “fenômenos naturais”, devem ser estudados à luz dos

fatores econômicos e sociais que influenciam sua estrutura. Os geossistemas podem refletir parâmetros sociais e econômicos que influenciam importantes conexões em seu interior. As influências antropogênicas podem representar o estado diverso do geossistema em relação ao seu estado original.

### *2.2.2. Tecnologias aplicadas ao mapeamento de informações*

Casimiro (2000) afirma que, em Geografia, dentro da perspectiva analítica da paisagem, há o forte relacionamento dos estudos da evolução do uso e ocupação do solo com os fenômenos geográficos, claramente identificados e espacializados. Para o autor, a espacialização das funções exercidas pelo homem corresponde ao mapeamento do uso do solo, e o mapeamento da ocupação está relacionado à cobertura do terreno.

Para Santos (2002) na etapa de seleção de informações para o estudo das transformações do território distinguem-se três fases: (1) definição do nível de detalhe a atingir e seleção dos elementos a serem analisados; (2) aquisição de dados para análise e (3) representação cartográfica ou tabular dos dados obtidos. Ainda segundo o autor, a escolha dos elementos a estudar é uma decisão que condiciona a realização do trabalho e a obtenção dos resultados, além de ser um importante indicativo da escala que será utilizada.

Os condicionantes que mais influenciam nos elementos a serem analisados estão relacionados mais diretamente com as circunstâncias de transformação do território que se pretende analisar, a superfície da área de estudo, a capacidade de articulação das variáveis escolhidas e a disponibilidade das informações descritivas da área. Além de outras limitações de diversas ordens como o prazo de execução dos estudos e as restrições técnicas e econômicas para a aplicação das metodologias. Todos estes fatores influenciam em diferentes fases do trabalho e devem ser considerados no momento de análise dos resultados (SANTOS, 2002).

A organização e o manuseio de grande quantidade de informações espaciais, em escalas e naturezas diferentes, demandam a utilização de técnicas e sistemas de análise complexos. Neste contexto o geoprocessamento se destaca ao

possibilitar a análise espacial dos fenômenos do mundo real representados em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (MONTEIRO, 2001).

Para Aronoff (1989) SIG é um conjunto de procedimentos manuais ou computacionais destinados a armazenar e manipular dados georreferenciados. São ferramentas que contribuem na descrição das formas e estruturas da paisagem em um ou vários momentos, cabendo ao usuário destes sistemas a “interpretação e derivação das funções e processos subjacentes, permitindo o entendimento do conjunto expresso pelo espaço geográfico” (REGO, 2007, p. 84). São sistemas que se popularizaram com o aumento da complexidade das análises espaciais e o incremento tecnológico dos sistemas computacionais de processamento e aquisição de dados.

### **2.3. ECOLOGIA DA PAISAGEM**

A ecologia é uma ciência de grande abrangência, “ocupa-se especialmente com a biologia de grupos de organismos e com os processos funcionais, desta forma é coerente definir ecologia como o estudo da estrutura e função da natureza” (ODUM, 1975, p. 25). Também pode ser definida como uma ciência que estuda o relacionamento entre os organismos e seu habitat, considerando o sentido mais amplo destes termos, incluindo não apenas a parte física, mas também as condições biológicas e as interações estabelecidas entre indivíduos da mesma espécie, comunidades e o mundo físico (SMITH; SMITH; WATERS, 1998).

Para Begon, Townsend e Harper (2007) e Odum (1975), a ecologia estuda a distribuição e abundância das espécies e também das “rotas seguidas pela energia e pela matéria”. Nesta perspectiva a ecologia tem sua unidade funcional básica centrada no ecossistema, que compreende os elementos bióticos e abióticos do meio ambiente e o relacionamento de dependência que há entre estes componentes. Para Smith, Smith e Waters (1998) o ecossistema é um conceito espacial, possui fronteiras que são difíceis de serem estabelecidas, mas necessárias para sua contextualização no espaço e na paisagem.

No âmbito da Geografia o estudo do ecossistema assume uma perspectiva horizontal, onde seu enfoque recai sobre a distribuição, a estrutura e a dinâmica da organização espacial, além de envolver os componentes bióticos e abióticos (TROPPMAIR, 1987).

A paisagem pode ser considerada como um mosaico de dimensões quilométricas em que ecossistemas particulares do local e diferentes usos do solo ocorrem, assim como transformações ao longo do tempo e espaço (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996). Desta forma, a paisagem como objeto de estudo surgiu como tema adequado para o estudo ecológico e resultou de três fatores principais: (1) questões de preservação ambiental e problemas de planejamento do uso e ocupação do solo em larga escala, (2) o desenvolvimento de novos conceitos em ecologia relacionados à escala de abrangência, e (3) avanços tecnológicos, incluindo a grande disponibilidade de dados espaciais, disponibilidade de computadores e *softwares* para manipular esses dados, e a rápida ascensão de poder computacional (TURNER; GARDNER; O'NEILL, 2001, p. 25).

Por sua vez a ecologia da paisagem foi estabelecida a partir da necessidade de se observar o meio ambiente como um todo não fragmentado, abordando o funcionamento da natureza e as correlações entre os elementos formadores da paisagem e influências externas. Pode ser caracterizada semelhante a um sistema vivo, um organismo funcional, apresentando três características amplas: estrutura, funcionalidade e mudança (ODUM, 1975, p. 25).

A estrutura é o arranjo espacial dos elementos componentes da paisagem, a funcionalidade é o fluxo e movimento dos componentes orgânicos e inorgânicos através da estrutura e mudança representa a dinâmica ou alterações no arranjo espacial ou na funcionalidade da paisagem com o passar do tempo. A estrutura da paisagem é composta de três tipos de elementos: fragmentos, corredores e matriz, e com esta divisão é possível comparar diferentes tipos de paisagens e desenvolver princípios que norteiem o estudo da ecologia da paisagem de forma sistemática e quantitativa (DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996).

Fragmentos (*patches*) são áreas amplas relativamente homogêneas que diferem do seu entorno em natureza e aparência. Corredores são faixas homogêneas relativamente estreitas e alongadas de um tipo de cobertura de solo

que diferem do seu entorno em ambos os lados. Estão presentes em praticamente todas as paisagens e constituem a principal forma de conexão entre os elementos da paisagem, ou seja, transporte de espécies, energia e perturbações, e com isso, caracterizam o grau de conexão existente numa paisagem (FORMAN, 1995; FORMAN; GODRON, 1986).

Matriz é o elemento mais extenso, homogêneo e conectado da paisagem, age como um interstício entre os componentes da paisagem. É caracterizada pelo conjunto formado pelos ecossistemas de uma paisagem natural, ou o conjunto de unidades originadas pela ação do homem em paisagens mais antrópicas (SILVA, 2005).

De acordo com Forman (1995) o arranjo formado pelos três elementos (fragmento, corredor e matriz) organizados similarmente formam os chamados “mosaicos dinâmicos”, ao caracterizarem-se por áreas que contém muitos fragmentos em diferentes estágios sucessionais. Os processos responsáveis pelas modificações dos fragmentos (dinâmica de fragmentos) é parte de um processo de transformação da paisagem em que os corredores e matrizes, assim como os processos ecossistêmicos, são dinâmicos. A sucessão é apenas um dos processos causados, sobretudo pela ação humana.

Sobre as causas que originam os fragmentos florestais é importante salientar que,

*on land five basic causes or origins of vegetation patches are evident and widespread. A disturbance patch [fragmento de perturbação] [...] the inverse, a remnant patch [fragmento remanescente] appears when a small area escapes disturbance surrounding it. In contrast, an environment patch [fragmento natural] caused by the patchiness of the environment [...]. A regenerated patch (fragment de regeneração), [...] that regrown on a previously disturbed site. Finally, introduced patches (fragmentos introduzidos) are created by people (FORMAN, 1995, p. 44. tradução nossa).*

O conjunto diversificado de tipos de fragmentos que compõem uma paisagem possui diversas implicações ecológicas, sendo mais importante a taxa de mudança que varia largamente, dependendo da causa e origem do fragmento. Fragmentos em áreas de preservação se modificam lentamente, em contraste, os remanescentes de perturbação se modificam de forma relativamente rápida, refletindo em uma alta taxa de sucessão. Estes remanescentes tendem a

desaparecer quando convergem a uma similaridade com relação à vegetação adjacente (FORMAN, 1995).

Forman (1995) define fragmentação como um processo de subdivisão (*breaking up*) de habitats, ecossistemas ou tipos de uso do solo em parcelas menores. Seja de qualquer natureza, este processo produz diversos efeitos no funcionamento dos ecossistemas.

De acordo com Newton (2007) é importante que sejam diferenciados os efeitos da perda de habitat e fragmentação, já que se trata de dois processos diferentes. A perda de habitat possui um amplo e negativo efeito sobre a biodiversidade, já os efeitos da fragmentação, ou a “subdivisão” de habitats é menos preciso e pode ter efeitos tanto negativos quanto positivos para a biodiversidade. Desta maneira, estudos que pretendam examinar os efeitos da fragmentação devem, antes de tudo, preocupar-se em separar os efeitos de perda de habitat e de fragmentação. Segundo o autor, muitos índices utilizados para avaliar a fragmentação da paisagem estão fortemente relacionados com o percentual de habitat, e a utilização destes índices pode incorrer em certa confusão entre estes dois processos.

De acordo com Fahrig (2003) a definição de fragmentação como sendo um processo que transforma uma área contínua de habitat em um número de fragmentos de tamanho menor isolados um do outro, implica em quatro efeitos: (1) redução de habitat, (2) aumento de número de fragmentos, (3) diminuição do tamanho do habitat nos fragmentos e (4) aumento do isolamento dos fragmentos. Estes efeitos estão relacionados principalmente com características quantitativas de medição da paisagem. De acordo com a autora, as medidas de fragmentação são amplamente variadas, sendo que em uma paisagem pode implicar em apenas um dos efeitos, enquanto em outros casos a fragmentação pode ser responsável por dois ou três, ou seja, nem sempre o processo de fragmentação está associado aos quatro efeitos descritos.

Para Newton (2007), os efeitos da perda de habitat são mais pronunciados que os efeitos da fragmentação. Fahrig (2003) afirma que a perda de habitat é um dos efeitos mais óbvios da fragmentação, e dessa forma há uma pronunciada redução da biodiversidade. Ambos os autores afirmam que os



fenômenos de perda de habitat e fragmentação, quando não são diferenciados, há um obscurecimento do fato de que os efeitos da perda de habitat são mais severos para a biodiversidade do que os efeitos da fragmentação em si. De fato, os efeitos da fragmentação não foram suficientemente significantes para serem detectados nos estudos empíricos mais recentes. Estas observações empíricas contrastam com estudos teóricos e possuem importantes implicações em ações de conservação.

Fahrig (2003) afirma que a conservação deve focar na preservação e restauração de habitat e que as pesquisas que focam na proteção de espécies devem priorizar a determinação do tamanho mínimo de habitat para as espécies em questão. A autora sugere ainda que ações que objetivem a minimização da fragmentação de habitat tendem a ser ineficientes. Entretanto, o número de estudos que embasam suas observações ainda é reduzido.

Laurance *et al.* (2002) afirmam que na floresta Amazônica os efeitos de borda são negativos para várias espécies. Neste estudo a fragmentação de habitat implicou num aumento da quantidade de borda dos fragmentos, acarretando efeitos negativos para aquele tipo de floresta. Para Fahrig (2003), os efeitos negativos de borda em ambientes tropicais parecem mais severos quando comparados aos de clima temperados, levando a autora a indicar que nos trópicos os efeitos da fragmentação seriam mais severos.

De fato, as características do entorno dos fragmentos, área em que existe o contato com diferentes tipos de cobertura do solo, tendem a ser diferenciadas do interior dos fragmentos, de maneira que a caracterização dos efeitos de borda se tornou um assunto amplamente estudado, sobretudo no âmbito do manejo e conservação (NEWTON, 2007).

No campo de estudo da ecologia da paisagem, as métricas permitem descrever de muitas maneiras os efeitos que estão diretamente ligados à diminuição da biodiversidade. O estudo da dinâmica da paisagem pode ser realizado a partir da caracterização dos fragmentos de vegetação, da paisagem como um todo ou a partir do agrupamento das diferentes classes de vegetação presentes na área estudada. No estudo a partir dos fragmentos são consideradas métricas que se baseiam nos parâmetros de área central (*core area*) do fragmento, distância entre fragmentos,

forma dos fragmentos e a consideração dos efeitos de borda (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Para McGarigal e Marks (1995) a área central pode ser definida como uma área no interior do fragmento delimitada por uma distância de borda específica, medida a partir da borda em direção ao centro do fragmento. Na Figura 1 as setas indicam a direção em que é medida a distância da borda para a determinação da área central dos fragmentos.

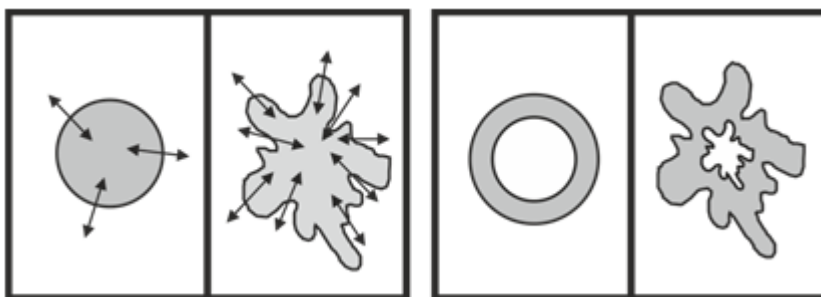


Figura 1: Determinação da área de borda dos fragmentos (fonte: DRAMSTAD; OLSON; FORMAN, 1996, p. 31).

Efeitos de borda resultam de uma combinação de fatores bióticos e abióticos que alteram as condições do meio ambiente das áreas próximas às bordas dos fragmentos em relação às áreas centrais. A natureza e intensidade do efeito de borda variam entre os tipos de organismos e processos ecológicos envolvidos. A Figura 1 demonstra a contribuição da forma dos fragmentos para o aumento das áreas próximas a borda e a diminuição do tamanho das áreas centrais.

Por outro lado, a escala é uma questão muito importante quando se estuda ecologia da paisagem, pois para a análise dos elementos formadores da paisagem (matriz, corredores e fragmentos) é necessário considerar-se os diferentes níveis de organização biológica e as transformações ao longo do tempo. A divisão da paisagem em elementos quantitativos é uma função diretamente ligada à definição da escala de análise, que também é definida através dos tipos e detalhamentos dos dados espaciais a serem analisados (McGARIGAL; MARKS, 1995).

Para Metzger (1999, p. 456) é necessário que as relações identificadas em escalas locais sejam transpostas e utilizadas em escalas menores (mais abrangentes) a fim de se desenvolver experimentos científicos com um nível de

controle adequado. “A transposição de resultados não ocorre de forma linear, sofrendo os chamados “efeitos de transmutação”, que são as mudanças nas propriedades das relações, em função das mudanças de escala ou níveis hierárquicos”.

De modo geral, o desafio de articulação de diferentes escalas é uma questão inerente aos estudos relacionados à ecologia de paisagem e de ecossistemas. É necessário o aprofundamento dos estudos a respeito do comportamento de muitas métricas da paisagem em diferentes escalas (MANDER; MULLER; WRBKA, 2005). De acordo com Metzger (1999), uma maneira de amenizar os problemas relacionados à transmutação e a imprecisão pode ser a utilização de índices ou métricas da paisagem que representam aspectos da composição e organização espacial dos elementos da paisagem e desta como um todo, e que relacionem métricas a indicadores de espécies na avaliação das mudanças e perda de biodiversidade (METZGER, 1999).

De acordo com Uemaa *et al.* (2009) as métricas da ecologia da paisagem, pela sua ampla abordagem em escala espacial e temporal, têm sido uma ferramenta bastante aplicada em estudos voltados ao planejamento sustentável da paisagem e monitoramento ambiental. Ferraz e Vettorazzi (2003) aplicaram métricas de ecologia da paisagem para avaliação de áreas indicadas para recomposição florestal de seu estudo. Azevedo, Silva e Oliveira (2005) utilizaram métricas para o estabelecimento de um índice de susceptibilidade a degradação ambiental. De modo geral, as métricas da ecologia da paisagem podem ser aplicadas a muitas finalidades em que seja importante a compreensão das mudanças na estrutura e funcionalidade da paisagem.

## **2.4. PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO**

O estabelecimento de áreas protegidas é a principal estratégia de conservação *in situ* de muitos países e tem sido reconhecidamente uma das melhores maneiras de proteger a biodiversidade. A abundância de espécies dentro de áreas protegidas é maior do que no seu entorno e muitas espécies que poderiam ter sido extintas ainda encontram habitat nestas áreas. Em algumas regiões com intensa atividade antrópica, as áreas protegidas são os únicos resquícios da

vegetação nativa (POSSINGHAM *et al.*, 2006). Em ambientes marinhos, há evidências de que a proibição da pesca em algumas áreas leva a um aumento de abundância, do tamanho corporal médio, da biomassa de espécies exploradas e ao aumento na diversidade de espécies (SOBEL; DAHLGREN, 2004).

Apesar de ser uma estratégia que se mostrou eficiente, a falta de recursos, manejo inadequado e impactos causados por atividades antrópicas são algumas ameaças que fazem com que as áreas protegidas não cumpram o seu objetivo. Outros fatores que colaboram para a pouca efetividade em unidades de conservação vêm do legado deixado pelo uso de critérios antropocêntricos para a seleção destas áreas. Eram destinadas a reservas de proteção ambiental áreas pouco adequadas para atividades agrícolas ou expansão urbana e tidas como terras economicamente sem valor; áreas que tinham valores cênicos ou culturais implícitos ou áreas públicas que facilmente podem ser convertidas em reservas naturais (MARGULES; PRESSEY; WILLIAMS, 2002; POSSINGHAM *et al.*, 2006; PRESSEY *et al.*, 2000).

O uso das teorias clássicas da biologia da conservação trouxe conceitos relacionados ao tamanho, forma e número de fragmentos que as áreas protegidas deveriam ter para que fossem realmente efetivas. O debate SLOSS (*single large or several small*), que questionava se era melhor se ter uma grande e única reserva ou várias pequenas, não apresentou uma resposta conclusiva, pois as vantagens e desvantagens entre as duas opções diferem entre as espécies (POSSINGHAM *et al.*, 2000). De acordo com o referido autor, estas teorias oferecem pouco direcionamento aos tomadores de decisão, ao se depararem com escolhas específicas de quantas áreas, em que lugares, ou que configuração considerar no processo de seleção de áreas protegidas.

De acordo com Possingham *et al.* (2006), quando a conservação da biodiversidade é o que direciona a criação de áreas protegidas, isto é feito com base em um de três propósitos: (1) proteção de espécies bandeiras, (2) proteção de áreas com reconhecida riqueza de espécies e endemismos ou (3) proteção de áreas relacionadas à manutenção de serviços ecossistêmicos como bacias hidrográficas e nascentes de rios. Os primeiros *scoring systems* (sistemas de pontuação) desenvolvidos a partir da década de 1980 utilizaram estes princípios de conservação

associados ao conceito de complementaridade. Este conceito defende que as áreas a serem reservadas deveriam possuir elementos diferentes daqueles que estão representados em unidades de conservação já estabelecidas numa região (POSSINGHAM *et al.*, 2006; PRESSEY, 2002).

O conceito de complementaridade foi aplicado originalmente por Kirkpatrick na seleção de áreas complementares ao sistema de unidades de conservação na Tasmânia em 1983. Neste estudo o autor utilizou um método heurístico que ranqueava cada porção de área de acordo com um conjunto de critérios (elementos para serem representados). A seleção das áreas se dava através da adição de áreas, que finalizava quando o conjunto fosse representativo para todos os elementos de interesse (KIRKPATRICK, 1983; POSSINGHAM *et al.*, 2000).

Estudos demonstraram que a utilização dos métodos heurísticos utilizados com os mesmos princípios de complementaridade e representatividade, por ser pouco representativa ou pouco flexível, normalmente gera soluções ineficientes (PRESSEY; COWLING, 2001). Os *scoring systems*, por exemplo, analisam cada parte individualmente, ou seja, há uma dificuldade em analisar a contribuição de uma área com relação às outras para atingir as metas de conservação. As tentativas mais modernas de resolver estas questões foram elaboradas utilizando o algoritmo *simulated annealing* (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, 2010; POSSINGHAM *et al.*, 2000; PRESSEY, 2002; PRESSEY; POSSINGHAM; DAY, 1997).

O *simulated annealing* é uma meta-heurística para otimização que consiste numa técnica de busca local probabilística, e se fundamenta numa analogia com a termodinâmica. O algoritmo substitui a solução atual encontrada por uma solução próxima (na sua vizinhança no espaço de soluções), escolhida de acordo com uma função objetivo e com uma variável T (dita Temperatura, por analogia). Quanto maior for T, maior o componente aleatório que será incluído na próxima solução escolhida. À medida que o algoritmo progride, o valor de T decresce, fazendo o algoritmo se aproximar de uma solução ótima, necessariamente local. No decorrer do processo o algoritmo testa soluções mais distantes da solução atual e da solução ótima, fornecendo mais flexibilidade ao processo (IBAMA, 2010).

Pressey (2002) demonstrou que o *simulated annealing* pode ser aplicado para resolver problemas complexos mais eficientemente do que algoritmos iterativos, devido a sua habilidade de simultaneamente considerar múltiplos objetivos e custos. De acordo com o autor, este algoritmo corresponde a um grande avanço nas metodologias de seleção de áreas para conservação, reflexo da crescente demanda por novas áreas protegidas mais representativas e a resolução de conflitos de uso da terra.

A aplicação de algoritmos matemáticos para auxiliar o processo de seleção de áreas para conservação é um dos principais aspectos do Planejamento Sistemático da Conservação – PSC, uma metodologia que consiste em atingir metas quantitativas e operacionais de proteção, com o objetivo de minimizar os efeitos dos processos que ameaçam a persistência da biodiversidade numa paisagem (GASTON; PRESSEY; MARGULES, 2002).

De acordo com Scaramuzza *et al.* (2005), as técnicas de planejamento sistemático estão relacionadas à seleção de áreas que atendam a alguns princípios da conservação da biodiversidade, quais sejam:

- (i) Representatividade regional – relacionada à escolha dos elementos a serem utilizados para seleção das áreas;
- (ii) Funcionalidade – as áreas protegidas devem viabilizar a persistência dos objetos de conservação em longo prazo;
- (iii) Eficiência – uma boa relação de custo/proteção;
- (iv) Complementaridade – incorporação de novas unidades ao sistema de áreas protegidas já existentes que otimizem a proteção dos objetos de conservação;
- (v) Flexibilidade – identificação de cenários alternativos para a proteção da biodiversidade;
- (vi) Insubstituibilidade – identificação das áreas que possuem atributos singulares, sem redundância geográfica;
- (vii) Vulnerabilidade – priorização das ações de acordo com o grau de vulnerabilidade a extinção dos objetos de conservação;
- (viii) Defensibilidade – necessidade de que os métodos adotados sejam explícitos e objetivos.

Possingham *et al.* (2006) acrescentam aos princípios da conservação supracitados a necessidade de que a seleção de áreas priorize a manutenção da conectividade entre áreas protegidas e a priorização de áreas com baixa relação perímetro/área, ou seja, que possuam um formato mais regular, menos alongado e invaginado. Segundo o autor, os princípios da conservação contribuem para a seleção de áreas que representem a biodiversidade adequadamente, garantindo a persistência dos ecossistemas de acordo com o seu grau de vulnerabilidade.

De acordo com Gaston, Pressey e Margules (2002), os princípios da conservação estão presentes em todas as fases do processo de planejamento sistemático, que compreende seis etapas principais:

1. Na primeira fase é necessário que sejam compiladas informações sobre as espécies ou outros elementos naturais que representem a biodiversidade da região enfatizando-se aqueles com maior grau de vulnerabilidade;
2. A segunda fase consiste no estabelecimento das metas de conservação a serem atingidas que normalmente são definidas em função da importância e/ou vulnerabilidade de espécies ou ambientes;
3. A terceira fase está relacionada à identificação das lacunas existentes nos sistemas de unidades de conservação existentes na região;
4. Seleção de áreas que complementem ou contribuam para a persistência dos sistemas de áreas protegidas já estabelecidos;
5. A quinta fase compreende o processo de implementação das ações identificadas no planejamento sistemático e, à medida que dificuldades surgirem nesta fase, é possível voltar à quarta fase para uma readequação da solução das possibilidades reais de execução;
6. Uma vez implementadas as novas estratégias de conservação é necessário que haja manutenção do sistema, o que implica uma constante reavaliação, e ações que contribuam para a persistência e diminuição das vulnerabilidades.

As primeiras fases do planejamento sistemático estão mais relacionadas com pesquisas científicas que ajudam a descrever a região e identificar os custos e oportunidades para a proteção da biodiversidade local. As duas últimas fases de

aplicação e gerenciamento são voltadas aos órgãos de gestão do território que são responsáveis pela aplicação das medidas protecionistas. Estas fases demonstram o caráter aplicável desta metodologia (SCARAMUZZA *et al.*, 2005).

#### *2.4.1. Substitutos da biodiversidade*

Elaborar uma seleção de áreas prioritárias que realmente represente os princípios do planejamento sistemático está diretamente relacionado à disponibilidade de dados sobre a biodiversidade da região que podem ser utilizados. Os princípios da abrangência, proporcionalidade e representatividade requerem que um sistema de áreas protegidas envolva toda a biodiversidade de uma região (POSSINGHAM *et al.*, 2006). No entanto, é impossível medir toda a biodiversidade existente, pois a tarefa de descobrir, identificar e então determinar as afinidades de todas as espécies é uma tarefa extremamente difícil (MARGULES; PRESSEY; WILLIAMS, 2002). Portanto, as características utilizadas no planejamento da conservação devem agir como substitutos da biodiversidade, ou seja, como os alvos (*targets*) no processo de planejamento sistemático (FERRIER; PRESSEY; BARRETT, 2000).

De acordo com Scaramuzza *et al.* (2005), é a associação de diferentes elementos que promovem a variabilidade ambiental de uma região. Condições climáticas, relevo, vegetação, hidrografia, formação geomorfológica, tipos de solos entre outros. Bonn e Gaston (2005) defendem que o uso de substitutos da biodiversidade é importante devido à necessidade de que atributos do meio abiótico também sejam utilizados como objetos de conservação. Segundo os autores, a conservação da variabilidade de ambientes pode contribuir para a manutenção de condições de vida para diferentes espécies, inclusive aquelas ainda pouco conhecidas.

Para Ferrier (2002), o uso de diversas formas de mapeamento remoto, como o uso de imagens de satélite pode aumentar a capacidade de aplicação das técnicas de planejamento sistemático para áreas com pouca disponibilidade de dados biológicos. Para o autor, o uso dos principais tipos de descritores utilizados no PSC, mapeamentos remotos e distribuição de espécies possuem vantagens e desvantagens que devem ser consideradas. Mapas de ocorrência de espécies



proveem diferentes informações com maior precisão da distribuição das características biológicas, mas no geral possuem uma cobertura espacial insuficiente da região. Mapeamentos remotos possuem uma abrangência espacial maior, mas geralmente o relacionamento entre as classes mapeadas e a distribuição das espécies é pouco conhecido. Dessa forma, o autor chama atenção para a necessidade de utilização dos dois tipos de descritores em conjunto.

Os modelos de distribuição de espécies e classes de uso do solo podem ser basicamente relacionados a partir do conhecimento de especialistas para definir as necessidades de habitat das espécies combinadas com as variáveis de uso do solo mapeadas. Este nível de correlação de variáveis pode ser atribuído com a utilização de técnicas de geoprocessamento. Em casos em que seja possível o uso de sistemas estatísticos preditivos da distribuição e abundância de espécies, é possível produzir mapas com uma maior fidedignidade à distribuição da biodiversidade local (FERRIER, 2002).

A utilização de substitutos representativos da biodiversidade é essencial para auxiliar a definição das necessidades de proteção de uma região, pois é partir do conhecimento do grau de vulnerabilidade das espécies que são definidas as metas de conservação. De acordo com Gaston, Pressey e Margules (2002), as chances de persistência dos elementos em um sistema de áreas protegidas serão maiores se os alvos (substitutos da biodiversidade) utilizados no planejamento sistemático incluírem medidas quantitativas que expressem abundância e não apenas presença e ausência. Este quantitativo pode ser expresso em área ocupada pelo alvo ou outros parâmetros quantitativos, como o tamanho de uma população.

A definição das metas de conservação é realizada na segunda fase do processo de planejamento sistemático e envolve parâmetros relacionados ao design de áreas protegidas como o tamanho, dispersão, forma e conectividade de áreas, sempre com a intenção de diminuir a vulnerabilidade dos alvos e aumentar a persistência. A terceira fase do planejamento sistemático compreende a análise de lacunas das unidades de conservação já estabelecidas numa região, o que irá refletir, sobretudo na quarta fase, onde serão definidas as áreas mais importantes para complementar a representatividade biológica da região (GASTON; PRESSEY; MARGULES, 2002).

Para Gaston, Pressey e Margules (2002) e Margules, Pressey e Williams (2002), considerar o grau de representatividade do conjunto existente de unidades de conservação já implementados numa região pode contribuir para identificar tendências antropocêntricas que foram utilizadas para a delimitação de unidades de conservação existentes. Para os autores, é importante considerar, além da representatividade dos alvos, o seu risco de desaparecimento caso não sejam protegidos. Ou seja, as espécies com alto risco de extinção devem ser priorizadas tanto nas etapas de elaboração do sistema de áreas protegidas, quanto na fase de implementação.

Gaston, Pressey e Margules (2002) também revelam a possibilidade de utilização de outros tipos de informações adicionais no processo de planejamento sistemático, sobretudo quando há flexibilidade de escolha de áreas para proteção dos mesmos elementos da biodiversidade. Podem ser considerados fatores como as condições e o uso da terra anterior, proximidade de atividades pouco impactantes e também como em Scaramuzza *et al.* (2005) e Albenaz e Souza (2007), a incorporação de unidades de conservação existentes nas análises, aumentando a tendência de seleção de áreas prioritárias nas proximidades de UC.

A flexibilidade é uma característica que aumenta a aplicabilidade dos resultados do planejamento sistemático, pois a partir da consideração dos custos associados ao processo, a ferramenta pode facilitar a negociação pela implementação das áreas protegidas em regiões com interesses de uso da terra conflitantes (MARGULES; PRESSEY; WILLIAMS, 2002).

A flexibilidade de um sistema de unidades de conservação está relacionada ao quanto ele pode ser eficiente. É importante a incorporação das restrições econômicas e sociais na seleção de áreas, como a aquisição ou desapropriação de terras para a conservação, assim como a manutenção das áreas ou mudanças na economia local. Estas medidas contribuem para a construção de um sistema de áreas protegidas mais eficiente, pois aumentam suas chances de ser realmente implementado e gerido. Os custos podem ser incorporados tanto nas etapas finais de implementação e avaliação dos sistemas de unidades de conservação, quanto no processo de seleção das áreas, através da incorporação dos custos positivos (que contribuem positivamente para a seleção de alguma área),

e dos custos negativos (que são adversos à seleção de algumas áreas) (POSSINGHAM *et al.*, 2006).

Outra característica importante que aumenta a eficiência das áreas protegidas relaciona-se com o grau de agregação das áreas. De acordo com Possingham *et al.* (2000) e Possingham *et al.* (2006) há razões tanto ecológicas quanto econômicas pelas quais áreas protegidas preferivelmente devem ser grandes, com baixa relação perímetro área e com alto grau de conectividade. Áreas alongadas com baixa conectividade podem ser mais vulneráveis a efeitos de borda. Em uma perspectiva econômica, os custos de manutenção de uma unidade de conservação tendem a ser menores em áreas com menor incidência de bordas. Desta maneira, de acordo com Possingham *et al.*, (2006, p. 16) *"By minimizing a combination of reserve system boundary length and cost, we can create efficient and compact reserve systems. As we place more emphasis on minimizing boundary length, costs may be compromised, and vice versa"*

O conjunto de áreas prioritárias selecionadas após a realização dos cálculos por um algoritmo no processo de planejamento sistemático pode ser chamado de solução (*solution*). O custo de se adicionar uma área à solução depende das áreas que já são protegidas e da relação espacial entre as áreas candidatas a serem selecionadas e àquelas já selecionadas. Os diferentes algoritmos utilizados no planejamento sistemático utilizam diferentes soluções matemáticas para resolver a questão da borda. Algoritmos "gulosos" (*greedy*) ou baseados em raridade adicionam uma restrição de adjacência. O algoritmo *simulated annealing* utiliza um valor de modificador de borda para controlar o grau de compacidade da solução encontrada, de maneira que quanto maior o valor do modificador de borda, mais compacta a solução (POSSINGHAM *et al.*, 2000).

Questões como comprimento de bordas, restrições espaciais e incorporação de custos tornam o problema de seleção de áreas significativamente mais complexo, no entanto os aumentos da capacidade computacional, do desenvolvimento de sistemas mais robustos de auxílio à tomada de decisão facilitaram o aprimoramento da metodologia do planejamento sistemático da conservação (POSSINGHAM *et al.*, 2000).

#### 2.4.2. Sistemas de suporte a decisão para o PSC

As metodologias de priorização de áreas estão associadas à utilização de duas classes de sistemas computacionais, uma voltada para a elaboração de uma base de dados adequados e a outra relacionada às metodologias da utilização destes dados. Os esforços no desenvolvimento de *softwares* voltados a elaboração da base de dados foram maiores em comparação aos investimentos em *softwares* de análise (MARGULES; PRESSEY, 2000). De modo geral, ambas as classes de sistemas foram amplamente beneficiadas com as melhorias nos *softwares* de Sistemas de Informação Geográfica (SIG), tanto na espacialização e manipulação dos dados gerados, quanto na aplicação e negociações dos resultados obtidos com as análises (MARGULES; PRESSEY; WILLIAMS, 2002).

Um dos sistemas de suporte à decisão mais utilizado atualmente é o Marine Reserve Design Using Spatially Explicit Annealing (MARXAN). Inicialmente foi o produto da tese de doutorado de Ian Ball em 2000, supervisionada e financiada pelo professor Hugh Possingham na Universidade de Adelaide. O MARXAN é um upgrade do *software* SPEXAN que foi desenvolvido sob um contrato com as autoridades do Great Barrier Reef Marine Park na Austrália. Novas versões e atualizações do MARXAN continuam a ser desenvolvidas no Ecology Centre da Universidade de Queensland sob várias fontes de financiamento (BALL; POSSINGHAM; WATTS, 2009).

Atualmente há mais 1.700 usuários em mais de 1.200 organizações de mais de 100 países que utilizam MARXAN para o planejamento sistemático em áreas marinhas e terrestres (BALL; POSSINGHAM; WATTS, 2009). A maior parte dos projetos que utilizam o MARXAN é em escala regional e poucas em escalas nacionais, internacionais e locais. Trata-se de um *software* livre, escrito na linguagem de programação C e pode ser utilizado *stand-alone* ou conjugado a outros *softwares* de suporte à decisão, utilizados geralmente para facilitar a elaboração dos arquivos de entrada e exibição dos resultados (ARDRON; POSSINGHAM; KLEIN, 2010).

Devido a sua ampla utilização, este *software* foi bastante testado em diversas situações e conta com o suporte de uma comunidade internacional.

Exemplos importantes de aplicação do MARXAN foram o zoneamento do Great Barrier Reef Marine Park, na Austrália, a criação do Parque Marinho Channel Islands National Marine na Califórnia nos Estados Unidos, além do The Nature Conservancy (TNC) que utiliza o MARXAN para priorização de áreas nos Estados Unidos e pelo mundo com o apoio da World Wildlife Fund. (WWF). Mais exemplos de aplicação do MARXAN estão disponíveis em [ecology.uq.edu.au/marxan.htm](http://ecology.uq.edu.au/marxan.htm) (BALL; POSSINGHAM; WATTS, 2009).

O programa MARXAN possui uma “função objetivo” que busca soluções de menor custo para a proteção total dos objetos e metas estabelecidas. Assim, o programa busca selecionar as unidades de planejamento que mais contribuem (alta insubstituibilidade) ao menor custo possível, ou seja, com menos restrições a seleção de áreas para conservação (POSSINGHAM *et al.*, 2006)

De acordo com Ball, Possingham e Watts (2009), uma das maiores críticas aos resultados gerados pelo MARXAN é que nenhum retrata uma solução ótima. Um aspecto positivo do *software* é a produção de um conjunto de resultados minimamente adequados e que podem ser escolhidos e negociados pelos tomadores de decisão, tornando o resultado algo mais próximo do mundo real. Segundo os autores que elaboraram o *software*, considerando a imprecisão inerente aos substitutos da biodiversidade, parâmetros de custo e conectividade entre os elementos, encontrar uma solução ótima não seria o ideal para a aplicação de uma solução real, é necessário que as soluções sejam flexíveis.

De acordo com Possingham *et al.* (2006), apesar do grande avanço que foi proporcionado pela metodologia de planejamento sistemático, ainda há um campo aberto de pesquisa para a incorporação da dinâmica da natureza no processo de seleção de áreas prioritárias. Ao trabalhar com apenas uma “fotografia” do momento em que se encontra a distribuição da biodiversidade, os sistemas de priorização de áreas apresentam soluções estáticas. De acordo com o autor,

*given the rates of habitat loss reported in the literature, comprehensive conservation plans would need to be updated annually to perform as well as the simple decision rules. Because information contained within conservation data bases is updated relatively slowly, and it takes a considerable amount of work to develop comprehensive conservation plans, updating these plans annually seems unrealistic* (POSSINGHAM *et al.*, 2006, p. 532).

A atualização dos trabalhos de seleção das áreas prioritárias que acompanhasse o ritmo das mudanças da paisagem seria o recomendado, no entanto isto é, de certa forma, irrealizável diante das tecnologias atuais de pesquisa. Dessa forma, torna-se muito importante que se considere a inerente desatualização das pesquisas e consequentemente das áreas consideradas prioritárias, principalmente em regiões pouco estudadas e muito modificadas (SCARAMUZZA, 2005).

Com vistas a minimizar as lacunas e limitações em um exercício de priorização de áreas, torna-se necessário que se reavaliem as ações de conservação. É importante que se considere que os processos sucessionais se perpetuam, continuam transformando o ambiente naturalmente, e que a conservação dos diferentes estágios de sucessão são também importantes para a conservação da biodiversidade (GASTON; PRESSEY; MARGULES, 2002).

## **2.5. RECUPERAÇÃO DE ECOSISTEMAS**

De acordo com Brancalion *et al.* (2010) restaurar um ecossistema está relacionado ao estabelecimento de condições para que ele se autoperpetue. A legislação ambiental brasileira prevê não apenas a proteção dos ecossistemas existentes, mas reconhece a restauração como uma das atividades de conservação (BRASIL, 2012).

Tabarelli *et al.* (2005), ao mencionar a proteção do bioma Mata Atlântica, afirmam que a conservação de biomas altamente fragmentados passa necessariamente pelo restabelecimento da comunicação entre os remanescentes, por estratégias de estabelecimento de paisagens sustentáveis. Segundo o autor, apesar de que a quantidade de iniciativas de conservação tenha aumentado nas últimas décadas, elas ainda são insuficientes para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica, sobretudo quando esbarra em problemas como a pouca fiscalização das atividades impactantes, apesar das leis ambientais.

A restauração ecológica é uma atividade de pouca repercussão no Brasil, carece ainda de estudos mais aprofundados que possam embasar adequadamente as atividades. De acordo com Brancalion (2010), a emergência com que foram

realizadas algumas iniciativas de reflorestamento foi danosa ao interferirem negativamente nos ecossistemas. Segundo o autor, a partir do conhecimento que se adquiriu com os erros e acertos decorrentes de atividades de reflorestamento foi elaborada em São Paulo, entre os anos de 2000 e 2009, uma “resolução estadual orientadora ou para a restauração ecológica, alicerçada no conhecimento empírico e científico existente sobre a restauração florestal no Brasil e no exterior”.

Essa resolução, em concordância com o que é previsto no Código Florestal e na Lei da Mata Atlântica, o Artigo 3º da Resolução SMA - 8, de 7 de Março de 2007, define que

a recuperação florestal deverá ser priorizada nas áreas (1) de preservação permanente em especial aquelas localizadas em cabeceiras de nascentes e olhos d'água; (2) com elevado potencial de erodibilidade dos solos; (3) áreas de interligação de fragmentos florestais remanescentes na paisagem regional (corredores ecológicos); (4) localizadas em zonas de recarga hídrica e de relevância ecológica e (5) localizadas em zonas de amortecimento de Unidades de Conservação (SÃO PAULO, 2007, p. 2).

O sucesso de uma prática que busca a restauração de algum sistema natural, por exemplo, está evidentemente atrelado não apenas às técnicas utilizadas para restaurar, mas à compreensão do que seja “restauração” e de como tal significado se relaciona com a obtenção de informações que permitam avaliar se a restauração foi conseguida ou não (NERY *et al.*, 2013).

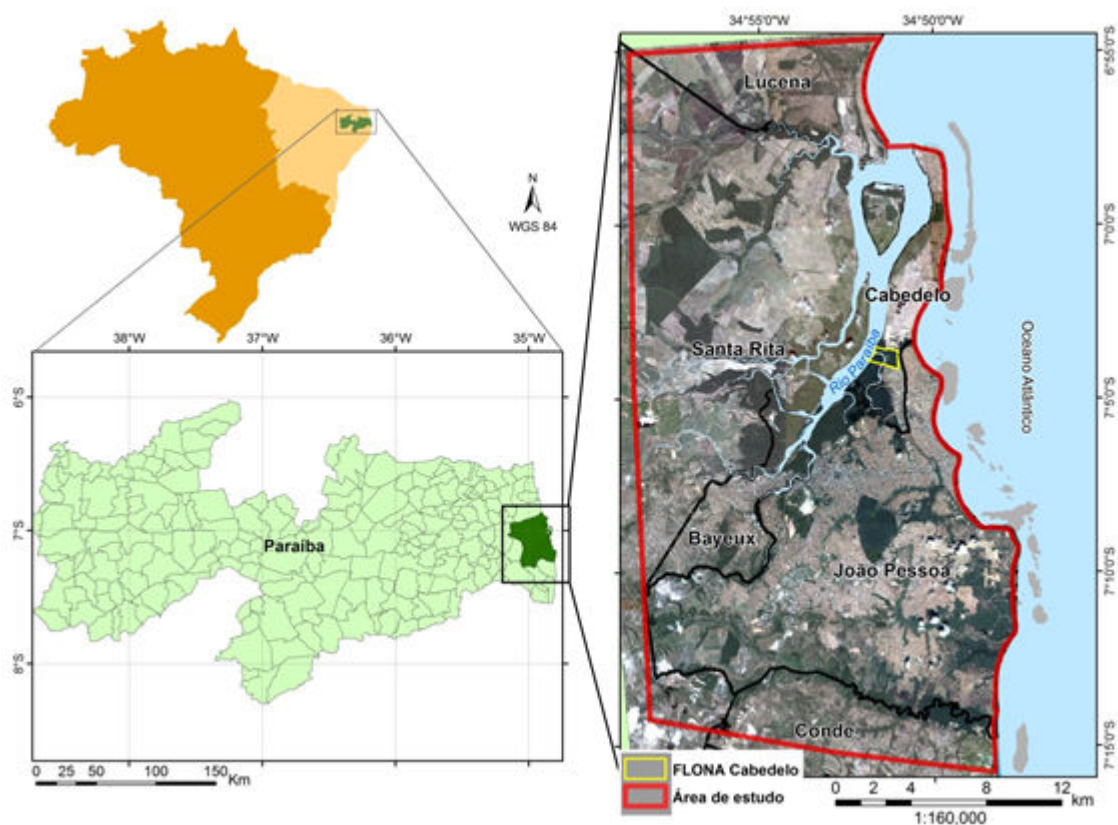
### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. O GEOSSISTEMA DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA

##### 3.1.1. CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS E GEOMORFOLÓGICAS

Para a delimitação da área de estudo utilizou-se o conceito de geossistema conforme Bertrand (2004), desta forma, os fatores físicos considerados para a individualização da área de estudo denominada geossistema do estuário do rio Paraíba (ERPb) foram: a Oeste as cotas altimétricas mais elevadas em relação ao litoral, onde se encontram nascentes de rios tributários da porção estuarina do rio Paraíba; Ao norte a bacia de drenagem do rio Miriri e ao Sul a bacia do rio Gramame.

Com base nestes aspectos mencionados acima se delimitou um recorte de 620 km<sup>2</sup> inserido no retângulo envolvente de vértices 7°14'57.99"S / 34°58'38.92"W e 6°54'5.20"S / 34°47'36.29"W como pode ser visto no Mapa 1.



Mapa 1: Mapa de localização do Geossistema do estuário do rio Paraíba.



O geossistema está inserido na região metropolitana de João Pessoa e abrange os municípios de João Pessoa (capital do Estado da Paraíba), Cabedelo, Bayeux e parte dos municípios de Santa Rita, Lucena e Conde. Corresponde a região mais populosa e com maior PIB do Estado da Paraíba. A base econômica está fundamentada, sobretudo, no setor de serviços e indústrias com profundas disparidades econômicas entre os municípios (IBGE, 2013).

O rio Paraíba é o maior rio completamente inserido no território paraibano. Sua bacia hidrográfica está inserida nas mesorregiões da Borborema, Agreste e Litoral e estende-se por aproximadamente 380 km desde a nascente, na Serra de Jabitacá, município de Monteiro, atravessando 26 municípios até limitar-se com o oceano Atlântico em Cabedelo, onde forma um estuário aberto margeado por uma exuberante floresta de mangue, com a presença de várias ilhas e ilhotas (AESAs, 2012).

O estuário do rio Paraíba é um elemento de referência da paisagem do geossistema estudado, estendendo-se por aproximadamente 22 quilômetros, desde a foz, no Porto de Cabedelo, até as proximidades da ponte sobre o rio Sanhauá, em João Pessoa. Este trecho do rio Paraíba recebe as águas de oito tributários: pela margem esquerda, os Rios Portinho, Tiriri, da Ribeira e da Guia e, pela margem direita, os rios Sanhauá, Paroeira, Tambiá e Mandacaru (SUDENE, 1974).

O geossistema perpassa três compartimentos geomorfológicos definidos em Carvalho (1982) como Baixada ou Planície, nas áreas sedimentares marinhas e flúvio-marinhas, Planalto Costeiro, nas áreas sedimentares continentais também chamadas de Tabuleiros e as Planícies Aluviais. O estuário do rio Paraíba enquadra-se no modelo clássico de estuário de planície costeira inundável, conforme descrito em Cameron e Pritchard (1963), com predominância de marés semidiurnas com amplitudes máximas de 2,80m. O estuário do rio Paraíba é considerado um ecossistema relativamente raso e em alguns setores há a formação de bancos de areia ou lama que podem periodicamente ficar expostos na maré baixa. Também chamados de “croas”, alguns destes bancos de areia são habitados por bivalves explorados comercialmente pelas comunidades locais (SASSI, 1991).

Do ponto de vista geológico, o geossistema do estuário do rio Paraíba está inserido na Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba, onde predominam

sedimentos terciários e quaternários das formações do Grupo Paraíba e da Formação Barreiras (LIMA FILHO, 1998). De acordo com Guedes (2002), este trecho da bacia sedimentar é descrito em Leal e Sá (1998) como terraços marinhos pleistocênicos, terraços marinhos holocênicos, depósitos de mangues e depósitos aluvionais.

A partir de diversas investigações a respeito das características da Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba foram atribuídas diferentes subdivisões a esta bacia. Nos estudos realizados por Mabesoone e Alheiros (1988) e Mabesoone e Alheiros (1991) a bacia foi compartimentada em cinco sub-bacias: Cabo, Olinda, Alhandra, Canguaretama e Natal. Esta subdivisão foi reduzida posteriormente em três subdivisões: sub-bacias Olinda, Alhandra e Miriri, sendo esta última a porção Sul da anterior sub-bacia Canguaretama. Novas técnicas de estudo, empregadas por Barbosa *et al.* (2004), permitiram uma nova compartimentação da bacia Pernambuco-Paraíba, que, a partir do Lineamento Pernambuco, foi subdividida em Bacia Pernambuco no setor ao Sul e Bacia Paraíba na porção Norte.

Entre o Lineamento Pernambuco e a sub-bacia Miriri as subdivisões da Bacia Paraíba permaneceram em Sub-bacias Miriri, Alhandra e Olinda (ARAÚJO, 2012). Como pode ser visto na Figura 2, a área de estudo está inserida na sub-bacia Alhandra.

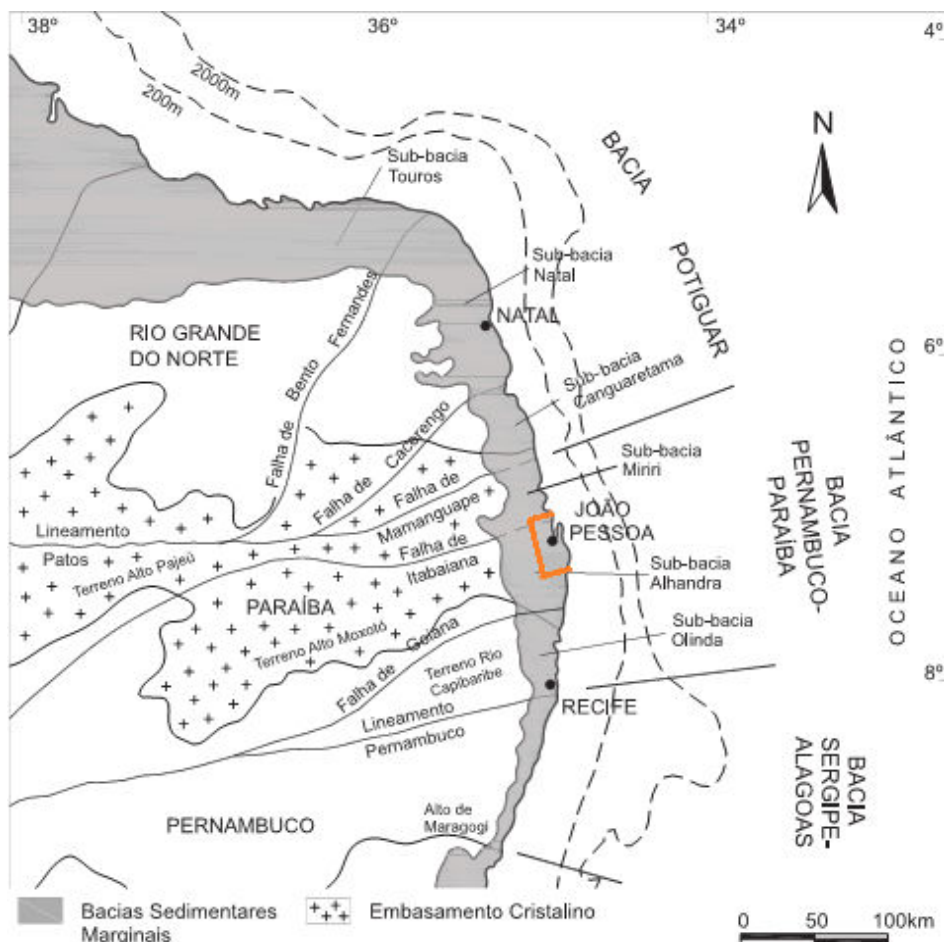


Figura 2: Sub-bacias que compõem a Bacia Pernambuco-Paraíba com destaque para a localização do Geossistema do estuário do rio Paraíba (modificada de Barbosa *et al.*, 2004 *apud* Furrier *et al.*, 2006).

A Bacia sedimentar Pernambuco-Paraíba possui em sua base a unidade litoestratigráfica denominada Formação Beberibe, com espessuras médias de 230m a 280m. Sobre esta formação repousa a formação Gramame, de origem marinha e espessura média inferior a 55m. Dando continuidade a esta formação estende-se a Formação Marinha-Farinha, que se diferencia da anterior pelo conteúdo fossilífero. Esta formação está restrita às sub-bacias Olinda e Alhandra, aflorando apenas no litoral sul paraibano (ARAÚJO, 2012; FURRIER, 2007).

Recobrimo as formações sotopostas “encontram-se os sedimentos areno-argilosos mal consolidados da Formação Barreiras” (FURRIER *et al.*, 2006), provenientes do intemperismo do embasamento cristalino do continente, que na Paraíba correspondem às rochas do Planalto da Borborema. “Os sedimentos foram trazidos por um sistema fluvial desenvolvido sobre leques aluviais sob clima

predominantemente árido e sujeito a oscilações” (ARAÚJO, 2012; FURRIER, 2007). A idade geológica em que se sedimentaram as camadas e a ordem em que se apresentam pode ser verificada na Figura 3.

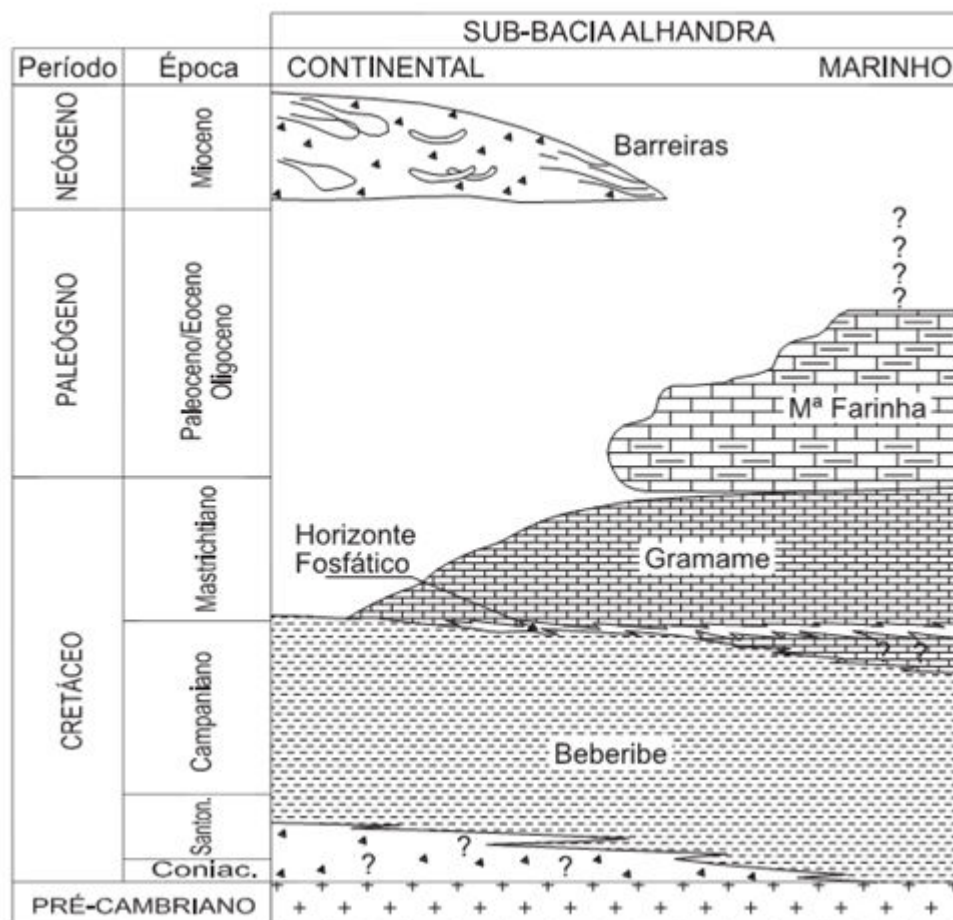


Figura 3: Coluna estratigráfica esquemática da Bacia Pernambuco-Paraíba no trecho da sub-bacia Alhandra (modificada de Barbosa *et al.*, 2004 *apud* Furrier *et al.*, 2006).

### 3.1.2. CLIMA E REGIME PLUVIAL

De acordo com a classificação de Köppen, a área de estudo apresenta clima do tipo As', que corresponde a um clima tropical quente e úmido com precipitações de outono-inverno que alcançam em torno de 1800 mm anuais no litoral, com chuvas concentradas de março a julho (Figura 4). As médias das temperaturas variam entre máximas de 28° C entre fevereiro e março e mínimas de 23° C entre julho e agosto. Sob a forte influência dos ventos alísios de sudeste, o litoral paraibano possui elevada taxa de umidade, com cerca de 80%.

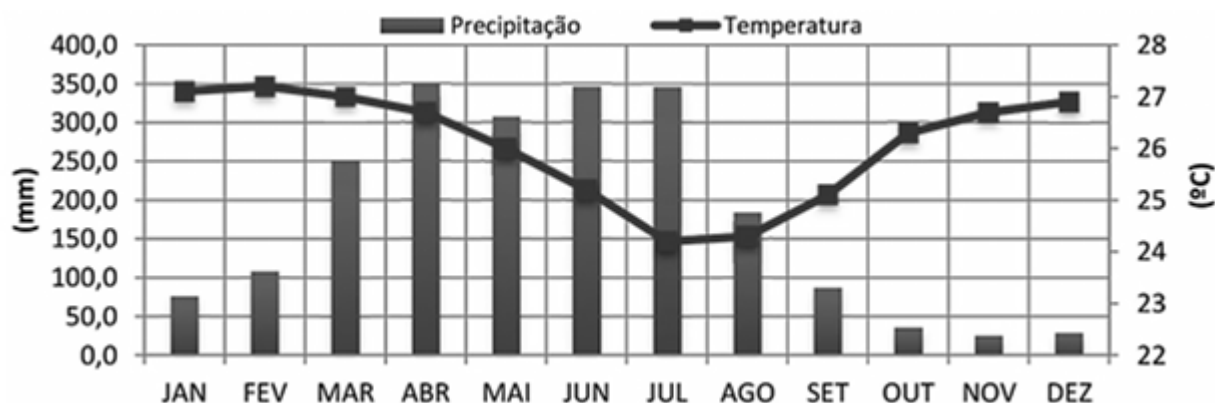


Figura 4: Médias pluviométricas mensais acumuladas de 1961-1990 da estação meteorológica de João Pessoa (PEREIRA *et al.*, 2012).

### 3.1.3. ECOSSISTEMAS E COBERTURA VEGETAL

A área de estudo está inserida na região biogeográfica do Centro de Endemismo Pernambuco, que corresponde à região da Floresta Atlântica ao norte do rio São Francisco, de Alagoas ao Rio Grande do Norte. A história evolutiva desta porção da Mata Atlântica, e a diversidade de solos, relevo e pluviosidade das áreas ocupadas por esta vegetação resultam num mosaico bastante biodiverso e reconhecidamente um dos centros de endemismos de grande destaque na América do Sul (MEDEIROS, 2009).

A Floresta Atlântica pode ser entendida como um complexo formado por várias comunidades de seres vivos. A vegetação característica está associada a tipos fitofisionômicos como os manguezais que se desenvolvem nas planícies flúvio-marinhas, restingas em planícies arenosas costeiras e os tabuleiros arenosos que se desenvolvem em solos arenosos de topografia mais elevada na periferia da floresta atlântica (MEDEIROS, 2009).

Para Veloso *et al.* (1991) o Centro Pernambuco ou Centro de Endemismo Pernambuco é constituído por um “mosaico de Floresta Ombrófila Aberta e Floresta Estacional Semidecidual, estabelecidas em Terras Baixas, Sub-montanas e Montanas”.

Na área de estudo foram identificadas, segundo a classificação do IBGE adotada para as cartas da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste

(SUDENE) produzidas entre 1970 e 1974, fragmentos de vegetação classificados como Cerrado, Mata Atlântica, Mata de Restinga e Mangue.

As espécies de mangue encontradas no estuário do rio Paraíba e nos demais estuários e lagunas costeiras presentes no geossistema em estudo são: *Rizophora mangle* L. (mangue vermelho), *Avicenia tomentosa* (mangue siriuba), *Conocarpus erectus* L. (mangue de botão) e a *Laguncularia racemosa* (mangue branco) (GUEDES, 2002).

A vegetação que é localmente chamada de “Mata de Tabuleiro” ou “Tabuleiros” ocorre nas áreas mais elevadas dos terrenos que margeiam o estuário e é constituída tanto por uma vegetação arbustiva, que se caracteriza como floresta estacional semidecidual, bem como por uma vegetação herbácea nos terrenos mais baixos e sujeitos a um hidroperíodo sazonal, que constituem os chamados “Brejos” ou “terrenos sujeitos à inundação” sem, no entanto, receberem influência marinha. Nesses locais desenvolvem-se diversas gramíneas, ciperáceas e blechnaceas, como as dos gêneros *Blechnum*, *Lagenocarpus*, *Panicum*, *Eragrostis*, e *Eleocharis*, dentre outros.

A vegetação de Restinga ocorre sobre as planícies arenosas formadas por depósitos marinhos holocênicos originados após o recuo do mar ao final da última glaciação, quando houve o depósito de grande quantidade de areia através das correntes litorâneas<sup>1</sup>. A vegetação que se fixa no solo desta formação geomorfológica são espécies associadas à Mata Atlântica, e espécies nativas (PONTES; BARBOSA, 2008) adaptadas às condições deste ambiente, que se desenvolvem de maneira diferenciada em várias partes da área de estudo.

Rocha (1992) identificou três tipos principais de fitofisionomias na restinga que se estende da parte norte de João Pessoa até Cabedelo: campos de restinga, restinga arbustivo-arbórea, floresta de restinga e algumas áreas alteradas pela ação antrópica, localmente denominadas de “capoeiras” onde predominam gramíneas e vegetação de pequeno porte.

---

<sup>1</sup> Material consultado no site da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz - ESALQ

### **3.1.4. ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**

O mapeamento associado à Portaria Nº 9/2007 do Ministério do Meio Ambiente (MMA): Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade dos Biomas Brasileiros produzido na escala de 1:5.000.000 para todo o Brasil, foi utilizado para identificar as categorias em que a área de estudo foi considerada como prioritária. Para isto o mapa oficial foi ajustado para a escala de representação do geossistema do estuário do rio Paraíba.

### **3.2. IMPLEMENTAÇÃO DA BASE DE DADOS ESPACIAIS**

A base de dados foi estruturada conforme Cemin, Périgo e Rempel (2005) e Næsset (1997). A base cartográfica foi gerada no Sistema de Informação Geográficas (SIG) ESRI ArcGIS® 9.3 utilizando os módulos ArcMap®, ArcToolbox® e ArcCatalog® e os dados espaciais foram georreferenciados ao Datum WGS84, mesmo sistema utilizado pelo Sistema Global Positioning System (GPS).

### **3.3. MAPEAMENTO DO USO DO SOLO A PARTIR DA IMAGEM DE SATÉLITE DE 2010**

A primeira etapa de organização da base de dados se deu a partir da aquisição, georreferenciamento e vetorização de informações contidas num mosaico de imagens de satélite de alta resolução do ano de 2010. Foram adquiridas imagens em diferentes fontes, tais como as prefeituras de João Pessoa, de Cabedelo, a Floresta Nacional Restinga de Cabedelo (FLONA) e o *software* Google Earth Pro®.

As imagens de alta resolução cedidas pelas prefeituras e pela FLONA cobrem a maior parte da área de estudo. Para as demais áreas, sobretudo nos municípios de Santa Rita, Bayeux e Lucena, foram utilizadas imagens de satélite disponíveis no Google Earth Pro®, plataforma proprietária que permite a captura das imagens disponíveis no serviço gratuito do Google Earth®, em uma resolução espacial semelhante às demais imagens utilizadas no mosaico desta pesquisa.

As imagens de satélite foram georreferenciadas ao datum WGS84 com base nas malhas de pontos geodésicos referenciados a Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC), fornecidas pelas prefeituras municipais de João

Pessoa e Cabedelo. Os pontos de controle utilizados foram aqueles que ainda possuíam marcos em campo e que puderam ser identificados nas imagens de satélite. Após o trabalho de georreferenciamento, as imagens foram organizadas em uma estrutura de mosaico dentro do SIG de forma a cobrir toda a área de estudo com o mínimo de nuvens e sem espaços não imageados.

O mosaico de imagens de satélite foi vetorizado manualmente em ambiente SIG através da detecção visual dos alvos conforme metodologia proposta por Cemin, Périco e Rempel (2005), formando um conjunto de informações vetoriais referentes às classes de uso e ocupação do solo do ano de 2010.

### **3.4. MAPEAMENTO DO USO DO SOLO A PARTIR DAS CARTAS DA SUDENE**

As cartas planialtimétricas da SUDENE, folhas: SB-25-Y-A-VI-3-SE-Cabedelo; SB-25-Y-C-III-1-NE-João Pessoa; SB-15-Y-A-VI-3-SO-Rio Soé; SB-25-Y-C-IV-1-NO-Mata da Aldeia; SB-25-Y-C-III-1-SE-N. S. da Penha; SB-25-Y-C-III-1-SO-Santa Rita, na escala de 1:25.000 do ano de 1970<sup>2</sup> foi o conjunto de informações cartográficas mais antigas encontrado que representassem toda a extensão da área de estudo com uma escala adequada. Estas cartas foram disponibilizadas em meio digital pela Superintendência de Administração e Meio Ambiente da Paraíba (SUDEMA).

As imagens das cartas digitalizadas georreferenciadas com base nas coordenadas de canto de folha no seu datum original (Córrego Alegre), posteriormente foram reprojetadas para o datum WGS84 e então importadas para o SIG. Classes de uso do solo expressas nas cartas foram vetorizadas manualmente formando um conjunto de informações vetoriais classificadas de acordo com as classes de uso e ocupação do solo expressas nas cartas de 1970.

---

<sup>2</sup> Todas as folhas utilizadas neste trabalho foram originadas a partir de fotografias aéreas na escala de 1:30.000 fotografadas entre os anos de 1970 e 1971 e restituídas em 1972 e a primeira impressão das cartas foi no ano de 1974. Desta forma, o uso do solo expresso nas cartas corresponde ao ano do aerolevanteamento, no caso, 1970.



### 3.5. DEFINIÇÃO DAS CLASSES DE MAPEAMENTO

A definição das classes de uso do solo mapeadas foi estabelecida com o objetivo de comparar os mapas de 2010 e 1970. Foram mapeadas as informações referentes aos:

- Corpos hídricos: rios, lagos, açudes e lagoas;
- Ocupação antrópica: estradas oficiais e em leito natural, ferrovias e áreas rurais e urbanas;
- Vegetação natural.

A identificação das classes de uso do solo referentes às áreas antropizadas nas imagens de satélite e nas cartas da SUDENE seguiram os critérios expressos na Tabela 1.

Tabela 1: critérios adotados para classificação das áreas urbanas e rurais dos mapeamentos de 1970 e 2010.

Classe	No mapeamento de 1970	No mapeamento de 2010
Urbana	Áreas urbanas consolidadas identificadas em vermelho nas cartas da SUDENE	Engloba as áreas urbanas, zonas industriais, núcleos urbanos e agrovilas e vilarejos localizados nas zonas rurais.
Expansão Urbana	Solo exposto com o traçado de arruamento nas franjas das áreas urbanas consolidadas	Não foram mapeadas áreas nesta classe para o mapa de 2010
Rural	Áreas dedicadas a variados tipos de culturas agrícolas	Áreas onde se desenvolvem monoculturas, fazendas de criação de gado e carciniculturas e pequenos unidades de produção agrícola identificadas pelo padrão apresentado na imagem e através do reconhecimento em campo.

As áreas de vegetação natural nas imagens de satélite foram vetorizadas em diversos estágios sucessionais, sendo as diferentes fitofisionomias e os limites da vegetação identificados na imagem através das diferenças nos padrões de textura e coloração. Foram mapeados fragmentos de vegetação natural que possuísem o mínimo de 2 ha de área contínua incluindo as áreas sobre o leito de rios, cobertas com vegetação de áreas úmidas. O processo de reconhecimento dos alvos foi complementado pelos trabalhos de campo na área de estudo.

As áreas de vegetação natural das cartas da SUDENE foram vetorizadas e classificadas conforme as três classes identificadas: Floresta, Manguezal e Cerrado. Inicialmente, para efeito comparativo, a classificação fitofisionômica dos fragmentos vetorizados nas cartas foi atribuída aos polígonos de vegetação natural vetorizados das imagens de satélite localizados na mesma posição geográfica.

A etapa seguinte da estruturação da base cartográfica consistiu em corrigir e atualizar a classificação fitofisionômica dos remanescentes de vegetação natural dos mapas de uso do solo.

A classe fitofisionômica manguezal identificada nas cartas da SUDENE foi ajustada com o auxílio de outra carta, a SB25TI1, da Terceira Divisão de Levantamentos do Exército Brasileiro (3ª DL) na escala de 1:50.000, de ano não identificado<sup>3</sup>. Esta carta possui delimitação da ocupação da vegetação nativa muito próxima à identificada nas cartas da SUDENE e cobre mais de 60% da parte sul da área de estudo. Apesar de ter uma resolução espacial pior, a delimitação das áreas de manguezais na carta do Exército apresenta mais detalhes que foram utilizados para estabelecer os limites entre o manguezal e as demais áreas úmidas. Esta correção foi realizada nos estuários dos rios Gramame, Jacarapé, Cuiá e Aratu, na parte sul do estuário do rio Paraíba.

A delimitação das áreas de manguezal para o ano de 2010 não pôde ser feita apenas a partir das imagens de satélite, uma vez que algumas áreas não apresentam diferenças de cor e rugosidade suficientes para serem separadas das áreas de vegetação úmida sem influência marinha. A diferenciação foi realizada inicialmente a partir da sobreposição das áreas de manguezal identificadas no mapa de 1970 e do mapa de altimetria. Posteriormente, durante os trabalhos de campo, foram obtidas coordenadas geográficas que identificaram o limite da ocorrência das espécies de vegetação de mangue.

---

<sup>3</sup> É importante considerar que a pesquisa documental apresenta lacunas dadas à conservação dos documentos. Durante a pesquisa continuaremos buscando identificar a data precisa da carta, salientando que pelo seu registro de declinação magnética ser referenciado ao ano de 1949, temos a indicação de que se trata de data posterior. É preciso também lembrar que, ao entrarmos em contato por e-mail e telefone com a própria 3ª DL em Olinda – PE, eles não conseguiram de antemão nos passar qualquer informação segura a respeito dessa carta.

O ajuste das outras classes fitofisionômicas foi realizado utilizando o mapa de altimetria. Neste ajuste foram diferenciados os tipos fitofisionômicos classificados nas cartas da SUDENE como “Cerrados” em Restingas e “Floresta de Tabuleiro”.

As classes de vegetação estabelecidas no mapa final foram:

- Floresta - compreende todas as formações de florestas densas;
- Floresta de tabuleiro - denominação dada às formações de vegetação aberta e arbóreo-arbustivas identificadas nas áreas de topografia mais elevada do geossistema, acima da cota de 20 m;
- Vegetação de restinga – vegetação que compreende as formações arbóreo-arbustivas que se desenvolvem sobre os solos de deposição marinha, abaixo da cota de 20 m;
- “Brejos” – áreas úmidas que correspondem aos “terrenos sujeitos à inundação” nas cartas da SUDENE, mas que não foram identificados como terrenos de mangue na carta SB25TI1 da 3ª DL. Correspondem aos campos de várzea e brejos de água doce que não possuem influência marinha, e, portanto, não formam manguezais, localizados nas margens e nascentes de rios;
- Manguezal – vegetação de mangue que se desenvolve necessariamente abaixo das cotas de 10 m nos estuários e se estende ao longo da faixa de influência marinha dentro dos sistemas fluviais.

O processo de correção da classificação fitofisionômica realizada em laboratório foi finalizado através das informações coletadas em campo. Foram realizadas expedições aos principais fragmentos em toda a área de estudo com equipe multidisciplinar, onde foram realizados registros fotográficos e coleta de amostras de vegetação para identificação.

Durante os trabalhos de campo foi possível identificar áreas adjacentes aos fragmentos com características diferenciadas de vegetação, como as bordas de alguns fragmentos de floresta e os apicuns (estruturas associadas aos manguezais). Essas estruturas são menores do que 2 ha, que devido à escala do mapeamento, foram associadas à classificação do fragmento adjacente.

### 3.6. ELABORAÇÃO DO MAPA DE ALTIMETRIA

Os dados altimétricos foram gerados a partir de imagens do radar *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução de 90 m, disponíveis no site do USGS (U.S. *Geological Survey*) ([srtm.usgs.gov](http://srtm.usgs.gov)). As curvas de nível foram extraídas através do módulo Contour do ArcToolbox® espaçadas em 10 m de altitude. As curvas apresentam alguns erros de altimetria em pontos onde há edifícios e vegetação densa, sendo necessária a correção das altitudes, através de observações em campo com equipamento de GPS. A precisão do intervalo de curvas e possíveis erros ainda implícitos neste mapa não são significativos, devido à escala empregada neste trabalho.

### 3.7. INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES ASSOCIADAS À BASE DE DADOS

Os dados socioeconômicos que caracterizam a ocupação humana dos municípios da área de estudo foram coletados em diferentes bases oficiais de dados. A maior parte está disponível no Sistema de Banco de Dados Agregados (SIDRA) e no CidadeSAT do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), disponíveis no *site* da instituição. Os demais foram adquiridos junto a outros órgãos oficiais, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2: Descritores socioeconômicos

Atributo	Unidade	1970	2010	FONTE
População	Nº de habitantes	x	x	IBGE - SIDRA
População rural	Nº de habitantes		x	IBGE - SIDRA
População urbana	Nº de habitantes		x	IBGE - SIDRA
Domicílios	Nº de Domicílios	x	x	IBGE - SIDRA
Produto Interno Bruto (PIB)	\$R		x	IBGE - SIDRA
PIB per capita	\$R		x	PIB/População total
Empresas	Nº de empresas	x	x	IBGE - SIDRA

Como é possível observar na terceira e quarta coluna da tabela 2, nem todos os registros encontrados para o ano 2010 foram também encontrados para 1970.

Além dos dados socioeconômicos dos municípios, foram levantadas informações sobre as unidades de conservação já oficialmente decretadas na área

de estudo (ano de criação, esfera do poder administrativo responsável, tipo de unidade de conservação, entre outros). As áreas protegidas foram mapeadas de acordo com o seu memorial descritivo ou, no caso das que não possuem demarcação oficial, seu formato foi estimado considerando a quantidade de área decretada como protegida.

### 3.8. MÉTRICAS DA ECOLOGIA DA PAISAGEM

Nesta pesquisa adotou-se o conceito de McGarigal (2013), que define métricas da paisagem como algoritmos que quantificam características espaciais específicas para fragmentos, classes de fragmentos e paisagens.

A caracterização do geossistema do estuário do rio Paraíba, quanto as métricas da paisagem, teve como base metodologia aplicada em alguns estudos já bem consolidados no meio científico, como os trabalhos de Azevedo, Silva e Oliveira (2005), Casimiro (2000), Cemin, Périco e Rempel (2005), Hurd *et al.* (2001) e Silva (2005).

A interpretação das métricas calculadas foi realizada conforme Dramstad, Olson e Forman (1996), Forman (1995), Forman e Godron (1986), McGarigal e Marks (1995), Soares-Filho (1998) e Turner; Gardner; O'Neill (2001).

No módulo ArcMap<sup>®</sup> todos os polígonos relativos à vegetação natural do mapeamento de uso do solo de 1970 e 2010, já classificados quanto aos tipos de fitofisionomia, foram caracterizados quanto ao tamanho (área em hectares) e perímetro (em metros).

Para efeito de comparação foram obtidos dois índices de forma: o definido por McGarigal e Marks (1995), como o índice “PARA” (*perimeter area ratio*), expresso pela fórmula matemática

$$PARA = \frac{\text{perímetro (km)}}{\text{área (km}^2\text{)}} \quad \text{Sendo } PARA > 0, \text{ sem limite}$$

E o proposto por Possingham *et al.* (2006), em que a relação perímetro/área (*Ratio*) é definida pela razão entre o perímetro do fragmento e a área de uma circunferência de mesmo tamanho expresso pela fórmula:

$$Ratio = \frac{Perimetro (km)}{(2 * \sqrt{\pi} * \acute{A}rea (Km^2))}$$

Para o cálculo de outras métricas da paisagem foi utilizada a versão vetorial da extensão Patch Analyst<sup>®</sup> 3.1, que é uma ferramenta desenvolvida pelo Spatial Ecology Program do Ministério de Recursos Naturais de Ontario – Canadá (REMPEL, KAUKINEN; CARR, 2012). Para utilização da extensão os polígonos de vegetação natural foram importados para o *software* ArcView GIS<sup>®</sup> 3.3. Nesta extensão as métricas foram calculadas por classes fitofisionômicas e para a paisagem como um todo.

A Tabela 3 mostra as métricas que foram calculadas. Mais detalhes a respeito das fórmulas matemáticas utilizadas para cada métrica calculada pelo *software* estão disponíveis no material de ajuda associado ao módulo *Patch Analyst* e em McGarigal (2013).

Tabela 3: métricas de área, perímetro e forma do *Patch Analyst*.

Métricas	Sigla
Número de Fragmentos ( <i>Number of Patches</i> )	NUMP
Área da Classe ( <i>Class Area</i> )	CA
Índice de fragmentos da paisagem ( <i>Landscape Patch Indice</i> )	LPI
Tamanho médio dos fragmentos ( <i>Mean Patch Size</i> )	MPS
Desvio padrão do tamanho dos fragmentos ( <i>Patch Size Standard Deviation</i> )	PSSD
Comprimento de borda total ( <i>Total Edge</i> )	TE
Densidade de bordas ( <i>Edge Density</i> )	ED
Índice de forma médio ( <i>Mean Shape Index</i> )	MSI
Relação perímetro/área médio ( <i>Mean Perimeter-Area Ratio</i> )	MPAR

Todos os índices calculados nesta etapa do trabalho foram organizados em tabelas e gráficos para auxiliar a interpretação dos resultados e análises comparativas entre os valores gerados para os anos de 1970 e 2010.

### 3.9. PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO – PSC

Nesta pesquisa adotou-se a metodologia do Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) proposto por Ball, Possingham e Watts (2009), Bonn e Gaston

(2005); Game e Grantham (2008), Gaston, Pressey e Margules (2002); Margules, Pressey e Williams (2002); Possingham *et al.* (2000) e Scaramuzza (2005).

Utilizou-se o sistema de suporte à decisão MARXAN para proceder às análises e o *software Conservation Land-Use Zoning software* (CLUZ) (SMITH, 2004), desenvolvido para o SIG ArcView®, para elaboração de uma parte dos arquivos de entrada do MARXAN.

As fases percorridas nesta etapa do trabalho compreenderam a elaboração de dois cenários relativos a:

- *Cenário PSC 1970*: Identificação de áreas prioritárias de 1970 conservando a mesma proporção de vegetação que foi conservada em 2010;
- *Cenário de áreas para recuperação*: Identificação de áreas prioritárias de 1970 segundo os seguintes critérios:
  - i. Pré-seleção de fragmentos de vegetação natural conservados em 2010 e seu entorno: estas áreas terão prioridade de seleção nas soluções encontradas pelo *software*;
  - ii. Configurando as áreas legalmente protegidas como conservadas desde o início de cada análise do *software*.

A metodologia para representação dos padrões de distribuição da biodiversidade nesta pesquisa foi adaptada de Scaramuzza (2005). Foram utilizados como substitutos da biodiversidade classes de relevo e classes fitofisionômicas da vegetação natural do ano de 1970.

As classes de relevo foram delimitadas de acordo com o mapa de altimetria elaborado com os dados SRTM ajustados. Utilizando a ferramenta de edição vetorial do módulo ArcMap®. A partir dos contornos das curvas de nível, foram traçados os limites das quatro classes de relevo:

- Aluviais - vales e meia encosta dos vales dos rios, delimitados pela cota de 20 m;
- Não Aluviais - áreas com altimetria superior a 20 m;

- Área de Deposição Marinha - planície costeira abaixo da cota de 10m que não possui vegetação de mangue;
- Manguezais - áreas abaixo da cota de 10 m onde foi identificada vegetação de mangue no mapeamento das classes fitofisionômicas.

A área de estudo foi dividida em unidades de planejamento (UP) no formato de hexágonos regulares de 20 ha, de modo a cobrir toda a área de estudo sem deixar lacunas e formar uma grade com resolução compatível com a escala dos atributos espaciais utilizados como substitutos da biodiversidade.

O arquivo vetorial *shapefile* com as UP foi elaborado utilizando a interface. Para cada unidade de planejamento foi criado um registro na tabela contendo a chave de identificação da UP, o custo e o status da conservação.

Os Status de conservação utilizados foram:

- Disponível (0) “*available*”: para as UP que podem ser amplamente selecionadas;
- Pré-selecionado (1) “*earmarked*”<sup>4</sup>: para as UP que estão selecionadas no início do processamento do algoritmo;
- Conservado (2) “*conserved*”: UP pré-configuradas, que já estão dentro da seleção de áreas.

Nesta pesquisa não foram configuradas UP com status “excluído” (3) estando todas as UP aptas a participar do processo de seleção de áreas.

Foram gerados dois arquivos de UP de acordo com os dois diferentes cenários que se buscou analisar. O primeiro arquivo foi elaborado com todas as UP configuradas como disponíveis (Quadro 2). O segundo arquivo foi elaborado com as UP localizadas em Unidades de Conservação configuradas como conservadas (2) e as UP que possuíam mais de 30% de área ocupada por remanescentes de vegetação natural no ano de 2010 configuradas como pré-selecionadas (1) (Quadro 3).

---

<sup>4</sup> UP configuradas como *earmarked* entram como pré-selecionadas, mas não necessariamente estarão na solução final. Esta configuração faz com que estas UP sejam inicialmente selecionadas e testadas pelo algoritmo. Desta forma estas UP tendem a entrar na solução final com mais frequência que aquelas UP marcadas como disponíveis.



Quadro 2: PSC 1970

Id	Custo	Status
36	446.742	0
37	0	0
38	655.746	0
39	1308.65	0
40	893.434	0
41	976.294	0
...	...	...

Quadro 3: Áreas para recuperação

Id	Custo	Status
36	446.742	0
37	0	0
38	655.746	1
39	1308.65	2
40	893.434	1
41	976.294	1
...	...	...

O cálculo da superfície de custo nesta pesquisa foi realizado a partir da distância gradual entre as UP e as estradas, ferrovias, áreas urbanas e rurais, unidades de conservação e leitos de rios, consideradas como elementos de custo.

Os elementos da paisagem utilizados para o cálculo da superfície de custo foram mapeados em ambiente SIG a partir da vetorização manual do mosaico de imagens de satélite do ano de 2010.

Utilizando as ferramentas do módulo ArcToolbox<sup>®</sup>, os vetores de cada elemento foram convertidos para o formato raster, em níveis de cinza, com resolução de 30 m. Com as imagens foi utilizada a ferramenta *Patch Distance* para calcular a distância gradual do centro dos elementos de custo até a distância de 900m. Esta imagem gerada pelo *Patch Distance* foi invertida com a ferramenta “*minus*” de modo que os valores das células de 30 m possuísem um valor em níveis de cinza (valor de custo) menor à medida que se afastassem dos elementos da paisagem considerados.

Utilizando a ferramenta “*Zonal statistics as table*”, os valores de níveis de cinza das imagens foram associados às unidades de planejamento de modo que a cada UP fosse atribuído um custo relativo a cada elemento de custo. Para a elaboração do custo total de cada UP foi realizada uma soma ponderada dos valores de custo de cada UP conforme a equação a seguir:

$$(A. Rural (1) + A. Urb.(2) + Ferrovia(3) + Estradas (4)) - (UC (3) + Rios(4))$$

A elaboração do arquivo de objetos de conservação (alvos) foi resultado do cruzamento do mapa de classes de relevo com o mapeamento dos fragmentos de vegetação natural de 1970, utilizando a ferramenta *intersect polygons* do módulo

ArcToolbox<sup>®</sup>. Após o cruzamento das duas camadas de informação foi necessário eliminar os artefatos cartográficos gerados pelo cruzamento dos dados gerando um arquivo vetorial shapefile com a espacialização dos objetos de conservação. A partir deste shapefile foi elaborado o *target file*, um arquivo de texto que identifica nove alvos da conservação e a meta de conservação expressa em área (hectares) para cada um dos alvos.

Após a elaboração do arquivo de alvos da conservação foi organizado outro arquivo de texto que define a quantidade, em área (hectares), de alvos da conservação no interior de cada unidade de planejamento. Este arquivo foi gerado a partir da intercessão do shapefile dos alvos de conservação com o shapefile das UP.

Para cada cenário planejado foi gerado um arquivo de alvos da conservação. Para a elaboração do cenário do PSC de 1970 (1) e cenário de áreas para recuperação (2) foram utilizados valores de *targets* expressos na Tabela 4 a seguir.

Tabela 4: base de cálculo para arquivos de *target*: as porcentagens a conservar são os valores que determinam as metas

Classes de relevo	Fitofisionomia	% a Conservar Cenário 1	% a Conservar Cenário 2
Aluviais	brejo	90	90
Aluviais	cerrado	5	80
Não Aluvial	cerrado	5	80
Manguezal	mangue	90	90
Aluviais	mata	38	20
Não Aluvial	mata	38	20
Deposição Marinha	mata	38	20
Aluviais	restinga	9	90
Deposição Marinha	restinga	9	90

A porcentagem de área a ser conservada definida para cada cenário foi utilizada para calcular a área necessária de cada alvo da conservação (*target*) para atingirem as metas, conforme mostra o exemplo no Quadro 4 a seguir:

Quadro 4: *target file*

id	<i>target</i>	spf
1	1153.499	1000
2	13.78974	1000
3	2.435644	1000
...	...	...

Os valores de *Species Penalty Factor* (spf) foram constantes para todos os alvos da conservação em ambos os cenários.

O arquivo de borda foi outro arquivo importante que foi elaborado. É um parâmetro opcional requerido pelo MARXAN. Nesta pesquisa optou-se pela utilização deste parâmetro, que foi elaborado com o *software* CLUZ dentro do ambiente ArcView®, a partir do mapeamento da vegetação natural remanescente do ano 2010.

Após a elaboração dos arquivos de entrada, é necessário que se ajustem os parâmetros para as análises com o MARXAN em um módulo de configuração chamado InEdit. Na tela deste módulo o usuário pode configurar os parâmetros das análises que o MARXAN utiliza na sua rotina. Os valores dos parâmetros utilizados para os cenários gerados neste trabalho foram escolhidos com base em treinamento realizado anteriormente e em testes iniciais com os dados da área de estudo.

Na tela inicial do módulo InEdit configurou-se o número de simulações para 1000 (número de runs ou “rodadas” realizadas pelo programa para encontrar soluções), que correspondem ao número de soluções encontradas em cada análise<sup>5</sup> do MARXAN. Cada uma das “rodadas” é independente uma da outra, mas utiliza os mesmos parâmetros todas as vezes. Nesta mesma tela configurou-se o valor do modificador da borda, que minimiza o custo da borda e equilibrar o efeito negativo de uma solução fragmentada (GAME; GRANTHAM, 2008).

Utilizou-se a opção “*simulated annealing*” que restringe alterações nos cenários à medida que soluções espaciais de custo mais baixo são encontradas.

Os mesmos parâmetros foram utilizados para a elaboração dos cenários de áreas prioritárias de 1970 e identificação de áreas de recuperação. Apenas foram alterados os arquivos de entrada.

Os resultados gerados pelo MARXAN utilizados para a avaliação nesta pesquisa foram dois arquivos de texto contendo:

---

<sup>5</sup> “Análise” neste caso corresponde a cada vez que o usuário aciona o *software* MARXAN.

1. As unidades de planejamento que fazem parte da melhor solução, expressos em valores de 1 (se fizerem parte da solução) e 2 (se não fizerem);
2. Insubstituibilidade das UP (arquivo de texto com os valores de *Summed Solution*): quantas vezes (frequência) em que cada unidade de planejamento foi selecionada das rodadas de uma análise.

Também foi importante para a avaliação dos resultados o arquivo de *log* de saída, com as informações técnicas de cada “rodada” e uma planilha que é gerada no início de cada análise com um resumo dos dados de entrada do MARXAN.

Os arquivos de texto gerados pelo MARXAN foram utilizados para elaborar mapas para os dois cenários planejados. Para isso os arquivos foram associados ao mapa das unidades de planejamento no módulo ArcMap.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

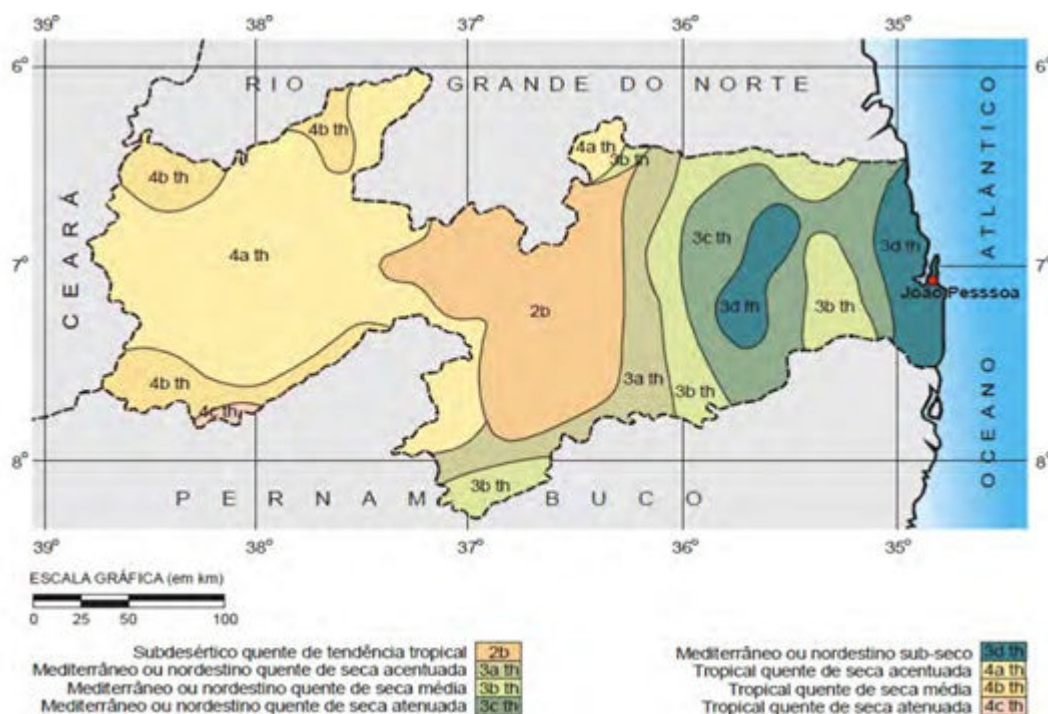
### 4.1. DELIMITAÇÃO E TRANSFORMAÇÕES DO GEOSSISTEMA DO ESTUÁRIO DO RIO PARAÍBA

O geossistema do estuário do rio Paraíba (ERP) foi delimitado com base nos princípios da teoria geossistêmica de Bertrand (2004), a partir da identificação das características climáticas, hidrológicas e geomorfológicas. Segundo o autor, o geossistema é um recorte do espaço geográfico que na escala Têmporo-espacial de Cailleux e Tricart, esta abaixo da escala de Zona, Domínio e Região Natural e pode ser subdividido em geofácies e geotopos. Quadro 5.

Quadro 5: identificação das unidades da paisagem segundo a teoria Bertrand (2004).

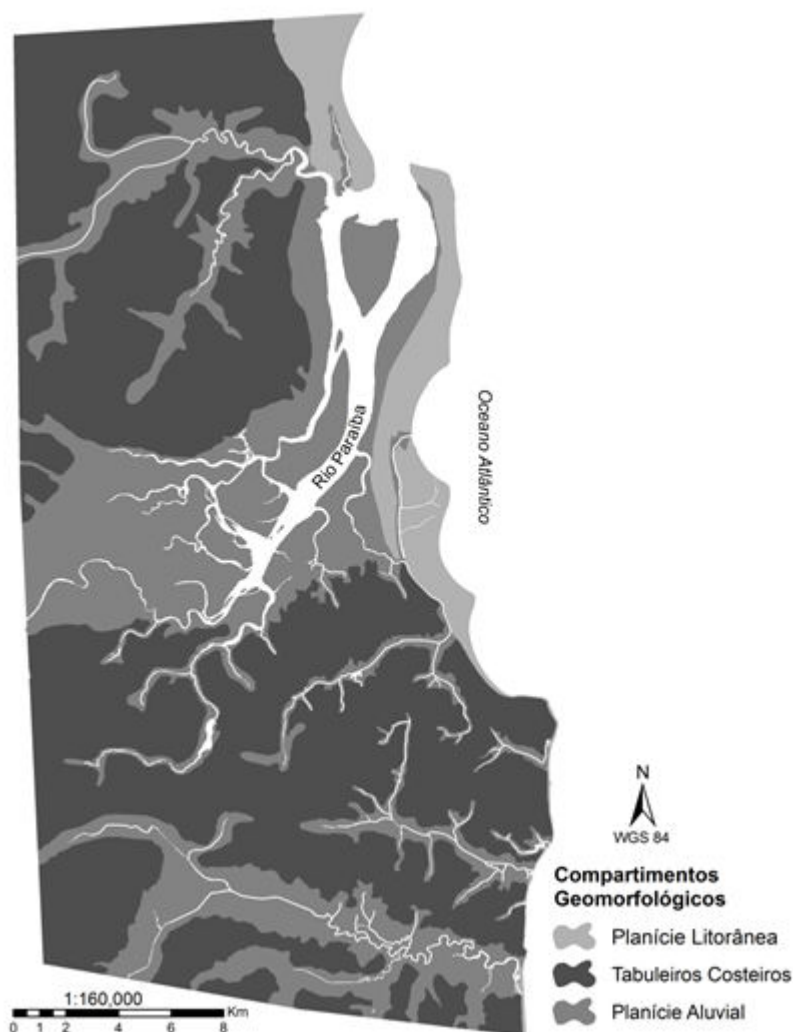
Unidade da Paisagem	Escala temporo-espacial	descrição
ZONA	G. I	Tropical
DOMINIO	G. II	Mata Atlântica Setentrional
REGIÃO NATURAL	G. III – IV	Planície Litorânea, Baixo Planalto Costeiro e Planícies Aluviais
GEOSSISTEMA	G. IV - V	geossistema do estuário do rio Paraíba
GEOFÁCIES	G. VI	Ex.: faixa litorânea da restinga que se estende do Cabo Branco até Cabedelo caracterizada por certa homogeneidade fisionômica.
GEOTOPO	G. VII	Ex.: vegetação de restinga herbácea sobre a areia da praia de Intermares em Cabedelo, Bessa, Tambaú e Cabo Branco em João Pessoa.

A primeira delimitação que aborda esta região é a abrangência do tipo de clima predominante. O geossistema do ERP está situado na zona Tropical, caracterizada pela pouca variabilidade de temperaturas durante o ano. De acordo com o Atlas Geográfico do Estado da Paraíba (1985), o clima na região do Baixo curso do rio Paraíba é identificado como do tipo As' e bioclima nordestino sub-seco. Conforme o Mapa 2, este clima ocorre em toda a zona litorânea do Estado.



Mapa 2: Bioclimas da Paraíba. Fonte: Atlas Geográfico do Estado da Paraíba (1985).

O segundo elemento utilizado para a delimitação do geossistema do ERPB foi a compartimentação geomorfológica. De acordo com CARVALHO (1982), os compartimentos que caracterizam o entorno do baixo curso do rio Paraíba são as áreas sedimentares marinhas e flúvio-marinhas onde se encontra a Baixada Litorânea (ou Planície Litorânea) e as áreas sedimentares continentais representadas pelos Baixos Planaltos Costeiros e Planícies Aluviais. O Mapa 3 apresenta as diferentes unidades geomorfológicas na área de estudo, mapeadas a partir das classes de relevo e dos trabalhos de campo.



Mapa 3 : Compartimentos geomorfológicos do geossistema do estuário do rio Paraíba, diferenciados a partir do relevo.

A drenagem foi o terceiro aspecto considerado para a delimitação do geossistema nesta pesquisa. O rio Paraíba atravessa regiões amplamente diferenciadas no Estado até a formação do estuário na Baixada Litorânea. No baixo curso do rio Paraíba, sobre os Tabuleiros Costeiros a 20 km medidos da Ponta do Seixas para o interior, e no município de João Pessoa e Bayeux há nascentes de alguns tributários cujas condições climáticas e regime pluvial se assemelham. Esta rede de drenagem proporciona uma profunda integração entre suas Planícies Aluviais que se desenvolvem entre os Tabuleiros Costeiros e alcançam a Baixada Litorânea. Este conjunto de aspectos físicos apresenta uma relativa homogeneidade e caracterizam a delimitação do geossistema do estuário do rio Paraíba.

A partir da consideração do clima, dos compartimentos geomorfológicos e da hidrologia, o geossistema do ERPB foi delimitado entre Oceano Atlântico as cabeceiras dos principais afluentes do Baixo rio Paraíba, as proximidades da bacia do rio Miriri e a bacia do rio Gramame, incluída no geossistema.

O curso dos rios Gramame, Cuiá, Jaguaribe e demais rios que cortam os Tabuleiros Costeiros de João Pessoa em direção ao oceano não possuem uma ligação direta com o estuário do rio Paraíba, mas foram incluídos no geossistema por apresentarem uma continuidade de fisionomia da vegetação, e influência destes rios no litoral do geossistema, pois a água e os sedimentos que são levados para o oceano são transportados para o norte pelas correntes marítimas, na maior parte do ano, influenciando nos processos que atingem a zona de deposição marinha. Também é importante ressaltar que a população que ocupa a área da bacia do rio Gramame possui uma estreita ligação com o estuário do rio Paraíba e possui uma identidade territorial com o município de João Pessoa.

Souza, J. (2013) considerou as classes de relevo para identificação das unidades geomorfológicas na bacia hidrográfica do rio São Miguel – AL. Em seu estudo as características que conferem relativa homogeneidade de aspectos geomorfológicos foram fator determinante para a individualização da Planície Costeira da bacia do rio São Miguel como um geossistema. A Planície Costeira que corresponde ao que Carvalho (1982, p. 21) definiu por Baixada Litorânea corresponde a “terrenos sedimentares baixos, entre 0 e 10 metros, no geral, formados recentemente (Quaternário) a partir de processos marinhos, flúvio-marinhos e eólicos”. É uma compartimentação geomorfológica que se estende na maior parte do litoral brasileiro.

A Planície Costeira na Paraíba estende-se por quase todos os 134 km do litoral paraibano e possui uma largura variada com a presença de dunas no litoral Norte e praias estreitas, principalmente no litoral sul do Estado. No estuário do rio Paraíba uma das formações geomorfológicas que se destacam é a planície de restinga, um cordão arenoso quase retilíneo formado pela acumulação dos sedimentos marinhos e fluviais que se estende por 15 km, de Cabedelo até as proximidades do bairro de Manaíra em João Pessoa (CARVALHO, 1982).



A planície de restinga de Cabedelo foi identificada por ROCHA (1992) como sendo um geossistema. O autor utilizou o encontro entre da planície de restinga com as falésias no município de João Pessoa como elemento que marca os limites do geossistema. Esta mesma delimitação foi utilizada por Ferreira e Seabra (2002) ao realizarem um estudo de compartimentação da paisagem em unidades geoambientais na região estuarina do rio Paraíba.

De acordo com RODRIGUEZ (2009), as unidades geoambientais possuem uma correspondência com os geossistemas definidos por Bertrand (2004). No trabalho de Ferreira e Seabra (2002) foram identificadas três unidades geoambientais para a região estudada, (1) a Planície Flúvio-marinha, que compreende a área caracterizada pela influência flúvio-marinha, ocorrência dos manguezais e vegetação de praia; (2) os Tabuleiros Costeiros que correspondem as áreas mais elevadas da região e (3) a Planície de Restinga correspondendo ao cordão arenoso que se estende do litoral de João Pessoa a Cabedelo.

Os compartimentos geomorfológicos podem ser uma boa indicação do limite de geossistemas. No entanto, de acordo com a teoria de Bertrand (2004, p. 147) é importante considerar parâmetros climáticos e hidrológicos conjuntamente, e prezar pela identificação de uma sobreposição de características físicas que promovam um “contínuo ecológico no interior de um mesmo geossistema”. Em consonância com estas observações, Magalhães e Silva (2010) desenvolveram uma análise das nove unidades geoambientais identificadas no Estado do Ceará pela FUNCEME (Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos) em um estudo publicado em 2009. Neste estudo, mesmo utilizando os compartimentos geomorfológicos como principal elemento de diferenciação das unidades, foram também considerados aspectos climáticos e hidrológicos que atribuem certa homogeneidade de aspectos naturais.

De acordo com Bertrand (2004), as dimensões de um geossistema não são absolutas e podem variar entre dezenas e centenas de quilômetros quadrados e relacionam-se com a escala das informações utilizadas para a delimitação. Os aspectos geomorfológicos correspondem normalmente a feições do modelado e limites do relevo passíveis de uma delimitação mais precisa (MAGALHAES; SILVA, 2010). São normalmente representados por mapeamentos de pequena escala que

difícilmente terão um claro rebatimento dos seus limites com o que é possível observar em campo. Esta diferença de escala pode ser uma provável justificativa para o caráter apenas descritivo dos limites dos geossistemas nos estudos de Araújo (2008), Souza, J. (2013), Rocha (1992), Ferreira e Seabra (2002) e Magalhaes e Silva (2010), pois nestes estudos, o estabelecimento de uma área exata que correspondesse àquela unidade geossistêmica não foi considerado essencial.

No presente estudo foi necessário não apenas a identificação dos elementos físicos que definem a área do geossistema do ERPB, mas também a delimitação de uma medida de área específica para proceder com análises de métrica da paisagem e planejamento sistemático. Por esta razão foi traçado um polígono que definiu os 62.143 ha de área do geossistema. É importante salientar que os limites na natureza seguem uma dinâmica e variabilidade que não se representam em formas geométricas bem definidas, como pontos, linhas e polígonos. Isto faz com que a descrição das características que marcam os limites naturais seja mais importante do que a posição geográfica de uma linha arbitrada em função de um mapeamento.

Apesar de que a escala de geossistema “constitui uma boa base para os estudos de organização do espaço porque ela é compatível com a escala humana” (BERTRAND, 2004, p. 146), são escassos os trabalhos voltados para a conservação da biodiversidade e análise da ecologia da paisagem utilizando a abordagem geossistêmica. Frequentemente, os trabalhos que utilizam a escala de geossistema possuem um caráter descritivo e classificam os ambientes quanto ao potencial e vulnerabilidade ambiental com base, principalmente, em aspectos físicos da paisagem e algumas vezes considerando o nível de antropização do geossistema.

#### *4.1.1. Ocupação humana do geossistema do estuário do rio Paraíba*

A população brasileira em 1950 era formada por 18 milhões de habitantes na área urbana e de 33 milhões na zona rural. Em 1960 esta diferença começou a diminuir e na década de 1970, pela primeira vez, a população urbana ultrapassou em 11 milhões de habitantes a população rural. Em 2010 a população urbana brasileira totalizava 160 milhões de habitantes, ou seja, em 60 anos a quantidade de pessoas vivendo nas cidades foi multiplicada 8,5 vezes, enquanto a população total

creceu um pouco mais de 3 vezes, evidenciando o processo de êxodo rural e crescimento acelerado das cidades (IBGE, 2013).

Este processo ocorreu em todos os Estados brasileiros, sendo que na região Nordeste apenas na década de 1980 o contingente populacional urbano superou o rural (Figura 5). Na Paraíba, o êxodo rural começou a se intensificar a partir de 1970. Este fluxo migratório refletiu no aumento da população nas áreas urbanas do Estado, mas principalmente nas cidades maiores, João Pessoa e Campina Grande. Esse processo foi responsável pela proliferação de aglomerados subnormais, compostos, sobretudo, de migrantes das zonas rurais dos municípios do Agreste e Litoral paraibano (MOREIRA; TARGINO, 1997).

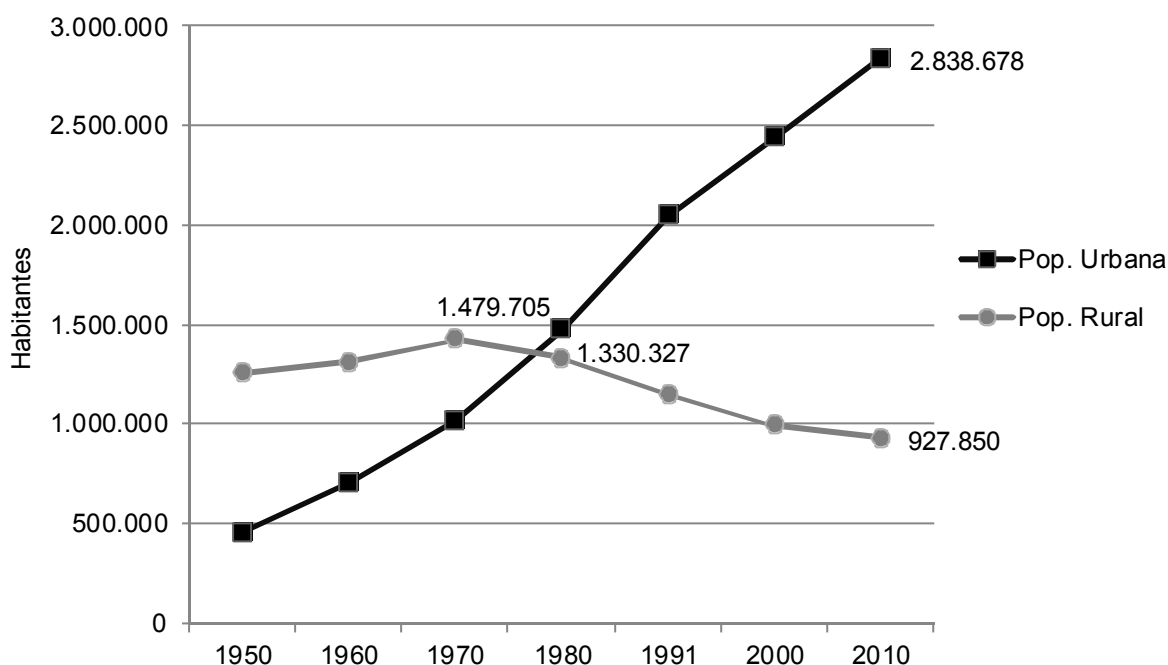


Figura 5: Evolução da população urbana e rural do Estado da Paraíba. Fonte: IBGE (2013).

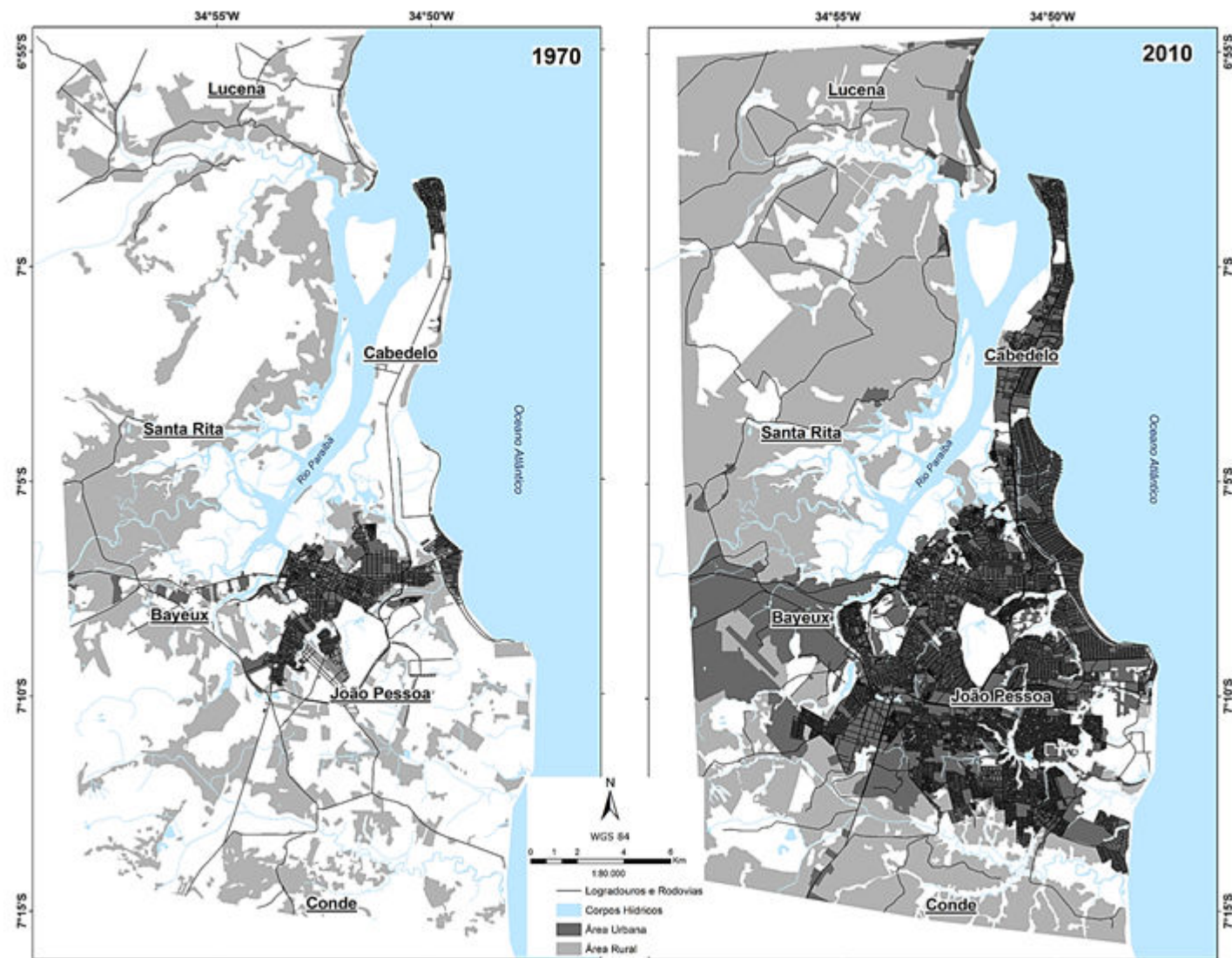
De acordo com Moreira e Targino (1997) o processo de retração da população rural na Paraíba foi mais intenso nas Microrregiões de João Pessoa, Sapé, Brejo Paraibano e Campina Grande. A origem do êxodo rural está associada a uma série de fatores pautados nas transformações na organização agrária do Estado. Entre os fatos tidos como mais relevantes para os autores e que refletem mais diretamente nas transformações do uso do solo estão a expansão da monocultura de cana-de-açúcar sobre áreas tradicionalmente policultoras e a expansão da pecuária extensiva.

A monocultura da cana-de-açúcar era tradicionalmente cultivada em grandes propriedades nas várzeas mais largas do litoral, enquanto sobre os tabuleiros costeiros pequenos produtores desenvolviam a policultura alimentar. Os incentivos econômicos do Programa Nacional do Álcool (Proalcool) apoiaram a expansão dos canaviais que substituíram muitas destas lavouras, assim como áreas de vegetação natural pelo extenso canavial que homogeneizou a paisagem desta região (MOREIRA; TARGINO, 1997).

O Proalcool foi um programa do Governo Federal brasileiro instituído em 1975 e incrementado em 1979, que incentivava a produção do álcool através de créditos e incentivos fiscais, tanto para a produção industrial quanto agrícola. Financiava até 80% do investimento caso as destilarias utilizassem cana-de-açúcar. Este incentivo foi muito importante para a economia paraibana e fez a produção de álcool no Estado saltar de 3,8 milhões de litros na safra de 1972/1973 para 67 milhões de litros na safra de 1976/1977 (EGLER, 1985).

Este aumento da produção de cana-de-açúcar marcou profundamente as transformações na margem esquerda do rio Paraíba, principalmente a partir do final da década de 1970 e início da década de 1980. Atualmente ainda são as plantações de cana-de-açúcar que caracterizam a matriz desta porção do geossistema, juntamente com plantações de coco voltadas para a produção industrial.

No Mapa 4 é possível observar que as áreas urbanas (neste trabalho foram incluídas nesta legenda as ocupações em áreas rurais) concentram-se majoritariamente na margem direita do estuário do rio Paraíba, onde se localizam as áreas urbanas de Bayeux, Santa Rita, João Pessoa e Cabedelo. Atualmente a zona urbana destes municípios forma uma cornubação, ou seja, uma grande mancha urbana contínua. Na parte sul do município de João Pessoa e nas proximidades do Parque Estadual do Xém-Xém em Bayeux, ainda há áreas menos adensadas que preservam características de zona rural, mas que aos poucos está sendo alcançada pelo adensamento urbano.



Mapa 4: Espacialização da matriz antrópica de 1970 e 2010

A cidade de João Pessoa foi fundada em 1585 e desenvolveu-se inicialmente a partir do centro no bairro do Varadouro, nas margens do rio Sanhauá. Apesar de ser uma das cidades mais antigas do Brasil, permaneceu até o Século XX circunscrita numa área restrita “atrelada a antigos costumes e feições coloniais”. E foi a partir das intervenções de melhorias de infraestrutura urbana e a abertura de vias de acesso, que a cidade iniciou seu processo de expansão (VIDAL, 2004, p. 95).

A Avenida Eptácio Pessoa, construída na década de 1920, desceu o tabuleiro costeiro e marcou o início da ligação entre o centro consolidado de João Pessoa e o litoral do município. A Figura 6 mostra no primeiro plano a lagoa do Parque Solon de Lucena em meio a um centro urbano edificado e a Avenida Eptácio Pessoa em segundo plano. A avenida recebeu muitos investimentos do poder público e tornou-se um novo eixo de crescimento da cidade (VIDAL, 2004).



Figura 6: Visão aérea da lagoa do Parque Solon de Lucena com a Avenida Eptácio Pessoa no segundo plano. Fonte: Arquivo Humberto Nóbrega sem data. *apud* Vidal, 2004.

A segunda metade do Século XX foi marcada por transformações políticas na região, impulsionadas principalmente por incentivos do governo federal, como a instalação do Distrito Industrial pela SUDENE na década de 1960, ampliação do sistema viário e investimentos dos programas habitacionais do Banco Nacional de Habitação que impulsionaram a ocupação da parte sudeste do município de João Pessoa, principalmente por habitações populares. As habitações de padrão superior foram construídas inicialmente ao longo da Avenida Epitácio Pessoa e posteriormente na zona litorânea do município (SPOSATI *et al.*, 2010).

O litoral de João Pessoa no trecho ao longo da rodovia BR230 até o centro de Cabedelo era ocupado principalmente por moradias temporárias (casas de veraneio) e vilas de pescadores conforme mostra a fotografia aérea da década de 1960 na Figura 7. A partir da década de 1980 intensificou-se a valorização imobiliária e ocupação da faixa litorânea por casas de alto padrão, inicialmente na faixa litorânea próxima a Avenida Epitácio Pessoa e nas proximidades de antigos núcleos já ocupados anteriormente.

A ocupação da faixa litorânea por moradias da classe mais alta intensificou-se ainda mais a partir da década de 1990, quando, pelo processo de verticalização, a paisagem da planície litorânea foi profundamente alterada. (Figura 8). Na seção norte do geossistema do ERPB o município de Lucena repete o mesmo padrão de ocupação da faixa litorânea pela área urbanizada do município, enquanto sobre os tabuleiros predominam as culturas de cana-de-açúcar e coco.





Figura 7: Vista aérea da praia do Cabo Branco em João Pessoa da década de 1960. Foto: Fernando Moura.



Figura 8: Vista aérea da praia do Cabo Branco em João Pessoa em 2010. Foto: Dirceu Tortorello.

De acordo com Sposati *et al.* (2010), os programas habitacionais foram responsáveis por 24% dos 33,5% de crescimento do número de domicílios entre os anos de 1963 e 1978. Conforme a Tabela 5, o número de domicílios aumentou de



aumentou mais de 4 vezes entre 1970 e 2010, com destaque para Cabedelo e João Pessoa, tanto pelo aumento na quantidade de domicílios, mas também por serem os municípios completamente inseridos dentro do geossistema.

Tabela 5: Número de domicílios e empresas nos municípios do geossistema do estuário do rio Paraíba conforme IBGE (2013).

<b>Município</b>	<b>Domicílios 1970</b>	<b>Domicílios 2010</b>	<b>Empresas 1970</b>	<b>Empresas 2010</b>
Bayeux	6.545	27.934	3	1.125
Cabedelo	3.022	17.110	8	1.394
Conde	943	5.781	-	238
João Pessoa	38.663	213.256	153	18.351
Lucena	1.012	3.102	-	141
Santa Rita	10.333	33.546	7	1.300
$\Sigma$	60.518	300.729	171	22.549

Pela Tabela 5 também é possível observar que a quantidade de empresas existentes em 2010 é muito maior do que em 1970, evidenciando o desenvolvimento econômico e a transformação na economia dos municípios.

De acordo com Vidal (2004), a melhoria do sistema viário de João Pessoa e a abertura de novas vias de acesso impulsionaram o crescimento da cidade para outros eixos. No Mapa 4 é possível observar o espessamento da malha viária e a abertura de novas rodovias. As margens das rodovias BR 230 e BR 101 foram ocupadas por habitações, estabelecimentos comerciais e industriais e apenas as áreas protegidas resguardam o testemunho da vegetação nativa neste trecho do geossistema.

#### **4.2. QUANTIFICAÇÃO DAS TRANSFORMAÇÕES DA PAISAGEM DO GEOSSISTEMA**

A transformação da paisagem do geossistema do estuário do rio Paraíba pode ser apreendida considerando diversos aspectos. Nesta etapa do trabalho a dinâmica foi abordada através das mudanças na distribuição espacial das áreas de cobertura vegetal, um dos elementos componentes da paisagem.

A área de estudo definida a partir da teoria geossistêmica possui 62.143 ha, que foram mapeados a partir de informações de dois momentos históricos, 2010 e 1970. Conforme a Figura 9 foram mapeadas duas classes principais de uso e

ocupação do solo, áreas antropizadas e áreas naturais. Foram mapeados também 3.955 ha de corpos d'água, que equivalem ao espelho d'água de açudes, lagos e das partes mais largas dos rios, sem considerar o Oceano Atlântico. Esta classe equivale a 6% da área de estudo e devido a escala utilizada no mapeamento, não foi possível identificar mudanças significativas na área ocupada pelos corpos hídricos na paisagem.

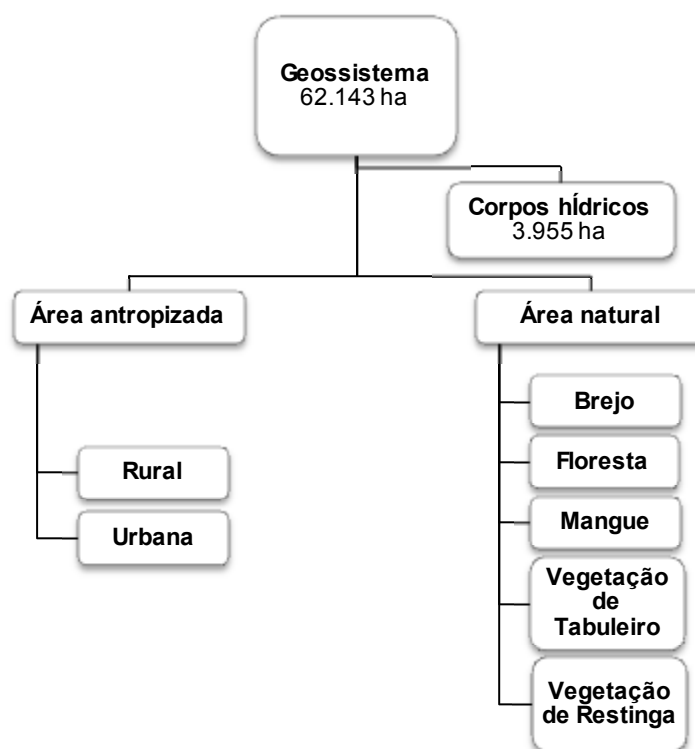
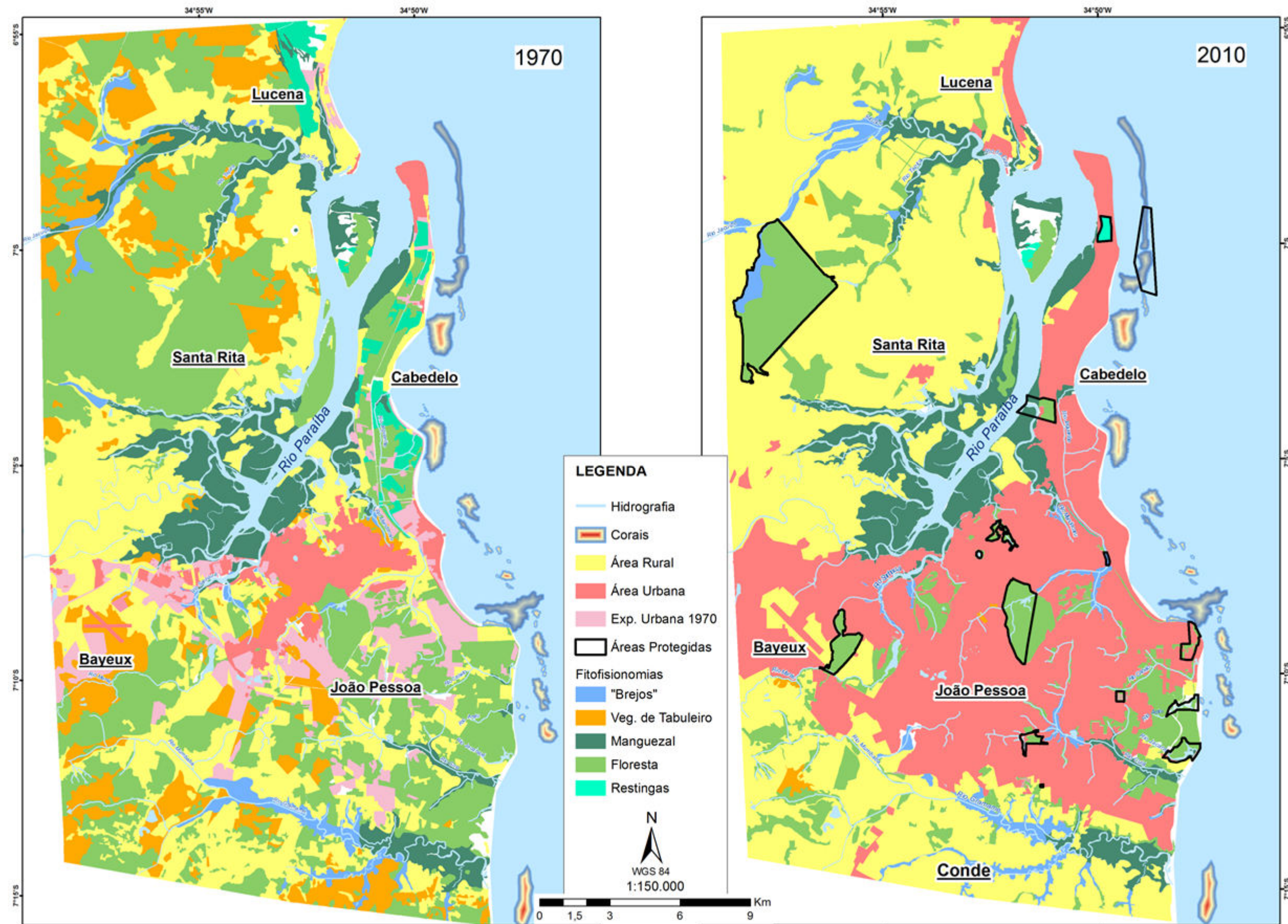


Figura 9: Organograma das classes de uso e ocupação do solo que foram mapeadas para os anos de 1970 e 2010.

No mapeamento dos dois anos estudados os elementos foram classificados de acordo com o organograma apresentado na Figura 9, de modo que toda a área de estudo fosse representada em dois momentos distintos. Para cada uma das classes foram calculadas as áreas que ocupam na paisagem. Para as classes de vegetação natural, foram calculadas, além da área ocupada, métricas que refletem parâmetros ecológicos inerentes à organização espacial da vegetação. Foram utilizadas métricas relacionadas à área, comprimento de borda e forma dos fragmentos. Através da comparação das métricas calculadas para os dois anos, foi possível descrever quantitativamente as modificações e tecer um panorama da degradação dos ambientes naturais da área estudada.



Dentro da classe de áreas urbanas foram agrupadas todas as diferentes formas de ocupações que não correspondiam a áreas dedicadas às culturas agrícolas (pastos e plantações). Desse modo foram representadas nesta classe todas as áreas ocupadas por vilas agropastoris localizadas nas zonas rurais, zonas industriais a áreas urbanas consolidadas. O nome “área urbana” foi adotado para esta classe por ser o tipo de ocupação predominante neste agrupamento. A área de estudo não cobre toda a extensão dos municípios de Santa Rita, Bayeux e Lucena, mas todas as principais zonas urbanas estão representadas na área de estudo.

No ano de 1970 foram identificadas nas cartas da SUDENE algumas áreas em que havia o traçado do arruamento, mas ainda não havia edificações. Estas áreas correspondiam aos loteamentos abertos para expansão urbana, e estão identificadas no Mapa 5, sob a legenda de “Exp. Urbana 1970”. Foram quantificadas dentro da classe de área urbana de 1970, pois já não preservavam a cobertura vegetal original, e se tratavam de áreas antropizadas não rurais.

Neste trabalho a vegetação foi representada em grandes grupos vegetacionais, de modo que o mapeamento da vegetação de 2010 mantivesse certa correspondência entre as classes presentes nas cartas da SUDENE. A partir dos trabalhos de campo foi possível observar que a paisagem do geossistema do ERPB é profundamente marcada por um mosaico de diferentes tipos fitofisionômicos, como já podia ser observado nas cartas e imagens de satélite. Em campo observou-se que esta heterogeneidade de ambientes é ainda mais acentuada pelas áreas de transição entre tipos diferentes de ecossistemas que conferem características singulares de habitat.

Os trabalhos de campo também permitiram que fosse feito o refinamento da classificação fitofisionômica, de modo que foi possível separar as classes de “Cerrado” em Vegetação de restinga e Vegetação de tabuleiro e reconhecer os limites da vegetação de manguezal.

Os remanescentes de vegetação de restinga encontram-se bastante isolados e modificados pela ocupação humana no mapeamento de 2010. A vegetação herbácea de restinga que se desenvolve na areia das praias, pela dimensão reduzida da sua abrangência, não foi mapeada neste trabalho. No entanto, em trabalhos de campo foi possível observar que nos trechos de praia em



que não há construções sobre as areias, esta vegetação está conservada. (Figura 10).



Figura 10: Vegetação de restinga herbácea nas proximidades da foz do rio Jaguaribe entre as praias de Internares (Cabedelo) e Bessa (João Pessoa). Foto: Pamela Stevens. Julho 2013.

Foram mapeados os tipos arbóreo e florestal de vegetação de restinga que correspondem às formações mais expressivas que se desenvolve nos terrenos de deposição marinha. Exemplos destes dois tipos de vegetação encontram-se nos 50 ha do Parque Natural Municipal de Cabedelo (Figura 11) e nos 54 hectares de floresta mapeados na FLONA Restinga de Cabedelo (Figura 12).



Figura 11: Aspecto da vegetação de restinga arbórea no Parque Natural Municipal de Cabedelo. Foto: Carolina Holanda. Dezembro 2013.



Figura 12: Interior da floresta de restinga na FLONA da Restinga de Cabedelo. Foto: Pamela Stevens. Janeiro de 2014.

No período estudado não foram detectadas alterações significativas na área ocupada pelo manguezal. Diferente do que ocorreu na cidade do Recife, em que áreas de manguezal foram aterradas como medida emergencial para atender o acelerado crescimento urbano (PONTUAL, 2001), na região do estuário do rio Paraíba esta medida foi tomada com menos vigor. Aterros de mangue para ocupação em João Pessoa datam de antes de 1970, como por exemplo, o aterro no bairro da Ilha do Bispo em João Pessoa, em consequência da abertura da Avenida Liberdade e da construção de moradias. Algumas áreas de mangue foram ocupadas por salinas e viveiros de peixe, que depois foram transformados em viveiros para carcinicultura.

No entanto, é preciso ressaltar que os manguezais estão sujeitos a severos impactos ambientais relacionados ao aumento da população e consequentemente ao aumento da quantidade de efluentes despejados nos rios. De acordo com Marcelino (2000), o estuário do rio Paraíba recebe  $9.525 \text{ m}^3/\text{mês}$  de esgoto *in natura* proveniente das ocupações marginais ao estuário e afluentes próximos, como mostra a Figura 13. Recebe também  $2.333.000 \text{ m}^3/\text{mês}$  provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) localizada no bairro do Roger em João Pessoa, que

são despejados no rio Tambiá, afluente do rio Paraíba. A Figura 14 mostra o local de saída do emissário da referida ETE.

Em estudo mais recente, Sousa *et al.* (2013) detectaram que o nível de poluição da água do rio Paraíba está acima dos limites permitidos pela legislação brasileira.



Figura 13: Ocupação nas margens do manguezal no rio Sanhauá em João Pessoa. Foto: Pamela Stevens. Fevereiro de 2013



Figura 14: Local de emissão dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgotos da CAGEPA no rio Tambiá. Foto: Slany Castro. Outubro de 2012

No estudo realizado por Guedes (2002) foi detectado um pequeno aumento na ocupação do manguezal devido à colonização de antigas dunas arenolamosas pela vegetação de manguezal nas porções estuarinas, onde se concentram as maiores descargas de efluentes. No entanto, segundo o autor, não há um efeito positivo neste aumento da vegetação, pois as altas concentrações de matéria orgânica tem afetado a qualidade de vida de muitas espécies do ambiente estuarino.

As áreas de cotas mais elevadas do geossistema são recortadas pelos vales dos rios e formam um mosaico de tipos diferentes de vegetação. Foi identificado que nas áreas mais elevadas, planas e caracterizadas por solos arenosos, desenvolve-se a vegetação de tabuleiro que varia desde os tipos campestre e arbóreo, como na área identificada por “tabuleiro das lagoas” em Araújo (2012) (Figura 15), até tipos mais densos desta vegetação, que ocorrem em algumas áreas nas proximidades do recém-construído centro de convenções de João Pessoa (Figura 16). Por uma questão de comparação entre os dois anos estudados, a classificação (floresta e cerrado) destes dois tipos de vegetação de tabuleiro, identificada nas cartas da SUDENE, foi mantida no mapeamento de 2010.





Figura 15: Tipo arbustivo de vegetação de tabuleiro entre os municípios de Bayeux e Santa Rita (Tabuleiro das Lagoas). Foto: Pamela Stevens. Outubro de 2012.

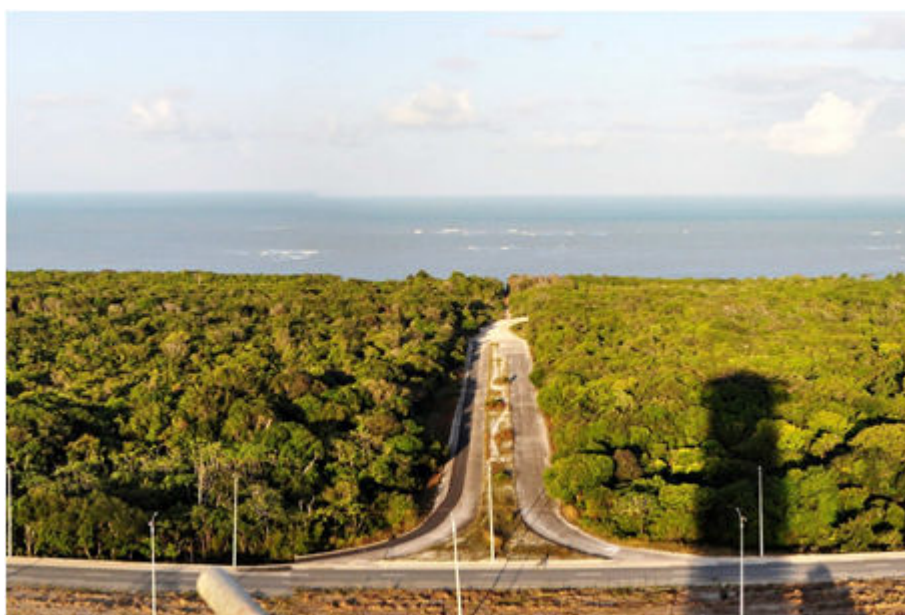


Figura 16: Vegetação de tabuleiro em frente ao centro de convenções de João Pessoa. Foto: Emo Durá. Agosto 2012.

Entremeando a vegetação menos densa de tabuleiro, há fragmentos florestais como a Floresta Estacional Semidecidual da RPPN Gargaú no município de Santa Rita (FIALHO; GONÇALVES, 2008) (Figura 17) e fragmentos de matas ciliares nas encostas dos vales dos rios. As áreas próximas aos cursos d'água e que estão fora da influência marinha, foram classificadas no mapeamento dos dois anos



estudados como “brejos” e correspondem a terrenos permanentemente ou periodicamente alagados onde se desenvolvem diferentes tipos de vegetação adaptadas a estas condições. São comumente encontradas espécies de ciperáceas, blechnaceas, aráceas e ninfeáceas (Figura 18 e Figura 19).



Figura 17: Vegetação da RPPN Gargaú no município de Santa Rita. Foto: Pamela Stevens. Outubro 2012.



Figura 18: Vegetação de área úmida na RPPN Gargaú. Foto: Pamela Stevens. Fevereiro de 2013



Figura 19: Mata ciliar e vegetação de área úmida nas margens do rio Soé em Santa Rita. Foto: Pamela Stevens. Fevereiro de 2013

Entre as classes de vegetação natural estudadas neste trabalho, apenas a vegetação de áreas úmidas (ou alagáveis) teve sua ocupação relativamente conservada diante do avanço das fronteiras agrícolas e urbanas. De modo geral, como pode ser visto no Mapa 5, houve um crescimento das áreas antropizadas, modificando toda a paisagem do geossistema.

De acordo com a Figura 20, em 1970 39% da paisagem estavam ocupados por áreas antropizadas, que totalizavam 24.000 ha, considerando as áreas urbanas e rurais. Em 2010 foram identificados 43.335 ha de áreas antropizadas, o que equivale a 70% da área de estudo.

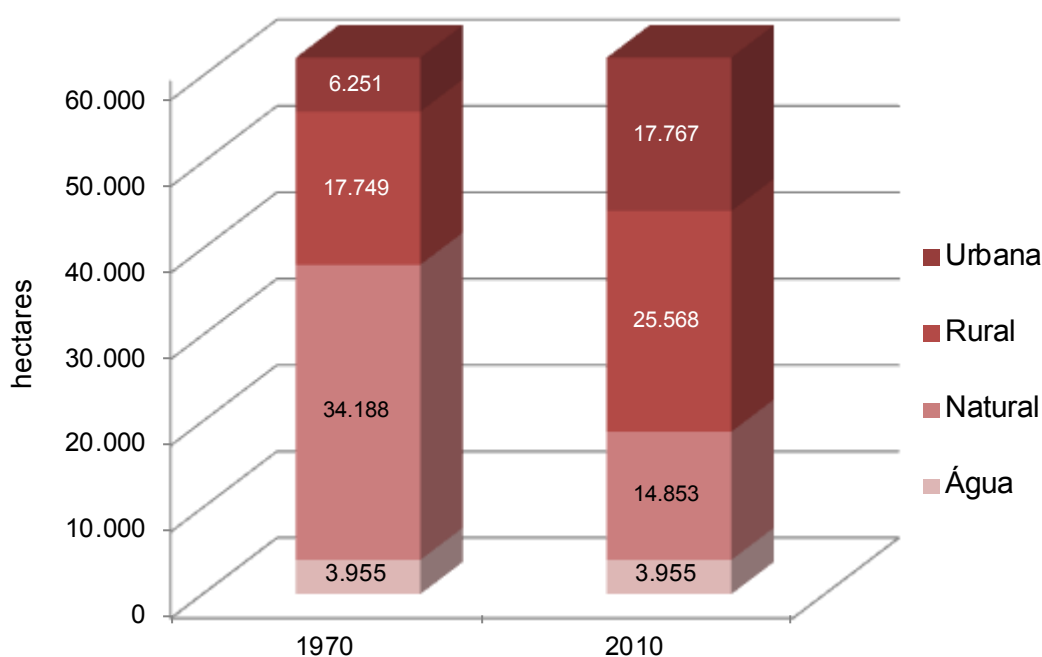


Figura 20: Proporção das áreas urbanas, rurais e naturais em 1970 e 2010: aumento da área urbana e rural em detrimento da área natural.

Em 36 anos houve um crescimento de 69% das áreas antropizadas rurais e de 35% das áreas urbanas. O crescimento das áreas antropizadas acarretou uma expressiva redução de 43% das áreas de vegetação natural que ocupavam 34.188 ha em 1970, e passaram a ocupar apenas 14.853 ha em 2010. A partir do Mapa 4 e do Mapa 5 é possível observar que o estuário do rio Paraíba divide dois tipos predominantes de ocupação que se expandiram sobre as áreas naturais na paisagem. Na porção do geossistema no lado esquerdo do estuário há a predominância da ocupação rural e do lado direito, onde se localizam a cidade de João Pessoa e Cabedelo, predominam as áreas urbanas. Estas diferenças caracterizam os dois tipos de matriz na paisagem do geossistema.

O crescimento das áreas urbanas no geossistema se deu principalmente nas proximidades de João Pessoa, capital do Estado, que centraliza as principais

atividades econômicas da região. Na cidade de João Pessoa, desde sua fundação até a década de 1970, a área voltada para habitações ocupou apenas 30% do território municipal. Esta ocupação do território aumentou 76% nos últimos 37 anos devido a um intenso processo de espraiamento da área urbana, sobretudo influenciado pelos programas governamentais de habitação (PMJP, 2010). O crescimento econômico também é refletido pelo aumento das áreas de cultivo, tanto das monoculturas de grandes empresas quanto para o abastecimento das áreas urbanas.

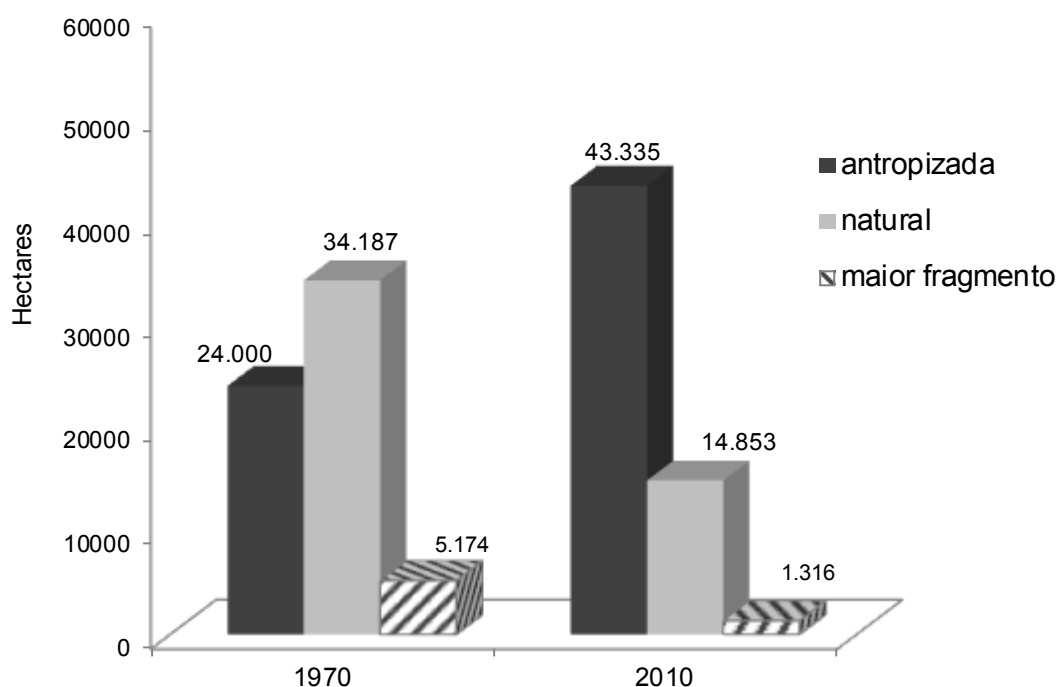


Figura 21: Variação das áreas antropizadas, naturais e a área do maior fragmento de vegetação natural.

A Figura 21 exhibe a redução das áreas naturais em detrimento das áreas antropizadas e a redução da área do maior fragmento de vegetação. O fragmento em questão trata-se de uma propriedade do engenho Japungu no município de Santa Rita. Este fragmento, que em 1970 cobria um contínuo de 5.174 ha, em 2010 foi reduzido a quatro fragmentos menores e o maior cobre uma área de 1.316 ha, dos quais 1058 ha foram declarados como Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN). Desde 1970 o entorno deste fragmento foi ocupado por diferentes tipos de

culturas, atualmente encontra-se inserido numa matriz homogênea com a presença apenas da cultura de cana-de-açúcar.

Juntamente com esta área protegida particular foi levantado um total de 16 áreas protegidas que recobrem um total de 19% da área de remanescentes (Figura 22). Destas unidades, dez estão sob a administração municipal, quatro são estaduais, sendo apenas a FLONA Restinga de Cabedelo, com área de 124 ha, de responsabilidade federal. Este dado chama atenção para a reduzida participação do poder público federal na conservação dos remanescentes vegetacionais, sobretudo porque a área foi considerada pelo Ministério do Meio Ambiente uma área prioritária para conservação da biodiversidade (MMA, 2007).

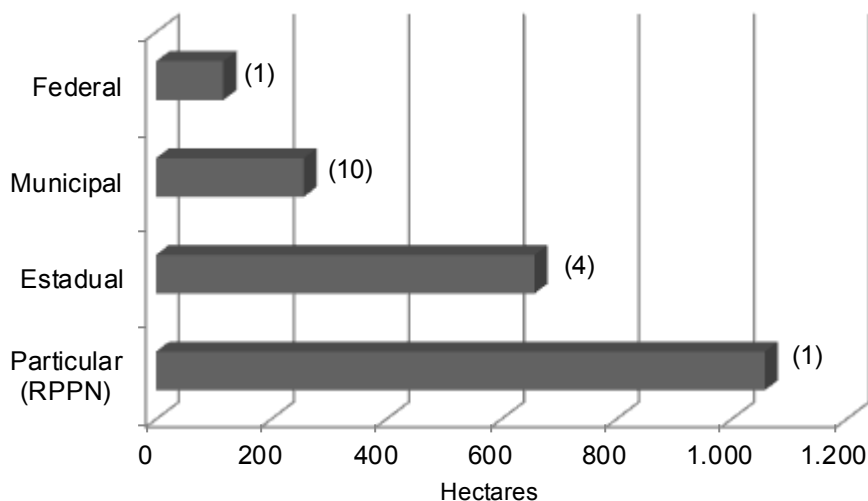


Figura 22: Áreas protegidas do geossistema do estuário do rio Paraíba, segundo a esfera de responsabilidade.

A partir do Mapa 6 que mostra as Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade dispostas na Portaria Nº 9/2007 do MMA, sobrepostas ao mapa das unidades de conservação do geossistema do ERPB, foi possível verificar que 98% das áreas protegidas existentes na região se sobrepõem ao menos a uma das categorias identificadas. Desta maneira é possível compreender a importância que diretrizes governamentais têm de justificar a importância de preservar os ecossistemas situados no geossistema do estuário do rio Paraíba.



Mapa 6: Áreas Prioritárias Para Conservação da Biodiversidade ajustadas ao geossistema do ERPB.

O processo de substituição de áreas naturais por antropizadas desencadeia um processo de fragmentação das manchas de vegetação e diminuição do tamanho médio dos fragmentos. Este é um padrão que tem sido observado em áreas com diferentes processos de transformação. Guisard, Kuplich e Morelli (2007) detectaram para o município de São José dos Campos, uma diminuição da área do maior fragmento em 3,15% e diminuição da área média dos fragmentos em 22% no intervalo de 31 anos. Já para o município de Arvorezinha, onde houve um pequeno aumento da área ocupada pela vegetação natural, devido ao cumprimento da legislação ambiental, também houve um processo de fragmentação acompanhado pela diminuição da área média dos fragmentos em 70% (PÉRICO, CEMIN, 2006).

A importância da presença de grandes fragmentos de vegetação está relacionada à teoria da dinâmica fonte-sumidouro, que considera o movimento dos indivíduos entre os fragmentos para a manutenção das populações. Neste modelo os fragmentos considerados fontes, são aqueles onde a taxa de nascimento excede a taxa de mortalidade e os indivíduos migram para fragmentos considerados sumidouros, onde a taxa de mortalidade excede a de nascimento. A partir da consideração desta teoria é possível entender a importância da presença dos grandes fragmentos por serem “áreas-fonte de dispersores, polinizadores e propágulos, criando condições favoráveis para a manutenção da biodiversidade local” (CALEGARI *et al.*, 2010, p. 876).

Em uma paisagem composta por tipos diversificados de vegetação é importante que haja fragmentos de cada tipo que funcionem como área-fonte. No geossistema do ERPB foi observada a diminuição da área dos fragmentos de maior extensão na paisagem referentes às classes de vegetação de restinga, floresta, mangue e vegetação de tabuleiro. A Tabela 6 exhibe o valor da área dos maiores fragmentos de cada classe, expressos pelo valor do índice de fragmentos (LPI), assim como a porcentagem de área da paisagem ocupada por estes fragmentos. Observa-se que houve uma severa redução, sobretudo na classe de vegetação de restinga e vegetação de tabuleiro.

Tabela 6: Área do maior fragmento e LPI: porcentagem da paisagem coberta pela área do maior fragmento

Classe	1970		2010	
	Área (ha)	LPI	Área (ha)	LPI
“Brejos”	195,92	0,32%	286,52	0,46%
Vegetação de tabuleiro	680,29	1,09%	92,2	0,15%
Mangue	1.011,58	1,63%	812,4	1,31%
Floresta	5.174,37	8,33%	1.316,06	2,12%
Vegetação de restinga	236,55	0,38%	50,78	0,08%

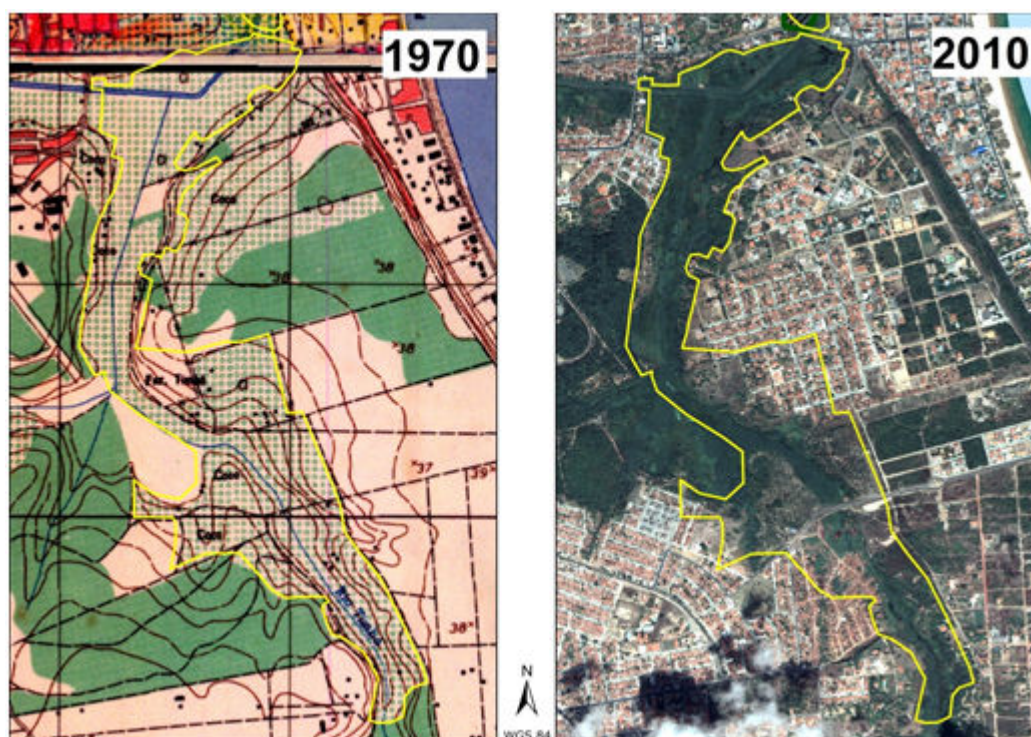
A classe “Brejos” corresponde ao tipo de vegetação que se distribui ao longo das drenagens dos principais rios e onde não ocorrem condições para a presença de manguezais. Em 1970 a maior parte desta vegetação estava inserida em fragmentos maiores de outras classes que eram atravessadas pelos rios. A vegetação ciliar inserida nestes fragmentos maiores foi, em muitos casos, a única poupada pelo desmatamento. Normalmente por serem áreas de solo não apropriado

para ocupação humana ou pela força da legislação que, através do Código Florestal Brasileiro, que trata da proteção das Áreas de Preservação Permanente (APP), determina que a vegetação ciliar seja preservada.

A primeira edição do Código Florestal Brasileiro entrou em vigor no ano 1965, data posterior ao estabelecimento de muitas ocupações em áreas de maior declividade e de proximidade a leito de rios e nascentes. Com a cobrança pelo cumprimento de legislações ambientais que coíbem a ocupação de áreas de APP e incentivam o estabelecimento de reserva legal nas áreas rurais, deu-se o processo de regeneração da vegetação nativa. Périco e Cemin (2006) identificaram um incremento da cobertura vegetal de capoeira e mata ciliar ao redor dos cursos d'água, o que fez aumentar o total de área ocupada pela vegetação natural. Callegari *et al.* (2010) identificaram que além da cobrança pelo cumprimento da legislação, o incremento de áreas naturais se deu pelo abandono de algumas áreas rurais resultante das modificações na economia da região.

No geossistema do ERPB foi detectado que algumas áreas próximas aos cursos de rios e localizadas principalmente no município de João Pessoa em 1970, eram ocupadas com lavouras. Em 2010 praticamente todas estas áreas foram ocupadas por residências ou tiveram a cobertura de vegetação natural regenerada. (Mapa 7). Tanto em Périco e Cemin (2006) como em Callegari *et al.* (2010), as áreas regeneradas não significaram melhorias nas formas ou fragmentação da paisagem. De forma semelhante, no geossistema do ERPB as áreas regeneradas representam menos de 1% da área de vegetação natural mapeada em 2010. Estas áreas refletem mais a mudança do tipo de economia dominante no município de João Pessoa, do que o cumprimento de restrições legais de uso do solo ou políticas de melhoria de qualidade ambiental.





Mapa 7: Regeneração de áreas de cultivo nas várzeas do rio Timbó.

Fahrig (2003) salienta a importância de diferenciarem-se os efeitos entre fragmentação *per si* e perda de habitat. Para a autora é necessário interpretar a fragmentação relacionando este fenômeno ao aumento no valor do perímetro e da complexidade da forma dos fragmentos. Neste caso os efeitos da fragmentação podem ser associados à redução da área de habitat. A Tabela 7 apresenta as métricas de área e número de fragmentos, calculadas com o módulo *Patch Analyst*.

Tabela 7: Métricas de área e de número de fragmentos calculadas com o *Patch Analyst*

MÉTRICAS	ANO	Áreas Naturais					$\Sigma$
		"Brejo"	Veg. de tabuleiro	Mangue	Floresta	Veg. de restinga	
Número de Fragmentos (NUMP)	1970	42	109	82	227	26	486
	2010	58	5	56	140	6	265
Área da Classe (CA) (ha)	1970	1299,7	7204,6	5560,8	18986,7	1136,2	34188
	2010	1811,7	149,4	5621	7161,4	103,6	14847,1
Tamanho médio dos fragmentos (MPS) (ha)	1970	31	66,1	67,8	83,6	43,7	*
	2010	31,2	29,9	100,4	51,2	17,3	*
Desvio padrão do tamanho dos fragmentos (PSSD) (ha)	1970	37,9	122,7	138	379,1	57,7	*
	2010	58	31,9	155,6	131,1	16,3	*



De acordo com a Tabela 7, no geossistema do ERPB, em 1970, havia o total de 486 fragmentos de vegetação natural passando a 265 fragmentos em 2010. A análise do número de fragmentos isoladamente não revela que houve uma severa diminuição no total de área ocupada pela vegetação. Para isso é necessário considerar a redução da área ocupada pela vegetação e a diminuição do tamanho dos fragmentos.

A área ocupada pelas classes de vegetação diminuiu de maneira diferente. As áreas úmidas, manguezais e “brejos” foram relativamente preservados enquanto as demais classes foram substituídas por diferentes tipos de uso do solo. A Figura 23 mostra área de cada classe de vegetação para os dois anos estudados. De acordo com esta figura, no geossistema do ERPB há o predomínio da classe de Floresta em relação às outras. A maior área já ocupada por esta classe correspondeu a 18.987 ha em 1970.

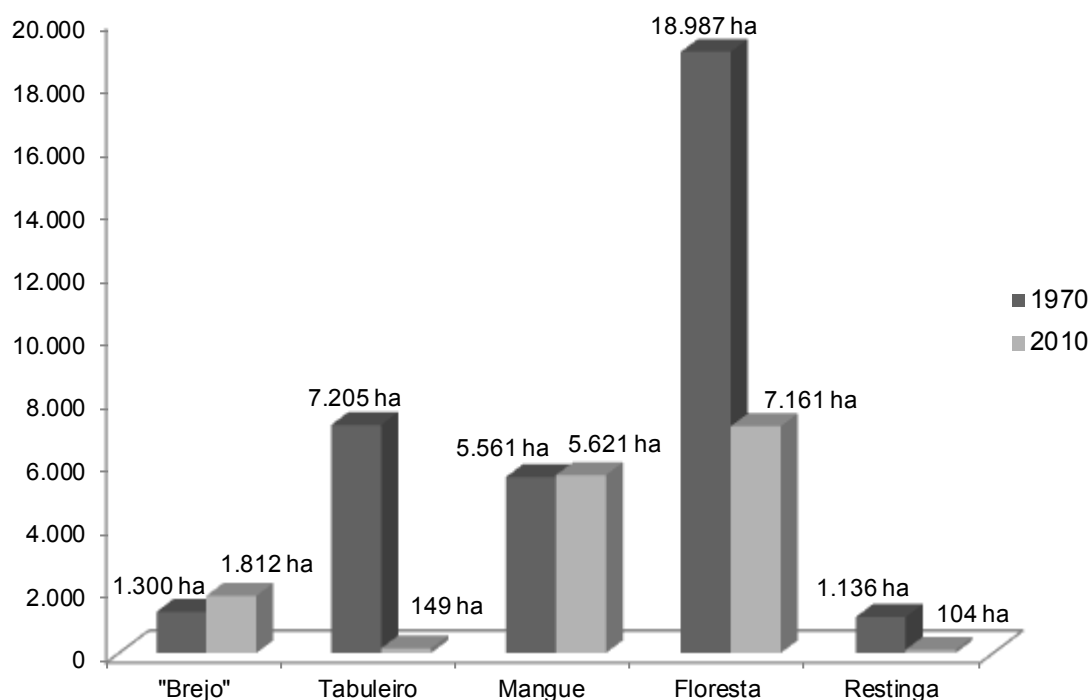


Figura 23: Variação das áreas ocupadas por cada classe de vegetação nativa

De acordo com McGarigal e Marks (1995), o tamanho médio dos fragmentos (MPS) pode ser um indicador mais apropriado do grau de fragmentação de uma paisagem, uma vez que relaciona o número de fragmentos e a área total ocupada. Segundo o autor, paisagens com menores valores de MPS devem ser

consideradas mais fragmentadas, da mesma forma que classes da mesma paisagem com valores menores de MPS são igualmente consideradas mais fragmentadas.

Alguns estudos como os de Arens *et al.* (2007), Morimoto (2012), Saunders, Hobbs, e Margules (1991) evidenciam que a fragmentação e diminuição do tamanho dos ecossistemas são relacionadas à redução da diversidade genética de espécies.

Conforme mostra a Tabela 7, os valores de MPS calculados por classes para a área de estudo demonstram que, exceto as classes de “Brejos” e Mangues, as demais classes tiveram a sua área média dos fragmentos diminuída em 45% para a classe de vegetação de tabuleiro, 39% para vegetação de restinga e 61% para a classe Floresta. Para estas classes, a partir dos valores de MPS, analisando conjuntamente com o desvio padrão (PSSD), observa-se que há menos variedade de tamanho acompanhada de uma diminuição geral no tamanho dos fragmentos.

Os índices de área calculados para o geossistema do ERPB revelaram uma significativa redução de habitat e fragmentação das áreas não úmidas de vegetação natural. Li (2008) detectou uma progressiva redução dos fragmentos de florestas e “*grassland*” em 13 províncias do nordeste da China correspondentes às áreas que tiveram um grande crescimento urbano num período relativamente curto de tempo. Este mesmo comportamento foi identificado por Casimiro (2000), Périco e Cemin (2006), Stevens e Lima (2009) e Lima Silva e Marques da Silva (2011) em diferentes regiões, pressupondo uma relação entre o crescimento acelerado das ocupações humanas e a redução de habitat, não apenas pela substituição de áreas naturais, mas também pela transformação de contínuos vegetacionais em fragmentos de menor tamanho.

No geossistema do ERPB a média do tamanho de todos os fragmentos passou de 70,35 ha em 1970, para 56,05 ha em 2010, assemelhando-se com a configuração espacial do bioma Mata Atlântica. De acordo com Ribeiro *et al.* (2009), restam apenas 11,73% da área original de ocupação da Mata Atlântica no Brasil, que se encontra distribuído em pequenos fragmentos (83,4% dos fragmentos com área menor que 50 ha) com alto grau de isolamento.

De acordo com Viana e Pinheiro (1998, p. 26), “a maior parte da biodiversidade se encontra hoje localizada em pequenos fragmentos florestais”. Para Callegari *et al.* (2010) os pequenos fragmentos possuem normalmente alta percentagem de endogamia e estão sujeitos aos impactos do efeito de borda em praticamente toda sua extensão. No entanto, estes remanescentes podem servir como *stepping stones* (trampolins ecológicos) que possibilitam o fluxo de algumas espécies na paisagem e desta forma merecem atenção sobretudo quando estão próximos a fragmentos maiores.

Outra medida que evidencia a fragmentação de uma paisagem é o aumento do comprimento de borda dos fragmentos. A quantidade de borda aumenta à medida que se tem mais fragmentos de menores proporções e com formatos mais irregulares (McGARIGAL e MARKS, 1995). A borda é definida pela separação abrupta entre dois ecossistemas. Nesta zona de contato entre diferentes ecossistemas há a troca de energia, nutrientes e de espécies, resultando na criação de uma área dentro de cada ecossistema com diferente composição de espécies, estrutura e processos ecológicos (MURCIA, 1995).

As bordas afetam características bióticas e abióticas que modificam as condições de habitat para muitas espécies nas zonas fronteiriças dos fragmentos. Este efeito, conhecido como “efeito de borda”, pode ser medido através das métricas de borda e de área central. Nesta pesquisa foram calculadas apenas as métricas relacionadas à borda, pois para a definição de uma área central seria necessário a definição da zona de influência de cada cobertura do solo sobre cada tipo de fragmento. Devido a questões de tempo e viabilidade de execução da pesquisa, não foi possível precisar estas medidas para as classes de ecossistemas estudados no geossistema do ERPB.

De acordo com as métricas expostas na Tabela 8, houve um aumento no valor de comprimento de borda (TE) para as classes de Floresta e “Brejo”, as demais tiveram esta medida reduzida. Analisando o comprimento de borda, o número de fragmentos e a área total ocupada pelas classes de vegetação de restinga e vegetação de tabuleiro, torna-se possível compreender que o motivo do valor de TE ter reduzido é em função da extrema redução destas duas classes na paisagem. Outra peculiaridade revelada pelas métricas de borda está relacionada com a classe

de “Brejos”. Estas áreas estão localizadas normalmente em terras baixas, onde há acumulação de água doce durante o período de chuvas, e nas proximidades de rios. Na paisagem atual do geossistema as áreas adjacentes aos rios são mais frequentes, e a sua distribuição espacial alongada favorece o aumento do tamanho das bordas em relação à área ocupada por estes fragmentos, aumentando a relação perímetro área.

Tabela 8: Métricas de borda e índice de forma

MÉTRICAS		ANO	Áreas Naturais				
			“Brejo”	Veg. de tabuleiro	Mangue	Floresta	Veg. de restinga
Comprimento de borda total	TE (m)	1970	168.781	523.380	471.341	972.619	95.762
		2010	258.989	17.325	411.707	618.708	14.702
Densidade de bordas	ED	1970	4,9	15,3	13,8	28,4	2,8
		2010	17,4	1,2	27,7	41,7	1
Índice de forma médio	MSI	1970	2,1	1,8	2,1	1,7	1,8
		2010	2,4	1,8	2,3	2,1	2
Relação perímetro/área médio	MPAR	1970	258,3	153,6	219,9	222,1	162,1
		2010	362,4	153,2	237,4	196,3	268,2

A forma dos fragmentos é expressa pelo índice de forma, definido pela relação perímetro/área relacionada a uma forma geométrica de mesmo valor de área (VIANA; PINHEIRO, 1998). Para o geossistema do ERPB, além dos índices calculados pelo *Patch Analyst* (índice de forma médio e a relação-perímetro área média por classes), o índice de forma foi calculado em ambiente SIG, para cada um dos fragmentos, e que pode ser avaliado através do gráfico de incidência dos valores de forma na Figura 24.

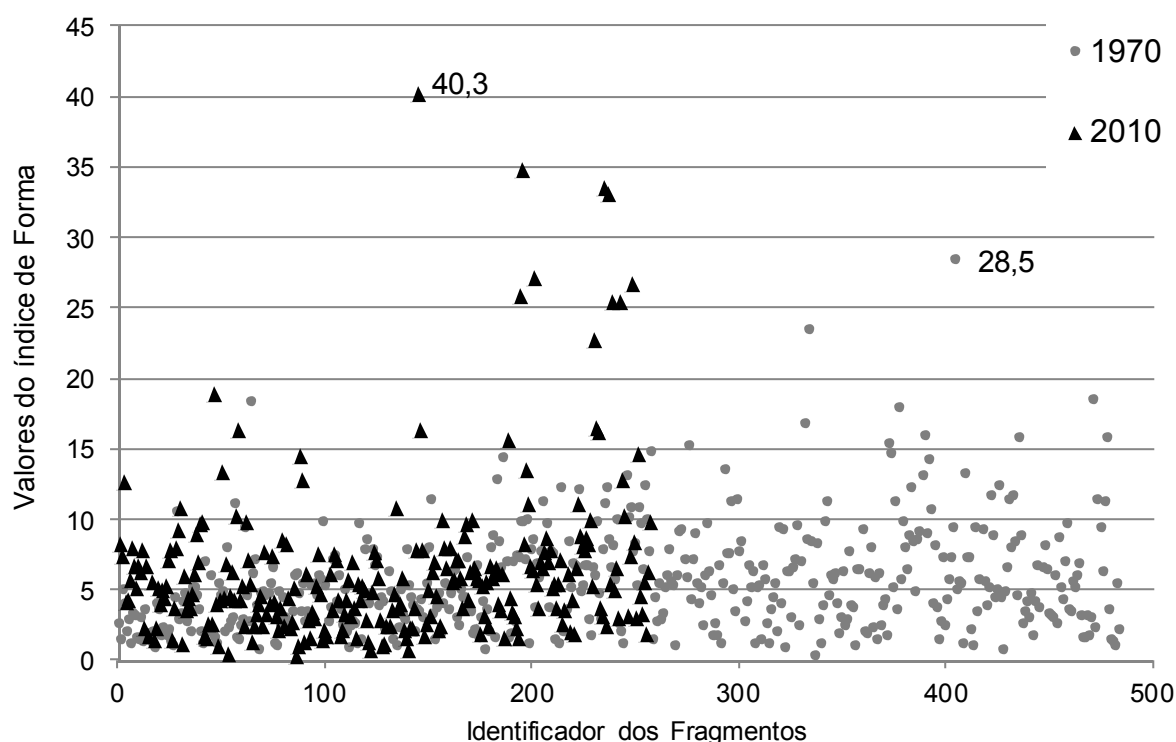


Figura 24: Valores do índice de forma que demonstra a heterogeneidade das formas dos fragmentos.

O alto valor de índice de forma indica que os fragmentos possuem uma forma mais complexa, ou seja, mais invaginada e com mais área exposta aos maléficos efeitos de borda. De acordo com a Figura 24, em 2010 houve um aumento no índice de forma, acompanhado por uma redução no número de fragmentos. O maior valor de índice de forma em 1970 equivalia a 28,5 e em 2010 este valor passou para 40,3.

Pela Figura 24 ainda é possível observar que a maior parte dos fragmentos concentra-se na parte inferior do gráfico, com valores mais reduzidos de forma. No entanto a frequência de fragmentos com índices de forma mais elevados é maior no ano de 2010, evidenciando que os impactos causados pelos efeitos de borda aumentaram para os fragmentos mapeados neste ano.

Os reduzidos fragmentos de vegetação de tabuleiro remanescentes em 2010 estão praticamente todos inseridos em uma matriz rural. Essa vegetação ocorre sobre as áreas mais elevadas do geossistema do ERPB, onde predominam solos arenosos de baixa fertilidade, hoje ocupados com o plantio da cana-de-açúcar com a utilização de insumos agrícolas. Segundo Targino e Moreira (1992), os

incentivos econômicos do Proalcool contribuíram para ampliação da fronteira natural da cultura canavieira através da aplicação de fertilizantes, corretivos, agrotóxicos e melhoria nos sistemas de irrigação.

Guedes (2002), em estudo sobre a região do estuário do rio Paraíba detectou o severo aumento das áreas de plantio de cana-de-açúcar entre 1969 e 2001, ocasionando a quase completa extinção da vegetação de tabuleiro e uma severa redução e o isolamento das áreas de floresta sobre a porção oeste do estuário. No mesmo período, foi registrado um aumento da fragmentação e da complexidade das formas para o município do Conde (STEVENS; LIMA, 2009) e para o município de Lucena (LIMA SILVA; MARQUES DA SILVA, 2011), ambos também associados ao aumento das áreas agrícolas.

A matriz é composta por áreas urbanas e rurais, neste caso, é necessário considerar que estes dois componentes exercem efeitos diferentes sobre as bordas dos fragmentos. Estas diferenças marcam também o grau de isolamento entre os fragmentos que se diferenciam quando inseridos na zona rural ou na zona urbana.

Uma das principais mudanças na paisagem que podem influenciar diretamente na manutenção das relações ecológicas entre os ecossistemas, é o afastamento das manchas de vegetação a partir do processo de fragmentação. A interrupção de áreas contínuas e mudanças no tipo de matriz que diminuem a permeabilidade são algumas das ações que implicam em uma redução na troca de energia entre as diferentes partes que compõem a paisagem. Os índices que medem estas características estão relacionados às medidas de afastamento entre os fragmentos e são calculadas na versão matricial do módulo Patch Analyst. Para este trabalho não foi possível converter a base vetorial para a utilização desta versão do *software* em tempo hábil. De modo que o cálculo destes índices se coloca como uma necessidade de continuidade deste trabalho, o que permite revelar com mais detalhes a dinâmica dos fragmentos da paisagem estudada.

#### **4.3. PLANEJAMENTO SISTEMÁTICO DA CONSERVAÇÃO E SELEÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RECUPERAÇÃO DE ECOSSISTEMAS**

A partir dos índices de métricas da paisagem foi possível evidenciar o elevado grau de degradação e fragilidade dos remanescentes, sobretudo dos tipos fitofisionômicos que perderam mais áreas no período estudado.

A metodologia do planejamento sistemático (PSC) consiste em selecionar áreas que tenham mais prioridade com relação à conservação dos aspectos naturais de interesse, neste caso pressupõe-se que numa dada região haja áreas que podem ser consideradas menos importantes do que outras.

Com exceção das áreas de manguezal, todos os outros remanescentes tiveram a sua área reduzida e fragmentada, como no caso das florestas e vegetação de tabuleiro e restinga, ou foram isolados das fitofisionomias que lhes circundavam em 1970, como no caso das matas ciliares.

Através das métricas da paisagem observou-se que as características funcionais de cada fragmento podem estar profundamente comprometidas, tendo em vista que houve uma severa redução de habitat, tanto pela redução de área quanto pela fragmentação e aumento dos efeitos de borda.

Com exceção dos fragmentos maiores, inseridos na matriz rural é provável que os efeitos de borda e o isolamento dos fragmentos levem a uma redução da diversidade biológica e a um esvaziamento da floresta, comprometendo a manutenção dos processos ecológicos que dependem da interação com espécies da fauna, como os serviços de polinização, por exemplo.

De acordo com Tabarelli *et al.* (2005), a conservação de biomas fragmentados está relacionada ao estabelecimento de redes de paisagens sustentadas ou corredores de biodiversidade. Esta importância de conectividade também se dá em escala local, de modo que para a conservação dos remanescentes e a manutenção da diversidade biológica do geossistema, seja necessário restabelecer a conectividade entre os fragmentos.

Este princípio de criação de áreas contínuas e de homogeneização da paisagem é característico dos parâmetros de seleção das áreas prioritárias no PSC, pois o objetivo é sempre alcançar as metas de conservação com o mínimo de custo

possível, e, no caso, o mínimo de área igualmente. Na Tabela 9 são expostos os valores utilizados para seleção das áreas prioritárias de cada classe do cruzamento entre as classes de relevo e a vegetação. As unidades de planejamento (UP) foram selecionadas de modo a espacializar os valores de *target* de maneira mais eficiente possível.

Tabela 9: Quantitativo de áreas dos alvos: Valores de entrada do MARXAN

Classes de relevo	Vegetação	% a Conservar Cenário 1 PSC 1970	Alvos (ha) ( <i>target</i> PSC 70)	% a Conservar Cenário 2 PSC recup.	Alvos (ha) ( <i>target</i> recup.)
Solos Aluviais	"brejo"	0,9	1.169,7	0,9	1.169,7
Solos Aluviais	tabuleiro	0,1	70,2	0,8	1.122,9
Solo Nao Aluvial	tabuleiro	0,1	290,1	0,8	4.640,8
Solo de Mangue	mangue	0,9	5.004,7	0,9	5.004,7
Solos Aluviais	floresta	0,4	1.199,2	0,2	631,2
Solo Nao Aluvial	floresta	0,4	5.697,8	0,2	2.998,8
Areia Marinha	floresta	0,4	318,0	0,2	167,4
Solos Aluviais	restinga	0,1	11,4	0,9	114,3
Areia Marinha	restinga	0,1	90,8	0,9	908,3

A seguir serão apresentados e discutidos os dois cenários gerados com o MARXAN. Essas figuras trazem uma esquematização da área de estudo dividida em hexágonos (unidades de planejamento) simbolizados de acordo com a frequência de seleção de um “run” do MARXAN, expresso pela legenda como “*number*”.

#### 4.3.1. Cenário 1: PSC de 1970

Neste cenário apresentado no Mapa 8, é exibido o resultado das análises do MARXAN com os parâmetros estabelecidos para um cenário alternativo em relação a atual configuração da vegetação de 2010. Neste mapa são exibidas as UP de acordo com o nível de insubstituibilidade. De acordo com este cenário, as áreas mais importantes são principalmente as áreas centrais dos grandes fragmentos.





Mapa 8: Cenário do PSC 1970 - como seriam dispostos os fragmentos remanescentes de 2010 de acordo com os algoritmos do MARXAN.

No Mapa 9 é apresentado o resultado da melhor solução encontrada pelo algoritmo para a organização dos fragmentos de vegetação, está expresso pela legenda “solutions”, em que as de valor 1 são UP que entraram na solução final e o valor 0 são as UP que não entraram. Neste cenário não foram utilizadas pré-seleções, apenas os parâmetros de custo e borda de 2010. O resultado é uma

configuração um pouco menos fragmentada do que realmente se configura a realidade da paisagem do geossistema.



Mapa 9: Cenário PSC 1970 - melhor solução.

Nos dois mapas referentes ao cenário alternativo é possível notar a tendência em selecionar áreas de outras fitofisionomias ao redor das áreas de fitofisionomias mais conservadas, como as grandes manchas de manguezais. Os

parâmetros utilizados não contribuíram para enaltecer a importância dos dois grandes fragmentos de Floresta (Mata do Buraquinho e RPPN Gargaú).

O que se observa é que a configuração espacial promovida pelas UP mais selecionadas forma uma configuração menos fragmentada e mais diversificada em termos de tipos de fitofisionomias. No entanto, como foram preservadas as mesmas proporções de áreas de remanescentes de 2010, percebe-se que em detrimento de haver duas manchas relativamente extensas na paisagem, o algoritmo buscou ter maior quantidade de manchas com certa regularidade de área.

#### *4.3.2. Cenário 2: áreas para recuperação*

Neste cenário foi testada a seleção com todas as UP disponíveis e os *targets* configurados de acordo com os definidos para as áreas de recuperação. Neste caso foram privilegiadas áreas ao redor das grandes porções de área dos manguezais e cursos de rio, estruturas que naturalmente servem como corredores ecológicos. Houve pouca correspondência com a configuração atual dos fragmentos, não proporcionando, desta maneira, a seleção de UP que pudessem ser escolhidas para restaurar as bordas dos fragmentos de 2010.

O cenário de áreas para recuperação pode ser mais bem representado a partir da pré-seleção de UP que foram configuradas como conservadas (quando possuem a vegetação no ano de 2010 conservada) e como já participando da solução final, (no caso das UP que estão dentro de unidades de conservação) (Mapa 10).

À medida que são acrescidos os valores de alvo para as classes que foram mais degradadas, como a vegetação de tabuleiro e restinga, o *software* tenta buscar o máximo possível de UP que possam atender esta meta. No entanto não há muita disponibilidade de unidades de planejamento que também tenham interligação entre a vegetação de restinga e outras fitofisionomias. Além de que, o custo para seleção das UP deste tipo de vegetação tende a ser maior, pois se localizam em áreas urbanas. O resultado final nesta seleção é que estes dois tipos de vegetação não tem a meta atingida ao final dos “*run*”.

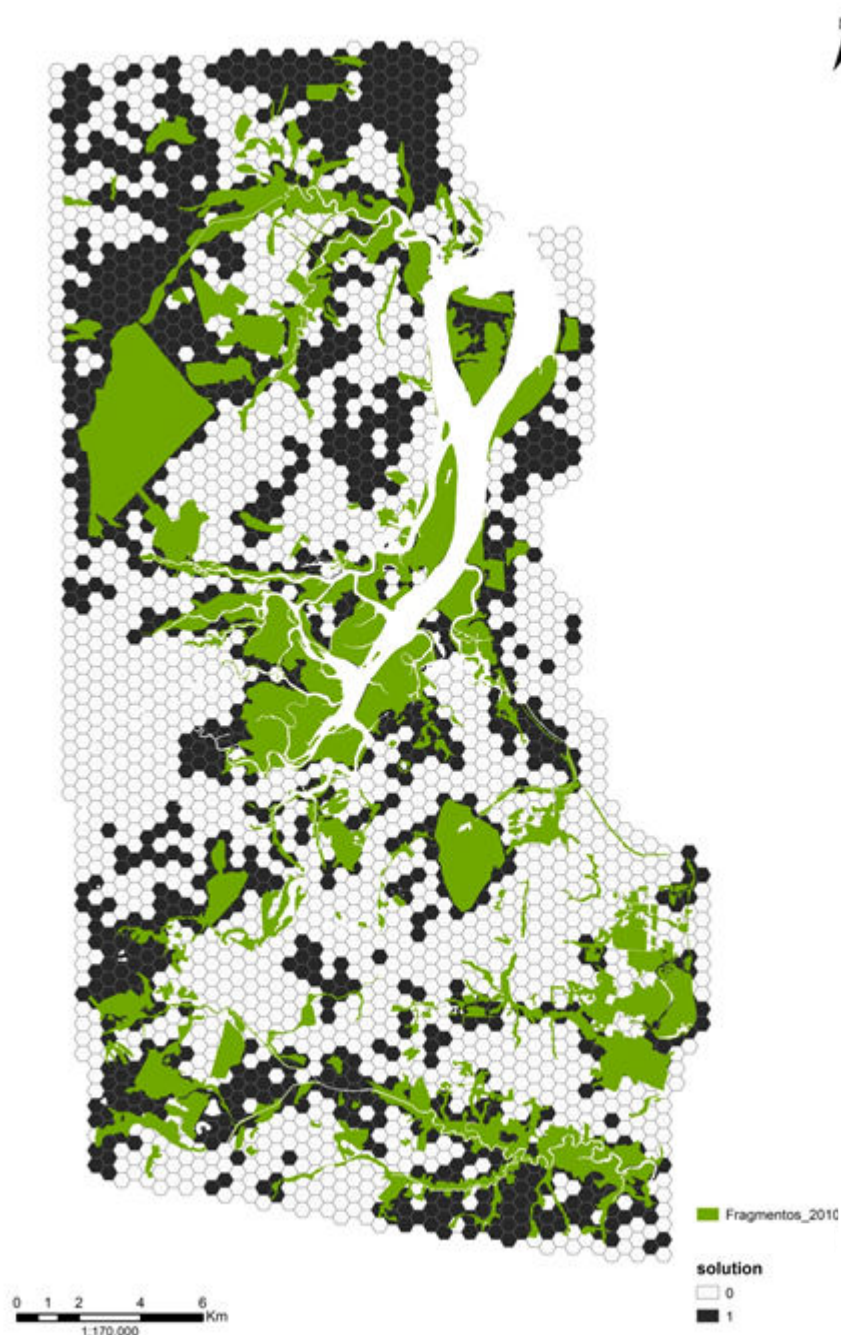
Neste cenário é evidenciado que as áreas selecionadas mais frequentemente tendem a se concentrar ao redor das áreas protegidas, em áreas rurais e tendem a formar um contínuo indicando a tendência em agregar as áreas selecionadas. Isto se deve aos valores configurados, sobretudo, na superfície de custo.

O Mapa 10 exibe as áreas mais insubstituíveis do cenário de áreas para recuperação, neste caso o interior de todos os fragmentos é considerado insubstituível, bem como as bordas dos principais fragmentos, sobretudo os que são unidades de conservação.



Mapa 10: Cenário de áreas para recuperação: valor de insubstituibilidade

A melhor solução apresentada pelo MARXAN para a seleção de áreas prioritárias para recuperação está apresentada no Mapa 11. A partir da sobreposição do mapa dos remanescentes de 2010 com as áreas de recuperação, é possível ver que se houvesse o emprego de técnicas de reflorestamento, por exemplo, a tendência seria o estabelecimento de fragmentos maiores e com áreas mais regulares.



Mapa 11: Cenário da melhor solução para a seleção de áreas para recuperação com sobreposição da camada da vegetação de 2010

O processo de seleção de áreas prioritárias com o *software* MARXAN requer um exaustivo exercício de comparação entre resultados diferentes obtidos a partir de diferentes configurações nos parâmetros, e um trabalho de pós-seleção realizado a partir das melhores soluções apresentadas.

Neste trabalho foram testados diferentes valores para o número de iterações e de temperatura próprias do algoritmo “*simulated annealing*”, de modo que os parâmetros iniciais configurados conforme o manual do MARXAN, juntamente com indicações de especialistas, pudessem ser avaliados e selecionados como mais adequados. Notou-se a importância do emprego de um arquivo de borda, pois a tendência de seleção de UP afastadas cresce à medida que se tem uma paisagem heterogênea.

Outras observações pertinentes a respeito da seleção de áreas para recuperação é que apesar das restrições de seleção de UP em áreas urbanas, observou-se que o algoritmo selecionou UP que possuíam um mínimo de área de algum fragmento adjacente ou de corpos hídricos.

O procedimento de configuração do status das UP através da intersecção com as Unidades de Conservação e áreas ocupadas por fragmentos mostrou que deve haver uma maior atenção, principalmente nas Unidades de Conservação em áreas urbanas. Nestes casos algumas UP com alta proporção de áreas urbanas a serem incluídas na seleção, como no caso das UP nas margens da Mata do Buraquinho na Figura 25.

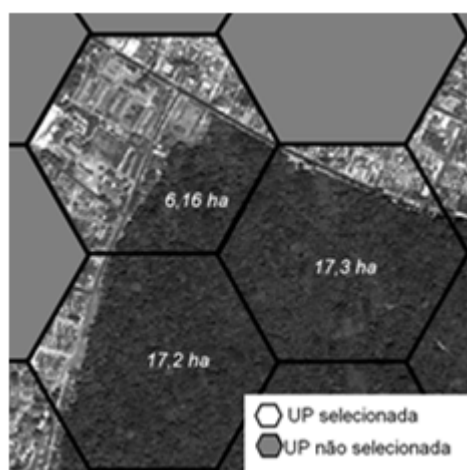


Figura 25: Unidades de planejamento selecionadas nas bordas da Mata do Buraquinho. Os valores dentro dos hexágonos referem-se à quantidade de área de vegetação dentro de cada UP.

A seleção de áreas para recuperação mostrou-se efetiva no que tange a tendência de selecionar áreas que estão prioritariamente entre dois ou mais tipos de fitofisionomias, afastadas de áreas urbanas, estradas e ferrovias e preferencialmente nas proximidades das Unidades de Conservação.

Observam-se pelo Mapa 11 que foram privilegiados os corredores naturais de mata ciliar e as UP que fazem a ligação entre o fragmento da RPPN Gargaú e os fragmentos próximos, principalmente porque estas UP estão inseridas numa matriz rural. Também é possível observar que entre a RPPN e o rio Paraíba, onde há um grande contínuo de cultura de cana de açúcar, foi selecionado um grupo de UP que formam um contínuo e proporciona a ligação entre dois fragmentos menores.

A seleção a partir dos critérios estabelecidos de custo para seleção das unidades de planejamento seguiu prioridade semelhante ao que é afixado no artigo 38 parágrafo 1º da Lei 11.428 de 22 de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica. De acordo com a legislação, as áreas de preservação permanente, reservas legais, reservas particulares do patrimônio natural e áreas do entorno de unidades de conservação são prioritárias nas ações de conservação e recuperação. A partir do Mapa 11 é possível observar que as áreas no entorno dos cursos de rios, que correspondem às Áreas de Preservação Permanente, foram as mais selecionadas.

Outro contínuo de vegetação que é notório em todos os cenários são os manguezais para os quais foram mantidos os valores de alvo para manutenção da área de abrangência em todos os cenários.

O manguezal é um habitat restritivo para a maior parte das espécies vegetais, de modo que a conservação deste tipo de ecossistema implica na manutenção de um grupo muito pequeno de espécies de vegetação. No entanto a vegetação de manguezal é habitat para uma grande diversidade de animais que depende direta e indiretamente deste ecossistema.

Araújo, Rodrigues e Nishida (2006) registraram 89 espécies de aves no estuário do rio Paraíba que vivem associadas ao manguezal. De acordo com os autores, uma considerável parte das espécies é dependente ou semidependente de floresta, evidenciando a importância da vegetação de manguezal, assim como dos fragmentos adjacentes ao estuário. E deste grupo de aves florestais, vários componentes são originários de matas próximas e geralmente são espécies mais sensíveis, que não se adaptaram ao reduzido tamanho dos remanescentes florestais



inseridos na matriz de monocultura de cana-de-açúcar e encontraram refúgio na vegetação de manguezal.

De acordo com Brancalion *et al.* (2010), no contexto do bioma Mata Atlântica, a restauração florestal deve resultar em áreas naturais capazes de ampliar a persistência das espécies nativas e contribuir para restabelecer fluxos ecossistêmicos e reduzir os efeitos de borda ao redor de unidades de conservação. Ou seja, medidas de conservação dos remanescentes devem incluir necessariamente iniciativas de restauração ecológica, sob o risco de que os efeitos negativos das bordas e isolamento de paisagens fragmentadas diminuam ainda mais os níveis de biodiversidade de uma região.

## 5. CONCLUSÕES

- A articulação das informações das diferentes bases permitiu a realização de análises da paisagem do geossistema do estuário do rio Paraíba numa escala local, dentro dos limites da riqueza de detalhamento dos elementos mapeáveis;
- Neste trabalho foi possível identificar uma correspondência entre as escalas frequentemente utilizadas em Ecologia da Paisagem e a escala geossistêmica, visto que ambas trabalham com a relação entre o homem e o meio ambiente e abordam as questões espaciais numa escala adequada compreensão humana do espaço;
- O mapeamento do uso e cobertura do solo realizado na escala geossistêmica permitiu a identificação das principais classes de cobertura vegetal e antropização, possibilitando uma análise da evolução da paisagem do geossistema sob uma perspectiva da conservação da biodiversidade.
- A escala adotada também se mostrou adequada para a diferenciação dos principais tipos vegetacionais da paisagem do geossistema;
- O estudo revelou que as mudanças empreendidas pelo aumento da ocupação urbana e rural foram responsáveis pela redução e fragmentação das áreas de vegetação natural que acarretam em consequências irreversíveis para a manutenção dos ecossistemas;
- As únicas áreas de vegetação natural que foram conservadas ao longo dos eixos das rodovias são unidades de conservação. Este fato demonstra a extrema importância da manutenção dessas unidades em áreas onde a ocupação humana tende a crescer e se transformar. As unidades de conservação possuem na paisagem, principalmente de João Pessoa, uma função de manter manchas verdes em vários pontos de uma extensa área urbanizada. São importantes por ajudarem a manter serviços ecossistêmicos importantes para a sociedade;
- A aplicação das métricas da paisagem foram elucidativas com relação a redução da biodiversidade no geossistema do estuário do rio Paraíba, visto que alguns tipos de fitofisionomias foram praticamente eliminadas da

paisagem, e mesmo diante de tal vulnerabilidade, são tipos de vegetação pouco protegidos no atual sistema de unidades de conservação;

- Um dos principais responsáveis pela redução da biodiversidade é o isolamento entre os fragmentos. Neste trabalho não foram calculados índices relacionados a este aspecto por questões de tempo e exequibilidade. É recomendado que fossem calculados índices que mostrem quais os fragmentos que possuem maior grau de isolamento, podendo ser utilizadas avaliações das estratégias de recuperação dos ambientes;
- É interessante notar que as áreas mais selecionadas para recuperação encontram-se ao redor dos fragmentos tidos como mais importantes, denotando um bom funcionamento da ferramenta com relação à seleção de áreas mais indicadas para processos de recuperação ambiental;
- A aplicação da metodologia do Planejamento Sistemático da Conservação (PSC) mostrou-se adequada aos propósitos estabelecidos nesta pesquisa. No entanto entende-se que um resultado mais refinado poderia considerar outros dados ecológicos, parâmetros de custo adicionais e unidades de planejamento menores.

## 6. REFERÊNCIAS

AESA - Agência Executiva de Águas do Estado da Paraíba. GeoPortal. Disponível em < <http://www.aesa.pb.gov.br/geoprocessamento/geoportal/index.php>>. Acesso em Janeiro de 2012.

ALBERNAZ, A. L. K. M. e SOUZA, M. A. **Planejamento sistemático para a conservação na Amazônia brasileira – uma avaliação preliminar das áreas prioritárias de Macapá-99**. Revista Megadiversidade, v. 3, n. 1-2. 2007.

ARAUJO, H. F. P.; RODRIGUES, R. C.; NISHIDA, A. K. **Composição da avifauna em complexos estuarinos no estado da Paraíba, Brasil**, Revista Brasileira de Ornitologia, v. 14, n. 3, p. 249-259, 2006.

ARAÚJO, M. E. **Água e rocha na definição do sítio de Nossa Senhora das Neves, atual cidade de João Pessoa – Paraíba**. 2012. 296 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Faculdade de Arquitetura, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2012.

ARAÚJO, H. M. **Geossistemas na bacia costeira do rio Sergipe: taxonomia e Interações da paisagem morfológica**. Geografia: Ensino & Pesquisa, Santa Maria, v. 12, n. 2, 2008.

ARENS, P. *et al.* **Genetic population differentiation and connectivity among fragmented Moor frog (*Rana arvalis*) populations in The Netherlands**. Landscape Ecology, v. 22, n. 10, p. 1489-1500, 2007.

ARDRON, J. A.; POSSINGHAM, H. P.; KLEIN, C. J. **Marxan Good Practices Handbook**. 2 ed. Vancouver, BC: Pacific Marine Analysis and Research Association, 2010.

ARMOND, N. B. **A Geografia Física Contemporânea no Brasil: em busca da(s) gênese(s) das abordagens integradoras**. 2011. 106 f. Monografia (Licenciatura Plena em Geografia) - Departamento de Geografia da Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo. 2011.

ARONOFF, S. **Geographic Information Systems: A Management Perspective**. Ottawa: DL Publications, 1989. 249p

ATLAS Geográfico do Estado da Paraíba. João Pessoa: GRAFSET, 1985. 99 p. 1 atlas. Escalas variam.

AZEVEDO, A. R.; SILVA, V. V.; OLIVEIRA, M. E. A. **Estabelecimento de um Índice de Susceptibilidade à Degradação aplicado aos fragmentos florestais da Bacia do Rio Turvo, RJ**. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil, 2005, Caxambu – MG. Resumos do I Simpósio de Paisagem. Caxambu. 2005.

BALL, I. R.; POSSINGHAM, H. P.; WATTS, M. **Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. Spatial conservation prioritisation:**

**quantitative methods and computational tools.** Oxford: Oxford University Press, 2009. p. 185-195.

BARBOSA, J. A.; SOUZA, E. M.; LIMA FILHO, M. F.; NEUMANN, V. H. A **Estratigrafia da Bacia Paraíba: Uma reconsideração.** Estudos Geológicos CTG/UFPE, Recife, v. 13, p. 89-108, 2004.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas.** Artmed, 2007.

BERTALANFFY, L. **Teoria Geral dos Sistemas. Fundamentos, desenvolvimento e aplicações.** Tradução de Francisco M. Guimarães. 5 ed. Petrópolis: Vozes. 2010.

BEROUTCHACHVILI, N.; BERTRAND, G. in BERTRAND, G.; BERTRAND, C. **Uma Geografia transversal e de travessias: o meio ambiente através dos territórios e das temporalidades.** Tradução: Messias Modesto dos Passos. Maringá: Massoni, 2007.

BERTRAND, G. e BERTRAND, C. **Uma Geografia transversal e de travessias: o meio ambiente através dos territórios e das temporalidades.** Tradução: Messias Modesto dos Passos. Maringá: Massoni, 2007.

BERTRAND, G. **Paisagem e geografia física global. Esboço metodológico.** Ra'e Ga - O Espaço Geográfico em Análise, [S.l.], v. 8, 2004. ISSN 2177-2738.

BONN, A. e GASTON, J. K. **Capturing biodiversity: selecting priority areas for conservation using different criteria.** Biodiversity & Conservation, v. 14, n. 5, p. 1083-1100, 2005.

BRANCALION, P. H. S. *et al.* **Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas.** Rev. Árvore, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente / Secretaria de Biodiversidade e Florestas. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: atualização - Portaria MMA nº9, de 23 de janeiro de 2007.** Brasília: MMA, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mata Atlântica.** 2013. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/mata-atlantica>> Acesso em 15 de Julho de 2013.

BRASIL. **Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 28 maio 2012.

CALEGARI et al. **Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal.** Revista Árvore, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

CAMARGO, L. H.R. **A ruptura do meio ambiente conhecendo as mudanças ambientais do planeta através de uma nova percepção da ciência: A geografia da complexidade.** Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

CAMERON, W. M. e PRITCHARD, D. W. **Estuaries**. In: The sea 2. London: Wiley-Interscience, 1963. p. 306-324.

CARVALHO, M. G. **Classificação geomorfológica do estado da Paraíba**. João Pessoa: Universitária/Funap, 1982.

CAPEL, H. S. **Filosofía y ciencia en la Geografía contemporánea. Una introducción a la Geografía**. Barcelona: Editorial Barcanova, 1981.

CASIMIRO, P. C. **Uso do Solo – Ecologia da Paisagem: Perspectivas de uma Nova Abordagem do Estudo da Paisagem em Geografia**, Geolnova – Revista do Departamento de Geografia e Planejamento Regional, n. 2, p. 45-66. 2000.

CEMIN, G.; PÉRICO, E.; REMPEL, C. **Uso de Sistemas de Informações Geográficas para análise de estrutura da paisagem no Município de Arvorezinha, RS**. In: XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 2005, Goiânia – GO. Anais... Goiânia: INPE, 2005.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. São Paulo: Edigard Blücher, 1999.

DRAMSTAD, W. E.; OLSON, J. D.; FORMAN, R T. T. **Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning**. Washington, DC: Island Press and American Society of Landscape Architects - Harvard University Graduate School of design, 1996.

EGLER, C. A. G. **Os impactos do PROALCOOL na Paraíba**. Geonordeste ano II n.1.1985.

FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity**. Annual review of ecology, evolution, and systematics, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. **Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem**. Revista Árvore, v. 27, 2003.

FERRIER, S. **Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here?** Systematic biology. v. 51, n. 2, p. 331-363, 2002.

FERRIER, S.; PRESSEY, R.L.; BARRETT, T.W. **A new predictor of the irreplaceability of areas for achieving a conservation goal, its application to real-world planning, and a research agenda for further refinement**. Biological Conservation, v. 93, n. 3, p. 303-325, 2000.

FIALHO, M. S.; GONÇALVES, G. F. **Primates da RPPN Gargaú, Paraíba, Brasil**. Neotropical Primates, v. 15, n. 2, p. 50-54, 2008.

FORMAN, R. T. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge, UK: Cambridge, 1995. 652 p.

FORMAN, R. T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. Nova York: John Wiley e Sons, 1986. 619p.

FUNDAÇÃO SOS Mata Atlântica; INPE - Instituto Nacional Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica; período 1995-2000 Relatório Final**. São José dos Campos - SP, 2002. 45 p.

FURRIER, M.; ARAUJO, M. E.; MENESES, L. F. **Geomorfologia e tectônica da formação Barreiras no Estado da Paraíba**. Geol. USP, Série cient. v. 6, n.2. p. 61-70. 2006.

FURRIER, M. **Caracterização geomorfológica e do meio físico da Folha João Pessoa – 1:100.000**. 2007. 213f. Tese (Doutorado em Geografia Física)-Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2007.

FERREIRA, A. V.; SEABRA, G. F. **A cartografia digital como instrumento de análise ambiental da região estuarina do Rio Paraíba**. in XIII Encontro Nacional de Geógrafos. João Pessoa, 2002.

GONÇALVES, C. W. P. (1989). **Os (des) caminhos do meio ambiente**. 14 ed. São Paulo: Contexto, 2010. 2ª reimpressão.

\_\_\_\_\_. **A globalização da natureza e a natureza da globalização**. 1 ed. São Paulo: Record, 2006.

GASTON, K. J.; PRESSEY, R. L.; MARGULES, C. R. **Persistence and vulnerability: retaining biodiversity in the landscape and in protected areas**; Journal of Biosciences, v. 27, n. 4, p. 361-384, 2002.

GAME, E. T.; GRANTHAM, H. S. **Marxan user manual: for Marxan version 1.8. 10**. University of Queensland, St Lucia. Queensland and Pacific Marine Analysis and Research Association, Vancouver, 2008.

GUEDES, L. S. **Monitoramento Geoambiental do Estuário do Rio Paraíba do Norte – PB por Meio da Cartografia Temática Digital e de Produtos de Sensoriamento Remoto**. 2002. 90 f. Dissertação (Mestrado em Geodinâmica e Geofísica) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 2002.

GUISARD, D. M. P.; KUPLICH, T. M.; MORELLI, A. F. **Análise da cobertura florestal do município de São José dos Campos entre 1973 e 2004 utilizando sensoriamento remoto e ecologia de paisagem**. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 13., 2007, Florianópolis. Anais... Florianópolis: SBSR, 2007. p. 1691-1698

HURD, J. D.; WILSON, E. H.; LAMMEY, S. G.; CIVCO, D. L. **Characterization of forest fragmentation and Urban sprawl using time sequential Landsat imagery**. SPRS Annual Convention, 2001, St. Louis – MO. 2001.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geociências. **Atlas Nacional do Brasil Milton Santos**. Rio de Janeiro: IBGE, 307p. 2010.

\_\_\_\_\_. **Banco de dados agregados**. Disponível em <http://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em 30 de Março de 2013.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Planejamento sistemático da conservação: material didático**. Coordenação de Zoneamento Ambiental. – Brasília: IBAMA, 2010. 64 p.

KIRKPATRICK, J.B. **An iterative method for establishing priorities for the selection of nature reserves: an example from Tasmania**. Biological Conservation, v. 25, n. 2, p. 127-134, 1983.

LAURANCE, W. F. et al. **Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation**. Conservation Biology, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LI, Y. **Land cover dynamic changes in northern China: 1989–2003**. Journal of Geographical Sciences, v. 18, n. 1, p. 85-94, 2008.

LIMA FILHO, M. F. **Análise estratigráfica e estrutural da Bacia Pernambuco**. Tese (Doutorado) - Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 1998.

LIMA SILVA, V. C.; MARQUES DA SILVA, R. M. **Análise da cobertura vegetal em Lucena entre 1970/2005 usando Ecologia da Paisagem, SIG e Sensoriamento Remoto**. Caminhos de Geografia, v. 12, n. 37, 2011.

LEAL E SÁ, L. T. **Levantamento geológico-geomorfológico da Bacia Pernambuco-Paraíba, no trecho compreendido entre Recife-PE e João Pessoa-PB**. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 1998.

MABESOONE, J. M.; ALHEIROS, M. M. **Revisão geológica da faixa sedimentar costeira de Pernambuco, Paraíba e parte do Rio Grande do Norte - base estrutural**. Estudos Geológicos UFPE, série B, Recife, v. 10, p. 33-44, 1991.

MABESOONE, J. M.; ALHEIROS, M. M. **Origem da bacia sedimentar costeira Pernambuco-Paraíba**. Revista Brasileira de Geociências, v. 18, n. 4, p. 476-482, 1988.

MANDER, U.; MULLER, F.; WRBKA, T. **Functional and structural landscape indicators: Upscaling and downscaling problems**, Ecological Indicators, n. 5 p. 267-272. 2005.

MARCELINO, R. L. **Diagnóstico socioambiental do estuário do Rio Paraíba do Norte-PB, com ênfase nos conflitos de uso e interferências humanas em sua área de influência direta**. 2000. 101 f. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento ambiental) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, 2000.



MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. **Systematic Conservation Planning**. Nature, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 2000.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L.; WILLIAMS, P. H. **Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation**; Journal of biosciences, v. 27, n. 4, p. 309-326, 2002.

MAGALHAES, G. B.; SILVA, E. V. **Da teoria à prática: as unidades geoambientais e sua contribuição para o planejamento territorial cearense**. In: VI Seminário Latino Americano e II Seminário Ibero Americano de Geografia Física, 2010, Coimbra. Actas do VI Seminário Latino Americano e II Seminário Ibero Americano de Geografia Física. Coimbra: Departamento de Geografia. Faculdade de Letras da Universidade de Coimbra, 2010.

McGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: Spatial Analysis Program for Quantifying Landscape Structure**. USDA Forest Service. General Technical Report PNW-GTR-351. 1995.

McGARIGAL, K. **Fragstats Help**. 2013. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>>. Acesso em: 15 de Novembro de 2012.

MEDEIROS, D. P. W. **Restingas: Aspectos fisionômicos e atributos em um ecossistema adjacente à Floresta Atlântica do Centro de Endemismo Pernambuco**. 2009. 127 f. Tese (Doutorado em Botânica) Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife. 2009.

MELO, M. M. A., **Natureza, progresso e desenvolvimento: antinomias do projeto civilizatório da sociedade moderna**. MargeM - Dossiê: Dialéticas da natureza, n. 13, p. 111-125.

MENDONÇA, F. **Geografia física: ciência humana?** São Paulo: Contexto, 2001.

METZGER, J.P. **Estrutura da paisagem e fragmentação: Análise Bibliográfica**. Anais da Academia Brasileira de Ciências, v. 71 p. 445-463. 1999.

MONTEIRO, C. A. de F. **Geossistemas: a história de uma procura**. 2 ed. São Paulo: Contexto, 2001.

MONTEIRO, A. M.; D'ALGE, J. C. **Introdução à ciência da geoinformação**. São José dos Campos: DPI/Inpe, 2001.

MORAES, A. C. R. **Geografia: pequena história crítica**. 20 ed. Annablume, 2007.

MOREIRA, E. R. F. e TARGINO, I. **Capítulos de Geografia Agrária da Paraíba**. João Pessoa: Ed. Universitária, 1997. 332p.

MORIMOTO, D. C. *et al.* **Forest Fragmentation Effects on Ovenbird Populations in the Urban Region of Eastern Massachusetts**. URBAN habitats, v. 7, 2012.

MURCIA, C. **Edge effects in fragmented forests: implications for conservation.** Trends in Ecology & Evolution, v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.

NÆSSET, E. **Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review.** Forest Ecology and Management, v. 93, p. 121-136, 1997.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation: a handbook of techniques.** Oxford: Oxford University Press, 2007.

NERY, E. R. A. *et al.* **O conceito de restauração na literatura científica e na legislação brasileira.** Revista CAITITU, v. 1, n. 1, p. 43-56, 2013.

NUNES, J. O. R.; SUETERGARAY, D. M. **A natureza da Geografia Física na Geografia.** Terra Livre, v. 17, p. 11-24, 2002.

ODUM, E. P. **Ecologia.** 3 ed. São Paulo: Pioneira 1975.

PEREIRA, *et al.* **Avaliação quantitativa das precipitações diárias intensas na Cidade de João Pessoa, Paraíba.** Revista Geonorte, Edição Especial 2, v.1, n.5, p. 921 – 929, 2012.

PÉRICO, E; CEMIN, G. **Caracterização da paisagem do Município de Arvorezinha, RS, com ênfase na dinâmica dos fragmentos florestais, por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIG).** Scientia Forestalis, n. 70, p. 09-21. 2006.

PMJP - Prefeitura Municipal de João Pessoa. **Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica.** João Pessoa, 2010.

PONTUAL, V. **Tempos do Recife: representações culturais e configurações urbanas.** Revista Brasileira de História, v. 21, n. 42, p. 417- 434, 2001.

PONTES, A.F.; BARBOSA, M.R.V. **Floristic survey of the AMEM Forest, Cabedelo, Paraíba, Brazil.** Memoirs New York Boanical Garden v.100 p. 458-473. 2008

POSSINGHAM, H.; BALL, I.; ANDELMAN, S. **Mathematical methods for identifying representative reserve networks.** In: S. Ferson e M. Burgman (ed). Quantitative methods for conservation biology. New York: Springer-Verlag. 2000. p. 291-305,

POSSINGHAM, H. P.; WILSON, K. A.; ANDELMAN, S. J.; VYNNE, C. H. **Protected areas: goals, limitations, and design.** In: GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C.R. (ed). Principles of Conservation Biology, 3 ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc. 2006. p. 509-533.

PRESSEY, R.L.; COWLING, R.M.; ROUGET, M. **Formulating conservation targets for biodiversity pattern and process in the Cape Floristic Region, South Africa.** Biological Conservation v. 112 p. 99-127. 2003.

PRESSEY, R. L.; POSSINGHAM, H. P.; DAY, J. R. **Effectiveness of alternative heuristic algorithms for identifying indicative minimum requirements for conservation reserves**. *Biological Conservation*, v. 80, n. 2, p. 207-219, 1997.

PRESSEY, R. L. *et al.* **Using abiotic data for conservation assessments over extensive regions: quantitative methods applied across New South Wales, Australia**. *Biological Conservation*, v. 96, n. 1, p. 55-82, 2000.

PRESSEY, R. L.; COWLING, R.M. **Reserve selection algorithms and the real world**. *Conservation Biology*, v. 15. p. 275-277. 2001.

PRESSEY, R. L. **Classics in physical geography revisited. Progress in physical geography**, v. 26, n. 3, p. 434 - 441, 2002.

REGO L. F. G. **O uso de sistemas de informações geográficas** in: RUA, J. (org.) *Paisagem, espaço e sustentabilidades: uma perspectiva multidimensional da geografia*. Rio de Janeiro: Ed. PUC-Rio, 2007. 330 p.

REMPEL, C. A **Ecologia de Paisagem e suas ferramentas podem aprimorar o Zoneamento Ambiental? O caso da Região política do Vale do Taquari**. 2009 146 f. Tese (Doutorado) – Universidade do Rio Grande do Sul – UFRGS. Porto Alegre, 2009.

REMPEL, R.S.; KAUKINEN, D.; CARR, A.P. **Patch Analyst and Patch Grid**. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. 2012

RIBEIRO, M. C. *et al.* **The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. *Biological conservation*, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, C. **A Teoria Geossistêmica e suas Contribuições aos Estudos Geográficos e Ambientais**. *Revista do Departamento de Geografia*, n. 14. p. 69-77, 2001.

RODRIGUEZ, J. M. M. e SILVA, E. V. **A classificação das paisagens a partir de uma visão geossistêmica**. *Revista Mercator*, v. 1, n. 1, 2009.

ROCHA, J. P. **Geossistema da Restinga de Cabedelo – PB sua dinâmica e evolução da ocupação no período de 1972 a 1992**. 1992. 55 f. Monografia (Graduação em Geografia) - Departamento de Geociências – CCEN. Universidade Federal da Paraíba. 1992.

SÃO PAULO. Resolução SMA - 8, de 7-3-2007. Diário Oficial Poder Executivo. São Paulo, 8 Março de 2007.

SANTOS, A. S. **Classificação do Uso do Solo ao Nível Municipal**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Universidade Técnica de Lisboa, 2002.

SASSI, R. **Phytoplankton and environmental factors in the Paraíba do Norte river estuary, northeastern Brazil: composition, distribution and quantitative**

**remarks.** Boletim do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. v. 39, n. 2, p. 93-115. 1991.

SCARAMUZZA, C. A. de M.; MACHADO, R.B.; RODRIGUES, S.T.; RAMOS NETO, M. B.; PINAGÉ, E.R.; DINIZ FILHO, J.A.F. **Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás.** In: FERREIRA, L. G. (Ed.) Conservação da biodiversidade e sustentabilidade ambiental em Goiás: Prioridades, estratégias e perspectivas. Goiânia. 2005. 192p.

SERVIÇO Geográfico do Exército. **Mapa hidrográfico de João Pessoa – PB.**, fl. SB-25-T-I-1, 1:50.000. [19-?]. Disponível em <http://biblioteca.igc.ufmg.br/impressos/mapas.pdf> Acesso: 02 de Março de 2013.

SILVA, R. B. A. **Instrumental para Definição de Zonas de Amortecimento de Unidades de Conservação: O Caso da Estação Ecológica de Carijós-Ibama, Florianópolis/SC.** 2005. 141 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SILVA, M. L. **Paisagem e Geossistema: Contexto Histórico e Abordagem Teórico-Metodológica.** Geoambiente On-line, n. 11, 2008.

SMITH, R.J. **Conservation Land-Use Zoning (CLUZ) software.** Canterbury: Durrell Institute of Conservation and Ecology. 2004.

SMITH, T. M.; SMITH, R. L.; WATERS, I. **Elements of ecology.** San Francisco: Benjamin Cummings, 1998.

SOARES-FILHO, B. S. **Análise de paisagem: Fragmentação e Mudanças.** Belo Horizonte: Departamento de Cartografia. Centro de Sensoriamento Remoto. Instituto de Geociências. UFMG. 1998. 299p.

SOBEL, J. e DAHLGREN, C. **Marine Reserves: a Guide do Science, Design and Use.** The Ocean Conservancy, Washington – DC: Island Press, 2004.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, n. 1, p. 18-32, 1991.

SOUSA, A. C.; LUCENA, D. R.; GOMES, V. S., VASCONCELOS, R. W. SANTOS, E. A.; FERRAZ, E. K. V.; D'ANDREA, A. F. ÁLVARES-DA-SILVA, O. **Efeitos dos despejos de esgoto no estuário do Rio Paraíba sobre a conservação dos manguezais da FLONA Restinga de Cabedelo: contaminação da água.** Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 20., Bento Gonçalves. Anais... Bento Gonçalves: ABRH. 2013.

SOUZA, J. C. O. **Identificação de geossistemas e sua aplicação no estudo ambiental da bacia hidrográfica do rio São Miguel – Alagoas 2013.** 2013, 209 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 2013.

SOUZA, B. I.; SUERTEGARAY, D. M. A. **Considerações sobre a Geografia e o Ambiente. OKARA: Geografia em debate**, v. 1, n. 1, p. 5-15, 2007.

SOTCHAVA, V. B. **O estudo de geossistemas**. Universidade de São Paulo, Instituto de Geografia, 1977.

SPOSATI, A. *et al.* **Topografia social da cidade de João Pessoa**. João Pessoa: Ed. Universitária da UFPB, 2010. 170 p.

STEVENS, P.; LIMA, E. R. V. **A paisagem do município do Conde e sua dinâmica**. XVII Encontro Nacional de Iniciação Científica. 2009. Relatório de PIBIC., 2009.

SUERTEGARAY, D. M. A. **Espaço geográfico uno e múltiplo**. Scripta Nova: Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales, Universidad de Barcelona, n. 5, p. 93, 2001.

SUDENE - Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste. **Cartas Topográficas, Região Nordeste do Brasil**: MINTER, 1974. Folhas: SB-25-Y-A-VI-3-SE-CABEDELO; SB-25-Y-C-III-1-NE-JOÃO PESSOA; SB-15-Y-A-VI-3-SO-RIO SOÉ; SB-25-Y-C-IV-1-NO-MATA DA ALDEIA; SB-25-Y-C-III-1-SE-N.S. DA PENHA; SB-25-Y-C-III-1-SO-SANTA RITA, Escala 1:25.000.

SRTM - Shuttle Radar Topography Mission. 1 Arc Second scene SRTM. Global Land Cover Facility, University of Maryland. College Park, Maryland, February 2000.

TABARELLI, M., PINTO, L. P., SILVA, J. M. C., HIROTA, M., BEDÊ, L. C. **Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira**. Megadiversidade, v. 1 n. 1. 2005.

TARGINO, I.; MOREIRA, E. **Proalcool, meio ambiente e emprego rural na Paraíba**. Anais da ABEP. Brasília, 1992.

TRICART, J. E. A. N. **Ecodinâmica (Recursos naturais e meio ambiente)**. Rio de Janeiro: IBGE/SUPREN, 1977. 91p.

TROPMAIR, H. **Biogeografia e meio ambiente**. Graff Set, 1987.

TROPMAIR, H. e GALINA, M. H. **Geossistemas**. Mercator – Revista de Geografia da UFC. n. 10. 2006.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. Springer, 2001.

UCHOA NETO, C. A. M.; TABARELLI, M. **Diagnóstico e estratégia de conservação do Centro de Endemismo Pernambuco Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste – CEPAN e Conservation International do Brasil**. Recife, 2002.

UUEMAA, E. *et al.* **Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research**. Living Reviews in Landscape Research, v. 3, n. 1, p. 1-28, 2009.

VIDAL, W. C. L. **Transformações urbanas: a modernização da capital Paraibana e o desenho da cidade, 1910 – 1940**. 2004. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Urbana) - Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa. 2004

VON BERTALANFFY, L. Tradução de Francisco M. Guimarães. **Teoria Geral dos Sistemas. Fundamentos, desenvolvimento e aplicações**. 5 ed. Petrópolis - RJ: Vozes, 2010.

VELOSO, H. P. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991. 124 p.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, A. F. V. L. **Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais**. Série Técnica IPEF ESALQ/USP v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.