

Universidade Federal do Rio de Janeiro
Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação

**CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS E ANÁLISE TEMPORAL DE
OCUPAÇÃO E USO DAS TERRAS POR SENSORIAMENTO REMOTO**

Rafael Lira Teixeira Santos

2020



CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS E ANÁLISE TEMPORAL DE
OCUPAÇÃO E USO DAS TERRAS POR SENSORIAMENTO REMOTO

Rafael Lira Teixeira Santos

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC), Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM), da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Orientador: Reinaldo Luiz Bozelli

Coorientador: Gustavo Manzon Nunes

Macaé, RJ

Agosto de 2020

CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS E ANÁLISE TEMPORAL DE
OCUPAÇÃO E USO DAS TERRAS POR SENSORIAMENTO REMOTO

Rafael Lira Teixeira Santos

Reinaldo Luiz Bozelli

Gustavo Manzon Nunes

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC), Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM), da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Aprovada por:

Presidente, Prof. Reinaldo Luiz Bozelli

Prof. Marcos Paulo Figueiredo de Barros (NUPEM)

Prof. José Augusto Ferreira da Silva (IFF Macaé)

Macaé – RJ

Agosto de 2020

FICHA CATALOGRÁFICA

CIP - Catalogação na Publicação

S237c Santos, Rafael Lira Teixeira
Classificação de Áreas Úmidas e Análise Temporal
de Ocupação e Uso das Terras por Sensoriamento
Remoto / Rafael Lira Teixeira Santos. -- Rio de
Janeiro, 2020.
163 f.

Orientador: Reinaldo Luiz Bozelli.
Coorientador: Gustavo Manzon Nunes.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do
Rio de Janeiro, Campus Macaé Professor Aloísio
Teixeira, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Ambientais e Conservação, 2020.

1. Zona de Transição Aquática Terrestre. 2.
Análise de Imagem Baseada em Objetos. 3.
Macrohabitat. 4. Unidade de Conservação. 5.
Restinga. I. Bozelli, Reinaldo Luiz, orient. II.
Nunes, Gustavo Manzon, coorient. III. Título.

Elaborado pelo Sistema de Geração Automática da UFRJ com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a), sob a responsabilidade de Miguel Romeu Amorim Neto - CRB-7/6283.

RESUMO

CLASSIFICAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS E ANÁLISE TEMPORAL DE OCUPAÇÃO E USO DAS TERRAS POR SENSORIAMENTO REMOTO

Rafael Lira Teixeira Santos

Orientador(es):

Reinaldo Luiz Bozelli e Gustavo Manzon Nunes

Resumo da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM), da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

As áreas úmidas (AU) são todos os ambientes cobertos e encharcados por água doce, salobra ou salgada, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentes ou temporários, com animais e plantas adaptados à dinâmica hídrica. Devido à essa diversidade, mapeá-las torna-se complexo. O objetivo geral desse estudo foi identificar e classificar as AU do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) e do entorno (2 km), especialmente aquelas de menor tamanho, pois são mais negligenciadas pelos estudos, e analisar temporalmente a dinâmica de uso e ocupação da terra por Sensoriamento Remoto (SR), visando a proteção desses ambientes. Para identificar as AU foram elaborados dois mapas temáticos por meio de um mosaico de dados aerofotográficos da década de 60 e imagens orbitais multiespectrais de 2019. E para classificar as AU foram consultados estudos sobre SR e espécies botânicas no PNRJ. As AU de menor tamanho foram classificadas com auxílio de fotografias em campo, através da seleção de 30 ambientes. As imagens foram classificadas através de Análise de Imagem Baseada em Objetos e a classificação preliminar de AU foi detalhada em 17 macrohabitats naturais em formações florestais, arbustivas e mistas de restinga, e antropogênicos. No PNRJ, as AU estão em maior abundância nas formações arbustiva inundável, arbustiva-herbáceas e florestais, e nos corpos hídricos, respectivamente. Conclui-se com esse estudo que as análises permitiram uma classificação inédita, ainda que preliminar, da vegetação em AU e evidenciaram a importância do PNRJ para a preservação ambiental da restinga, contendo a expansão das áreas urbanas e agropecuárias.

Palavras-chave: Zona de Transição Aquática Terrestre, Análise de Imagem Baseada em Objetos, Restinga, Unidade de conservação, Poças, Lagoas

Macaé – RJ
Agosto / 2020

ABSTRACT

WETLANDS CLASSIFICATION AND TEMPORAL ANALYSIS OF LAND COVER AND LAND USE BY REMOTE SENSING

Rafael Lira Teixeira Santos

Orientador(es):

Reinaldo Luiz Bozelli e Gustavo Manzon Nunes

Abstract da Dissertação de Mestrado submetida ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Conservação, Instituto de Biodiversidade e Sustentabilidade (NUPEM), da Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais e Conservação.

Wetlands are all environments covered and drenched in fresh, brackish or salt water, continental or coastal, natural or artificial, permanent or temporary, with animals and plants adapted to water dynamics. Due to this diversity, mapping them becomes complex. The general objective of this study was to identify and classify the wetlands in the Restinga de Jurubatiba National Park (RJNP) and the surrounding area (2 km), especially those of smaller size, as they are more neglected by the studies, and to analyze temporarily the dynamics of land use and land cover by Remote Sensing (RS), aiming to protect these environments. To identify the wetlands, two thematic maps were elaborated using a mosaic of aerophotographic data from the 60s and multispectral orbital images from 2019. And to classify the wetlands, studies on RS and botanical species were consulted in the RJNP. The smaller wetlands were classified with the aid of field photographs, through the selection of 30 environments. The images were classified using Object Based Image Analysis and the preliminary wetlands classification was detailed in 17 natural macrohabitats in forest, shrub and mixed sandbank formations, and anthropogenic. In the RJNP, the wetlands are in greater abundance in the floodable shrub, shrub-herbaceous and forest formations, and in water bodies, respectively. It is concluded with this study that the analyzes allowed an unprecedented classification, even if preliminary, of the vegetation in wetlands and showed the importance of the RJNP for the environmental preservation of the restinga, containing the expansion of urban and agricultural areas.

Keywords: Aquatic Terrestrial Transition Zone, Object-Based Image Analysis, Restinga, Conservation Units, Ponds, Pools

Macaé - RJ
Agosto / 2020

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. **Reinaldo Luiz Bozelli** pela sua confiança e orientação. Desde a IC, sempre me ensinou muito como ser um cientista e fazer ciência! A valorizar a UFRJ e incentivar os cuidados da organização da Limnologia UFRJ. Meu processo de amadurecimento pessoal e profissional está relacionado às vivências que tive sendo seu aluno, pois atribuiu responsabilidades a mim, que jamais pensei estar preparado a enfrentar!

Ao **Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Conservação (PPG-CiAC)** pelo acompanhamento e apoio durante esse estudo.

Ao **CNPQ, FAPERJ e Vale S.A.** pelo apoio financeiro para realização da pesquisa.

À **FAPERJ** pelo Apoio Emergencial para os Programas e Cursos de Pós-Graduação Stricto Sensu do Estado do Rio de Janeiro, Edital No 22/2016.

Ao meu coorientador Prof. Dr. **Gustavo Manzon Nunes** pela orientação na área das geotecnologias. Sou muito grato pelo aprendizado no LabSensor – UFMT e pela experiência em campo na Chapada dos Guimarães.

Aos professores **Ana C. Petry, Marcos Paulo F. Barros e José Augusto F. Silva** pelas sugestões durante o exame de qualificação.

Ao Prof. Dr. **Rodrigo Lemes Martins** pela pertinente avaliação do documento final da dissertação na pré-banca.

Aos professores **José Augusto Ferreira da Silva, Marcos Paulo Figueiredo Barros, Mauricio Mussi Molisani e Paula Debiasi** por aceitarem compor a banca de defesa dessa dissertação.

Às colegas de laboratório **Clarice, Juliana e Rayanne** e ao **Prof. Dr. Francisco Albuquerque** pelas contribuições na escrita desse documento.

A toda equipe do **Laboratório de Limnologia – UFRJ** pelo acolhimento, parceria, discussões, campos e momentos de confraternização. São tantos que seria injusto nomear!

A toda equipe do **Laboratório Integrado de Ecologia Aquática – NUPEM/UFRJ**, em especial aos professores Francisco A. Esteves e Marcos Paulo F. Barros, pelas parcerias e vivências em Macaé. Também são muitos! rs

A toda equipe do **Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geotecnologias – UFMT** (Alex, Carlos, Christian, Fernando, Jessika, Mariana, Stella) e ao agregado Lucas pelos ensinamentos e pela rotina de processamento de imagens.

À Dra. **Clarice Casa Nova dos Santos** por me coorientar na IC. Com sua dedicação e paciência, sou um biólogo e limnólogo melhor. Sou muito grato pela nossa parceria!

Ao meu primeiro orientador Prof. Dr. **Paulo A. Buckup** por me iniciar na área acadêmica, estudando peixes de água doce, no Ensino Médio no Colégio Pedro II no Programa de Iniciação Científica Jr. do Museu Nacional.

Ao meu segundo orientador Prof. Dr. **Inácio D. S. Neto** pela orientação na identificação e cultivo de protozoários nos primeiros períodos da faculdade.

Ao meu terceiro orientador Prof. Dr. **Jorge L. Nessimian** e coorientadora Dra. **Paula M. Souto** pelos estudos com insetos aquáticos, especialmente efemerópteros.

À **minha família** por me incentivar os estudos da maneira que souberam e puderam, mesmo sem entender muito.

Aos **meus amigos** que estão no fundo do meu coração. É sempre bom contar com vocês! Dispensam comentários!

À **minha comunidade de fé**, que se materializa na Comunidade Cristã Novo Dia, na Frente de Evangélicos pelo Estado de Direito e nos colegas das redes sociais, em especial o Walter Pinheiro (@teologonoboteco), pelos ensinamentos da espiritualidade cristã.

À minha psicóloga **Roberta A. B. Loubach** pelo fundamental auxílio na compreensão dos meus pensamentos na reta final do mestrado.

Aos **colegas de Macaé e de Cuiabá** que fizeram meus dias mais leves e animados. Cada passeio foi fundamental para manter a saúde mental.

Aos **colegas que conheci ao longo de todo o mestrado**, que foram importantes para mim, ao compartilhar experiências de vida acadêmica e contribuir de alguma maneira para o resultado desse trabalho.

A **Deus** pelo seu amor e suporte na alma, me dando forças para prosseguir em cada momento da vida! Obrigado por mais uma etapa concluída!

SUMÁRIO

FICHA CATALOGRÁFICA	iv
RESUMO	v
ABSTRACT	vi
AGRADECIMENTOS	vii
LISTA DE ILUSTRAÇÕES	xi
LISTA DE QUADROS	xii
LISTA DE TABELAS	xiii
INTRODUÇÃO GERAL	1
Áreas Úmidas	1
Sensoriamento Remoto.....	5
Mapeamento de Áreas Úmidas.....	13
OBJETIVO GERAL.....	16
Objetivos Específicos	16
ÁREA DE ESTUDO	17
CAPÍTULO 1	19
Objetivo Específico	19
Material e Métodos	19
Definição da nomenclatura das classes de uso e ocupação da terra	19
Processamento digital de imagens aerofotogramétricas da Força Aérea Americana (USAF)	29
Processamento digital de imagens do satélite RapidEye.....	33

Resultados e Discussão	39
Mapa de uso e ocupação da terra (USAF).....	39
Mapa de uso e ocupação da terra (RapidEye)	42
Avaliação de exatidão temática	47
Conclusão	51
CAPÍTULO 2	52
Objetivos Específicos	52
Material e Métodos	52
Classificação de áreas úmidas	52
Análises temporais e comparação de mapeamentos (USAF, RapidEye e outros estudos).....	55
Resultados e Discussão	60
Classificação de áreas úmidas	60
Análises temporais e comparação de mapeamentos (USAF, RapidEye e outros estudos).....	74
Conclusão	92
CONSIDERAÇÕES FINAIS	92
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
ANEXOS	112
Capítulo 1	112
Capítulo 2	121

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 Carta-imagem da localização da área de estudo (FOLHARINI, 2015).	17
Figura 2 Carta-imagem das áreas urbanas destacadas do entorno (2 km) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.	20
Figura 3 Exemplos de vegetação herbácea densa (1 e 2) e esparsa (3) na formação arbustiva aberta de Palmae no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. As imagens A representam recortes das imagens RapidEye em mesma escala e as imagens B foram recortadas do Google Earth em mesma escala com mais zoom.	23
Figura 4 Carta-imagem do mosaico das imagens USAF.....	30
Figura 5 Fluxograma da Árvore de Processo da classificação das imagens USAF no software eCognition Developer 64.	31
Figura 6 Imagens RapidEye selecionadas para realização do estudo.....	33
Figura 7 Fluxograma da Árvore de Processo da classificação das imagens RapidEye no software eCognition Developer 64.	35
Figura 8 Mapa temático do PNRJ e seu entorno (2 km) referente às imagens USAF da década de 60.	40
Figura 9 Mapa temático do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e seu entorno (2 km) referente às imagens RapidEye de 2019.	44
Figura 10 Classificação das AU brasileiras, segundo Junk, Cunha e Piedade (2015). ..	55
Figura 11 Mapa preliminar de áreas úmidas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e de seu entorno com base em cinco classes do mapa realizado no Capítulo 1 dessa dissertação.	61
Figura 12 Carta-imagem das 30 áreas úmidas classificadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e no entorno.....	72

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 Medidas derivadas da matriz de confusão e respectivas equações. (BARBOSA, 2016).....	11
Quadro 2 Qualidade da concordância do mapeamento através do coeficiente Kappa... 13	
Quadro 3 Características das imagens multispectrais (produto 3A) utilizadas nesse estudo e geradas pelos cinco satélites da constelação RapidEye.	34
Quadro 4 Comunidades vegetais descritas por Araujo et al. (1998) e mapeadas por Caris et al. (2013), e classes diferenciadas no mapa temático elaborado a partir das imagens USAF de 1965 e 1966.	41
Quadro 5 Estudos anteriores realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e áreas do entorno através de diferentes imagens de satélite e suas respectivas datas.....	57
Quadro 6 Relação entre a descrição botânica da vegetação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do seu entorno, e as classes de uso e ocupação da terra dos mapeamentos realizados.....	58
Quadro 7 Nova nomenclatura sugerida para mapeamentos de alta resolução com base na nomenclatura utilizada por Folharini (2015) e aplicada no mapa do Capítulo 1 dessa dissertação, e nas formações vegetais da restinga do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.	62
Quadro 8 Chave de classificação das AU (com base em Junk, Cunha e Piedade, 2015) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do seu entorno com referência (em vermelho) aos 30 ambientes classificados.....	70
Quadro 9 Classes dos mapeamentos utilizadas para análise da vegetação densa do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *Foi utilizado valor diferente do original, devido às datas das imagens.	75

Quadro 10 Classes dos mapeamentos utilizadas para análise da vegetação esparsa e solo exposto do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	80
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Área (em hectares) e porcentagem em relação ao total de cada classe de uso e ocupação da terra no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e no entorno nos anos de 1965 e 1966.....	39
Tabela 2 Porcentagem de cada classe de uso e ocupação da terra em relação ao total da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno nos anos de 1965 e 1966.	39
Tabela 3 Área (em hectares) e porcentagem em relação ao total de cada classe de uso e ocupação da terra no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e em 2019.....	45
Tabela 4 Área (em hectares) e porcentagem em relação ao total de cada classe de uso e ocupação da terra no entorno em 2019.....	45
Tabela 5 Porcentagem de cada classe de uso e ocupação da terra em relação ao total da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno em 2019.....	46
Tabela 6 Matriz de confusão. As classes de uso e ocupação da terra são: CA – Campo agropastoril; CH – Corpos hídricos; SA – Solo exposto e área urbana; AH – Vegetação arbustiva herbácea; AR – Vegetação arbórea; AA – Vegetação arbórea arbustiva; AU – Vegetação em área úmida; HD – Vegetação herbácea densa; e HE – Vegetação herbácea esparsa.	47
Tabela 7 Resultados da análise de exatidão derivados da matriz de confusão. As classes de uso e ocupação da terra são: CA – Campo agropastoril; CH – Corpos hídricos; SA – Solo exposto e área urbana; AH – Vegetação arbustiva herbácea; AR – Vegetação	

arbórea; AA – Vegetação arbórea arbustiva; AU – Vegetação em área úmida; HD – Vegetação herbácea densa; e HE – Vegetação herbácea esparsa.....	48
Tabela 8 Dados abióticos dos 30 ambientes selecionados para classificação (Germano, 2018). Dados brutos em anexo. Desv.Pad. – Desvio Padrão, COD – Carbono Orgânico Dissolvido, Temp. – Temperatura, pH - Potencial Hidrogeniônico, ORP - Potencial de Óxido Redução, Cond. – Condutividade, Turb. – Turbidez, OD – Concentração de Oxigênio Dissolvido, OD – Saturação de Oxigênio Dissolvido, STD – Sólidos Totais Dissolvidos, Sal. – Salinidade, Prof. – Profundidade.....	53
Tabela 9 Áreas de vegetação densa dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *Foi utilizado valor diferente do original, devido à limitação na classificação dessas imagens.	76
Tabela 10 Áreas de floresta dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	77
Tabela 11 Áreas de vegetação esparsa e areia dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.	81
Tabela 12 Áreas de corpos d'água dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.....	84

INTRODUÇÃO GERAL

Apresenta-se nessa seção faz uma breve apresentação sobre áreas úmidas sua importância, vulnerabilidade e escassez de classificação. Ao iniciar por essa explicação pretendo subsidiar a discussão sobre as áreas úmidas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral em planície de cordões arenosos no norte do estado do Rio de Janeiro. Apresenta-se também a técnica de Sensoriamento Remoto, por meio do qual esses ambientes serão identificados, delineados e relacionados a outras feições da paisagem, gerando um mapa. Este, por sua vez, auxilia na compreensão da gestão do território na avaliação da integridade dos recursos naturais e da dinâmica das ações antrópicas. Assim, considera-se na presente dissertação esses temas relevantes para a gestão do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba ao inferir sobre território rico em áreas úmidas, como lagoas costeiras, poças e afloramentos de lençol freático.

Áreas Úmidas

As áreas úmidas (AU) fornecem uma variedade de funções ecológicas e econômicas (serviços ecossistêmicos) que incluem estocagem periódica e melhoria da qualidade da água, regulação e proteção de enchentes, recarga de águas subterrâneas, estabilização do litoral, regulação do microclima, recreação, ecoturismo, habitat de peixes e animais selvagens, produção agrícola, estética e produtividade biológica (DE STEVEN; LOWRANCE, 2011; JUNK et al., 2014). Junk, Cunha e Piedade (2015) elaboram uma definição que considera todos os ambientes cobertos ou encharcados por água:

Áreas Úmidas (AUs) são ecossistemas na interface entre ambientes terrestres e aquáticos, continentais ou costeiros, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundados por águas rasas ou com solos encharcados, doces, salobras ou salgadas, com comunidades de plantas e animais adaptadas à sua dinâmica hídrica. (JUNK; CUNHA; PIEDADE, 2015, p. 37).

Sioli (1985) atribuiu às águas correntes as “funções fisiológicas de sistemas renais” das paisagens da superfície da Terra pela sua importância em transportar produtos bióticos e abióticos ao longo desses ambientes e de ecossistemas adjacentes. No entanto, esses ambientes foram e estão sendo submetidos a uma série de modificações que induzem ao estresse: modificações hidrológicas, escoamento secundário de poluentes,

eutrofização artificial, fragmentação por estradas, introdução de espécies exóticas, sobrepesca, entre outros. (ESTEVEES et al., 2008; KLEMAS, 2011). Esses estresses ameaçam diretamente a própria existência (sua estrutura e funcionamento) das AU e, portanto, impactam também na prestação de serviços à sociedade.

As AU do mundo diminuíram entre 64 % e 71 % desde 1900 (DAVIDSON, 2014). Desde o início do século XX, mais de 66 % das AU da Europa e 50 % das AU do mundo desapareceram (INNIS; NAIMAN; ELLIOTT, 2000; ZEDLER; KERCHER, 2005). A perda de AU deve-se principalmente à agricultura intensiva, extração de água, urbanização, desenvolvimento de infraestrutura e poluição (RUSSI et al., 2013). No entanto, apesar da degradação ambiental que as AU enfrentam, há uma crescente demanda pelos serviços ecossistêmicos que elas fornecem (SUDING, 2011). Elas são importantes ecossistemas que contribuem com cerca de 40 % do valor dos serviços globais de ecossistemas (ZEDLER, 2003).

Diante dessa realidade de ameaça às AU, diversos relatórios internacionais demonstram a necessidade de ações para sua proteção, envolvendo inclusive a classificação, o inventário e o delineamento (DARWALL et al., 2008; MEA, 2005; SCBD, 2010). Consciente das funções ecológicas das AU como reguladoras de regimes de águas e como habitats de várias espécies adaptadas a esses ambientes, o Brasil assinou a Convenção de Ramsar (Decreto no 1.905, de 16 de maio de 1996).

De acordo com a Secretaria da Convenção de Ramsar (2013), as AU são zonas onde a água é o principal fator que controla o meio ambiente e a vida vegetal e animal associadas. Desde a sua criação, a Convenção de Ramsar sobre Zonas Úmidas reconheceu a importância de inventários nacionais de AU como instrumentos essenciais para o estabelecimento de políticas e outras medidas destinadas a alcançar a conservação e o uso racional desses ecossistemas. Inventários são importantes para: i) detectar locais que podem ser incluídos na Lista de Zonas Úmidas de Importância Internacional (ou Lista de Ramsar); ii) quantificar os recursos úmidos globais para avaliar sua situação e seus planos de manejo; iii) determinar quais AU precisam ser restauradas e iv) realizar avaliações de risco e vulnerabilidade (BENZAQUÉN et al., 2009). O desenvolvimento de um inventário nacional de AU é uma tarefa fundamental para poder projetar e implementar políticas apropriadas para a conservação, identificar lacunas de conhecimento e linhas de

pesquisa prioritárias, estabelecer estratégias e protocolos para monitoramento e planejamento de uso (BENZAQUÉN et al., 2009).

O Brasil é pródigo em AU de grande extensão como o Pantanal, as áreas alagáveis de grandes rios e outras tantas ao longo da costa. Porém, igualmente importantes e abundantes no Brasil são as pequenas AU, compreendendo ambientes aquáticos com áreas na ordem de grandeza de uns poucos hectares a minúsculas poças e alagados (BOZELLI et al., 2018). A atividade biológica intensa de pequenos ecossistemas aquáticos e suas dimensões reduzidas os tornam mais dinâmicos no tempo do que os de maior tamanho, constituindo pelo menos um terço dos processos aquáticos no planeta. A grande área coberta por pequenos sistemas aquáticos e a sua dinamicidade significam que eles podem estar entre os ecossistemas mais importantes do mundo (DOWNING, 2010).

Os pequenos ambientes aquáticos, detêm uma enorme complexidade biótica, riqueza e diversidade de espécies (OERTLI et al., 2002; WILLIAMS et al., 2004). Sabe-se ainda que, estas pequenas AU protegem esta biodiversidade (DUARTE; KALFF; PETERS, 1986; ELMBERG et al., 1994; RICHARDSON et al., 2015) servindo de berçário para inúmeras espécies endêmicas e protegendo espécies ameaçadas (DI DARIO et al., 2013; SCHEFFER et al., 2006; SETUBAL et al., 2013).

Os ambientes costeiros brasileiros estão em constante transformação e sua formação está ligada à interação entre, terra, mar e dinâmica climática (AB'SABER, 2000). Simultaneamente às alterações naturais, a ocupação de colonizadores europeus, que se iniciou no século XVI e no Norte Fluminense se intensificou a partir da década de 1970 com o início da exploração de petróleo na Bacia de Campos é um fator que aumenta ainda mais os processos modificadores. O crescimento desordenado resultante do processo de urbanização intensificado, aumento na demanda de mão de obra e imóveis tornou os ambientes aquáticos (tanto pequenos quanto grandes) vulneráveis à degradação, o que reafirmou ainda mais a importância de sua preservação e de um planejamento territorial.

As mudanças climáticas ameaçam particularmente os ecossistemas aquáticos, por meio de alterações na abundância, riqueza e composição da comunidade, nas interações tróficas, no funcionamento, na extensão e na conectividade do habitat (MARINO et al., 2017; PIRES et al., 2017; WOODWARD et al., 2016). Além disso, o aquecimento global pode influenciar o metabolismo e a distribuição geográfica dos organismos, favorecer a

expansão de espécies invasoras e alterar os níveis de água, de evaporação e de eutrofização (JEPPESEN et al., 2007, 2009). São esperadas mudanças nas múltiplas variáveis climáticas, que incluem alterações na distribuição das chuvas, aumentos de temperatura e elevação do nível do mar (IPCC, 2013, 2019).

Os ecossistemas aquáticos interiores costeiros são particularmente vulneráveis, pois são rasos e localizados perto do mar. Devido à proximidade do mar, prevê-se que o aumento do nível do mar aumente a entrada de água salgada nos ecossistemas interiores costeiros, como lagoas, deltas de rios e estuários. A variação de temperatura e salinidade afeta direta e indiretamente o funcionamento do ecossistema aquático, respectivamente, por meio de mudanças na fisiologia dos organismos aquáticos e na estrutura das comunidades aquáticas (BELLARD et al., 2012; JEPPESEN et al., 2010).

As Unidades de Conservação (UCs) no Brasil são importantes na preservação de ecossistemas. Por exemplo, nos municípios de Carapebus, Quissamã e Macaé, foram observados resultados positivos após a criação do PARNA Restinga de Jurubatiba, que conteve o avanço de monoculturas como o coco e a cana-de-açúcar, a pecuária e a expansão urbana principalmente do município de Macaé. O PNRJ e a sua Zona de Amortecimento (ZA) significaram alterações benéficas em favor da preservação: a vegetação natural arbórea-arbustiva aumentou sua área em cerca de 40 km²; as atividades agrícolas e pastoris foram reduzidas em 22,5 % (FOLHARINI, 2015).

As lagoas costeiras do PNRJ (aproximadamente 19) são rasas, com profundidades não superiores a 3 m, e apresentam variações consideráveis de salinidade entre elas (ENRICH-PRAST et al., 2004). Como grande parte do sistema hidrológico da região (lagoas, rios e áreas sujeitas a inundações; (MARTIN; SUGUIO; FLEXOR, 1993) drena para o PNRJ, qualquer impacto ou contaminação (incluindo o lençol freático) por esgoto doméstico, defensivos químicos e fertilizantes podem comprometer sua integridade (SOFFIATI, 1998). As lagoas atuam como importantes filtros retendo matéria orgânica e inorgânica proveniente do continente, influenciam na estabilidade climática local e regional, além de serem importantes depositárias da biodiversidade aquática (PAZ; BOVE, 2007). Na restinga, os lençóis freáticos, que geralmente possuem coloração escura e elevada concentração de ácidos húmicos e fúlvicos, afloram nas zonas mais deprimidas dos intercordões arenosos ou próximo as lagoas costeiras, agindo como fonte de nutrientes (ESTEVES, 1998). Provavelmente, essa e outras UCs da região atuam na

regeneração e preservação de outros diversos parâmetros ambientais ainda não estudados, por exemplo, as AU, em especial as de menor tamanho que merecem maior atenção.

Sensoriamento Remoto

Há diversos tipos de AU, conforme definido pela Convenção de Ramsar e Junk, Cunha e Piedade (2015), o que torna muito difícil mapeá-las, pois as AU diferem em relação às características físico-químicas da água e formações vegetais típicas. Além desses tipos distintos, as AU também são altamente variáveis em extensão espacial e temporal, pois a área inundada muda periodicamente e muitas vezes de forma sazonal (HESS et al., 2015; LI et al., 2015). Sendo assim, faz-se necessário um tipo de ferramenta de mapeamento capaz de capturar, com a devida resolução, a variabilidade espaço-temporal inerente às AU. O Sensoriamento Remoto multiespectral é uma ferramenta importante quanto ao tempo e ao custo efetivo para mapear e monitorar as AU (KLEMAS, 2011; LI et al., 2015). A riqueza de informações de sensoriamento remoto produzidas continuamente e disponibilizadas gratuitamente em tempo quase real, bem como os avanços no poder da computação, armazenamento em nuvem e conectividade, abriram inúmeras oportunidades para manter uma melhor observação dos recursos hídricos do nosso planeta. Essas informações complementam medições escassas e custosas das áreas de interesse. Ainda há agências de gestão de água em muitas partes do mundo ineficientes em sua capacidade de monitorar os recursos hídricos (SERRAT-CAPDEVILA; HERRMANN, 2019).

O Sensoriamento Remoto (SR) é definido como a coleta e interpretação de informações sobre um objeto de um ponto de vista distante. Os sistemas de SR envolvem a medição da energia eletromagnética refletida ou emitida por um objeto e incluem instrumentos em aeronaves e satélites (CONGALTON; GREEN, 2009). À medida que os recursos naturais se tornam mais escassos, a necessidade de informações precisas sobre os seus tipos, quantidade e extensão se multiplica. Alocar e gerenciar os recursos da Terra requer conhecimento preciso sobre a sua distribuição no espaço e no tempo. Para melhorar os habitats de espécies ameaçadas, precisa-se saber quais são as características dos habitats, onde esse habitat está localizado, onde os animais vivem e como as mudanças nos habitats e nos ambientes circundantes afetarão a distribuição, a população e a viabilidade das espécies (CONGALTON; GREEN, 2009).

Durante séculos, os mapas forneceram informações importantes sobre a distribuição de recursos em todo o mundo. Os mapas auxiliam na medição da extensão e da distribuição de recursos, na análise de interações de recursos, na identificação de locais adequados para ações específicas e no planejamento a curto e longo prazo (CONGALTON; GREEN, 2009).

Os dados detectados remotamente são utilizados para fazer mapas porque são significativamente menos caros e mais eficientes do que criar mapas a partir de observações na superfície da Terra, oferece uma perspectiva de cima (visão panorâmica), melhorando a compreensão das relações espaciais e permite capturar imagens e informações em comprimentos de onda eletromagnéticas que os olhos humanos não conseguem ver, como as partes infravermelhas do espectro eletromagnético (CONGALTON; GREEN, 2009).

Os dados de SR multiespectral são uma ferramenta extremamente valiosa para entender a dinâmica da qualidade da água, devido à sua visão sinóptica, coleta de dados em escala múltipla e sistemática e transmissão imediata dos dados. Uma variedade de parâmetros de qualidade da água pode ser estimada usando sensoriamento remoto, incluindo nitrogênio total, fósforo total, concentração de clorofila a, matéria orgânica dissolvida colorida (carbono orgânico dissolvido ou carbono orgânico total), sedimento total em suspensão (ou turbidez), transparência (por exemplo, profundidade do disco Secchi), temperatura e outros (SERRAT-CAPDEVILA; HERRMANN, 2019).

A detecção remota está se desenvolvendo, desde o início da década de 1970, para automatizar processos como qualquer outra técnica baseada na computação (CRÓSTA, 1992). Mesmo que um observador humano diferencie facilmente e categorize uma imagem em classes de interesse, o uso do computador através de algoritmos reproduz com maior eficiência os métodos de processamento (semi) automático (MARPU et al., 2008).

Índices e matemática de bandas espectrais

A utilização de variáveis é uma etapa importante para uma classificação bem-sucedida. A extração da informação pode ser realizada com auxílio da transformação de bandas. O objetivo das transformações é reduzir a redundância de informação nos dados

e/ou extrair informações específicas de uso e ocupação da terra (Lu e Weng, 2007). Assim, podem ser citadas algumas variáveis:

a) Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

Desenvolvido por Rouse et al. (1974), o índice de diferença normalizada da vegetação (NDVI) é o índice de vegetação mais utilizado para analisar as características da vegetação numa determinada área. A popularidade do NDVI deve-se também à sua capacidade de “(...) redução de muitas formas de ruídos (diferenças de iluminação, sombras de nuvens, atenuações atmosféricas, algumas variações topográficas), presente em múltiplas bandas de múltiplas datas.” (França et al., 2012, p. 3). Esse índice é resultado da combinação matemática das bandas do infravermelho próximo (IVP) e do vermelho (V) e é calculado por:

$$NDVI = \frac{IVP - V}{IVP + V}$$

b) Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI)

O índice normalizado da diferença de água (NDWI), elaborado por McFeeters (1996 *apud* MCFEETERS, 2013), foi desenvolvido para realçar os corpos de água e reduzir a influência do solo na vegetação. Tem a capacidade de detectar as águas de superfície em ambientes úmidos e permite a medição da extensão da superfície de água (MCFEETERS, 2013). Ao invés de utilizar a banda do vermelho, como no NDVI, cuja reflectância é afetada pela clorofila, no NDWI é utilizada a banda do verde que apresenta sensibilidade na presença de sedimentos em suspensão. O NDWI é calculado através da banda do verde (VD) e do infravermelho próximo (IVP) e expressa-se como:

$$NDWI = \frac{VD - IVP}{VD + IVP}$$

d) Razão VD/IVP

A Razão VP/IVP é um quociente entre a banda verde (VD) e a banda do infravermelho próximo (IVP) e tem a capacidade de detectar vegetação.

No Sistema de Informação Geográfica (SIG), os métodos OBIA são uma das tendências mais recentes como alternativa à abordagem tradicional pixel a pixel de elaboração de cartografia de uso e ocupação da terra (BAATZ; HOFFMANN;

WILLHAUCK, 2008; LUCIEER, 2008). Essa atual abordagem se diferencia de uma categorização puramente descritiva das características espectrais dos pixels e abre caminho para um uso combinado de informações espectrais e espaciais. E supera o problema do efeito sal-e-pimenta (salt-and-pepper), ou seja, pixels ruidosos nas classes dos mapas, tão característico dos resultados das classificações tradicionais. Graças às melhorias na segmentação de imagem, as abordagens baseadas a objetos podem ser usadas para delinear e classificar eficientemente o uso e ocupação da terra (DUVEILLER et al., 2008). Além disso, seu uso está se desenvolvendo, contribuindo significativamente para o monitoramento ambiental e para o suporte à tomada de decisões (BLASCHKE; LANG; HAY, 2008).

O uso e ocupação da terra descreve o estado físico da superfície como o tipo e a quantidade de vegetação, materiais terrestres, edifícios e pavimentos, assim como outros aspectos (BRIASSOULIS, 2019; MALCZEWSKI, 2004). Os tipos de elementos presentes na superfície terrestre podem ser visualmente identificados por técnicas de observação ao solo tradicionais ou por técnicas de detecção remota. Para produzir mapas de uso e ocupação da terra, é necessário estabelecer à partida uma nomenclatura que descreva os vários tipos de ocupação que se pretende analisar (COSTA, 2008).

Análise de imagens baseada em objetos

A análise de imagens baseada em objetos (OBIA) é uma metodologia em SR que pretende modelar a habilidade da capacidade visual humana para interpretar imagens (CORCORAN; WINSTANLEY, 2008). Os processamentos e o uso de OBIA apresentam excelentes resultados, a fim de analisar temporalmente através do mapeamento a delimitação de macrohabitats e uso e ocupação da terra (NUNES; DE SIQUEIRA, 2019). Além disso, esta abordagem é capaz de explorar muitos aspetos, desde propriedades contextuais, espaciais, espectrais, temporais, de textura e hierárquicas, permitindo a separação de classes de complexa extração. Alguns parâmetros com equação podem ser citados como:

A segmentação consiste em criar objetos a partir da imagem, os quais devem estar corretamente delimitados para representar na classificação as classes de uso e ocupação da terra. Há três parâmetros principais de segmentação: escala, forma e compacidade (BENZ et al., 2004). É um aspecto chave da OBIA em relação à qualidade da classificação final (BAATZ; HOFFMANN; WILLHAUCK, 2008) e seu resultado ideal é uma cena

segmentada em objetos que refletem características de interesse do mundo real. O termo segmentação é usado como o sumário de todos os processos que constroem, modificam, crescem, agregam, cortam, encolhem, editam objetos (BAATZ; HOFFMANN; WILLHAUCK, 2008).

Na OBIA, o *image object* é o elemento metodológico central (LANG, 2008), porque é após este processo de segmentação que a classificação pode ser iniciada. Independentemente das informações que compõem os objetos, estes podem ser criados com diferentes dimensões e em níveis diversos em uma mesma imagem. Após a segmentação da imagem, os objetos são criados e classificados através de regras elaboradas e aplicadas, cuja automatização se pode tornar difícil de concretizar (MARPU et al., 2008).

A avaliação da precisão (*accuracy assessment*) determina a qualidade do mapa criado a partir de dados detectados remotamente. O objetivo da avaliação da precisão é a identificação e medição de erros no mapa. Há dois tipos de avaliação de precisão do mapa que podem ser utilizados: a posicional e a temática. A precisão posicional lida com a localização exata de um elemento num mapa, comparando com a distância da posição em que esse mesmo elemento se encontra na realidade. E a precisão temática recorre aos atributos ou rótulos dos elementos do mapa e analisa as diferenças do atributo real da imagem (BOLSTAD, 2016).

São selecionadas áreas no mapa para avaliação de precisão, porque as limitações de tempo e recursos financeiros impedem a avaliação de todas as unidades espaciais no mapa. Para cada amostra, são coletadas informações derivadas do mapa (*map accuracy assessment sample data*), ou da imagem que está sendo avaliada, e dos dados de referência (*reference accuracy assessment sample data*), derivados dos dados coletados que são considerados corretos. Ao final, as informações do mapa e de referência são comparadas e os resultados da comparação são analisados quanto à significância estatística. Como não há um procedimento único para aplicar avaliações de precisão, existe uma série de perguntas e considerações importantes a serem feitas (CONGALTON; GREEN, 2009).

Um dos métodos mais aplicados neste processo é a produção de uma matriz de erro ou matriz de confusão, a partir da qual se podem derivar índices e erros associados (JENSEN, 2015). Segundo Congalton e Green (2009) não existe um procedimento único

e padrão para a realização desta avaliação, porém esta deve incluir três passos fundamentais: criação da amostra para a avaliação da exatidão; recolha de dados para cada amostra; e análise dos resultados.

A avaliação da precisão temática de mapas requer amostragem, porque não é economicamente viável visitar todos os locais de referência. O projeto de amostragem requer conhecimento da distribuição de classes temáticas pela paisagem, determinação do número de amostras a serem coletadas e escolha de uma técnica de amostragem para a seleção das amostras (CONGALTON; GREEN, 2009).

A estratégia de amostragem é uma etapa fundamental no processo de avaliação da exatidão temática (LU; WENG, 2007). A unidade de amostragem é a unidade de base da avaliação que, geralmente, é o pixel ou o polígono. O esquema de amostragem consiste no método de seleção das unidades da amostra de referência, o qual tem de garantir uma robustez estatística (CONGALTON; GREEN, 2009).

A amostragem aleatória simples é um método que reduz o efeito de autocorrelação de pixels ou objetos vizinhos (RICHARDS; JIA, 2006). Porém, é ponderada pela área, podendo não amostrar classes que sejam pouco representativas na área total do mapa. E a amostragem aleatória estratificada utiliza um número de amostras em cada classe de uso e ocupação da terra, para além de reduzir o efeito de autocorrelação espacial, garante que cada classe seja amostrada (BARBOSA, 2016; CONGALTON; GREEN, 2009; RICHARDS; JIA, 2006; STEHMAN, 2001).

Para determinar a quantidade de unidades na amostragem, Congalton & Green (1988b) sugerem uma diretriz geral ou uma boa “regra de ouro”, uma coleta mínima de 50 amostras para cada classe para mapas de tamanho inferior a 4 mil km² e menos de 12 classes. Essas recomendações foram desenvolvidas empiricamente de muitos projetos, e o uso da equação multinomial confirmou que elas são um bom equilíbrio entre validade estatística e praticidade (CONGALTON; GREEN, 2009).

Após o processo de amostragem são calculados índices de avaliação da qualidade da classificação das imagens (Quadro 1). Os métodos utilizados para estimar a exatidão dos mapas obtidos após a classificação são realizados a partir da construção de uma matriz de confusão. Esta matriz apresenta a distribuição dos objetos classificados de forma correta ou errônea (CONGALTON, 1991).

Quadro 1 Medidas derivadas da matriz de confusão e respectivas equações. (BARBOSA, 2016)

Medidas	Equação	
Exatidão global	$EG = \frac{\sum x_i}{n} \cdot 100$	x_i = elementos na diagonal n = total de amostras
Exatidão do produtor	$EP_j = \frac{x_{jj}}{n_{i+}}$	x_{jj} = elementos na diagonal n_{i+} = total de amostras
Exatidão do utilizador	$EU_j = \frac{x_{jj}}{n_{i+1}}$	n_{i+1} = total de amostras
Coefficiente de concordância Kappa	$K = \frac{n \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r x_{i+} x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+} x_{+i}}$	n = total de amostras r = número de linhas da matriz da confusão x_{ii} = observações na linha i e coluna i x_{i+} = total marginal da linha i x_{+i} = total marginal da coluna i

A matriz de confusão é a técnica mais utilizada para proceder à avaliação da exatidão temática (LU; WENG, 2007). A matriz é formada por um arranjo quadrado de números dispostos em linhas e colunas que compõem o número de unidades de amostras de uma classe do mapa de uso e ocupação da terra, em comparação com a classe atual que representa a realidade (CONGALTON, 1991). Nela encontra-se descrito o padrão da distribuição de cada uma das classes de uso e ocupação da terra referente à informação de referência através da quantidade de observações na diagonal da matriz (concordância entre o mapa e a informação de referência) e fora da diagonal (confusão entre classes). A informação que se pode extrair da matriz de confusão permite calcular medidas, as quais foram utilizadas:

- Exatidão global da amostra (EG) (“*overall accuracy*”) da amostra é a soma dos dados da diagonal da matriz de confusão, divididos pelo número total de objetos da amostra. No entanto, apenas apresentar a exatidão global não é suficiente. É importante apresentar toda a matriz para que outras medidas de precisão possam ser computadas conforme necessário e a confusão entre as classes de mapas seja claramente apresentada e compreendida (CONGALTON; GREEN, 2009). Embora o que é considerado aceitável para a precisão do mapeamento possa variar, a meta recomendada é de 85 % de precisão geral (FOODY, 2002; MUI; HE; WENG, 2015; THOMLINSON; BOLSTAD; COHEN, 1999);
- A exatidão do produtor (EP) das classes traduz a probabilidade de um objeto verdadeiro da classe (x) estar realmente representado na cartografia por (x). Resulta do

quociente entre o número de elementos corretamente classificados em cada classe e o número de objetos de treino utilizados nessa classe (total da coluna);

- Exatidão do utilizador (EU) das classes se refere a probabilidade de um objeto etiquetado como classe (x) pertencer realmente à classe (x). Resulta da divisão entre o número de objetos corretamente classificados pelo número total de objetos que foram classificados nessa classe (total da linha);

- Erros de omissão (EO) das classes são um complemento do EP, na medida em que traduz os seus erros associados. Os EO da classe (x) correspondem aos objetos pertencentes à classe (x) mas não foram identificados como tal pelo utilizador, i.e., encontram-se omitidos na imagem classificada, na classe (y);

- Erros de comissão (EC) das classes são um complemento do EU, pois traduz os seus erros associados. Eles correspondem aos objetos que foram identificados como sendo da classe (x) mas pertencem à classe (y).

- Coeficiente de concordância Kappa (K) é um método estatístico desenvolvido por Cohen (1960). Seu valor varia entre 0 e 1 (Quadro 2), indicando a qualidade da concordância do mapa (CONGALTON; GREEN, 2019; JENSEN, 2015). Embora essa técnica de análise esteja na literatura de sociologia e psicologia há muitos anos, o método não foi publicado em uma revista de sensoriamento remoto antes de Congalton, Oderwald e Mead (1983). Congalton (1991) defende que a utilização deste coeficiente permite avaliar satisfatoriamente toda a imagem classificada, porque considera nos seus cálculos toda a matriz de confusão. Desde então, centenas, senão milhares de artigos foram publicados relatando a estatística Kappa como parte da avaliação de precisão do mapa temático (Jensen, 2016).

- A célula é a quantidade de amostras da área mapeada como classe i e rotulada nos dados de referência como classe j.

- A **linha marginal** é a soma de todos os valores de x_{ij} na linha i e representa o número de amostras classificadas como classe i.

- A **coluna marginal** é a soma de todos os valores de x_{ij} na coluna j e representa o número de amostras que é realmente a classe j.

- A diagonal resume as amostras classificadas corretamente.

- Todas as outras células representam pixels classificados incorretamente.

Essa medida de concordância baseia-se na diferença entre a concordância real na matriz de confusão (ou seja, a concordância entre a classificação detectada remotamente

e os dados de referência, conforme indicado na diagonal principal) e a concordância indicada pela linha e coluna totais (marginais) (CONGALTON; GREEN, 2009).

Quadro 2 Qualidade da concordância do mapeamento através do coeficiente Kappa.

Valor de Kappa	Qualidade da concordância
<0,40	Fraca
<0,80 >0,40	Moderada
>0,80	Forte

Mapeamento de Áreas Úmidas

Métodos tradicionais utilizados para analisar e compilar dados de AU, como revisões de literatura, interpretação de mapas e digitalização, e agrupamento de dados e análises, geralmente não são tão efetivos como o SR, quando se trata de monitorar a dinâmica de AU (AIRES et al., 2013; BAKER et al., 2006; MELTON et al., 2013; NHAMO; MAGIDI; DICKENS, 2017). No entanto, o SR pode identificar e delinear as mudanças espaço-temporais em períodos definidos.

Avanços recentes no design e aplicação de sensores tornaram o SR indispensável para o monitoramento de AU (KLEMAS, 2010, 2011, 2013). Essa técnica associada a SIG é utilizada como ferramenta de estudos de relações entre elementos de paisagem (DE STEVEN; LOWRANCE, 2011; FERNANDES; NUNES, 2013). Dessa forma, possibilitam novas abordagens relacionadas à dinâmica desses ambientes em relação às resoluções espacial e temporal das imagens aéreas. Ao analisar dados pretéritos (1965/1966) e mais atuais (2015) Nunes & Siqueira (2019), realizaram diagnóstico ambiental, qualificando e quantificando a dinâmica da paisagem.

A sociedade não possui uma compreensão abrangente da magnitude dos impactos às AU, porque o conhecimento sobre a importância, extensão espacial e variação sazonal das AU permanece limitado (NHAMO; MAGIDI; DICKENS, 2017). As Nações Unidas identificaram a importância de proteger e restaurar as AU, incluindo-as no Objetivo 6 dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (SDGs), que trata das questões da água, enfatizando a mudança na extensão dos ecossistemas relacionados à água ao longo do tempo.

O reconhecimento da população local na descrição dos macrohabitats das AU na classificação é importante para a interação dos métodos e legislação de manejo desses ambientes na prática de gestão. Assim, fomentar a comunicação entre governo, população e cientistas facilita a aceitação de um sistema de classificação e a aplicação de medidas de proteção ambiental (CUNHA; JUNK, 2017). Na classificação das AU, os macrohabitats são representados por tipos específicos de vegetação ou por diferentes áreas sem vegetação. Essa classificação permite a introdução de novos macrohabitats. Se necessário, pode haver uma subdivisão em unidades menores sem afetar todo o sistema, como por exemplo, habitats considerando características químicas da água e/ou do solo (JUNK et al., 2015).

Apesar de sua grande importância, as AU vêm sofrendo diversos impactos como alterações hidrológicas, poluição, fragmentação, introdução de espécies exóticas, entre outros. Elas apresentam-se como ecossistemas muito vulneráveis às variações climáticas esperadas (FINLAYSON et al., 2013; POFF; BRINSON; DAY, 2002), especialmente aquelas de menor tamanho (BOZELLI et al., 2018).

Para que sejam tomadas medidas adequadas de gestão e conservação das AU do Estado do Rio de Janeiro, torna-se imprescindível o conhecimento dos tipos presentes, sua distribuição e potenciais ameaças. Junk et al. (2014) compuseram o primeiro estudo com referência à classificação de AU no estado e destacam a carência de um inventário regional. Guimarães (2017) foi o trabalho pioneiro e o único a aplicar a chave de classificação em AU na bacia do rio Macaé. Esse estudo realizou 34 pontos de inspeções em campo, classificando 8 tipos de AU como: açude; lagoas e poças temporárias; matas periodicamente alagáveis; AU cobertas com herbáceas, permanentemente alagadas (Brejo/Banhados); lagoa de água doce, manguezais, manguezais nas embocaduras de rios (zonas estuarinas) e; AU cobertas por plantas herbáceas. Observou as influências antrópicas nesses ambientes como, por exemplo, aterros clandestinos, mineração, solos expostos, terraplanagem, construção civil e pastagem. Sendo essas duas últimas as atividades mais expressivas adjacentes às AU, comprometendo suas integridades.

A capacidade de catalogar e mapear as AU, em especial as pequenas, é nova e é conhecido como esses pequenos recursos paisagísticos contribuem para a interface da ecologia terrestre e aquática. Lagoas, brejos, poças e similares ainda são subestimados em inventários regionais e, dessa maneira, a compreensão global do papel dos pequenos

ambientes aquáticos em processos ecológicos em toda a biosfera ainda é subestimada (DOWNING, 2010).

Busca-se com este estudo subsidiar medidas de conservação e gestão ambiental das AU, como análises da dinâmica temporal, arquivos espaciais e mapas desses ambientes. A dissertação foi dividida em dois capítulos. No primeiro, foi realizado o mapeamento preliminar das AU através do mapa de uso e ocupação da terra na década de 60 e em 2019. E no segundo capítulo, as AU foram classificadas e o PARNA Restinga de Jurubatiba analisado temporalmente, utilizando os mapas gerados no capítulo 1 e estudos anteriores. Assim, esse material poderá orientar futuros estudos sobre a distribuição da biota nesses diversos tipos de ambientes. Por fim, as técnicas de SR que serão testadas neste projeto possibilitarão novos horizontes para futuros estudos que visem ampliar o conhecimento das AU.

OBJETIVO GERAL

Identificar e classificar as AU do PARNA Restinga de Jurubatiba e do entorno (faixa de 2 km), especialmente aquelas de menor tamanho, e analisar temporalmente sua dinâmica por Sensoriamento Remoto, visando a proteção desses ambientes.

Objetivos Específicos

Capítulo 1

- Gerar mapas temáticos de uso e ocupação da terra do PARNA da Restinga de Jurubatiba e do seu entorno, através da Análise de Imagens Baseada em Objetos (OBIA), tendo como base dados aerofotogramétricos da Força Aérea Americana (USAF) obtidos em 1965 e 1966 e imagens orbitais multiespectrais da constelação de satélites RapidEye obtidos em 2019.

Capítulo 2

- Classificar as AU do PARNA Restinga de Jurubatiba e do seu entorno até o nível de macrohabitat, utilizando mapa de uso e ocupação da terra de 2019 e dados *in situ*.
- Analisar temporalmente a dinâmica de uso e ocupação da terra, através da classificação de imagens RapidEye de 2019, fotografias aéreas de 1965/66 e estudos anteriores.
- Avaliar a importância do PARNA Restinga de Jurubatiba na preservação de AU, considerando o contexto da ocupação humana litorânea, evidenciado no período de estudo (1965 - 2019).

ÁREA DE ESTUDO

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) está localizado no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, no bioma Mata Atlântica, em um ambiente de restinga. Sua área é de aproximadamente 149,22 km² com cerca de 4 km de largura e 44 km de extensão e a zona de amortecimento terrestre sugerida pelo plano de manejo é de 387,41 km². Abrange planícies de areia e lagoas costeiras, representando o maior complexo de ecossistemas de restinga protegidos por lei federal (ROCHA et al., 2004) (Figura 1). Foi criado em 29 de abril de 1998 e apresenta processos de regularização fundiário, estando vulnerável a impactos antrópicos como: caça e pesca, queimadas, loteamentos e atividades agrícolas (FOLHARINI, 2015). Jurubatiba é adequado para esse tipo de estudo, pois os resultados contribuem para seu manejo como também pelo fato de possuir uma longa tradição em pesquisa em biodiversidade, uma vez que abriga um sítio dos Programas de Pesquisa Ecológica de Longa Duração (BARBOSA et al., 2004).

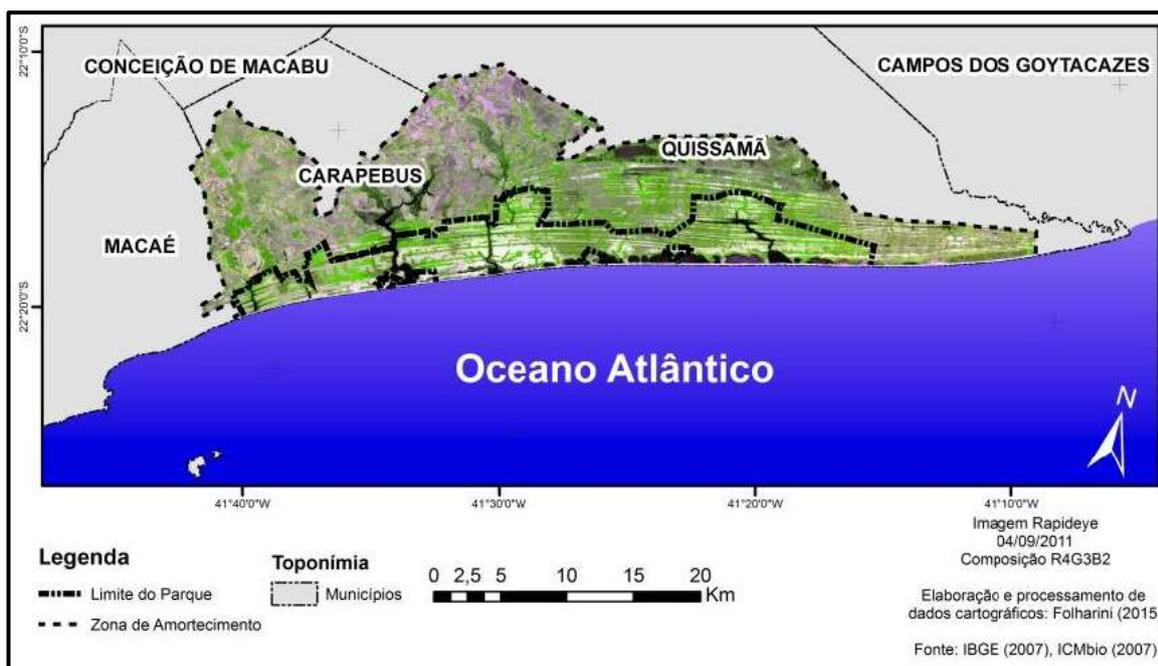


Figura 1 Carta-imagem da localização da área de estudo (FOLHARINI, 2015).

Originárias por depósitos marinhos do final do período Quaternário (120.000 a 5.000 anos), as planícies arenosas protegidas pelo PNRJ exibem um mosaico de dez comunidades vegetais diferentes, de acordo com Araújo et al. (1998): três formações florestais, três áreas arbustivas abertas, uma área arbustiva fechada, duas formações de herbáceas e uma formação aquática. A vegetação de restinga nessa parte do litoral possui peculiaridades como o desenvolvimento de hábitos arbustivos e mais abertos mesmo

sendo originárias da floresta tropical do Atlântico, principalmente (SCARANO, 2009). Conseqüentemente, a flora se apresenta com grande riqueza e variedade (ARAUJO, 1984). Em 1984, a pesquisadora Dorothy Araujo expôs que era difícil “saber qual era a vegetação primitiva das planícies arenosas do litoral brasileiro, devido à ação predatória do homem sobre estes ecossistemas [...]. É importante que determinemos as características da vegetação primitiva para saber quanto o homem já modificou” (ARAUJO, 1984, p. 157).

A maioria das espécies da restinga são de origem na Mata Atlântica, Cerrado e Caatinga (ESTEVES, 2011). A proximidade com o oceano gera condições limitantes a vegetação, como ventos fortes, salinidade, temperatura elevada, déficit hídrico e nutricional (SCARANO, 2002). Com relação aos ambientes aquáticos, as lagoas presentes no PNRJ possuem origens distintas (represamento de rios antigos, isolamentos de pequenas baías ou acúmulo de águas da chuva e/ou do mar) e podem variar o nível d'água, devido ao período de chuvas, o qual promove a elevação do lençol freático e o aparecimento de lagoas e poças temporárias (ESTEVES, 2011). O solo arenoso pouco favorável às atividades agrícolas, as lagoas costeiras com águas claras e escuras (substâncias húmicas) e as praias muito agitadas para banhistas também podem ser consideradas como fatores importantes para os impactos antrópicos fossem minimizados até a criação do PNRJ (ESTEVES, 2011).

CAPÍTULO 1

MAPEAMENTO DE USO E OCUPAÇÃO DA TERRA DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA E DE SEU ENTORNO – ANOS DE 1965/66 E 2019

Objetivo Específico

- Gerar mapas temáticos de uso e ocupação da terra do PARNA da Restinga de Jurubatiba e do seu entorno, através da Análise de Imagens Baseada em Objetos (OBIA), tendo como base dados aerofotogramétricos da Força Aérea Americana (USAF) obtidos em 1965 e 1966 e imagens orbitais multiespectrais da constelação de satélites RapidEye obtidos em 2019.

Material e Métodos

A seguir os materiais utilizados nesse estudo são apresentados e suas respectivas classes de uso e ocupação da terra são enquadradas e caracterizadas na área de estudo. Além disso, os métodos para classificar as imagens são descritos através da utilização de diversos *software*.

Definição da nomenclatura das classes de uso e ocupação da terra

Para analisar e produzir mapa de uso e ocupação da terra, foi necessário conhecer a área, as imagens e estabelecer quais classes seriam diferenciadas e suas respectivas nomenclaturas. Neste estudo, optou-se pelo uso da nomenclatura de estudos realizados no PNRJ na definição das classes, por ser a que mais se aproxima do objetivo pretendido. As 9 classes foram definidas com o intuito de classificar o uso e ocupação da terra do PNRJ e seu entorno (2 km), através de imagens de satélite RapidEye a uma escala de 1:25.000.

A vegetação do PNRJ foi estudada por Araujo e Henriques (1984), os quais descreveram a restinga em 10 tipos de vegetação com peculiaridades na densidade e presença de espécies de plantas arbóreas, arbustivas e herbáceas. Dessa forma, é possível diferenciar fitofisionomias que ocupam as faixas arenosas características da região. As

diferentes fitofisionomias também se distinguem em função da sua estrutura, organização e de outras características abióticas (NOGUEIRA, 2020).

Solo exposto e área urbana

Estas áreas descobertas e antrópicas não agrícolas referem-se tanto a ambientes naturais, como praias, dunas e extensões de areia, geralmente sem vegetação, quanto a ambientes antrópicos, decorrentes da degradação provocada pelas atividades humanas (áreas urbanizadas, industriais e comerciais – Figura 2) (IBGE, 2013).

Áreas urbanas do entorno do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba



Figura 2 Carta-imagem das áreas urbanas destacadas do entorno (2 km) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Campo agropastoril

Essas áreas antrópicas agrícolas podem ser representadas como a terra utilizada para a produção de alimentos. Inclui todas as terras cultivadas, caracterizadas pelo delineamento de áreas cultivadas ou em descanso, podendo também compreender áreas alagadas. Podem se constituir em zonas agrícolas heterogêneas ou representar extensas

áreas de plantações. Encontram-se inseridas nesta categoria as lavouras temporárias, lavouras permanentes, pastagens plantadas e silvicultura (IBGE, 2013).

A agricultura de cana-de-açúcar e os riscos de incêndios associados são exemplos expressivos de impactos negativos ao redor do PNRJ, bem como o extenso pastoreio de gado (que já avança em direção ao interior do PNRJ). O escasso assentamento da situação fundiária da terra dificulta a fiscalização eficiente da UC e seus arredores. Além disso, é possível observar que grande número das propriedades não cumpre a legislação brasileira sobre o Código Florestal (CARIS et al., 2013).

Corpos hídricos

Incluem todas as classes de águas interiores e costeiras, como cursos d'água e canais (riachos, canais e outros corpos de água lineares), corpos d'água naturalmente fechados, sem movimento (lagoas costeiras) e reservatórios artificiais (represamentos artificiais d'água construídos para irrigação, controle de enchentes e fornecimento de água). Os corpos d'água costeiros são corpos de água salgada e salobra que recobrem os locais junto à costa, englobando a faixa costeira de praias e as águas abrigadas (IBGE, 2013).

Áreas de vegetação natural

A vegetação natural compreende um conjunto de estruturas florestais e campestres, abrangendo desde florestas e campos originais (primários) e alterados até formações florestais espontâneas secundárias, arbustivas, herbáceas e/ou gramíneo-lenhosas, em diversos estágios sucessionais de desenvolvimento, distribuídos por diferentes ambientes e situações geográficas. Considera-se como florestais as formações arbóreas com porte superior a 5 m (IBGE, 2013).

Vegetação em áreas úmidas

Muitas vezes formam-se extensas áreas nas zonas mais rasas das lagoas, próximas às suas margens, e frequentemente fazem fronteira com as florestas inundadas permanentemente e periodicamente. Além disso, há áreas intercordões com maior conexão com o lençol freático, uma importante fonte de nutrientes, que favorecem o desenvolvimento vegetal. A lagoas do PNRJ possuem características diversas quanto a sua origem, ligação com o oceano e propriedades físico químicas da água, o que propicia

uma diversidade de plantas aquáticas, cuja riqueza varia em cada lagoa (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). Algumas das espécies mais frequentes são *Typha domingensis*, *Eleocharis geniculata* e *Nymphoides indica* (PAZ, 2007).

A Formação de Pântano-herbáceo / Herbácea Brejosa está presente nas depressões intercaladas às cristas de praia ou nas margens das lagoas, onde o solo orgânico é saturado e, de acordo com a estação do ano, pode estar encharcado ou extremamente seco. Dependendo deste grau de saturação hídrica, a composição florística varia, desde populações densas de taboa (*Typha domingensis*), onde o solo chega a ser inundado, até cobertura densa de ciperáceas. No meio das plantas herbáceas, pode se encontrar, às vezes espécies lenhosas baixas, como *Pleroma urceolare*, a quaresmeira-anã (antiga *Tibouchina urceolaris*) (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010).

Vegetação herbácea densa e esparsa

Essas áreas compreendem quatro comunidades. A halófila-psamófila reptante que começa perto da encosta da praia, geralmente assume larguras entre 5 a 10 m (às vezes cobrindo a cordilheira degradada) e crescem sobre a areia avançando em direção ao mar em época de mar mais calmo e que formam densos emaranhados. As espécies mais comuns são *Ipomoea pescaprae*, *Blutaparon portulacoides*, *Sporobolus virginicus* e *Remirea maritima* (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). A formação arbustiva densa/fechada de pós-praia, adjacente à anterior, ocupa solos ainda mais pobres em matéria orgânica, próximos à linha do mar e estruturam-se em moitas, dominadas por espécies do estrato rasteiro e arbustivo. As copas dos arbustos formam uma barreira de difícil acesso com espinhos. O estrato herbáceo é pouco presente, pois as copas densas não permitem a entrada de luz. São espécies comuns nesta formação *Schinus terebinthifolius*, *Sideroxylon obtusifolium*, *Cereus fernambucensis* e *Bromelia antiacantha* (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). Santos, Sylvestre e Araujo (2004) relatam que as formações com menor número de espécies pteridófitas foi a arbustiva fechada de pós-praia, com duas espécies, e formação halófila e psamófila reptante que não obteve registro.

Em locais com interferência antrópica, acarretando a alteração intensa da vegetação, a formação arbustiva aberta de Palmae, dominada pela palmeira *Allagoptera arenaria* (“guriri”) com a presença de ervas e subarbustos crescendo na sombra das folhas

desta coloniza, realizando o processo de regeneração e sucessão vegetal (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). Outra comunidade que geralmente possui trechos que podem ser incluídos nessa classe é a formação de *Clusia*, principalmente quando apresenta alta densidade de moitas menores que cerca de 100 m². Caris (2008) e Nogueira (2020) estudaram a estruturação em moitas da Formação Arbustiva Aberta de *Clusia*, através de imagens de satélites de alta resolução e amostragem em campo, respectivamente. Avaliando o componente arbustivo arbóreo, eles encontraram moitas pequenas, médias e grandes (mínimo de 10 m² e máximo de 5000 m²), sendo que 37 % das moitas estudadas apresentaram área de até 100 m². Por isso, a limitação da resolução espacial das imagens RapidEye impede a distinção de moitas menores que se misturam com a formação de *Palmae*.

Em diversas áreas do PNRJ, essas formações foram total ou parcialmente impactadas em razão de incêndios periódicos e da construção de um oleoduto, que foi removido e substituído por areia grossa e argila para o trânsito de veículos, e além do trânsito de veículos 'off-road' (observação de Caris et al., 2013).

Por fim, a disposição dessa formação na matriz arenosa pode variar entre locais mais densos e esparsos, o que possibilitou diferenciar em duas classes (Figura 3).

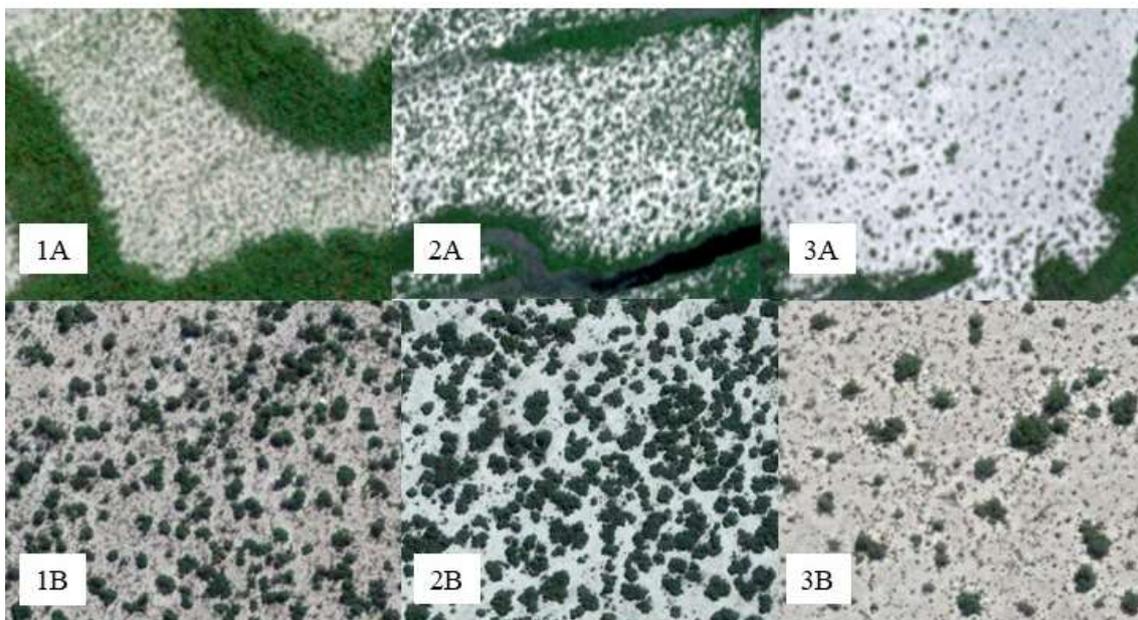


Figura 3 Exemplos de vegetação herbácea densa (1 e 2) e esparsa (3) na formação arbustiva aberta de Palmae no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. As imagens A representam recortes das imagens RapidEye em mesma escala e as imagens B foram recortadas do Google Earth em mesma escala com mais zoom.

Vegetação arbustiva herbácea

Compreende duas comunidades: formação arbustiva aberta de *Clusia*, que é mais representativa, formada por ilhas de vegetação de diversos tamanhos, intercaladas por trechos de areia com vegetação esparsa. *Clusia hilariana* (Clusiaceae), geralmente com até 5 m de altura, às vezes até 8 m, é a espécie arbustiva dominante. Ocorre em áreas mais elevadas dos depósitos marinhos com lençol freático, pelo menos 2 m abaixo da superfície do solo, onde a composição vegetal está exposta a maior deficiência hídrica e nutricional (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). Além disso, implicam em adensamentos de vegetação circunscritos por areia nua (moitas esparsas) que apresentam apenas espécies herbáceas. No estrato herbáceo é possível encontrar *Anthurium maricense*, *Vriesea neoglutinosa* e outras ervas. Entre as moitas predomina a palmeira geófito *Allagoptera arenaria* (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010).

As características de solos bem drenados em locais topográficos mais elevados e de moitas de vegetação em áreas onde o estrato herbáceo não forma uma matriz foram os critérios que permitiram distinguir de forma mais precisa a Formação de *Clusia* e a Formação Arbustiva Aberta de Ericaceae, de porte semelhante e também considerada uma formação aberta (NOGUEIRA, 2020).

Nogueira (2020) analisou as curvas de dominância de espécies e verificou que elas reforçam o padrão dominante exercido por poucas espécies nas escalas local (áreas) e regional (PNRJ), mesmo que haja substituição de espécies dominantes e subordinadas ao longo de um gradiente. Por exemplo, na localidade Visgueiro, *Clusia hilariana* não é uma espécie dominante e sim *Ocotea notata*. *Protium icariba*, que é referida como codominante em estudos realizados no PNRJ (CORREIA; DIAS; SCARANO, 2010; PIMENTEL et al., 2007), assume a dominância apenas nas áreas mais ao sul do PNRJ (Lagomar), sendo substituída por *Myrsine parvifolia* em escala regional.

Vegetação arbórea arbustiva

Essa formação é composta por diferentes fisionomias, desde áreas abertas a cordões de vegetação fechada, formando faixas paralelas ao mar. Essa vegetação se estabelece sobre depressões dentro de planícies arenosas ou em transição entre o brejo herbáceo e outras comunidades. Por isso, configura-se como um mosaico de moitas de aspecto arbustivo baixo, normalmente com o dossel aproximado de 4-6 m, intercaladas

por cobertura herbácea ou arbustiva baixa. Um banco de areia aberta com ilhas de vegetação, que são inseridas em faixas topograficamente mais baixas, com cobertura herbácea densa ou mais espaçada (que inundam nos períodos de aumento de chuvas). Entre as faixas com ilhas e vegetação herbácea, existe um bosque de arbustos. Algumas áreas mais deprimidas das cristas da praia foram propícias para formação de antigas lagoas costeiras, que por estarem assoreadas atualmente, somente apresentam afloramentos do lençol freático e desenvolvimento de uma vegetação de brejos (UMBELINO, 2008).

A terminologia Formação Arbustiva Inundável foi proposta por Montezuma & Araujo (2007) em substituição ao termo “formação arbustiva aberta de Ericaceae”, pois as espécies da família Ericaceae não são dominantes nesta formação vegetal. Essas áreas, ao contrário da formação de *Clusia*, ocorrem em terreno mais baixo, com o substrato sendo inundado após fortes chuvas, resultante do afloramento do lençol freático (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). As moitas de diversos tamanhos são características pela espécie *Humiria balsamifera*. Entre as moitas, o solo é colonizado por densas gramíneas ou eriocauláceas e até pequenos arbustos (por exemplo, *Marcetia taxifolia*). Em alguns locais, onde a inundação é praticamente o ano todo, a espécie *Bonnetia stricta* domina (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). No estudo de Umbelino (2008), as espécies dominantes foram *Protium icicariba*, *Humiria balsamifera*, *Clusia hilariana* e *Bonnetia stricta*. O papel de *P. icicariba* nas formações arbustivas abertas do PNRJ é importante, já que esta espécie possui maior cobertura, densidade e frequência nas localidades do estudo da formação arbustiva inundável, possuindo esta mesma importância na formação aberta de *Clusia*.

As espécies *P. icicariba* e *H. balsamifera* não estiveram correlacionadas com nenhuma variável limnológica do lençol freático, tendo pouca preferência quanto ao uso do habitat. Dessa forma, é possível justificar a presença em diferentes feições dessa formação. Ainda assim, *H. balsamifera* apresenta preferência de habitats sob regime de inundação periódica do solo, sendo considerada espécie indicadora desse tipo de formação vegetal. Em ambientes de transição, *Ocotea notata* possui preferências por áreas com maior profundidade de lençol freático, sendo considerada dominante. Nesses ambientes, também há presença de *Calypttranthes brasiliensis* que ocupa as bordas e interior das moitas de *P. icicariba* e *C. hilariana* ou mesmo isoladamente com indivíduos

de porte mediano. Além disso, frequentemente, encontra-se o solo coberto por bromélias (*Vriesea neoglutinosa*), com até 1 m de altura (MONTEZUMA & ARAUJO, 2007).

B. stricta é uma espécie dominante e exclusiva de áreas alagadas nas depressões dos intercordões, formando pequenas ilhas, composta por um emaranhado de raízes que retém sedimentos e folhas. Nesses locais, o dossel de *B. stricta* forma uma única faixa densa, com fisionomia de formações vegetais monodominantes (MONTEZUMA; ARAUJO, 2007; SANTOS; SYLVESTRE; ARAUJO, 2004; UMBELINO, 2008). A espécie *Miconia cinnamomifolia* se apresenta também nesses ambientes e ambas ocorrem raramente nos ambientes de transição (UMBELINO, 2008).

Nesse mesmo estudo, as espécies herbáceas *Blechnum serrulatum* (samambaia), *Leiothrix hirsuta* e *Marcetia taxifolia* se destacaram tanto em dominância quanto em frequência e ocupam ambientes diferentes na comunidade. Enquanto *B. serrulatum* está presente quase que exclusivamente em locais alagados, *M. taxiflora* domina regiões mais secas e entre moitas, juntamente com ciperáceas e gramíneas. *L. hirsuta* ocorre nas áreas alagadas também, mas sua abundância é maior nas AU. *B. serrulatum* é a espécie do estrato herbáceo mais especializada em ambientes com maior período de inundação, localizada nas depressões intercordões. *Lagenocarpus rigidus* apresentou alta cobertura absoluta e elevado porte, sendo considerada como dominante. Embora possua baixa frequência, esta espécie pode ser localizada nos mesmos microhabitats de *B. serrulatum* e *L. hirsuta*. *Allagoptera arenaria* e *M. taxifolia* também ocuparam os mesmos microhabitats, ambientes com fisionomia aberta desta formação vegetal. *Abildgaardia scirpoide* coloniza também estas áreas abertas, bem como áreas de transição entre ambientes úmido e seco. Umbelino (2008) conclui que as espécies do estrato herbáceo estão relacionadas aos diferentes níveis de variação do lençol freático, sendo mais fortemente influenciados por este fator ambiental em comparação às espécies arbustivas. Apesar de não citar a dominância de *Xyris brevifolia*, em uma foto no final de sua tese, há um ambiente alagável dominado pelo estrato herbáceo dessa espécie com poucas espécies arbustivas.

Essa tendência na preferência das espécies por determinados habitats apresenta um mosaico de fitofisionomias que se estruturam por faixas alternadas de vegetação fechada e de vegetação aberta delineados por moitas. As faixas de vegetação fechadas são contínuas e estão situadas nas depressões intercordões, acumulam folhíço e detritos, tem

afloramento de lençol freático em algum período do ano e são compostas por fitofisionomias de *Bonnetia stricta* circundados por fitofisionomia brejo herbáceo. As faixas de vegetação aberta são compostas por fitofisionomias representadas pela alta dominância de *C. hilariana* ou por *H. balsamifera*. Umbelino (2008) diferenciou essa vegetação em 4 fitofisionomias: Humiria, Clusia, Bonnetia, e Brejo herbáceo. Esta divisão destaca a importância das espécies dominantes para caracterização vegetal, ao invés de estabelecer nomenclaturas baseadas na taxonomia para as formações vegetais.

A fitofisionomia de Humiria apresenta espécies de porte arbustivo de altura de 3 a 5 m estruturadas em moitas. Apresenta espécies arbustivas dominantes como *H. balsamifera*, *P. icicariba* e *C. hilariana*. A fitofisionomia de Clusia é similar à formação aberta de Clusia e apresenta espécies de porte arbustivo com alta dominância de *C. hilariana* e *P. icicariba* estruturados em moitas e esparsa cobertura entre moitas com herbáceas. A fitofisionomia de Bonnetia é fechada e composta por espécies arbustivas *B. stricta*, *M. rubra* e *M. cinnamomifolia* situadas em ilhas de vegetação formadas por raízes e detritos. E a fitofisionomia de Brejo herbáceo composta por vegetação aberta e por poucas espécies arbustivas. Esta área serve de transição entre a fitofisionomia de Bonnetia e a de Clusia (UMBELINO, 2008). E, segundo o autor, essas quatro fisionomias exibidas necessitam de mais estudos que considerem a variação espacial e os fatores ambientais relacionados por essa distribuição das espécies.

Vegetação arbórea

Essas áreas de floresta representam três comunidades predominantemente arbóreas em solo mais úmido, composto por argila e com maior concentração de matéria orgânica nas proximidades dos corpos hídricos do PNRJ: as matas periodicamente inundadas, as matas permanentemente inundadas e as matas de cordão arenoso. Segundo Kurtz (2009), as espécies *Tapirira guianensis*, *Protium icicariba*, *Calophyllum brasiliense* e *Euterpe edulis* se destacam na abundância, possuem altura aproximada de 20 m e são importantíssimos elementos na estrutura das florestas pantanosas do PNRJ. O sub-bosque normalmente não é muito denso. As principais espécies do sub-bosque são *P. icicariba* e *Geonoma schottiana*, que proliferam ao longo das margens e fundos da floresta, respectivamente. Nesse mesmo estudo, o autor observou padrões de ocorrência como as especialistas de áreas alagadas (por exemplo, *C. brasiliense*, *Symphonia globulifera* e *Tabebuia cassinoides*) e algumas generalistas (por exemplo, *T. guianensis*,

P. icicariba, *E. edulis*, *H. balsamifera* e *G. schottiana*). Em relação à ocorrência entre as bordas e o fundo das florestas, entre as mais abundantes, as espécies que se encontravam duas situações foram *T. guianensis* e *Calyptanthes brasiliensis*, enquanto outras mostraram preferência por bordas (*P. icicariba*, *H. balsamifera* e *Gomidesia fenzliana*) ou fundo (*E. edulis*, *G. schottiana*, *T. cassinoides* e *S. globulifera*) (KURTZ, 2009; KURTZ; GOMES; SCARANO, 2013).

As matas periodicamente inundadas ocorrem nas depressões entre cordilheiras arenosas em antigas áreas de lagunas e estão sujeitas à superfície do lençol freático durante a estação chuvosa. O dossel tem cerca de 20 m de altura e as árvores mais comuns são *T. guianensis*, *S. globulifera* e *C. brasiliense*. Ainda há indivíduos da palmeira *E. edulis* (palmito) nesta mata. O estrato lenhoso no sub-bosque é esparsos e apresenta ervas, bromélias e camada espessa de serrapilheira sobre o solo (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010). As matas permanentemente inundadas se encontram mais próximas às lagoas sujeitas a inundações quase constantes pelo lençol freático, e apresentam um dossel aberto e inferior de até 10-15 m. A espécie dominante é o “pau-de-tamanco” (*T. cassinoides*), uma espécie decídua.

No passado, estes pântanos foram intensamente explorados, principalmente para extração de lenha para queimar em usinas de cana-de-açúcar, olarias, padarias e residências da região. As espécies arbóreas mais exploradas para esse fim foram *T. cassinoides*, *C. brasiliense* e *H. balsamifera*. E para outra finalidade específica, por exemplo, *E. edulis* para extração de palmito. Impactos gerados por incêndios clandestinos podem destruir significativas áreas de pântano principalmente devido dificuldades de controle da combustão de turfas durante períodos secos. Como resultado destes distúrbios, as florestas pantanosas no PNRJ formam atualmente um mosaico de formações em diferentes estágios sucessionais (KURTZ, 2009; KURTZ; GOMES; SCARANO, 2013).

Por fim, matas de cordão arenoso não possuem influência do lençol freático, pois estão em cordilheiras mais antigas e levadas, e apresentam poucos remanescentes na área. O dossel atinge até 15 m de altura, com emergentes até 20 m. Não há estratos desenvolvidos no sub-bosque, provavelmente, devido à história de derrubadas das árvores de madeira considerada nobre e abertura de clareiras. Hoje em dia, existem poucos fragmentos desta mata no PNRJ. Em alguns casos, essas três fisionomias podem ocorrer

adjacentes umas às outras, seguindo variações topográficas (FONTELLA-PEREIRA et al., 2010).

Processamento digital de imagens aerofotogramétricas da Força Aérea Americana (USAF)

Para a elaboração de um mapa que represente as condições pretéritas do PNRJ e seu entorno (2 km) foi gerado um mosaico, utilizando 7 fotografias aéreas em níveis de cinza (P/B) capturadas pela aeronave tripulada da Força Aérea Americana (USAF), que realizou voos na região costeira do Norte Fluminense nos anos de 1965 e 1966 (ANEXO). Os dados aerofotogramétricos foram obtidos junto ao acervo da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), adquiridos por câmera métrica de aeronave da Força Aérea Americana (USAF), gerados na escala de 1:60.000. As imagens pretéritas geradas por fotografias aéreas podem ser utilizadas para caracterizar e analisar áreas do passado (FARIAS, 2018) através da Análise de Imagem Baseada em Objetos (OBIA) (NUNES; DE SIQUEIRA, 2019).

No Adobe Photoshop CS3, foram selecionadas, cortadas e agrupadas as melhores imagens obtidas, e aplicou-se o efeito contraste, resultando em uma maior qualidade das imagens no mosaico (NUNES; DE SIQUEIRA, 2019) (Figura 4). Antes de iniciar o processo de classificação, o mosaico foi georreferenciado no *software* ArcMap (ANEXO), tendo como base os pontos de apoio as imagens RapidEye. Setenta e dois pontos foram aplicados com auto-ajuste e transformação *Spline*.

O processo de classificação das imagens USAF ocorreu no *software* eCognition Developer (Figura 5), apresentado a partir de 2000 como o primeiro *software* para análise de imagens baseada em objetos (BENZ et al., 2004; FLANDERS; HALL-BEYER; PEREVERZOFF, 2003). A maioria dos trabalhos que aborda a OBIA utiliza o eCognition (BAATZ; SCHÄPE, 2000; BENZ et al., 2004; FLANDERS; HALL-BEYER; PEREVERZOFF, 2003), o que justifica a sua escolha na análise da presente dissertação. Para realizar a segmentação do mosaico de imagens USAF, o algoritmo *multiresolution segmentation* foi aplicado inicialmente com escala 20, forma 0,3 e compacidade 0,8 e, posteriormente, ajustado conforme a necessidade do processo de classificação (ver árvore de processo no ANEXO). A verificação da qualidade da segmentação por meio da análise visual ocorreu, comparando as formas, tamanho e a representatividade dos objetos em relação às classes de uso e ocupação da terra (NUNES; DE SIQUEIRA, 2019).

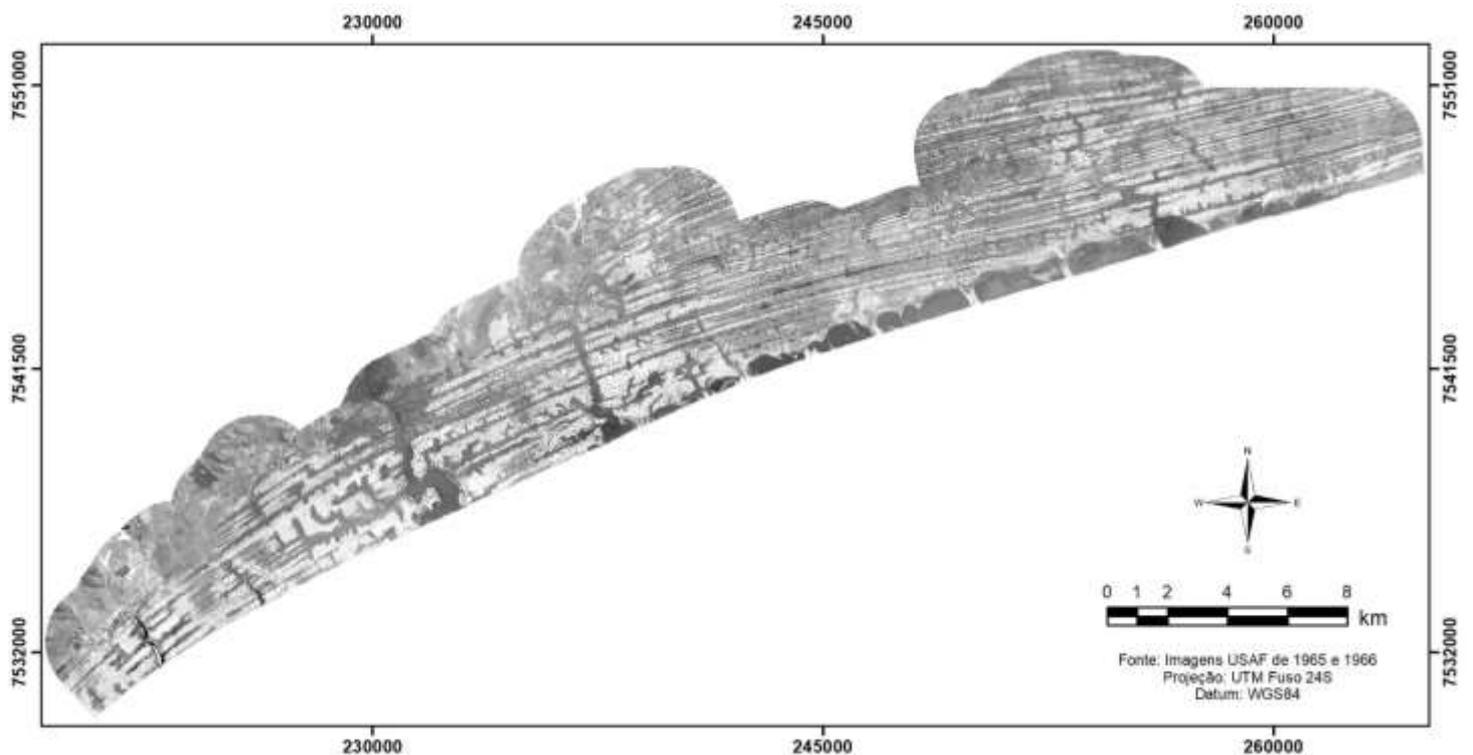


Figura 4 Carta-imagem do mosaico das imagens USAF.

Na classificação, após a segmentação, diversos parâmetros foram testados no algoritmo classificador Vizinho Mais Próximo (*Nearest Neighbor*) para serem melhor selecionados na função *Feature Space Optimization*. O Vizinho Mais Próximo é um classificador baseado em amostras definidas pelo usuário, as quais combinadas com conjuntos de parâmetros predefinidos são utilizadas para atribuir objetos em classes. A *Feature Space Optimization* é uma função para calcular a melhor combinação de parâmetros mais adequada para separar classes, produzindo a maior distância mínima média entre as amostras das diferentes classes (TRIMBLE, 2013).

Assim como os parâmetros aplicados nas imagens RapidEye, outros parâmetros como texturas e formas geométricas dos segmentos não apresentaram resultados satisfatórios. Dessa forma, não foi aplicado o algoritmo classificador para gerar as classes do mapa de uso e ocupação da terra. Somente a utilização da classificação manual e do algoritmo *assign class* foram considerados nesse método em diversas condições limites (*threshold condition*), principalmente as relacionadas aos valores médios da banda 1, cujo valor é igual nas bandas 2 e 3 por serem imagens em escala cinza. Assim, essa estratégia é justificada, pois as informações obtidas foram advindas de cópia de fotografia de médio

formato por scanner, em níveis de cinza, sem informações espectrais possíveis de serem exploradas no programa (NUNES; DE SIQUEIRA, 2019).

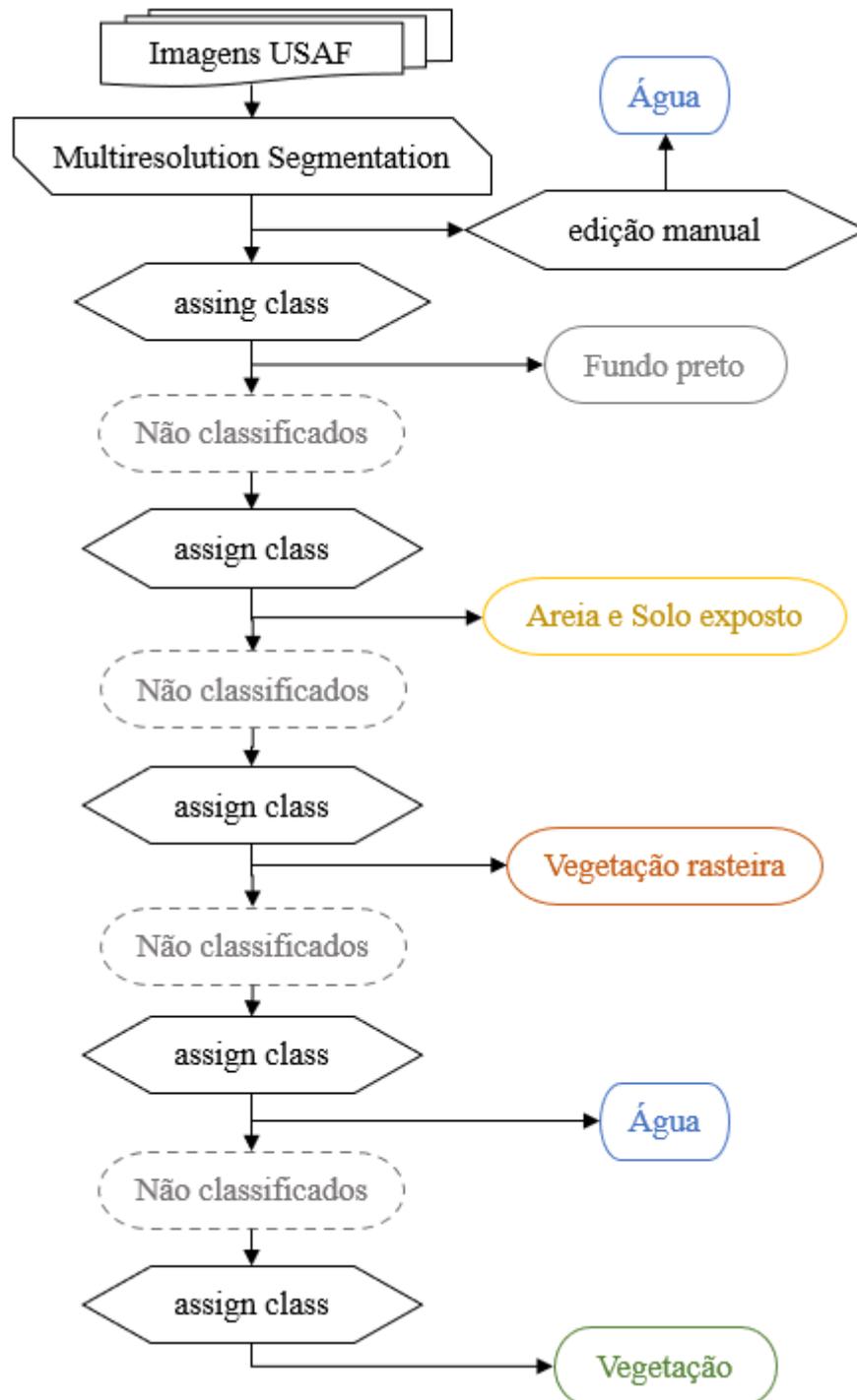


Figura 5 Fluxograma da Árvore de Processo da classificação das imagens USAF no software eCognition Developer 64.

Na primeira etapa da classificação houve a tentativa de diferenciar os segmentos que apresentavam **lâmina d'água**. Por esses segmentos apresentarem pixels mais escuros (valor médio da banda menor que 100) como a **vegetação** mais densa, eles foram classificados manualmente, observando paralelamente as imagens do Google Earth.

Para diferenciar a classe referente a **Areia e solo exposto**, foi necessário diminuir o tamanho dos segmentos através de uma nova segmentação com escala 10. Os valores dos segmentos (média da banda 1) maiores e iguais a 220 foram classificados para essa classe, através do algoritmo *assign class*. Os segmentos entre os valores 220 e 100 foram designados para classe **Vegetação rasteira**.

A partir dessa classificação inicial, foi possível retomar a diferenciação dos pixels mais escuros em **vegetação densa** e **lâmina d'água**. Os segmentos com valores menores ou iguais a 45 foram classificados nessas duas classes através do *assign class*. Para a classe **Água**, foram utilizadas as condições limites distância da borda da cena e relação de borda com a classe **Água** (classificada anteriormente). E para classe **Vegetação densa**, relação de borda com a classe **Areia e Solo exposto**, e **Vegetação rasteira**. Os segmentos de valores menores ou iguais a 45, que não se enquadraram nessas condições do algoritmo foram classificados como **Vegetação densa**. Um processo semelhante foi aplicado para os segmentos de valores entre 45 e 55, e depois até o 60. Por último, aqueles segmentos que ainda não estavam classificados, foram em três etapas (valores menores a 65, 70 e 120) designados a sua classe predominante, sendo ajustados com classificação manual.

Com a finalização desse processo de classificação, foi possível diferenciar a área de estudo em 4 classes de uso e ocupação da terra: **Água**, **Areia e solo exposto**, **Vegetação densa** e **Vegetação esparsa**. A classe **Água** representa a lâmina d'água de lagoas, poças de chuvas e afloramentos de lençol freático. A classe **Areia e solo exposto** abrange toda a planície arenosa predominante no PNRJ e o solo exposto de origem agrícola, em sua maioria, no entorno. A classe **Vegetação densa** representa a formação florestal de restinga presente nos braços das lagoas, florestas de terras baixas e áreas predominantemente alagadas. E a classe **Vegetação esparsa** abrange a vegetação de porte baixo na transição entre a vegetação densa e **Areia**.

Processamento digital de imagens do satélite RapidEye

Para a elaboração de um mapa que represente as condições atuais do PNRJ e seu entorno foram utilizadas três imagens RapidEye (nível de processamento 3A) (Figura 6). As imagens foram selecionadas pela data mais atual disponível sem nuvens e com os corpos d'água cheios. Foi utilizada uma imagem de data diferente das demais, pois a da mesma data apresentou valor zero na banda 4 (*red edge*). Essas imagens são capturadas através de uma constelação de cinco satélites RapidEye, que apresentam resoluções espacial, espectral, radiométrica e temporal melhoradas (ANTUNES; DEBIASI; SIQUEIRA, 2014) (Quadro 3), especialmente, em relação aos satélites Landsat, que são os mais utilizados em mapas de uso e ocupação da terra. O RapidEye possui uma banda na região da borda do vermelho, comumente conhecida como *red edge*, importante para análises de saúde da vegetação (fotossíntese). Essa banda tem sido utilizada com a finalidade de aperfeiçoar o resultado da classificação de uso e ocupação da terra (SCHUSTER; FÖRSTER; KLEINSCHMIT, 2012), além de ser uma excelente opção para o monitoramento ambiental e de áreas de agricultura, florestais e de pastagens (ANTUNES; DEBIASI; SIQUEIRA, 2014).

Imagens RapidEye selecionadas

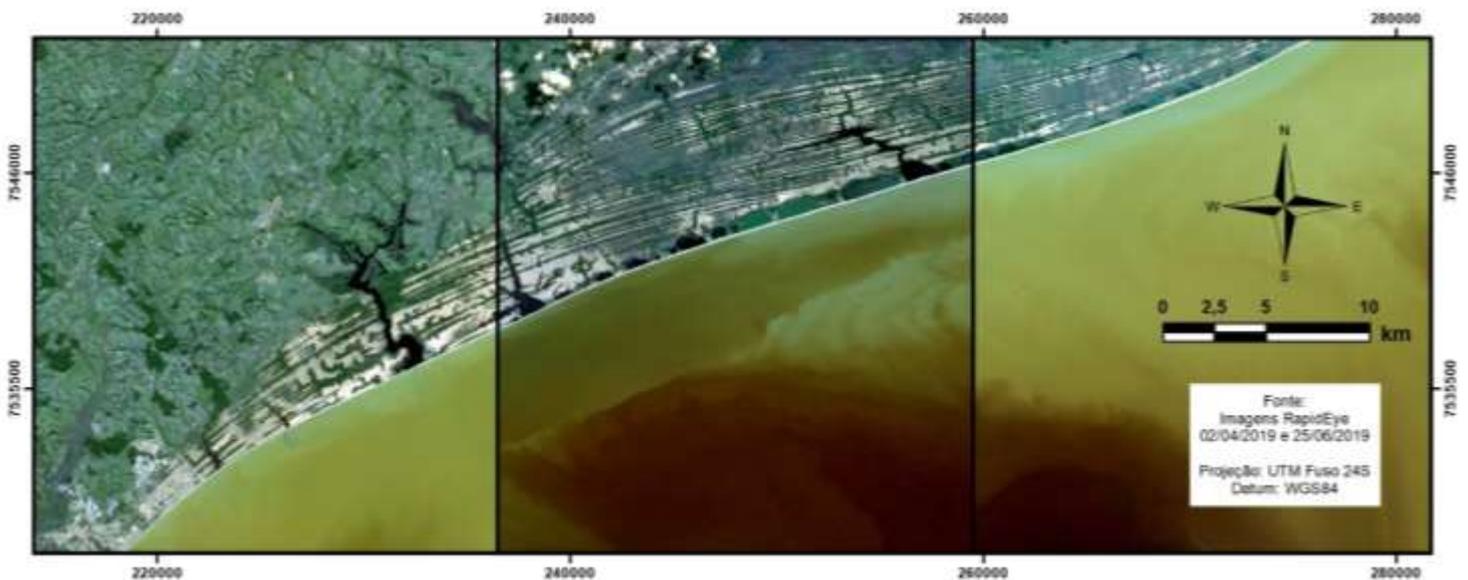


Figura 6 Imagens RapidEye selecionadas para realização do estudo.

Quadro 3 Características das imagens multispectrais (produto 3A) utilizadas nesse estudo e geradas pelos cinco satélites da constelação RapidEye.

Bandas espectrais	Faixa do espectro (nm)
1- Azul	440–510
2- Verde	520–590
3- Vermelho	630–685
4- Red Edge	690–730
5- Infravermelho Próximo	760–850
Tamanho do pixel (ortorretificada)	5,0 m
Resolução radiométrica	16 bits
Tamanho da imagem	25 x 25 km

Identificador	Data
123050_2428803	25.jun.2019
124744_2428804	02.abr.2019
123049_2428805	25.jun.2019

Na etapa de pré-processamento das imagens, o método de correção atmosférica foi utilizado através do *software* ENVI 5.3 para eliminação de ruídos e interferência causadas por aerossóis e partículas. A ferramenta FLAASH (*Fast Line-of-sight Atmospheric Analysis of Spectral Hypercubes*) consiste em um módulo de correção para diversos sensores que usa o modelo de transferência radiativa MODTRAN (*Moderate Resolution Atmospheric Radiance and Transmittance Model*), baseando-se nos parâmetros regionais de cada cena (DIAS, 2014). A verificação da correção atmosférica para cada imagem corrigida foi realizada através da comparação visual das curvas de assinatura espectral de alvos como água, vegetação e solo antes e depois da correção (CUNHA, 2018).

A OBIA das imagens RapidEye (Figura 7), utilizando o *software* eCognition, foi aplicada para cada imagem separadamente, seguindo uma árvore de processo elaborada durante a classificação da primeira imagem. Porém, os procedimentos foram diferentes, devido às peculiaridades da área de abrangência de cada imagem (ANEXO).

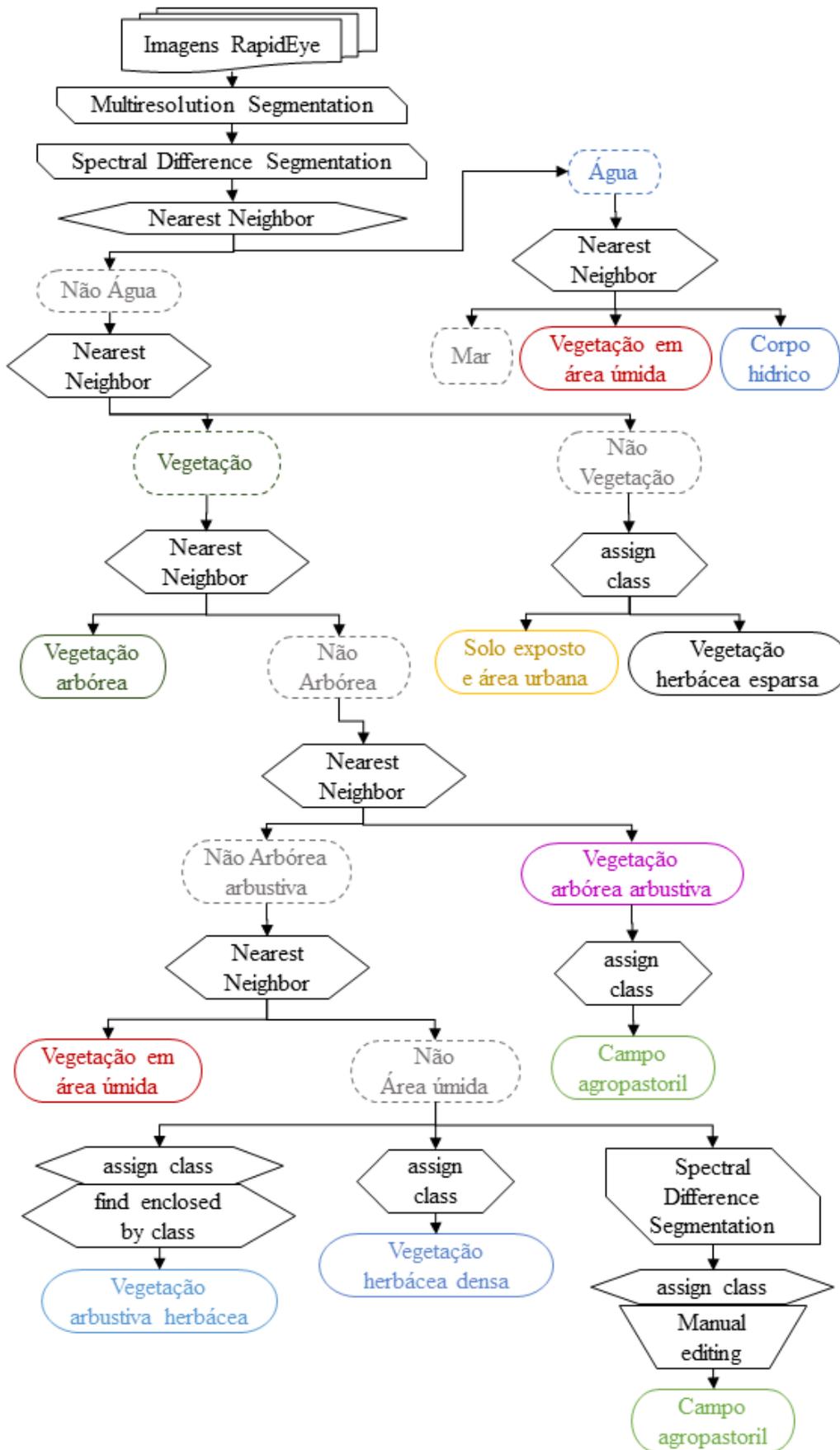


Figura 7 Fluxograma da Árvore de Processo da classificação das imagens RapidEye no software eCognition Developer 64.

Para realizar a segmentação das imagens RapidEye, o algoritmo *multiresolution segmentation* foi aplicado, inicialmente, um valor de escala (depende da imagem), forma 0,3 e compacidade 0,8. Juntamente, foi aplicada uma nova segmentação sobre a segmentação já executada na tentativa de aprimorar os segmentos para a classificação, que unirá os segmentos a partir da diferença espectral definida como parâmetro (algoritmo *spectral difference segmentation* com *Maximum spectral difference* de valor variável, dependendo da imagem). E, posteriormente, esses procedimentos foram ajustados conforme a necessidade do processo de classificação (ver árvore de processo no ANEXO). Esses parâmetros introduzidos foram definidos a partir de tentativas e erros (SILVA et al., 2016). A verificação da qualidade da segmentação por meio da análise visual ocorreu, comparando as formas, tamanho e a representatividade dos objetos em relação às classes de uso e ocupação da terra (COSTA; FOODY; BOYD, 2018; NUNES; DE SIQUEIRA, 2019).

Após a segmentação, na classificação, foram utilizados 16 parâmetros no algoritmo classificador Vizinheiro Mais Próximo para serem melhor selecionados no *Feature Space Optimization*. Os parâmetros aplicados foram: Brilho, Média das 5 bandas, Desvio padrão das 5 bandas, Máxima diferença, NDVI, NDWI, Razão VD/IVP e Ajuste retangular, pois foram parâmetros coerentes para a diferenciação das classes. Assim, foi otimizada a seleção dos parâmetros para cada etapa da classificação. A seleção de variáveis é uma etapa importante para classificação de imagens. A transformação de bandas é um recurso para gerar novas variáveis, a fim de diminuir a redundância de informação nos dados e para extrair informação específica de uso e ocupação da terra (LU; WENG, 2007).

A coleta de amostras para compor o algoritmo e a classificação ocorreram em etapas a fim de extrair uma classe por vez e, assim, corrigir alguma mistura, se houvesse. Para melhor identificar as feições da imagem, a composição da imagem RGB 543 foi utilizada. Alguns segmentos classificados erroneamente, quando não fosse observada uma estratégia de correção através dos algoritmos, foram corrigidos manualmente (ANEXO).

Primeiramente, optou-se por extrair a classe **Água**. Foram amostrados os segmentos que se encontravam no interior das lagoas e no mar, e aplicado o algoritmo classificador. Essa classe foi dividida em 3 outras classes: **AU**, **Lagoas** e **Mar**. A classe

Mar foi criada para diferenciar das águas continentais. Nessa etapa, algumas **AU** com características espectrais semelhantes às lagoas foram diferenciadas e, posteriormente, agregadas com as demais.

Os segmentos que não foram classificados como **Água**, foram diferenciados em duas classes: com e sem **vegetação** através da coleta de amostras e aplicação do algoritmo classificador. Na classe **Sem vegetação**, foram criadas as classes **Solo exposto e área urbana**, e **Vegetação herbácea esparsa**, utilizando o algoritmo *assign class* com condição limite NDVI. Nos segmentos classificados como **vegetação**, houve a separação entre **Vegetação arbórea** e não **arbórea**, aplicando o algoritmo classificador.

Os segmentos que não foram classificados como **arbóreo**, foram separados em **Vegetação arbórea arbustiva** e não **arbórea arbustiva** com a aplicação do algoritmo classificador. Esses segmentos classificados como não sendo **arbóreo arbustivo** foram separados em **Vegetação em área úmida** e sem **AU**, também aplicando o algoritmo classificador. Nos segmentos classificados como não sendo **AU**, foram extraídos **Vegetação arbustiva herbácea (moitas)** cercadas ou possuindo relação de borda por segmentos sem **vegetação**, então foram aplicados os algoritmos: *find enclosed by class* e *assign class* com condição limite relação de borda com os segmentos sem **vegetação** e; *find enclosed by class* e *assign class* com condição limite relação de borda com segmentos **herbáceos densos** para criação da classe **Vegetação arbustiva herbácea (moitas)**. E foi extraída a **Vegetação herbácea densa** através do algoritmo *assign class* com condição limite NDVI.

Nos segmentos classificados como não sendo **AU**, foram ressegmentados através do algoritmo *spectral difference segmentation*. Isso foi necessário para agrupar os segmentos referentes à classe **Campo agropastoril** e classificá-los nessa classe, utilizando o algoritmo *assign class* com condição limite números de pixels. Também agilizou a classificação manual, pois os segmentos se tornam maiores e em menor quantidade. Como a maioria dos **campos agropastoris** se encontram fora do PNRJ, foi possível aplicar o algoritmo *assign class* com duas condições limite de distância da borda da cena para englobar os segmentos classificados como não sendo **arbóreo arbustivo** na parte média superior na imagem. Ao final dessa etapa, todas as classes já foram criadas e outros ajustes também foram feitos para melhorar a classificação entre classes adjacentes com a aplicação do algoritmo *assign class* com condição limite relação de borda. Os

valores das condições limites não foram aqui descritos, pois variaram de acordo com a imagem. Toda a árvore de processo encontra-se em ANEXO.

Coleta de dados para cada amostra

Foram recolhidas amostras de informações do mapa e de dados de referência. Após a realização do processo de amostragem, foi feita uma interpretação visual aos objetos então selecionados, com o auxílio de imagens de alta resolução (Google Earth).

Os arquivos do *software* eCognition foram segmentados novamente com parâmetro de escala 500 para serem exportados em formato *shapefile*. Nessa escala os polígonos gerados em maior tamanho, diminuindo a quantidade de polígonos e facilitando a manipulação no ArcMap. Os arquivos *shapefile* das 3 imagens, que compreendem a área de estudo, de cada classe em separado foram unidos (*Union*), dissolvidos (*Dissolve*) e recortados (*Clip*) nos limites do mapa. Dessa forma, foi possível gerar os 50 pontos aleatórios (*Create Random Points*) para cada classe, ou seja, dentro de cada arquivo *shapefile* manipulado. Foi atribuída a distância mínima de 60 m entre cada ponto como distância segura para que não houvesse sobreposição entre as unidades amostrais (pixel de 5 m 3x3) (CONGALTON; GREEN, 2019; JENSEN, 2015).

Os pontos aleatórios gerados para cada classe foram transformados em pontos *raster* (*Point to Raster*) com tamanho de 15 m (pixel de 5 m 3x3) e, posteriormente, criadas duas colunas na tabela de atributos para os dados de referência (Google Earth) e os dados da classificação (eCognition). A cada classe do mapa foi atribuída um número para fazer correspondência nessa tabela. Ao final da conferência das 50 amostragens de cada classe, as respectivas tabelas foram exportadas para o Excel, unidas, selecionadas e inseridas na tabela dinâmica (Matriz de Confusão). Assim, cada classe da coluna de dados de referência compôs as colunas dessa matriz e cada classe da coluna de dados da classificação compôs as linhas dessa matriz.

Resultados e Discussão

A seguir são apresentados os mapas de uso e ocupação da terra criados (USAF e RapidEye) e discutidos os resultados do cálculo das medidas de exatidão e do coeficiente de concordância *Kappa* para a classificação das imagens RapidEye.

Mapa de uso e ocupação da terra (USAF)

Este é o resultado e a discussão do processo de classificação através da OBIA, que compreende 4 classes de uso e ocupação da terra no PNRJ e seu entorno. A área e porcentagem de cada classe estão apresentadas na Tabela 1 e Tabela 2. A partir do mapa produzido (Figura 8) é possível retirar visualmente algumas conclusões.

Tabela 1 Área (em hectares) e porcentagem em relação ao total de cada classe de uso e ocupação da terra no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e no entorno nos anos de 1965 e 1966.

Classes de uso e ocupação da terra	Área total (ha)	Área no PNRJ (ha)	Área no PNRJ (%)	Área no entorno (ha)	Área no entorno (%)
Água	2250,51	1729,06	76,83	521,45	23,17
Areia e Solo exposto	3201,26	2328,51	72,74	872,75	27,26
Vegetação esparsa	8087,00	4109,43	50,82	3977,56	49,18
Vegetação densa	14306,36	6658,08	46,54	7648,28	53,46

Tabela 2 Porcentagem de cada classe de uso e ocupação da terra em relação ao total da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno nos anos de 1965 e 1966.

Classes USAF 65/66	% do PNRJ	% do entorno	% da Área de estudo
Água	11,66	4,00	8,08
Areia e Solo exposto	15,71	6,70	11,50
Vegetação esparsa	27,72	30,55	29,04
Vegetação densa	44,91	58,74	51,38

Em função de limitações das imagens (ver Material e métodos), as classes de uso e ocupação da terra referentes à área de estudo representaram, em determinados casos, mais de uma comunidade vegetal como descrita por Araujo et al. (1998) e mapeada por Caris et al. (2013), como apresentado no Quadro 4.

Uso e Ocupação da Terra do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno em 1965 e 1966

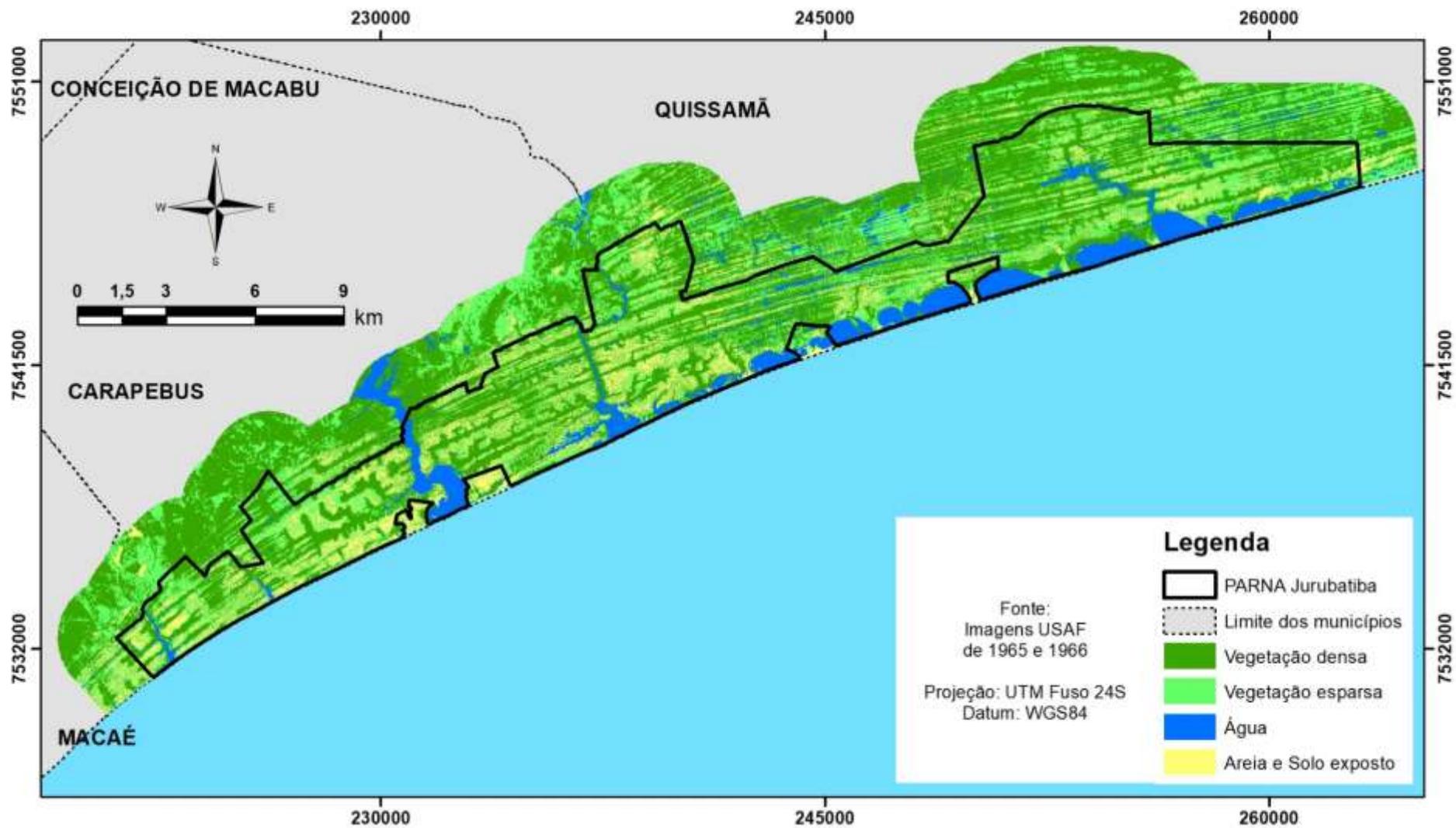


Figura 8 Mapa temático do PNRJ e seu entorno (2 km) referente às imagens USAF da década de 60.

A área de estudo (PNRJ e entorno) nos anos de 1965 e 1966 apresentou, aproximadamente a metade (51 %) do território em **Vegetação densa**, que é composta por vegetação nativa e áreas de pastagem e agricultura. É importante destacar que essa classe representa, em sua maioria, a vegetação arbórea-arbustiva do parque (45 %), entretanto, no entorno, abrange mais da metade da área (observação visual) em campos para agropecuária. Já nessa época, é possível observar poucos fragmentos florestais e todos rodeados por áreas antropizadas. Para diferenciar essas duas feições (natural e antrópica) no processo de classificação, seria necessária a aplicação manual nos segmentos, o que torna o trabalho um tanto dispendioso. Isso se deve, pois, à baixa resolução espectral da imagem limita essa distinção.

Quadro 4 Comunidades vegetais descritas por Araujo et al. (1998) e mapeadas por Caris et al. (2013), e classes diferenciadas no mapa temático elaborado a partir das imagens USAF de 1965 e 1966.

Araujo et al. (1998)	Caris et al. (2013)	USAF (1965 e 1966)
Halófila-psamófila reptante Formação arbustiva densa de pós praia	Arbustiva-herbácea	Areia e Solo exposto Vegetação esparsa
Moitas abertas de Clusia Moitas abertas de Palmae	Clusia	
Moitas abertas de Ericaceae	Ericaceae	Vegetação densa
Floresta periodicamente inundada Floresta permanentemente inundada Floresta na cordilheira arenosa	Floresta	
Pântano-herbáceo Aquático	Pântano-herbáceo	
	Pastagem Agricultura Agricultura e Pecuária	Vegetação densa Vegetação esparsa
	Solo exposto	Areia e Solo exposto
	Área urbana Área Urbana rarefeita	
	Corpos d'água	Água

A classe **Vegetação esparsa** apresenta a segunda maior representatividade em área na área de estudo (29 %), que abrange a vegetação nativa mais aberta na areia (úmida e seca), na transição da areia nua com a vegetação densa, e área de campos agropastoris, ocasionalmente, com pouca vegetação, dependendo do manejo. Os campos antropizados dessa classe se encontram, em sua maioria, no entorno do parque.

A classe **Areia e Solo exposto** (12 % da área de estudo) abrange os locais com maior concentração de areia nua e campos antropizados com solo exposto. A maior representação dessa classe está presente nas cristas arenosas entre os braços das lagoas Jurubatiba, Comprida, Carapebus e Paulista. Devido à baixa resolução espacial das imagens, é possível que pequenas moitas (menores que 100 m², aproximadamente) tenham sido classificadas nessa classe de uso e ocupação da terra.

Por fim, a classe **Água** representa 12 % do parque e 4 % do entorno, englobando as lâminas d'água presentes na área de estudo como lagoas, poças de chuva, afloramentos de lençol freático e canais.

Mapa de uso e ocupação da terra (RapidEye)

Este é o resultado e a discussão do processo de classificação através da OBIA, que compreende um mapa de 279 km² com 9 classes de uso e ocupação da terra no PNRJ e seu entorno (Figura 9). A área e porcentagem de cada classe estão apresentadas na Tabela 3, Tabela 4 e Tabela 5. A partir do mapa produzido é possível retirar visualmente algumas conclusões e discutir os resultados do cálculo das medidas de exatidão do utilizador, exatidão do produtor, dos erros de omissão e dos erros de comissão para cada classe, e o coeficiente de concordância Kappa no mapa.

Em relação à metodologia de classificação, foi observado que a árvore de processo se adequou de maneira mais eficiente, quando as classificações com algoritmo Vizinho Mais Próximo foram aplicadas na extração das classes em pares. Na primeira imagem classificada, houve a tentativa de extrair dos segmentos classificados como não sendo arbórea arbustiva as classes **Campo agropastoril**, **Vegetação arbustiva herbácea** e **Vegetação em área úmida**. Entretanto, diversos procedimentos de ajustes foram necessários através da aplicação do algoritmo *assign class* com condição limite relação de borda (ANEXO).

Na área de estudo, a cobertura vegetal nativa compreende, aproximadamente, 80 % do território ao somar as classes correspondentes. Entre elas, a **Vegetação arbórea arbustiva** (formação arbustiva inundável, antiga Ericaceae) é a mais representativa (17,1 %) na área total e a segunda maior classe do parque (18,3 %). Essa vegetação está disposta em maior concentração entre a lagoa Paulista e o extremo nordeste do PNRJ, onde os cordões arenosos são mais estreitos e o lençol freático está mais próximo da superfície.

Caris et al. (2013) avaliaram que é fácil distinguir a formação arbustiva inundável, mas quando existem cordilheiras mais amplas, podendo ser confundida com a formação de *Clusia*, porque a resposta espectral é muito semelhante. Portanto, a distinção entre essas formações só é possível através da confirmação em campo. Dessa forma, locais classificados nessa classe, podem ser referentes à classe **Arbustiva herbácea**.

A **Vegetação em área úmida** representa a segunda maior classe com 15,3 % da área de estudo, estando localizada, em sua maioria, adjacente às margens das lagoas e regiões com lençol freático superficial no parque, e mais representativa, no entorno, próximo às lagoas Carapebus, Paulista e da Ribeira, e ao norte do Farol de Quissamã.

A **Vegetação arbórea** (formação florestal) contribui com 13,8 % da área de estudo, se destacando, no parque, nas áreas de depressões dos cordões arenosos próximo às lagoas (braços das lagoas) e, no entorno, nos remanescentes florestais de terra baixa e nas cristas dos cordões arenosos mais antigos (adjacente a lagoa Carapebus).

A **Vegetação arbustiva herbácea** (formação arbustiva aberta de *Clusia*) é a mais representativa na área do PNRJ (19,0 %), se destacando entre as lagoas Jurubatiba e Paulista nas cristas arenosas entre os braços dessas lagoas. E 75,3 % dessa classe encontra-se dentro do parque. Outros estudos (CARIS, 2008; FOLHARINI, 2015) classificaram a área com moitas de *Clusia* junto com a vegetação de menor porte (formação arbustiva aberta de *Palmae*), devido à resolução espacial das imagens de 30 m. No presente estudo, as imagens RapidEye foram capazes de distinguir esses dois tipos de vegetação, identificando moitas maiores que 100 m² (observação visual). Mesmo com essa distinção, houve mistura da formação de *Clusia* (moitas menores), formação de *Palmae* com as formações halófila e psamófila reptante, e arbustiva fechada de pós-praia, que no atual estudo foram denominadas **Vegetação herbácea densa**. Isso pode ser justificado, pois a halófila e psamófila reptante é composta por vegetação baixa e esparsa, podendo se misturar com areia. É possível considerar também que essa vegetação e a arbustiva fechada de pós-praia estão dispostas em faixas estreitas na areia, se misturando à mesma e dificultando sua distinção com a utilização das imagens RapidEye (5 m).

Uso e Ocupação da Terra do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno em 2019

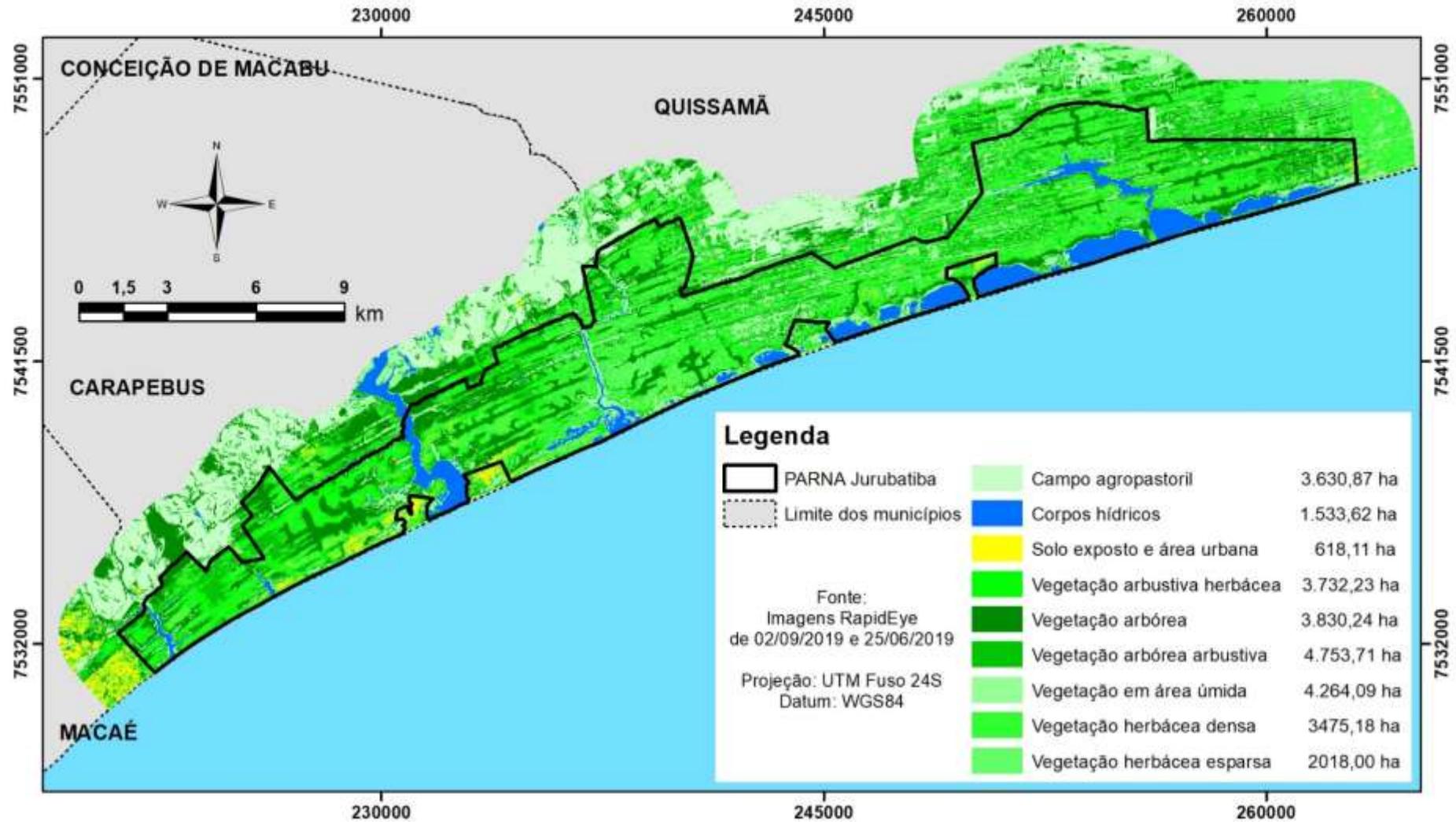


Figura 9 Mapa temático do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e seu entorno (2 km) referente às imagens RapidEye de 2019.

Tabela 3 Área (em hectares) e porcentagem em relação ao total de cada classe de uso e ocupação da terra no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e em 2019.

Classes no PNRJ	Área total (ha)	Área no PNRJ (ha)	Área no PNRJ (%)
Campo agropastoril	3630,87	19,00	0,5
Corpos hídricos	1533,62	1336,80	87,2
Areia (Solo exposto e área urbana)	613,80	240,69	39,2
Vegetação arbórea	3830,24	2286,00	59,7
Vegetação arbórea arbustiva	4753,71	2715,71	57,1
Vegetação arbustiva herbácea	3732,23	2811,38	75,3
Vegetação em área úmida	4264,09	2030,39	47,6
Vegetação herbácea densa	3475,18	1770,42	50,9
Vegetação herbácea esparsa	2018,00	1616,04	80,1

Tabela 4 Área (em hectares) e porcentagem em relação ao total de cada classe de uso e ocupação da terra no entorno em 2019.

Classes no entorno	Área total (ha)	Área no entorno (ha)	Área no entorno (%)
Campo agropastoril	3630,87	3611,84	99,5
Corpos hídricos	1533,62	196,82	12,8
Solo exposto e área urbana	613,80	373,11	60,8
Vegetação arbórea	3830,24	1544,22	40,3
Vegetação arbórea arbustiva	4753,71	2037,96	42,9
Vegetação arbustiva herbácea	3732,23	920,82	24,7
Vegetação em área úmida	4264,09	2233,64	52,4
Vegetação herbácea densa	3475,18	1704,72	49,1
Vegetação herbácea esparsa	2018,00	401,74	19,9

Tabela 5 Porcentagem de cada classe de uso e ocupação da terra em relação ao total da área do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno em 2019.

Classes RapidEye 2019	% do PNRJ	% do entorno	% da área de estudo
Campo agropastoril	0,1	27,7	13,0
Corpos hídricos	9,0	1,5	5,5
Solo exposto e área urbana (areia)	1,6	2,9	2,2
Vegetação arbórea	15,4	11,9	13,8
Vegetação arbórea arbustiva	18,3	15,6	17,1
Vegetação arbustiva herbácea	19,0	7,1	13,4
Vegetação em área úmida	13,7	17,1	15,3
Vegetação herbácea densa	11,9	13,1	12,5
Vegetação herbácea esparsa	10,9	3,1	7,2

A **Vegetação herbácea densa** contribui com 11,9 % da área do parque e 13,1 % do entorno, englobando os locais entre moitas na matriz arenosa com vegetação baixa predominante como, por exemplo, entre as lagoas Jurubatiba e Carapebus, e ao norte do Farol de Quissamã (área antropizada). E a **Vegetação herbácea esparsa** se distingue da anterior em relação a diminuição de vegetação nos locais, sendo 7,2 % da área de estudo, mas se encontrando, em sua maioria (80,1 %) no parque adjacente à lagoa Paulista.

Os **Corpos hídricos** representam 5,5 % da área de estudo, sendo 9,0 % no parque. Do total dessa classe, a maior parte (87,2 %) se encontra dentro do parque, abrangendo lagoas, afloramentos de lençol freático e canais. Através de análise visual, é possível relatar que as imagens RapidEye permitem a delimitação de **Corpos hídricos** a partir de 100 m². Possivelmente, os ambientes menores foram classificados como **Vegetação em área úmida**, devido à mistura dos pixels com a água e a vegetação da margem.

No entorno do parque, a classe de maior representatividade é o **Campo agropastoril** (27,7 %) e 99,5 % dessa classe está nessa área. Apenas 19 ha (0,1% da área do parque) são encontrados no parque, porém, como não houve inspeção em campo, não é possível ratificar se realmente acontecem ou não essas atividades dentro da UC atualmente.

Por fim, a classe **Solo exposto e área urbana** representa 2,2 % da área de estudo. No parque, ela abrange os locais onde há predomínio de areia nua como, por exemplo, na

linha da costa e próximo às lagoas Carapebus e Comprida. E, no entorno, engloba áreas urbanas de Macaé, Carapebus e Quissamã, além de áreas antropizadas sem vegetação.

Avaliação de exatidão temática

A avaliação da exatidão temática constitui a etapa metodológica de avaliação à qualidade da classificação de uso e ocupação da terra obtida através do algoritmo aplicado. O resultado da matriz de erros mostrado nas Tabela 6 e Tabela 7 revela índice Kappa do mapa de 0,76, o que representa uma qualidade de concordância moderada (nível de confiança), quase forte. O valor da exatidão global é de 79 %, próximo ao valor de Kappa. Esses valores podem ser justificados através da análise das classes separadamente.

Tabela 6 Matriz de confusão. As classes de uso e ocupação da terra são: CA – Campo agropastoril; CH – Corpos hídricos; SA – Solo exposto e área urbana; AH – Vegetação arbustiva herbácea; AR – Vegetação arbórea; AA – Vegetação arbórea arbustiva; AU – Vegetação em área úmida; HD – Vegetação herbácea densa; e HE – Vegetação herbácea esparsa.

	Dados de Referência									Total da linha
	CA	CH	SA	AH	AR	AA	AU	HD	HE	
CA	46		2				1	1		50
CH		50								50
SA			33						17	50
AH			2	37	1	6		2	2	50
AR	1				38	8	1	2		50
AA	1			7		35	5	2		50
AU				1		2	43	4		50
HD			2	3			4	33	8	50
HE			7	4					39	50
Total da coluna	48	50	46	52	39	51	54	43	66	450

Tabela 7 Resultados da análise de exatidão derivados da matriz de confusão. As classes de uso e ocupação da terra são: CA – Campo agropastoril; CH – Corpos hídricos; SA – Solo exposto e área urbana; AH – Vegetação arbustiva herbácea; AR – Vegetação arbórea; AA – Vegetação arbórea arbustiva; AU – Vegetação em área úmida; HD – Vegetação herbácea densa; e HE – Vegetação herbácea esparsa.

Somatório da Diagonal = 354			Exatidão Global = 79 %		
Exatidão do Produtor (erro de omissão)			Exatidão do Utilizador (erro de comissão)		
CA	96 %	4 %	CA	92 %	8 %
CH	100 %	0 %	CH	100 %	0 %
SA	72 %	28 %	SA	66 %	34 %
AH	71 %	29 %	AH	74 %	26 %
AR	97 %	3 %	AR	76 %	24 %
AA	69 %	31 %	AA	70 %	30 %
AU	80 %	20 %	AU	86 %	14 %
HD	75 %	25 %	HD	66 %	34 %
HE	59 %	41 %	HE	78 %	22 %
Kappa = 0,76					

Os **Campos agropastoris** apresentam exatidão do produtor de 96 %, erro de omissão de 4 %, exatidão do utilizador de 92 % e erro de comissão de 8 %. Essa classe apresentou os maiores valores nas exatidões e os erros de mistura isolados entre três classes. A classe **Solo exposto** causou confusão, possivelmente, pelo manejo da terra no momento em que a imagem foi realizada. É possível observar mudanças frequentes nesses locais nas imagens em datas diferentes do Google Earth corroborando essa hipótese. Assim, as amostras de **Campo agropastoril** coletadas para o treinamento do algoritmo podem ter enviesado esse algoritmo ao classificar equivocadamente alguns locais de **solo exposto**. Da mesma forma, as outras confusões com as classes **AU** e **Herbácea densa** podem ser explicadas, devido à heterogeneidade de **Campos agropastoris** existentes na paisagem.

Na classe de **Corpos hídricos** os valores derivados da matriz de confusão são: exatidão do produtor 100 %, erro de omissão 0 %, exatidão do utilizador 100 % e erro de comissão 0 %. Ou seja, as amostras geradas nessa classe não apresentaram erros de classificação. Na classe de **Solo exposto e área urbana**, a exatidão do produtor é 72 %, o erro de omissão 28 %, a exatidão do utilizador 66 % e o erro de comissão 34 %. A maior confusão dessa classe foi com a classe **Herbácea esparsa**, podendo ser justificado através

da resposta espectral (brilho) da areia predomina em relação à **Herbácea esparsa**. Algumas amostras apresentam o predomínio de **areia** através da observação pelo Google Earth, o que resulta na resposta de **areia** na imagem RapidEye. São áreas com pouca **vegetação herbácea**, que só é possível observar em resolução melhores, como as imagens do Google Earth.

A classe **Arbustiva herbácea (moitas)** apresenta 71 % de exatidão do produtor, 29 % de erro de omissão, 74 % de exatidão do utilizador e 26 % de erro de comissão. A confusão predominante nessa classe é em relação à **Arbórea arbustiva**, que pode ser explicada pela transição do tipo de vegetação em alguns locais. Assim como as moitas possuem uma relação de borda com a areia, na borda das vegetações **arbórea arbustiva** e **arbórea** ocorre de forma semelhante, podendo acarretar nesses erros de classificação. Nas imagens RapidEye, foi possível observar que **moitas** menores a 100 m² (4 pixels 2x2 m), aproximadamente, são difíceis de serem identificadas, assim como pequenas **AU** e pequenos **Corpos hídricos**. Por isso, essas feições nas imagens se misturam nos pixels e geram confusões, que podem ser verificadas em imagens de alta resolução.

Na classe **Arbórea**, a exatidão do produtor é 97 %, o erro de omissão 3 %, a exatidão do utilizadores 76 % e o erro de comissão 24 %. Essa classe apresentou confusão mais expressiva com a classe **Arbórea arbustiva** por ser um contínuo de vegetação e apresentarem características semelhantes nas imagens classificadas. Os locais onde ocorre esse tipo de erro na classificação são próximos às **AU**, o que causou mistura entre a vegetação e umidade. E a confusão com a classe **Herbácea densa** foi causada por um erro de segmentação, que englobou uma área de característica diferente. A classe **Arbórea arbustiva** possui 69 % de exatidão do produtor, 31 % de erro de omissão, 70 % de exatidão do utilizador e 30 % de erro de comissão. Nessa classe, as maiores confusões foram entre **Arbustiva herbácea** e **AU**, respectivamente. Em relação à primeira classe, eram moitas muito próximas entre si, as quais não foram possíveis de distinguir do contínuo de vegetação. E a segunda classe tem esse erro de comissão associado em locais alagáveis com presença da vegetação.

A classe de **AU** possui 80 % de exatidão do produtor, 20 % de erro de omissão, 86 % de exatidão do utilizador e 14 % de erro de comissão. A confusão predominante foi com a classe **Herbácea densa**, pois 3 dos 4 pontos coletados se localizam em locais impactados e úmidos, os quais possuem alta variação de umidade, dependendo da estação

do ano. De forma semelhante, ocorreu com a classe **Arbórea arbustiva** em relação à umidade.

Na classe **Herbácea densa**, a exatidão do produtor é 75 %, o erro de omissão 25 %, a exatidão do utilizador 66 % e o erro de comissão 34 %. A predominância de confusões com essa classe está relacionada com a classe **Herbácea esparsa**. Isso pode ser justificado pela mistura dessa vegetação com as **moitas** ou com as bordas das vegetações **arbórea** e **arbórea arbustiva**, que só é possível de observar nas imagens do Google Earth. Dessa maneira, a imagem apresenta pixels com mais intensidade de vegetação, resultante da mistura, em comparação a imagens com maior resolução. Em relação às confusões com a classe **AU**, é possível associar com a presença da vegetação **Herbácea densa** nesses ambientes, principalmente, fora do PNRJ ao norte (município de Quissamã). As imagens RapidEye não evidenciam as pequenas AU dessa região. Dessa maneira, não há erro de classificação, apenas sobreposição das classes. As confusões com a classe **Arbustiva herbácea** estão relacionadas com a mistura dessa classe com **Solo exposto e área urbana** (areia), causando confusão com essa classe. Isto é justificado também pela resolução espacial das imagens RapidEye, as quais geraram pixels mais tênues na representação da vegetação. As confusões com **Solo exposto e área urbana** (areia) ocorreram de maneira semelhante à confusão com a classe **Herbácea esparsa**, como descrito nesse parágrafo. Ou seja, houve mistura de pixels de outras vegetações com a pequenas aberturas de areia.

Por fim, a classe **Herbácea esparsa** apresenta 59 % de exatidão do produtor, 41 % de erro de omissão, 78 % de exatidão do utilizador e 22 % de erro de comissão. A confusão mais expressiva com essa classe foi com **Solo exposto e área urbana** (areia), pois houve misturas relacionada com pequenas áreas abertas de areia e vegetação herbácea esparsa adjacente. De forma semelhante ocorreu com as confusões com a classe **Arbustiva herbácea** em relação às misturas de pixels nos locais de pequenas moitas envoltas por areia.

A partir das análises descritivas da exatidão de cada classe, é possível concluir que ocorreram diferentes justificativas para os equívocos da classificação. A metade desses desvios, aproximadamente, não podem ser considerados como erros, uma vez que essas confusões estão associadas às classes de vegetação adjacentes, à resolução das imagens e à sobreposição de classes. Partindo dessa lógica, ao desconsiderar essas

confusões, os valores de exatidão global e o índice Kappa se aproximariam de 90%, e as demais exatidões apresentariam valores acima de 74%.

Conclusão

As fotografias aéreas (USAF) permitem extrair informações sobre uso e ocupação da terra da área de estudo no passado (1965 e 1966), mesmo que de maneira menos detalhada. E imagens orbitais de alta resolução (RapidEye) permitem mapear a distribuição da vegetação de toda área de estudo, em especial, as feições (moitas, corpos d'água e AU) a partir de 100 m² de área. Contudo, em função de limitações do processamento digital das imagens RapidEye aplicado nesse estudo, não foi possível discriminar todas as comunidades vegetais descritas para o PNRJ, sendo necessário em alguns casos agrupá-las em uma única classe.

CAPÍTULO 2

DISTRIBUIÇÃO E CLASSIFICAÇÃO EM MACROHABITATS DE ÁREAS ÚMIDAS E ANÁLISE TEMPORAL DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA E DE SEU ENTORNO

Objetivos Específicos

- Classificar as AU do PARNA Restinga de Jurubatiba e do seu entorno até o nível de macrohabitat, utilizando mapa de uso e ocupação da terra de 2019 e dados *in situ*.
- Analisar temporalmente a dinâmica de uso e ocupação da terra, através da classificação de imagens RapidEye de 2019, fotografias aéreas de 1965/66 e estudos anteriores.
- Avaliar a importância do PARNA Restinga de Jurubatiba na preservação de AU, considerando o contexto da ocupação humana litorânea, evidenciado no período de estudo (1965 - 2019).

Material e Métodos

A seguir são apresentadas imagens, fotografias e conhecimentos utilizados para identificar e classificar AU do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) e do seu entorno. E, para analisar temporalmente a dinâmica do uso e ocupação da terra, são considerados e discutidos mapeamentos realizados na área de estudo.

Classificação de áreas úmidas

Para identificar e determinar a distribuição das AU no PNRJ e entorno (faixa de 2 km), foi utilizado o mapa realizado no Capítulo 1, dados de campo, imagens do Google Earth e o mosaico de imagens do satélite RapidEye. As imagens foram selecionadas pela data mais atual disponível sem nuvens e com os corpos d'água cheios (Capítulo 1). As imagens de alta resolução espacial têm sido amplamente utilizadas para verificar a precisão do mapa de classificação de AU. Muitos pesquisadores verificaram que imagens

de alta resolução espacial têm o potencial para melhorar a precisão da classificação (GUO et al., 2017).

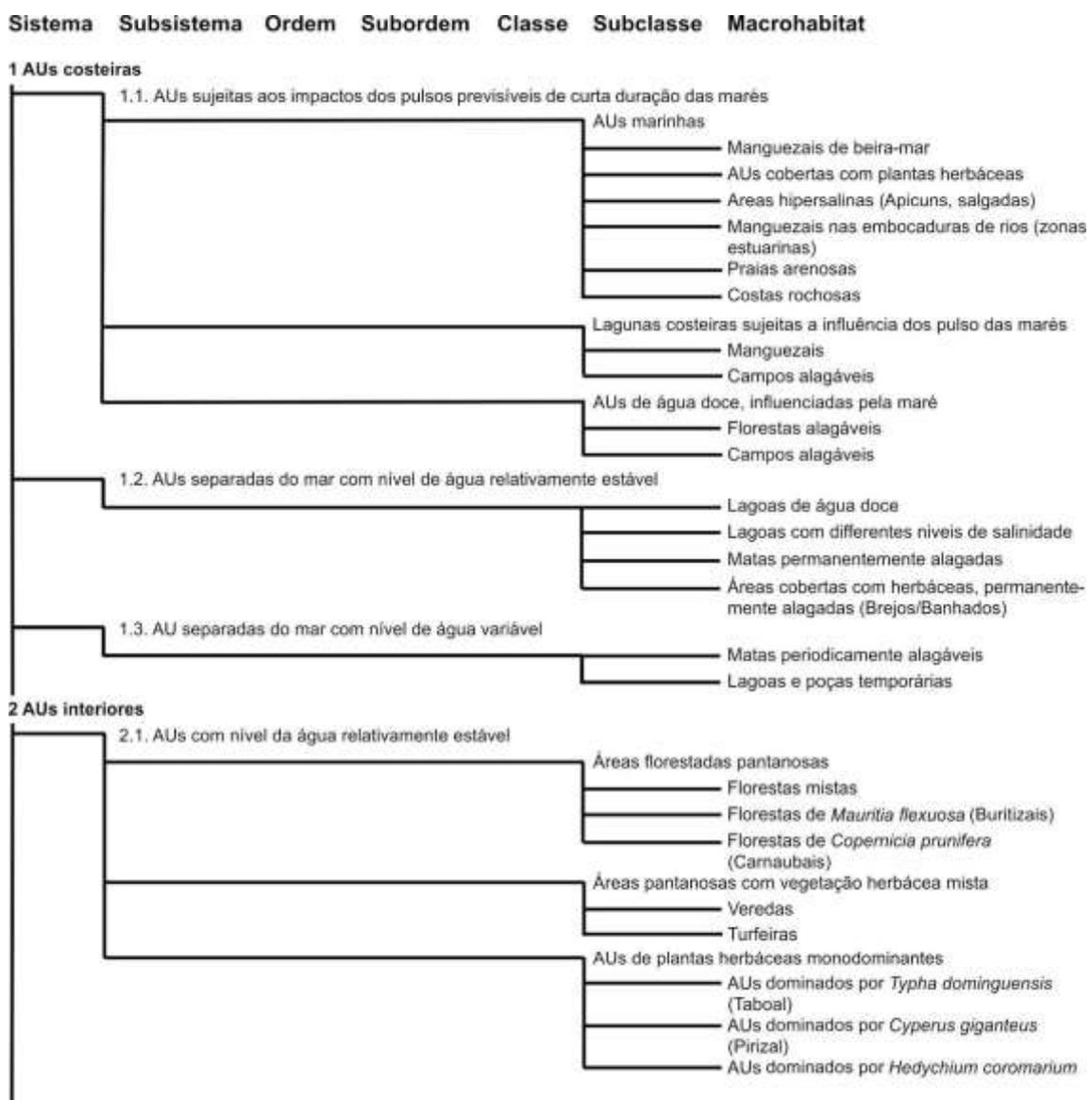
O mapeamento elaborado no Capítulo 1 foi utilizado como um mapa preliminar de distribuição de AU da área de estudo por meio da seleção das classes de vegetação, onde podem ocorrer esses ambientes. Uma análise de varredura visual nas três imagens RapidEye na composição de bandas RGB 543 (5- infravermelho próximo, 4- Red Edge e 3- Vermelho), a fim de destacar e diferenciar as vegetações, foi realizada para identificar feições de AU na área de estudo (FOLHARINI; OLIVEIRA; FURTADO, 2020). Mui et al. (2015) encontraram que os valores médios dos objetos da faixa vermelha, faixa próxima ao infravermelho forneceram a maior separação entre os ambientes. Essas AU nas imagens RapidEye foram comparadas às imagens do Google Earth para obter maior detalhamento desses ambientes em relação ao mapeamento realizado no Capítulo 1.

Os dados de campo foram obtidos através de Germano (2018) que estudou ambientes rasos e pequenos, poças (temporárias e perenes) do PNRJ. Ele realizou observações gerais sobre tamanho e vegetação, registro com fotografias (ANEXO) e medições de variáveis abióticas como concentração de carbono, salinidade e profundidade em janeiro de 2017. Desses ambientes, foram selecionados 30 ambientes dessa campanha para serem classificados até o nível de macrohabitat, os quais se localizam dentro do PNRJ e do entorno (2 km), e possuem registro fotográfico nítido. Esses ambientes possuem característica de águas húmicas, ou seja, elevados valores de carbono orgânico dissolvido (COD) e baixo potencial hidrogeniônico (pH) (Tabela 8). Os 30 ambientes selecionados apresentaram COD médio de 86,49 mg/L e o máximo de 346 mg/L. E o pH se manteve em valores baixos com média abaixo de 5, podendo chegar até 2,63.

Tabela 8 Dados abióticos dos 30 ambientes selecionados para classificação (Germano, 2018). Dados brutos em anexo. Desv.Pad. – Desvio Padrão, COD – Carbono Orgânico Dissolvido, Temp. – Temperatura, pH - Potencial Hidrogeniônico, ORP - Potencial de Óxido Redução, Cond. – Condutividade, Turb. – Turbidez, OD – Concentração de Oxigênio Dissolvido, OD – Saturação de Oxigênio Dissolvido, STD – Sólidos Totais Dissolvidos, Sal. – Salinidade, Prof. – Profundidade.

	COD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	ORP	Cond. (mS/cm)	Turb. (NTU)	OD (mg/L)	OD (%)	STD (g/L)	Sal.	Prof. (m)
Mínimo	1,98	24,94	2,63	72,00	0,09	0,00	1,24	15,80	0,06	0,00	0,00
Máximo	346,10	35,67	7,63	545,00	14,80	148,00	8,90	114,60	8,58	8,40	0,25
Média	77,08	30,12	4,75	318,11	2,57	31,13	6,25	84,21	1,57	1,36	0,10
Desv.Pad.	72,71	3,05	1,26	102,59	3,68	36,79	1,78	24,30	2,23	2,06	0,06

A classificação dessas 30 AU foi embasada pelos conhecimentos descritos na literatura sobre formações e fitofisionomias vegetais do PNRJ (ver Capítulo 1), a fim de detalhar a chave de classificação proposta por Junk, Cunha e Piedade (2015), enriquecendo o inventário de AU brasileiras. Essa chave de classificação considera em três níveis hierárquicos (sistemas, unidades definidas por fatores hidrológicos e unidades definidas por plantas superiores) características do corpo d'água (tipo de solo, nível de água, pulso de inundação, influência das marés e sazonalidade) e diferenciação do tipo de vegetação aquática e marginais (manguezais, herbáceas, campos alagáveis e florestas) (Figura 10).



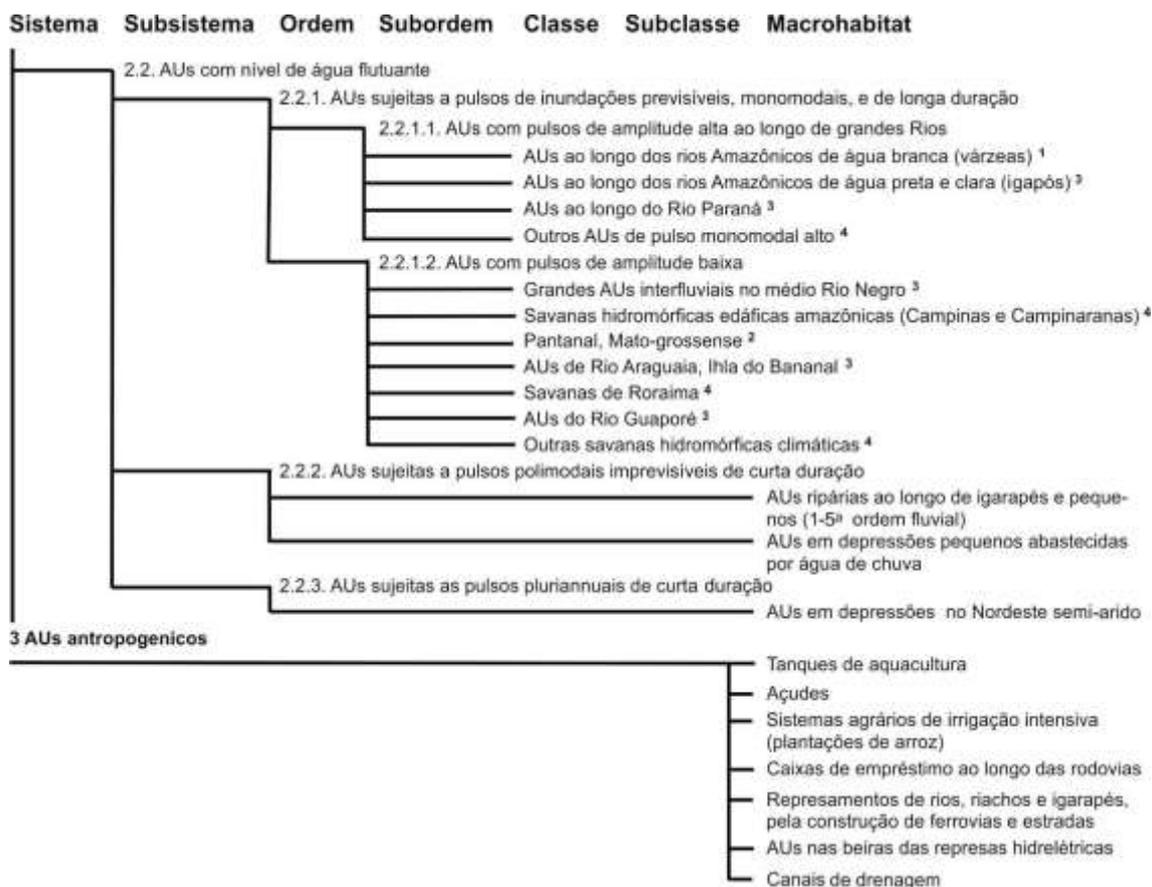


Figura 10 Classificação das AU brasileiras, segundo Junk, Cunha e Piedade (2015).

Foram gerados arquivos vetoriais georreferenciados (*shapefiles*) com os polígonos referentes à área ocupada por cada AU. Cada tipo será representado por uma cor diferente. Isso possibilitará a visualização da distribuição espacial.

Análises temporais e comparação de mapeamentos (USAF, RapidEye e outros estudos)

Na área do PNRJ foram realizados estudos utilizando técnicas de SR com diferentes características como, por exemplo, abrangência da área de estudo, tipos de imagens (orbitais e aéreas), resoluções espaciais e períodos das imagens (Quadro 5), escalas e classes de uso e ocupação da terra (Quadro 6). Esses estudos foram utilizados para analisar temporalmente a dinâmica da área com relação aos recursos naturais e aos impactos antrópicos.

Henriques, Araujo e Hay (1986) mapearam uma área da restinga de Carapebus através de fotografias aéreas de 1969 na escala de 1:60.000, distinguindo sete formações vegetais e áreas devastadas. Oliveira-Galvão (1991), abrangendo a Restinga de

Carapebus, que está inserida dentro do PNRJ entre as lagoas de Cabiúnas e Carapebus, gerou um mapa da vegetação em escala 1:50.000. A autora utilizou uma imagem Landsat 5 TM (resolução espacial de 30 m) de julho de 1988 para caracterizar e mapear as fitofisionomias com base em estudos botânicos anteriores, distinguindo a área em seis formações de vegetação: brejosa, graminóide, de *Clusia* “clara”, de *Clusia* “escura”, Ericaceae e de mata. Além das áreas antrópicas. Essas formações sofreram diversas alterações através de estudos realizados posteriormente por Jamel (2004).

Para elaboração da Figura 2.14 do Plano de Manejo (2007) do PNRJ, Jamel (2004) gerou um mapa de vegetação, baseando-se na classificação da imagem do satélite Landsat 7 ETM+ em agosto de 1999. Foram discriminadas 19 classes em toda a área como representado no Quadro 6, exceto as classes de Manguezal e Oceano. Nesse documento, outro mapa exposto foi a Figura 3.18, a qual utilizou imagens Ikonos II de setembro de 2005 para classificar o PNRJ e o entorno próximo a praia (balneários), gerando 17 classes, sendo 10 delas relacionadas à vegetação nativa.

Caris (2008) (e também em Caris et al., 2013) mapeou a cobertura vegetal do PNRJ do entorno (faixa de 10 km), utilizando uma imagem Landsat 5 de julho de 2005 e Ikonos II de agosto de 2001 (escala de 1:10.000 e resolução espacial de 1 m), no trecho a restinga de Carapebus. As imagens foram classificadas em 15 classes, sendo 6 de vegetação nativa. Esse estudo buscou correlacionar as classes de uso e ocupação da terra com as comunidades vegetais definidas por Araujo et al. (1998). Entretanto, devido às características do sensor, não foi possível diferenciar todas as comunidades descritas para a área, o que gerou uma simplificação da legenda em 13 classes no total.

Folharini (2015) realizou um mapeamento do uso e ocupação da terra que resultou em quatro cenários de janeiro de 1996 até fevereiro de 2014, exibindo as alterações sucedidas na área antes da criação do PNRJ, possuindo um intervalo de aproximadamente 5 anos entre as datas estudadas. Não foi possível estabelecer um intervalo de 5 anos precisamente, devido às condições do clima e disponibilidade de imagens. Os cenários compreenderam as datas de 17 de janeiro de 1996, 15 de fevereiro de 2001, 09 de janeiro de 2005 e 11 de fevereiro de 2011, distinguindo as feições das imagens em 11 classes.

Quadro 5 Estudos anteriores realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e áreas do entorno através de diferentes imagens de satélite e suas respectivas datas.

Estudos anteriores	Áreas de estudo	Imagens	Datas
Oliveira-Galvão (1991)	Restinga de Carapebus	Landsat 5	julho/1988
Jamel (2004)/PM (2007) Fig. 2.14	PNRJ e ZA	Landsat 7	agosto/1999
Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	PNRJ e adjacências	Ikonos II	setembro/2005
Caris (2008) Cap. 2/Caris et al. (2013)	PNRJ e entorno (10 km)	Landsat 5	julho/2005
Caris (2008) Cap. 3/Caris et al. (2009)	Restinga de Carapebus	Ikonos II	agosto/2001
Folharini (2015)	PNRJ e ZA	Landsat 5	janeiro/1996 fevereiro/2001 janeiro/2005 fevereiro/2011
		Landsat 8	janeiro/2014

Para atualizar a análise temporal da área de estudo e relacionar com os estudos anteriores, foram utilizados os mapas das imagens USAF de 1965 e 1966 e das imagens RapidEye de 2019 do Capítulo 1 dessa dissertação.

Quadro 6 Relação entre a descrição botânica da vegetação do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do seu entorno, e as classes de uso e ocupação da terra dos mapeamentos realizados.

Araújo et al. (1998)	Oliveira-galvão (1991)	Jamel (2004)/PM (2007) Fig. 2.14	Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18
Halófila-psamófila reptante			Arbóreo-arbustivas
Arbustiva densa de pós praia		Arbustivo-herbáceas esparsas	Arbustivo-herbáceas
Moitas abertas de Clusia	Clusia "escura"	Arbustivo-herbáceas densas	Arbustivo-herbáceas esparsas
Moitas abertas de Palmae	Clusia "clara"	Arbustivo-herbáceas	Arbustivo-herbáceas (moitas menores)
Moitas abertas de Ericaceae	Ericacea	Arbustivo-herbáceas em terreno úmido	Arbóreo-arbustivas / Arbustivo-herbáceas
Floresta periodicamente inundada		Floresta	Floresta de Restinga
Floresta permanentemente inundada	Mata	Floresta de terras baixas	Floresta de terras baixas (inicial e tardia)
Floresta na cordilheira arenosa		Arbóreo-arbustivas	Arbóreo-arbustivas
Pântano-herbáceo	Graminóide	Herbácea em área úmida/inundada	Área inundável (com vegetação)
Aquática	Brejosa	Aquática/brejo	Vegetação em área úmida
	Áreas antrópicas	Pastagem/campo sujo Agricultura Solo exposto (fora da restinga) Área urbana não consolidada Área urbana	Área agrícola Área urbana
		Corpos d'água continentais	Lagoas
			Areia / Praia

Caris (2008) Cap. 2/Caris et al. (2013)	Caris (2008) Cap. 3/Caris et al. (2009)	Folharini (2015)	USAF (1965 e 1966)	RapidEye (2019)
Arbustiva-herbácea	Halófila-psamófila reptante	Arbustivo herbáceas	Areia e Solo exposto Vegetação esparsa	Arbustiva-herbáceas esparsas Arbustiva-herbáceas densas Arbustivas (moitas maiores)
	Arbustiva fechada de pós-praia			
Arbustiva aberta de Clusia	Clusia			
Ericaceae	Ericaceae	Arbóreo-arbustivas	Vegetação densa	Arbustiva inundável
Floresta	Floresta	Arbustivo-herbáceas densas Floresta de terras baixas		Floresta
Pântano-herbáceo	Herbáceo-brejosa	Arbóreo-arbustivas Vegetação em área úmida	Vegetação densa Vegetação esparsa	Vegetação em área úmida
Pastagem Agricultura Agricultura e Pecuária	Pastagem Agricultura Área degradada	Pastagem Área agrícola Área antropizada		Campo agropastoril
Solo exposto	Solo exposto		Areia e Solo exposto	Solo exposto e área urbana
Área urbana Área Urbana rarefeita	Estradas Áreas Edificada			
Corpos d'água	Corpos d'água	Água	Água	Corpos hídricos
	Linha da praia	Areia	Areia e Solo exposto	Solo exposto e área urbana

Resultados e Discussão

A seguir são apresentados a identificação e classificação de AU no PNRJ e seu entorno com base no mapeamento realizado no Capítulo 1 dessa dissertação, na exploração visual das imagens RapidEye e Google Earth, e observações de campo. Além disso, as pesquisas de SR realizados na área de estudo são analisadas temporalmente, destacando as mudanças ocorridas no uso e ocupação da terra.

Classificação de áreas úmidas

O mapa preliminar de AU no PNRJ (Figura 11) foi elaborado através das classes **Corpos hídricos** (lagoas, poças, afloramento de lençol freático, canais de drenagem e pequenos reservatórios), **Vegetação arbórea** (florestas alagáveis e secas), **Vegetação arbórea arbustiva** (áreas inundáveis em depressões entre cordões arenosos), **Vegetação em área úmida** (brejos e pântano com herbáceas) e **Vegetação herbácea densa** (áreas antropizadas alagáveis). Essa última classe foi editada, representando somente o resultado da classificação da imagem RapidEye mais a leste do mapa, por ser a localidade com maior presença de campos alagáveis com vegetação de AU próxima. Nos outros locais, essa classe foi mais expressiva em solos mais secos adjacentes a areia e vegetação herbácea esparsa, indicando menor probabilidade de ocorrer AU. Esse mapa preliminar indica 15.093 ha de AU, ou seja, 54 % da área estudada, sendo 8.369 ha (56 %) da área do PNRJ e 6.724 ha (52 %) da área do entorno.

A fim de associar a nomenclatura das classes (elaboradas a partir de FOLHARINI, 2015) à vegetação da restinga é sugerido uma nova nomenclatura para mapeamentos de alta resolução espacial (Quadro 7). É importante conciliar as limitações das imagens de satélite às características vegetais regionais com base em estudos botânicos para classificar as AU.

Áreas Úmidas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno

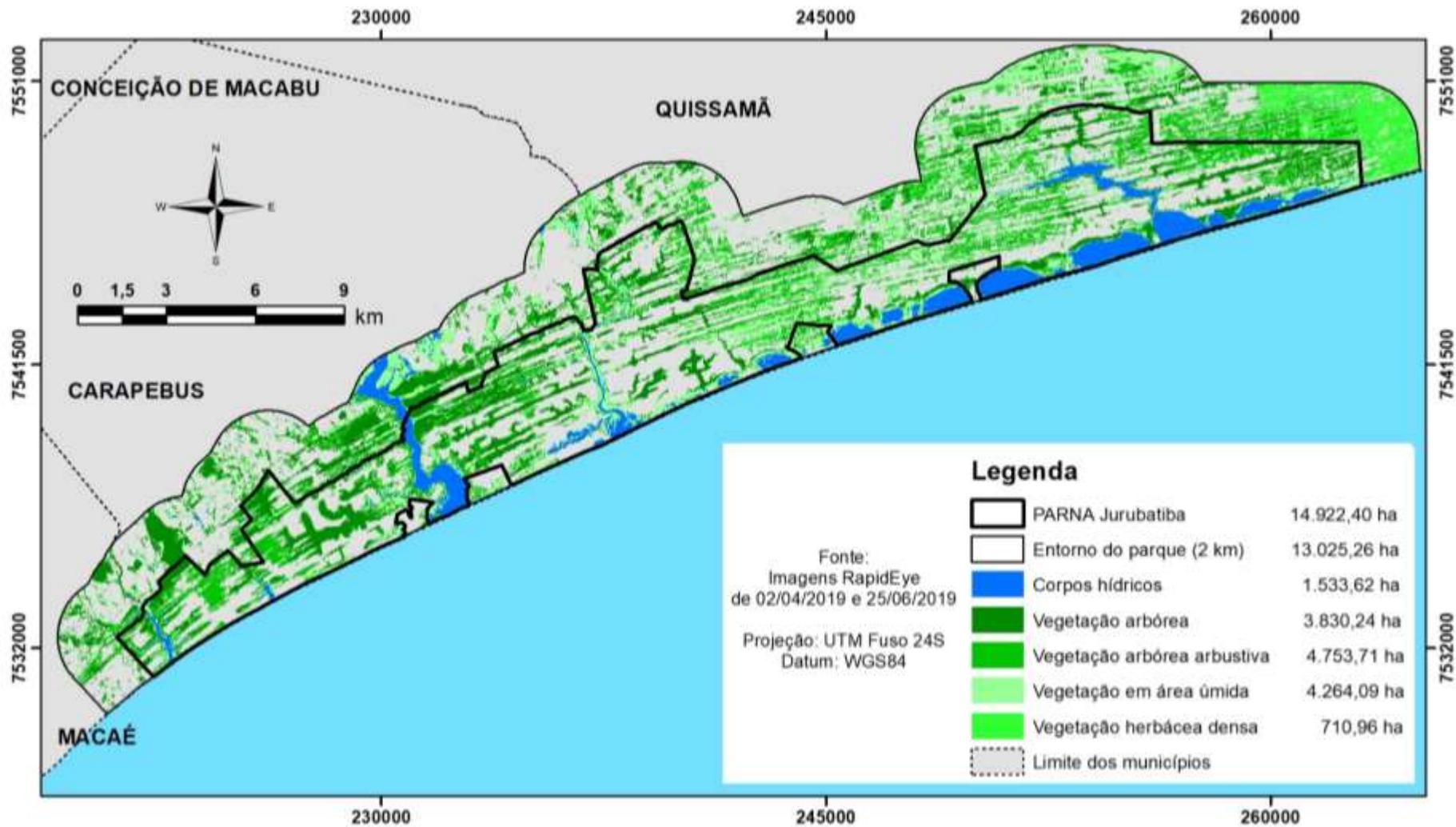


Figura 11 Mapa preliminar de áreas úmidas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e de seu entorno com base em cinco classes do mapa realizado no Capítulo 1 dessa dissertação.

Quadro 7 Nova nomenclatura sugerida para mapeamentos de alta resolução com base na nomenclatura utilizada por Folharini (2015) e aplicada no mapa do Capítulo 1 dessa dissertação, e nas formações vegetais da restinga do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Classes do mapa (Cap.1)	Formações vegetais na restinga	Nova nomenclatura
Vegetação herbácea esparsa Vegetação herbácea densa	Formação halófila-psamófila reptante Formação arbustiva densa de pós-praia Formação arbustiva aberta de Palmae (moitas menores) Formação arbustiva de Clusia (moitas menores)	Formações arbustiva-herbáceas
Vegetação arbustiva herbácea	Formação arbustiva aberta de Palmae (moitas maiores) Formação arbustiva de Clusia (moitas maiores)	Formações arbustivas (moitas maiores)
Vegetação arbórea arbustiva	Fitofisionomia de Humiria Fitofisionomia de Clusia Fitofisionomia de Bonnetia Fitofisionomia de Brejo herbáceo	Formação arbustiva inundável
Vegetação arbórea	Floresta periodicamente inundada Floresta permanentemente inundada Floresta na cordilheira arenosa	Formações florestais
Vegetação em área úmida	Formação de Pântano-herbáceo / Herbácea Brejosa	Formações arbustiva-herbáceas em área úmida

As imagens RapidEye e do Google Earth foram importantes para diferenciar as AU da área de estudo em análise visual e exploratória. Esse resultado pode ser utilizado para auxiliar estudos futuros (processamento digital de imagens e trabalhos de campo) na classificação de AU com base nas características visuais desses ambientes. Foram identificadas 25 feições no PNRJ e no entorno (imagens em ANEXO):

- 1- Alagado da lagoa Carapebus no entorno do PNRJ (22°13'1.51"S 41°37'34.52"O).
- 2- Transição entre o espelho d'água e floresta em um dos braços da lagoa Carapebus dentro do PNRJ (22°15'14.96"S 41°37'12.85"O).
- 3- Vegetação aquática da lagoa Jurubatiba dentro do PNRJ (22°17'50.04"S 41°41'19.59"O).
- 4- Alagado da lagoa Carapebus, próximo à feição 1 no entorno do PNRJ (22°13'0.14"S 41°37'10.87"O).
- 5- Início de um dos braços da lagoa Carapebus, próximo à feição 2, dentro do PNRJ (22°15'6.35"S 41°36'46.37"O).

- 6- Corpos d'água em área de pastagem próximos à lagoa Jurubatiba e estrada RJ-178, no entorno do PNRJ (22°16'14.81"S 41°41'40.54"O).
- 7- Corpo d'água próximo a praia entre as lagoas Jurubatiba e Comprida dentro do PNRJ (22°17'23.55"S 41°40'25.01"O).
- 8- Transição entre o espelho d'água e floresta em um dos braços da lagoa Comprida dentro do PNRJ (22°16'36.14"S 41°39'20.74"O).
- 9- Depressões entre cordões arenosos próximos, em formação arbustiva inundável entre a lagoa Comprida e os braços da lagoa Carapebus dentro do PNRJ (22°15'56.98"S 41°39'21.42"O).
- 10- Depressão entre cordões arenosos, em formação arbustiva inundável próxima à lagoa Comprida e à praia dentro do PNRJ, semelhante à feição 9 (22°16'28.34"S 41°38'31.76"O).
- 11- Corpo d'água próximo à praia e entre as lagoas Comprida e Carapebus dentro do PNRJ (22°16'10.52"S 41°37'51.80"O).
- 12- Lagoas Robalo e Visgueiro dentro do PNRJ (22°11'34.43"S 41°25'31.53"O).
- 13- Lagoa do Pires dentro do PNRJ (22°10'51.03"S 41°22'50.89"O).
- 14- Lagoa da Barrinha dentro do PNRJ (22°10'6.72"S 41°19'56.29"O).
- 15- Alagados adjacentes à lagoa Amarra Boi dentro do PNRJ (22°13'34.77"S 41°31'37.55"O).
- 16- Alagado da lagoa Paulista no entorno do PNRJ em área de canais de drenagem (22°10'9.31"S 41°33'42.29"O).
- 17- Lagoa Garças dentro do PNRJ (22°12'42.68"S 41°29'30.81"O).
- 18- Área desmatada no entorno do PNRJ, que abrange principalmente a região norte da área de estudo (22°10'15.71"S 41°27'5.33"O).
- 19- Lagoa Ubatuba no PNRJ (22° 9'49.48"S 41°18'35.42"O).
- 20- Lagoa Ubatuba fragmentada (ou lagoa Pitanga) no entorno próximo ao limite do PNRJ e ao farol de Quissamã (22° 9'32.40"S 41°17'21.93"O).
- 21- Corpos d'água antropogênicos em área de pastagem no entorno do PNRJ (22°10'18.26"S 41°27'42.01"O).
- 22- Alagado próximo ao balneário de João Francisco e à estrada Roberto Pinto de Barcelos no PNRJ próximo ao seu limite (22°11'53.79"S 41°28'51.10"O).
- 23- Alagados antropizados em área de pastagem, próximo a estrada QSM-104 e a Igreja Nossa Senhora da Conceição e Machado no entorno do PNRJ (22° 7'47.70"S 41°23'57.74"O).

24- Alagado antropizado em canais de drenagem próximo ao limite da área de estudo e à estrada QSM-104 no entorno do PNRJ (22° 7'48.11"S 41°21'42.15"O).

25- Alagados em depressões de cordões arenosos impactados próximo à estrada RJ-196 e ao rio Ururaí no entorno do PNRJ próximo ao limite da área de estudo (22° 8'11.81"S 41°18'33.23"O).

Os 30 ambientes selecionados do estudo de Germano (2018) foram classificados em 7 categorias com base na localidade (planície arenosa costeira), na vegetação (anotações de campo, fotografias *in situ* e imagens de satélites), nas características físicas (profundidade e análise visual em relação a antropização) e na experiência de campo no local (estudos limnológicos).

As lagoas do PNRJ apresentam características comuns às lagoas costeiras, possuindo profundidade máxima de 3 metros e podendo apresentar salinidade mais elevada em comparação à água do mar. A profundidade média predominante entre elas é menor que 1 metro, sendo caracterizadas como perenes, secando totalmente apenas em períodos de grande estiagem (ENRICH-PRAST et al., 2004). Com essas características é possível citar as lagoas Maria-Menina, Robalo, Pires, Visgueiro, Ubatuba, entre outras e observar essa condição com imagens do Google Earth de 19/10/2017, por exemplo.

Em relação a suas origens de formação, as lagoas são agrupadas por serem antigos rios com desembocadura barrada por sedimento marinho ou por acumularem água em depressões entre faixas de areia ao longo da costa (ENRICH-PRAST et al., 2004). Essas, por sua vez, podem ser consideradas como ambientes temporários por não apresentarem conexões com rios. Alguns ambientes pequenos e dentro de mata fechada não foram possíveis de observar a caracterização do ambiente em temporário ou permanente através das imagens do Google Earth. Por isso, foi inferido considerando a localidade da AU, conectividade com outros ambientes, profundidade, antropização e os conhecimentos de experiência em campo.

Todos os ambientes foram classificados na Subordem AU periodicamente alagáveis, com exceção das AU antropogênicas, que podem ser temporárias ou permanentes, pois foram criados para fornecer água constantemente ou auxiliar na construção de estradas. Devido à antropização de alguns locais, houve dificuldade em definir a vegetação conforme a fitofisionomia descrita na literatura, por isso, optou-se por

denominá-la através de seu estrato (arbóreo, arbustivo ou herbáceo). Abaixo a descrição das AU:

- P04 está localizada no entorno do PNRJ próximo à estrada QSM-104 em um alagado em área de mata e com espelho d'água com predominância de *Salvinia sp.*. Ao redor desse ambiente, há uma extensa área de pastagem.

- P09 está localizada dentro do PNRJ próximo ao seu limite com o farol de Quissamã entre duas elevações do terreno que fragmentam a lagoa Ubatuba, formando a lagoa Pitanga. Possui predominância de macrófitas flutuantes fixas e é possível observar, através das imagens, que esse ambiente seca. Ao redor desse ambiente, há uma extensa área de vegetação rasteira aberta.

- P11 está localizada em uma depressão entre os cordões arenosos na formação arbustiva inundável (predominância de *Humiria balsamifera*), sendo cortada por uma estrada de areia. Possui vegetação aquática mista, com ocorrência de *Pleroma urceolare* e é possível observar, através das imagens, que esse ambiente pode apresentar ampla redução do espelho d'água em períodos de estiagem severa.

- P12 está localizada no início de um dos braços da lagoa Preta, conectando-se em período de cheia. A vegetação é arbustiva herbácea aberta com plantas aquáticas mistas com ocorrência de *Pleroma urceolare*. É possível observar a separação o espelho da lagoa com a mata periodicamente alagada nas imagens da época seca, indicando a presença periódica de água nessa AU.

- P13 está localizada próximo à estrada de terra entre a lagoa Pires e a lagoa Catingosa, apresentando uma possível conexão com as lagoas Pires e Visgueiro. A vegetação é florestal, e espelho d'água com predominância de *Lemna sp.*. Em época de seca, é possível observar um completo ou quase esvaziamento dessas lagoas, podendo indicar a ausência de água na AU.

- P14 está localizada próximo à mesma estrada da P13 em depressão de cordões arenosos mais estreitos em comparação a P11 e em área aberta artificialmente. Ao ser classificada com AU antropogênica em beira de estrada, esse ambiente pode ser temporário ou permanente. Apesar da vegetação do entorno estar impactada, pode ser caracterizada como formação arbustiva inundável ao analisar as imagens. Há presença da espécie *Pleroma urceolare* e sem vegetação aquática.

- P15 está localizada na margem da lagoa Visgueiro fora do PNRJ em área antropizada. A vegetação predominante é arbustiva herbácea aberta com presença da *Pleroma urceolare* e plantas aquáticas mistas. Semelhantemente com a P13 é possível inferir a característica de ambiente temporário, considerando o hidroperíodo da lagoa.

- P16 está localizada nos limites da lagoa Visgueiro, e possivelmente se forma em época que a lagoa não está totalmente cheia ou está vazia. A vegetação é semelhante a P15 e também com a ocorrência de *Typha sp.*.

- P17 está localizada também na margem da lagoa Visgueiro, próximo ao balneário do Visgueiro. A vegetação é semelhante às anteriores com predominância de gramíneas e alguns arbustos de *Pleroma urceolare* com plantas aquáticas mistas. Sua característica hidrológica está associada à lagoa, assim como em P15 e P16.

- P19 está localizada na linha de limite do PNRJ em depressão de cordões arenosos, assim como P14, e próxima a um cruzamento da estrada QSM-008 com outras estradas de terra. A vegetação encontra-se degradada, sendo anteriormente talvez classificada como formação arbustiva inundável. Atualmente, apresentam plantas arbustivas e herbáceas com *Pleroma urceolare* e gramíneas podendo formar touceiras, além de vegetação aquática mista. Ao observar as imagens, é possível inferir que esse ambiente seca.

- P20 está localizada próxima a P19 em local semelhante mais preservado. Através das imagens é possível observar a provável ligação com o final de um dos braços da lagoa Preta e caracterizá-la como sendo temporária. A vegetação também poderia ser caracterizada por formação arbustiva inundável com predominância de *Pleroma urceolare*.

- P21 está localizada na margem da lagoa Piripiri em área degradada dentro do PNRJ. A vegetação predominante é de gramíneas (internas e externas à AU) com algumas árvores e arbustos no entorno. É possível observar através das imagens o momento de quase seca da lagoa, o que permite inferir que essa AU provavelmente secou.

- P22 está localizada próxima a P21 em vegetação semelhante, mas somente com indivíduos herbáceos. Com relação ao hidroperíodo, é possível atribuir também as mesmas características de P21.

- P25 está localizada na margem da lagoa Garças em área degradada dentro do PNRJ, próxima à estrada de acesso à praia da Bezerra e a outras estradas de areia. A vegetação é arbórea arbustiva (por exemplo, *Pleroma urceolare*) e herbácea (interna e externa à AU). Com a observação das imagens, a lagoa Garças se apresenta quase seca, possibilitando a inferência de característica temporária a essa AU.
- P26 está localizada próxima a P25 em condições semelhantes de periodicidade e vegetação em área mais extensa.
- P27 está localizada na margem da lagoa Bezerra também em área degradada dentro do PNRJ, próxima à estrada de acesso à praia da Bezerra e a outras estradas de areia. Na área de coleta, há predominância de plantas herbáceas, mas é possível observar árvores e arbustos ao redor dessa lagoa através das imagens. Assim como o momento em que se encontra seca. A vegetação aquática é constituída por diferentes táxons.
- P28 está localizada na margem da lagoa Bezerra, podendo ser considerada um compartimento dessa lagoa. Essa AU possui características semelhantes à P27.
- P29 está localizada próxima a P28 em condições semelhantes de periodicidade e vegetação.
- P30 está localizada na margem da lagoa Amarra Boi em área degradada dentro do PNRJ, próxima a estradas de areia. A vegetação predominante é de herbáceas na área de coleta, podendo encontrar arbustos e poucas árvores em partes ao redor da lagoa ao analisar as imagens. Como também é possível observar a condição de ausência de lâmina d'água nesse ambiente. A vegetação aquática é abundantemente composta por gramíneas.
- P35 está localizada no balneário de Carapebus, em área degradada externa ao PNRJ e próximo à praia. A vegetação é composta por herbáceas e sem plantas aquáticas. Através da observação das imagens, é possível inferir a característica de AU temporária, mesmo que haja conexão com a lagoa Carapebus.
- P37 está localizada dentro e próximo aos limites do PNRJ, próxima à praia. A área de coleta está degradada por áreas de plantio e estradas de terra, sendo predominante a presença de vegetação herbácea. Há árvores e arbustos em parte da margem dessa AU ao observar as imagens, as quais também demonstram o momento de seca desse ambiente. E a vegetação aquática é mista.

- P38 está localizada dentro do PNRJ próximo à praia, onde há caminhos de carro. No local de coleta, a predominância vegetal é de herbáceas e, ao redor, árvores e arbustos. As gramíneas aquáticas são dominantes. Ao analisar as imagens, é possível observar a condição seca dessa AU.
- P39 está localizada no PNRJ próximo a um cruzamento de estradas de terra em depressão entre cordões arenosos. Apresenta vegetação degradada com predominância de gramíneas (internas e externas à AU) e poucas árvores e arbustos, podendo ser considerada formação arbustiva inundável ao observar as imagens. Estas também demonstram o momento de ausência de lâmina d'água. A vegetação aquática é mista.
- P40 está localizada no PNRJ próximo à estrada de terra ao final de um dos braços da lagoa Carapebus. A vegetação é de mata (floresta de restinga) com plantas aquáticas mistas, podendo ser caracterizada como periodicamente alagável por estar distante da área de lâmina d'água da lagoa.
- P41 está localizada no PNRJ próximo à estrada de terra em depressão entre cordões arenosos. A vegetação pode ser caracterizada como formação arbustiva inundável com predominância de Pteridophyta (samambaias). Ao analisar as imagens, é possível observar a AU em período seco.
- P43 está localizada no PNRJ próximo à estrada de terra e a um dos braços da lagoa Comprida. A vegetação é aberta com areia nua e moitas de *Clusia hilariana* e *Allagoptera arenaria* (guriri) com predominância de gramíneas dentro d'água. Ao analisar as imagens, é possível observar a AU em período seco.
- P44 está localizada no PNRJ próximo à praia e às estradas de areia. A vegetação é arbórea, arbustiva e herbácea, variando através das margens. As plantas aquáticas dominam a área alagada, apresentando ocorrência de diferentes táxons. Ao analisar as imagens, é possível observar a AU em período seco.
- P46 está localizada no entorno do PNRJ próximo à estrada QSM-104 em área de pastagem. Essa AU antropogênica é um canal de drenagem sem vegetação aquática.
- P49 está localizada próxima às P21 e P22 com vegetação semelhante, mas com maior concentração de arbustos, por exemplo, a espécie *Pleroma urceolare*. Há diferentes espécies de plantas aquáticas sem apresentar expressiva dominância. O hidroperíodo pode

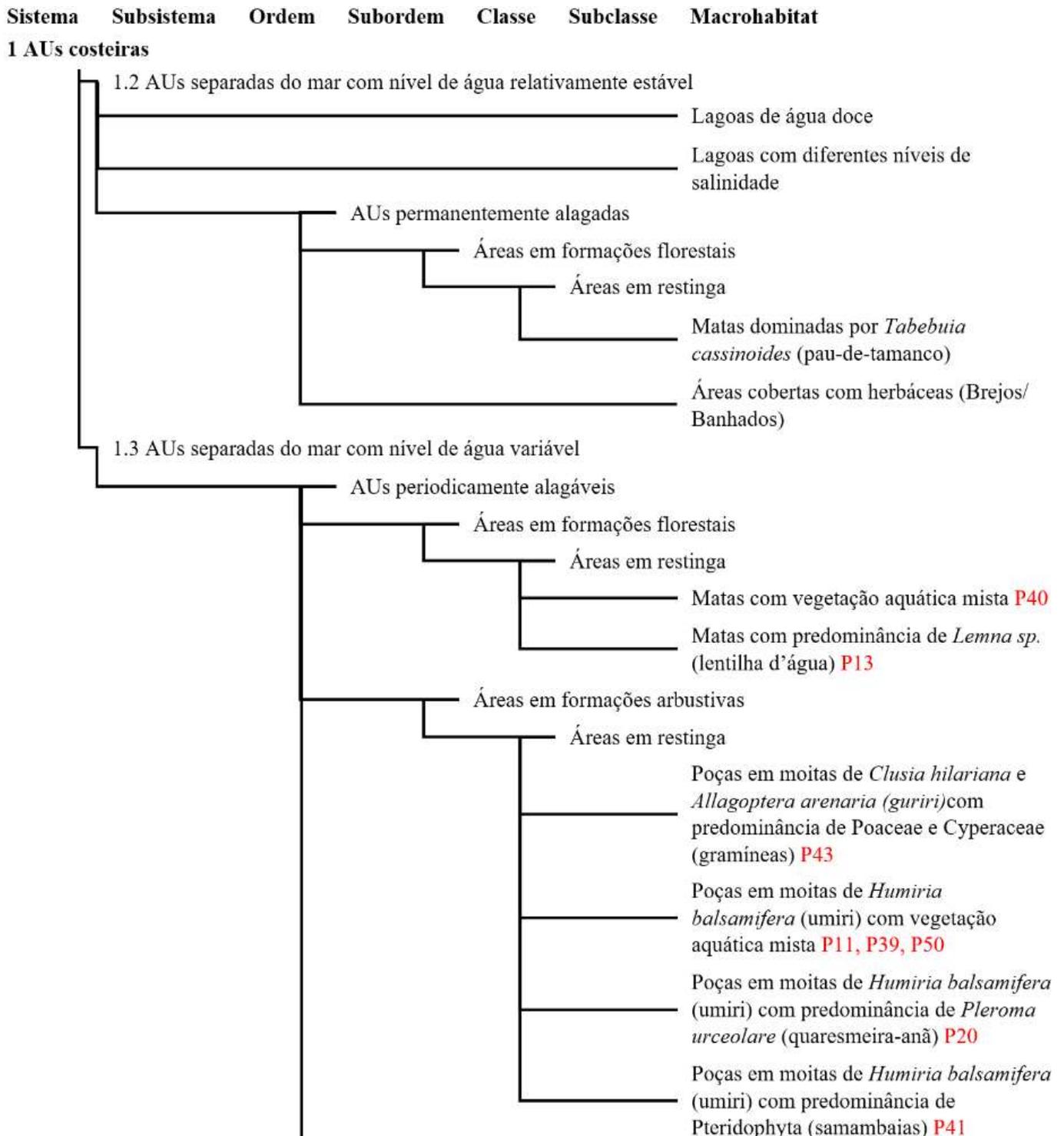
ser distinto das duas AU próximas por ser uma abertura artificial na areia. E ao ser classificada com AU antropogênica, é possível inferir que esse ambiente não seca por estar rodeada de pastagem.

- P50 está localizada próxima a P39 na mesma formação vegetal (arbustiva inundável) mais fechada, com mais árvores e arbustos, e plantas aquáticas mistas. As imagens demonstram o momento de ausência de lâmina d'água.

Esses ambientes foram inseridos na chave elaborada por Junk, Cunha e Piedade (2015), especificamente no Sistema 1: AU costeiras, com suas respectivas informações hidrológicas e vegetais. Segundo o IBGE (2013), podem ser considerados costeiros, pois apresentam água de mistura (salobra) por influência marinha. Além desses ambientes, foi criado o macrohabitat “matas dominadas por *Tabebuia cassinoides* (pau-de-tamanco)”, considerando a vegetação conhecida no PNRJ (Quadro 8). Apesar da espécie *Protium icicariba* (almescega-macho) estar presente abundantemente em todas as áreas do PNRJ, foram selecionadas espécies que apresentam dominância e maior seletividade para cada formação vegetal nas depressões das faixas de areia da restinga.

Após a classificação, foi elaborado uma carta-imagem de distribuição dessas 30 AU, distinguindo entre os tipos de formações vegetais e a característica antropogênica (Figura 12).

Quadro 8 Chave de classificação das AU (com base em Junk, Cunha e Piedade, 2015) do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do seu entorno com referência (em vermelho) aos 30 ambientes classificados.



Continuação do Quadro.

Sistema	Subsistema	Ordem	Subordem	Classe	Subclasse	Macrohabitat
						Áreas em formações vegetais mistas
						Áreas em restinga com vegetação arbórea, arbustiva e herbácea
						Poças com predominância de <i>Salvinia sp</i> P04
						Poças com predominância de Poaceae e Cyperaceae (gramíneas) P21, P25, P26, P38
						Lagoas e poças com vegetação aquática mista P27, P28, P29, P37, P44
						Áreas em restinga com vegetação arbustiva e herbácea
						Lagoas e poças com predominância de Poaceae e Cyperaceae (gramíneas) P30
						Poças com vegetação aquática mista P12, P15, P16, P17, P19
						Áreas em restinga com vegetação herbácea
						Poças com predominância de Poaceae e Cyperaceae (gramíneas) P22
						Poças sem vegetação aquática P35
						Lagoas e poças com predominância de <i>Nymphaea sp. e Nymphoides sp.</i> (macrófitas flutuantes fixas) P09
						1.4 AUs separadas do mar antropogênicas
						Poças em desníveis artificiais do terreno (buracos) com ou sem vegetação aquática P14, P49
						Canais de drenagem com ou sem vegetação aquática P46

Áreas Úmidas Classificadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e no Entorno

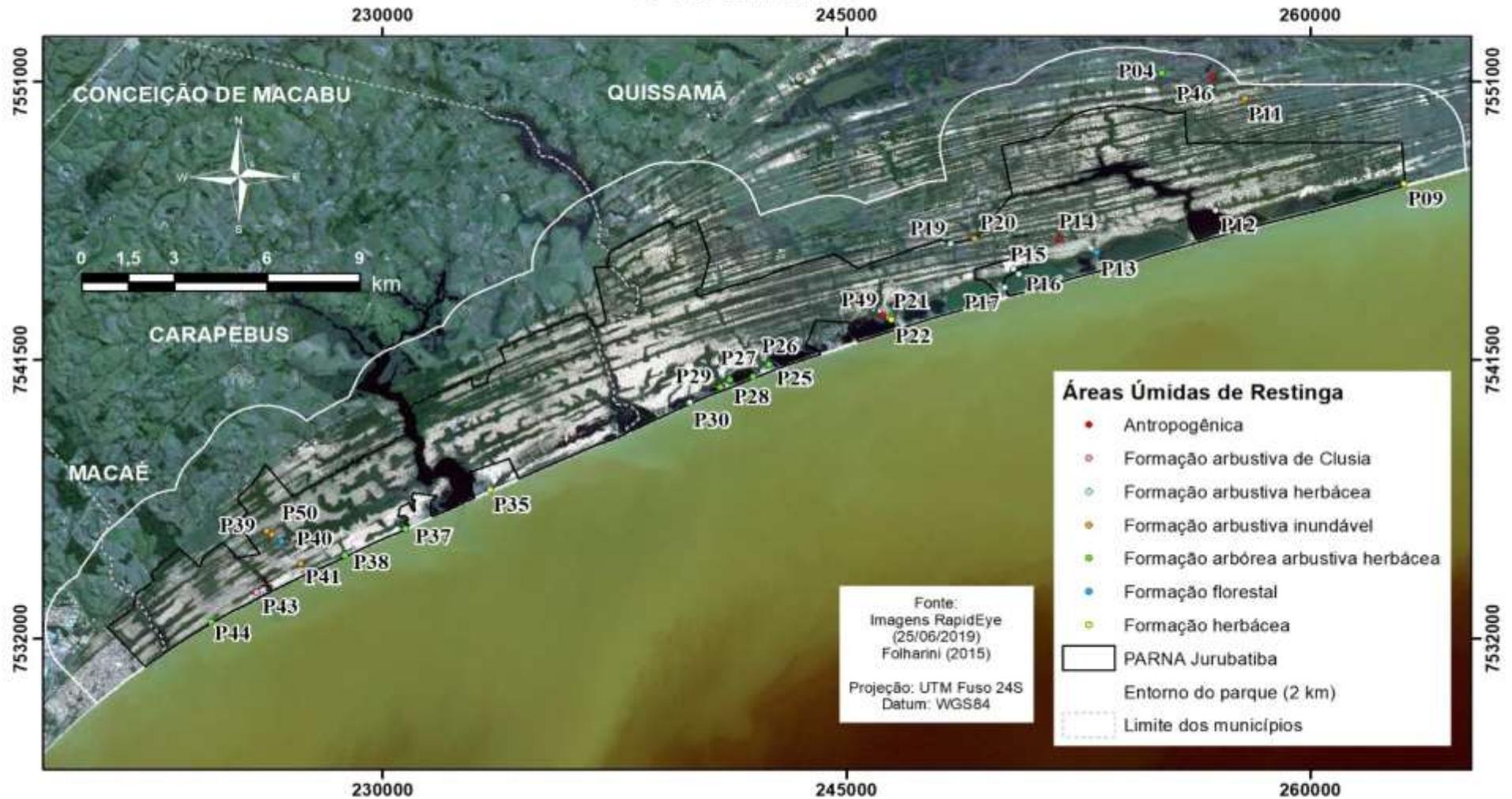
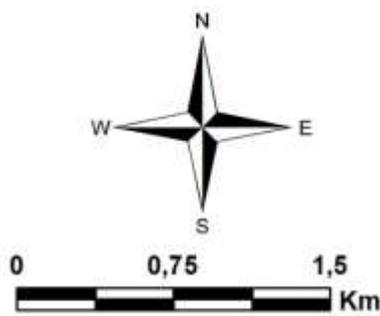
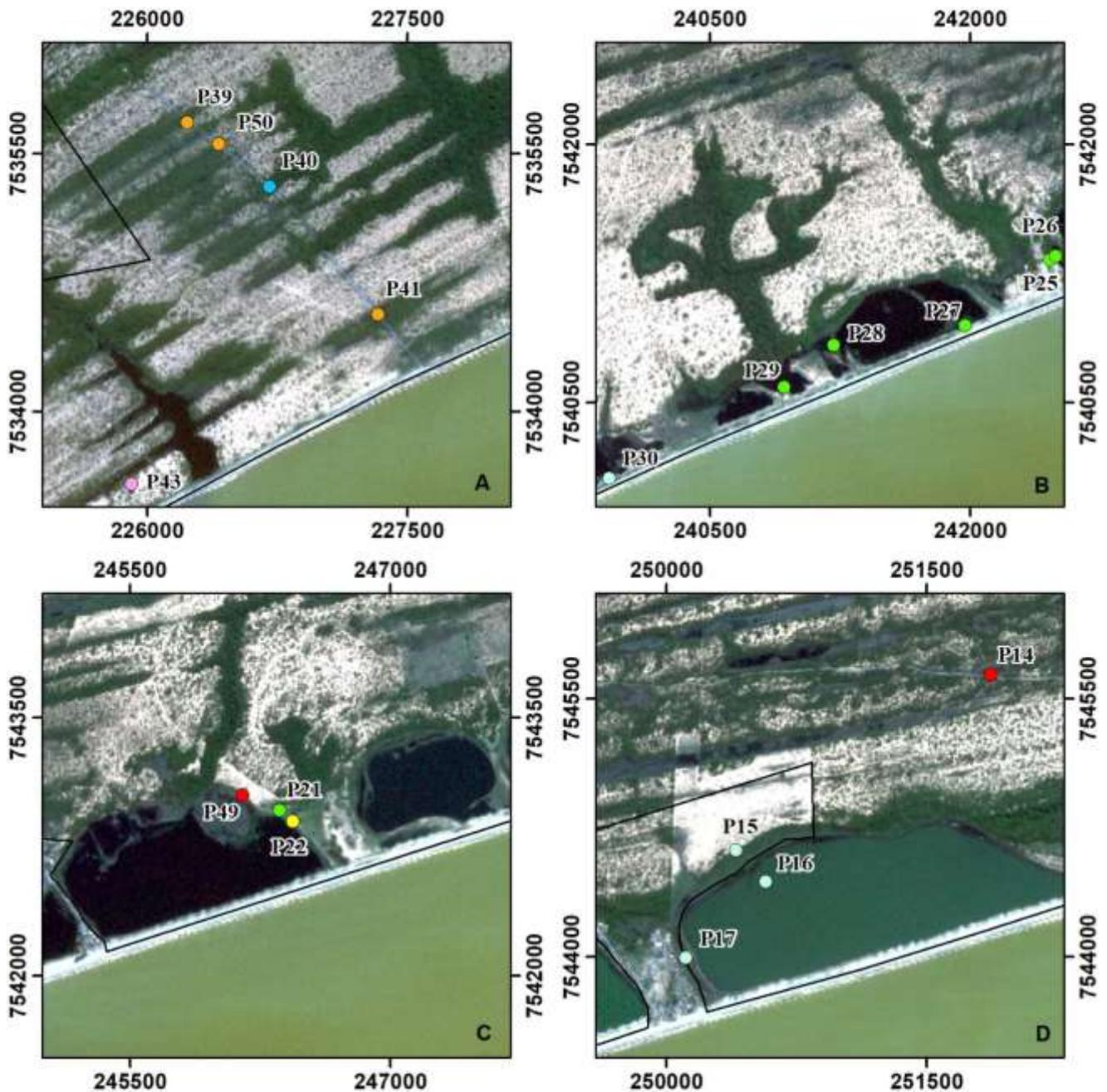


Figura 12 Carta-imagem das 30 áreas úmidas classificadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e no entorno.

Áreas Úmidas Classificadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e no entorno



Áreas Úmidas de Restinga

- Antropogênica
- Formação arbustiva de Clusia
- Formação arbustiva herbácea
- Formação arbustiva inundável
- Formação arbórea arbustiva herbácea
- Formação florestal
- Formação herbácea

□ PARNA Jurubatiba

Fonte:
Imagens RapidEye
(25/06/2019)
Folharini (2015)

Projeção: UTM Fuso 24S
Datum: WGS84

Figura 12 (Continuação)

Análises temporais e comparação de mapeamentos (USAF, RapidEye e outros estudos)

Ao realizar mapeamento na restinga, Caris (2008) relatou a dificuldade de aplicar algoritmos classificadores, pois em diversos momentos não foi possível distinguir completamente uma classe da outra, o que aumentou o esforço na edição final da imagem. Além disso, a verificação em campo foi árdua para que fosse definido o limite das formações vegetais com a maior acurácia possível. Assim, ela salienta que este limite, mesmo no campo, é muito impreciso por causa da ocorrência de gradientes.

Os pesquisadores explicam que devido à resolução espacial de 30 m das imagens e os limites entre as formações vegetais serem muito pequenos, o uso de imagens de alta resolução favoreceria uma melhor discriminação das classes (CARIS et al., 2009; CARIS et al., 2013). No mapeamento atual, utilizando imagens de 5 m de resolução, áreas de transição vegetais também foram complexas de classificar. Essa e outras discussões em relação aos mapeamentos realizados no PNRJ e seu entorno são apresentadas a seguir.

Vegetação natural

O PNRJ possui mais de 90 % de sua área em vegetação nativa e lagoas costeiras. Para comparar os diferentes mapeamentos, foi necessário agrupar algumas classes para discutir a dinâmica temporal, especialmente, para inserir os dados do mapa USAF. Este, por possuir limitações já comentadas, possui duas classes que representam diversas formações sem distingui-las, apenas observando sua densidade.

Vegetação densa

Para relacionar a classe **Vegetação densa** do mapa USAF aos outros mapeamentos, foi necessário agrupar algumas classes desses estudos. As classes que representavam as **formações florestal e arbustiva inundável** foram consideradas, além das **vegetações em terra úmida** (Quadro 9). Isso foi realizado, pois as características das feições da **vegetação densa e áreas úmidas** são semelhantes nas imagens USAF (pixels escuros).

Quadro 9 Classes dos mapeamentos utilizadas para análise da vegetação densa do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *Foi utilizado valor diferente do original, devido às datas das imagens.

Presente estudo - USAF	Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	Caris (2008) Cap. 2 Caris et al. (2013)	Presente estudo - RapidEye
Vegetação densa	Floresta de Terras baixas inicial Floresta de Terras baixas tardia Formações Florestais de Restinga	Formação Florestal	Vegetação arbórea
	Formações Arbóreo-Arbustivas Formações Arbustivo-Herbáceas	Formação de Ericaceae	Vegetação arbórea arbustiva
	Área Inundável* Área Inundável com Vegetação Vegetação em Terra úmida	Formação Herbácea Brejosa	Vegetação em área úmida

A classe **Área Inundável** (2347,6 ha) da figura 3.18 do Plano de Manejo (2007) foi modificada nessa análise, pois as imagens utilizadas (setembro/2005) apresentam período de estiagem, ou seja, uma significativa redução da **lâmina d'água** (classe **Lagoas**). O atual mapa de 2019 e o mapa de Caris et al. (2013) apresentam valores semelhantes (aproximadamente, 1340 ha), que podem ser considerados o valor máximo de área que a soma de **lâmina d'água** pode ocorrer. O expressivo valor da classe **Área Inundável** foi somado com a classe **Lagoas** (775,5 ha) e subtraído pela diferença desse valor máximo de **lâmina d'água**. O valor resultante foi de 1783,1 ha, que se utilizou para realizar essa análise, representando a classe **Área Inundável** do Plano de Manejo (2007).

Em relação ao valor superior da área de **Vegetação densa** da figura 3.18 do Plano de Manejo (2007) em comparação aos demais, pode ser justificado, pois esse mapa apresenta área total superior a 100 ha em comparação aos mapas elaborados nessa dissertação. E o valor mais alto apresentado por Caris et al. (2013) pode ser explicado ao observar a classe representada pela **formação arbustiva inundável** (“Ericaceae”), a qual possui valor elevado em comparação aos demais estudos. Ao observar seu mapa, essa classe foi delimitada de maneira homogênea, sem considerar as elevações das cristas arenosas que intercalam com essa formação vegetal.

Na elaboração do mapeamento USAF, pode ter ocorrido a diminuição da classe **Vegetação densa** e o aumento da classe **Água** e por causa das semelhanças nas feições. Ao comparar os valores de área de **lâmina d'água**, o atual mapa de 2019 e o mapa de Caris et al. (2013) apresentam valores semelhantes (aproximadamente, 1340 ha), que podem ser considerados o valor máximo de área que a soma de **lâmina d'água** pode

ocorrer. Isso pode também ser justificado, pois a classe **Vegetação densa** desse mapa USAF apresenta valor inferior ao agrupar as classes correspondentes dos outros mapas e do mapa de 2019. E o valor que ultrapassa na classe **Água** é semelhante ao valor que “falta” na **Vegetação densa**. Dessa forma, foi subtraído a área da classe **Água** pela área máxima de **lâmina d’água** e o resultado (389,06 ha) foi adicionado à classe **Vegetação densa** (Tabela 9).

*Tabela 9 Áreas de vegetação densa dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *Foi utilizado valor diferente do original, devido à limitação na classificação dessas imagens.*

Mapeamentos	Datas das imagens	Áreas de vegetação densa	
		ha	% do PNRJ
Presente estudo - USAF	1965/66	7047,14*	47,00
Caris (2008) Cap. 2/Caris et al. (2013)	Julho/2005	7453,35	49,71
Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	Setembro/2005	7295,98	48,66
Presente estudo - RapidEye	Abril e Junho/2019	7032,10	46,90

Apesar de Folharini (2015) apresentar os mapas com resolução satisfatória para análise visual, as áreas das classes dentro do PNRJ não são apresentadas. Já Conceição et al. (2016) apresentam mapas gerados com imagens do mesmo satélite (Landsat 5), nos mesmos anos (1996 e 2011), mas em período de inverno. Além disso, ambos estudos apresentam classes semelhantes de uso e ocupação da terra. Os mapas apresentados por Conceição et al. (2016) não apresentam boa resolução, impossibilitando a distinção visual entre as classes de **formações arbustivo-herbáceas** e **arbóreo-arbustivas**. Esta última apresenta valores muito superiores em comparação aos outros mapas e, por isso, não foi incluída na análise da **Vegetação densa**.

A partir da análise mais ampla da **Vegetação densa** para considerar os resultados do mapeamento USAF, só foi possível detalhar a comparação dos mapas na **Vegetação florestal**. As demais (formação arbustiva inundável e vegetação em área úmida) apresentam considerações muito distintas, as quais impossibilitaram essa análise. Ainda assim, as peculiaridades de cada classe em cada mapa já foram e serão discutidas nessa seção.

Formações florestais

No mapa com as imagens RapidEye de 2019, a vegetação **florestal** (classe **Vegetação arbórea**) apresenta 2286 ha (15,2 %) dentro do PNRJ. Na figura 3.18 Plano de Manejo (2007), essa vegetação apresenta valor maior, quase o dobro, em comparação aos demais estudos. Isso pode ser justificado através da maior presença entre as Lagoas Carapebus e Paulista e próximo ao balneário do Visgueiro em áreas mais baixas caracterizadas por **vegetação arbustiva inundável** (Tabela 10).

Tabela 10 Áreas de floresta dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Mapeamentos	Datas das imagens	Áreas de Floresta	
		ha	% do PNRJ
Conceição et al. 2016	Inverno/1996	1420	9,5
Caris (2008) Cap. 2/Caris et al. (2013)	Julho/2005	2343	15,7
Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	Setembro/2005	4184	28,0
Conceição et al. 2016	Inverno/2011	2250	15,1
Presente estudo - RapidEye	Abril e Junho/2019	2286	15,2

Caris (2008) ao comparar seus resultados com o estudo de Henriques et al. (1986), observou uma redução de quase 13 % da **formação florestal** na restinga de Carapebus. E pode ser confirmada através do estudo de Oliveira-Galvão (1991), que relatou a transformação de áreas **florestais** em **formação herbáceo-brejosa**. Houve acelerado processo de desmatamento na **formação florestal** próxima à lagoa Jurubatiba. Nas proximidades da lagoa Comprida, a **formação de Clusia** foi caracterizada por atividades antrópicas como pastagem, exploração de areia e coleta de lenha e carvão. Assim como a **graminóide** com pisoteio de gado. Próximo à lagoa Carapebus essas atividades também se fazem presentes (CARIS, 2008).

Oliveira-Galvão (1991) já destacara, assim como observado no estudo atual, que a área de **mata de restinga** apresenta uma classe espectral que envolve outra classe sob a forma de “aura” ao redor de seus limites, principalmente aqueles adjacentes à **formação arbustiva de Clusia**. Dessa forma, a autora considerou que, entre essas duas **formações arbóreas e arbustivas**, há uma estreita faixa de transição, que se mistura nos pixels por esse efeito de borda, gerando essa classe que envolve a **formação arbórea (florestal)**.

As **matas sobre cordão arenoso** são escassas no PNRJ, mas há um grande remanescente bem preservado às margens da lagoa Carapebus adjacente aos limites do PNRJ em propriedade particular. Caris (2008) relata a existência de pequenos fragmentos de **matas de restinga, matas sobre embasamento cristalino e matas sobre Tabuleiros** no entorno do PNRJ. E aponta a vulnerabilidade dos **fragmentos florestais** gerada a partir do isolamento por uma matriz caracterizada por atividades agropastoris. E para proteger essas áreas, a autora sugere mobilizar a comunidade local. Neste estudo, foi possível observar um aumento no fragmento florestal do Refúgio de Vida Silvestre Fazenda São Lázaro, UC em Carapebus criada em 2018, no entrono do PNRJ, na região entre as lagoas Jurubatiba e Comprida. As demais áreas antrópicas, que se encontram fora do PNRJ, se mantiveram ou foram ampliadas.

Folharini (2015) destaca a diminuição das florestas, analisando as imagens de 1996, 2001 e 2005, e uma tendência de aumento ao analisar imagens de 2005, 2011 e 2014 no PNRJ e em sua ZA. Semelhantemente, observou essa tendência também para as florestas de terras baixas, favorecendo assim maior conectividade entre o PNRJ e demais fragmentos.

Formação arbustiva inundável

A restinga apresenta um complexo mosaico vegetal (CARIS, 2008). Apesar deste ser descrito por Araujo et al. (1998) como 10 formações vegetais, algumas destas são por si só mosaicos. A **formação arbustiva aberta de Clusia** é composta por moitas intercaladas por areia, a **formação arbustiva inundável** (“aberta de Ericaceae”), além das moitas, também apresenta plantas herbáceas e pequenas arvoretas, as quais se misturam em relação ao espectro com a **formação florestal**. No mapa atual, a formação arbustiva inundável apresentou 18,3 % do PNRJ, equivalente a 2715,71 ha.

Caris (2008) e Caris et al. (2013), associaram 29 % do PNRJ a essa vegetação, destacando sua presença mais abundante entre a lagoa Paulista e o extremo nordeste do PNRJ, onde os cordões arenosos são mais estreitos. Esses dois estudos e Conceição et al. (2016) apresentam valores superiores nas classes referentes à **formação arbustiva inundável**. Em Conceição et al. (2016) isso pode ter causado diminuição nas classes referentes às **formações florestais e arbustivas de Clusia e Palmae**. E em Caris et al. (2013), o mapeamento gerou essa classe mais homogênea, sem diferenciar as cristas

arenosas que intercalam essa formação vegetal, o que pode ter aumentando a área dessa classe.

Oliveira-Galvão (1991) destacou que a **formação arbustiva inundável** (“Ericaceae”) apresenta-se tipicamente complexa, pois diferentes padrões e/ou classes espectrais foram associados como, por exemplo, a mistura entre essa formação e a **graminóide**. As **formações de Clusia e arbustiva inundável** (“Ericaceae”) observadas no entorno próximo ao limite do PNRJ, geralmente, em propriedades privadas, compõem pequenos remanescentes, os quais ocupavam uma área ainda mais extensa no passado. E ainda, são impactados pelo pastoreio, degradando principalmente o **estrato herbáceo** (CARIS, 2008).

As classes **formações arbóreo arbustivas** e **formações arbustivo herbáceas** da Figura 3.18 do Plano de Manejo (2007) representam predominantemente as áreas da **formação arbustiva inundável**, apesar da descrição do documento possuir divergências em relação a isso. A classe **vegetação em terra úmida** também pode ser considerada como sendo predominantemente formação arbustiva inundável.

A classe de **formações arbóreo-arbustivas** foi utilizada por Folharini (2015) para representar a vegetação em AU na transição do espelho d’água das lagoas para a floresta permanentemente alagada, e a **formação arbustiva inundável**. Nesse estudo, em 18 anos (1996-2014), as **formações arbóreo-arbustivas** tiveram o maior aumento de área no PNRJ e ZA, de aproximadamente um terço em comparação a 1996. Observou-se que essa expansão ocupou principalmente áreas classificadas em 1996 como **água, vegetação em área úmida e áreas antropizadas**.

Vegetação esparsa e areia

Para integrar os dados do mapa USAF das classes **Vegetação esparsa** e **Areia e Solo exposto** no PNRJ, as demais **vegetações (halófila-psamófila reptante, arbustiva densa de pós-praia, arbustiva de Palmae e Clusia)** foram analisadas simultaneamente com as classes **Areia** (Quadro 10). Isso ocorreu devido às diferenças de resolução espacial nas imagens utilizadas nos mapeamentos, o que impossibilitou essa distinção.

Quadro 10 Classes dos mapeamentos utilizadas para análise da vegetação esparsa e solo exposto do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Presente estudo - USAF	Caris (2008) Cap. 2 Caris et al. (2013)	Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	Conceição et al. (2016)	Presente estudo - RapidEye
Areia e solo exposto	Área Urbana Rarefeita Solo exposto	Loteamento Terramares Areia/Praia	Solo exposto/ áreas antropizadas Areia	Areia
Vegetação esparsa	Arbustivo-herbácea Formação de Clusia	Arbustivo-Herbáceas Esparsas Arbustivo-Herbáceas (moitas menores) Herbáceas Esparsas	Formações arbustivo-herbáceas	Arbustiva herbácea Herbácea densa Herbácea esparsa

Os mapas gerados nessa dissertação e no Plano de Manejo (2007) apresentaram no PNRJ porcentagem semelhante (43%) de **Vegetação esparsa e areia** em comparação aos demais (Tabela 11). Isso pode significar que as áreas ocupadas por essas classes se mantiveram estáveis, porém não é possível inferir se houve aumento ou diminuição da vegetação na matriz arenosa.

As classes referentes às **formações arbustivas de Clusia e Palmae** nos estudos de Caris et al. (2013) e Conceição et al. (2016) apresentam valores inferiores em relação aos demais estudos, o que resultou em valores menores ao comparar as áreas de **areia e vegetação esparsa**. Isso pode ser justificado, como dito anteriormente, pelos valores superiores nas classes referentes à **formação arbustiva inundável** em ambos os estudos. Em Conceição et al. (2016), os autores classificaram algumas áreas de **formações arbustivas de Clusia e Palmae** mais esparsas em **areia**, o que elevou a área dessa classe, porém continuou inferior aos demais estudos.

Tabela 11 Áreas de vegetação esparsa e areia dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Mapeamentos	Datas das imagens	Áreas de areia e vegetação esparsa	
		ha	% do PNRJ
Presente estudo - USAF	1965/66	6438	43,4
Conceição et al. 2016	Inverno/1996	4970	33,3
Caris (2008) Cap. 2/Caris et al. (2013)	Julho/2005	5100	34,2
Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	Setembro/2005	6419	43,0
Conceição et al. 2016	Inverno/2011	4410	29,6
Presente estudo - RapidEye	Abril e Junho/2019	6439	43,4

Devido à baixa resolução dos mapas disponíveis em Conceição et al. (2016), não foi possível interpretar a diminuição de aproximadamente 500 ha dessas áreas. Ainda assim, ao comparar os anos de 1996 e 2011, os autores observaram um aumento de cerca de 200 ha na classe **Areia** e uma redução de 800 ha, aproximadamente, da classe de **Formações arbustivo-herbáceas**. Essa tendência de diminuição também foi observada por Folharini (2015), porém essa perda seria ainda maior sem a criação do PNRJ ao destacar sua desaceleração nas imagens de 2005.

A classe **Areia/Praia** da figura 3.18 do Plano de Manejo (2007) apresenta uma faixa contínua e homogênea, o que pode ter elevado a área dessa classe. No mapeamento atual de 2019, foi possível distinguir áreas de **areia** e de **vegetação** adjacente na praia e no interior do PNRJ. Para que haja uma análise mais detalhada das formações arbustivas de *Clusia* e *Palmae*, e da *Areia/solo exposto*, é necessário a realização de mapeamentos utilizando imagens de resolução espacial menores que 1 m.

Formações arbustiva-herbáceas (esparsas e densas)

No mapa gerado através das imagens RapidEye de 2019, essas formações foram divididas em três classes: Vegetação arbustiva herbácea (**moitas maiores de *Clusia* e *Palmae***), vegetação herbácea densa e esparsa (**halófila-psamófila reptante, arbustiva densa de pós-praia e moitas menores de *Clusia* e *Palmae***). Essas classes representam 42 % do PNRJ (6197,84 ha).

As **formações praias gramínoide, pós-praia** (tipicamente **herbáceas**), **mata paludosa** e **mata seca**, apresentadas por Henriques et al. (1986) não foram possíveis de

serem detectadas no estudo de Oliveira-Galvão (1991), devido principalmente às suas dimensões lineares inferiores. As formações **praial graminoíde, pós-praia** também podem ser justificadas devido às reduzidas extensões transversais (aproximadamente 10 m) e justapostas às praias arenosas ao longo de cordões arenosos. Por isso, os pixels das imagens do sensor TM se apresentam de maneira semelhante às áreas de solo exposto, o que poderia ser resolvido com imagens de melhor resolução espacial.

A **formação arbustivo-herbácea** (halófila-psamófila reptante e arbustiva densa de pós praia) é observada adjacente às praias com pequenos remanescentes ameaçados pela construção de residências, pastagem ou trânsito de veículos sobre o cômodo da praia Caris (2008). Caris et al. (2013) encontrou nos arredores do PNRJ pequenos remanescentes dessa formação ao longo da costa, ainda não destruídos pela construção de casas, pastagens ou trânsito de veículos. Ao classificar imagens de alta resolução (1 m) em um trecho do PNRJ e, devido à maior resolução do sensor, foi possível diferenciar a **formação halófila-psamófila reptante** e a **formação arbustiva fechada de pós-praia** (CARIS, 2008). No mapeamento atual (5 m), essas formações foram classificadas junto com as formações de *Clusia* e *Palmae*. Isso pode ser explicado, pois nessa resolução, as imagens ainda apresentam pixels misturados com a areia nua adjacente, ocasionando confusão com outras classes.

A formação arbustiva de moitas de Henriques et al. (1986) foi distinguida em **Clusia escura** e **Clusia clara** baseadas principalmente nos diferentes graus de antropização por Oliveira-Galvão (1991) na área entre as lagoas Jurubatiba e Carapebus. A **Clusia clara** é intercalada por areia branca com alguma cobertura herbácea e ação antrópica muito desenvolvida. Quando mais extensas, essas áreas foram identificadas no mapeamento atual através da classe **vegetação herbácea densa** (formação arbustiva de *Clusia* e *Palmae* em moitas menores) e **solo exposto**. E em pequenas áreas, houve regeneração da vegetação como nas proximidades dos braços das lagoas Jurubatiba, Comprida e Carapebus, impossibilitando a diferenciação entre áreas preservadas e impactadas. Ainda assim, Nunes (2004) observou que as moitas se mantêm estáveis em sua cobertura ou apresentam pouca tendência ao aumento de área ao analisar imagens de satélite de restingas do Rio de Janeiro entre 1976 e 2000.

As moitas de *Clusia* e *Palmae* foram classificadas na Fig. 3.18 do Plano de Manejo (2007) como **formações arbustivo herbáceas esparsas, formações arbustivo**

herbáceas (moitas menores) e **areia**. Esta última reduziu ligeiramente, devido à expansão da **vegetação arbóreo-arbustiva** e **arbustivo-herbácea densa (moitas menores)**, principalmente na área interna do PNRJ. O mapa demonstrou uma expansão da vegetação de restinga e redução de solo exposto (FOLHARINI, 2015). No entanto, também foi observado pouca alteração na **vegetação arbustivo-herbácea**, porém houve redução de moitas maiores e aumento das moitas menores. Essa redução está relacionada com os impactos gerados antes da criação da UC, a qual se manteve até 2005, quando essa vegetação aumenta sua extensão. No mapeamento de Caris (2008) as **moitas de Clusia** maiores que 9 m² foram individualizadas ao classificar imagens de alta resolução (1 m).

A classe **loteamento Terramares** descrita na Figura 3.18 do Plano de Manejo (2007) pode ser considerada como **formações arbustivo herbáceas esparsas** e **formações arbustivo herbáceas (moitas menores)**, devido à classificação das áreas adjacentes. A classe **areia/praias** compreende, como o próprio nome já diz, somente a faixa de praia. Outros locais com areia nua foram classificados como **formações arbustivo herbáceas esparsas**.

Caris (2008) e Caris et al. (2013) encontraram a **formação aberta arbustiva de Clusia** como a classe mais expressiva (32 %) na área do PNRJ que incluiu também a formação aberta de Palmae, devido à resolução espacial do sensor de 30 m. Em maior resolução espacial, é possível distinguir os tamanhos das moitas e a presença de areia nua e com vegetação rasteira.

Corpos d'água

Ao comparar os valores de área de **lâmina d'água**, o atual mapa de 2019 e o mapa de Caris et al. (2013) apresentam valores semelhantes (aproximadamente, 1340 ha), que podem ser considerados o valor máximo de área que a soma de **lâmina d'água** pode ocorrer atualmente (Tabela 12). Na elaboração do mapa USAF, pode ter ocorrido a extrapolação da classe **Água** e a diminuição da classe **Vegetação densa** por causa dessas semelhanças nas feições. Isso pode também ser justificado, pois a classe **Vegetação densa** desse mapa USAF apresenta valor inferior ao comprar o agrupamento as classes correspondentes dos outros mapas, inclusive do mapa de 2019. E o valor que ultrapassa na classe **Água** é semelhante ao valor que “falta” na **Vegetação densa**.

Tabela 12 Áreas de corpos d'água dos mapeamentos realizados no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Mapeamentos	Datas das imagens	Áreas de corpos d'água	
		ha	% do PNRJ
Presente estudo - USAF	1965/66	1729	11,7
Conceição et al. 2016	Inverno/1996	920	6,1
Caris (2008) Cap. 2/Caris et al. (2013)	Julho/2005	1345	9,0
Plano de Manejo (2007) Fig. 3.18	Setembro/2005	776	5,2
Conceição et al. 2016	Inverno/2011	990	6,6
Presente estudo - RapidEye	Abril e Junho/2019	1337	9,0

Na comparação entre as duas imagens (1996 e 2002) de Cruz et al. (2003), as alterações mais expressivas estavam relacionadas ao secamento ou redução do **espelho d'água** das lagoas costeiras. A redução do lençol freático e alterações climáticas são indicados como maiores responsáveis desse processo. Estas lagoas apresentavam ainda maior volume quando se observa a base cartográfica de 1966 e evidencia modificações no sistema de drenagem, como o assoreamento do canal Macaé-Campos, retificação de canais e aterramento de áreas.

Caris (2008) ao comparar seus dois mapeamentos com o estudo de Cruz et al. (2003), destaca a importância do período do regime pluviométrico para analisar o espelho d'água, o que pode causar interpretações distintas sobre as condições hídricas desses ambientes. Além disso, a abrangência da **formação herbáceo-brejosa** também pode ser influenciada por esse fator.

Os ciclos anuais de chuva, a oscilação de períodos de anos chuvosos e mais secos, e a abertura natural ou artificial das barras das lagoas do PNRJ são condições que alteram o processo de inundação das florestas pantanosas. Kurtz (2009) cita um exemplo entre 2005 e 2006, quando a ocorrência de chuvas intensas e a não abertura da barra da lagoa Preta submeteu uma área adjacente a uma inundação excepcionalmente alta e de longa duração entre 2005 e 2006, o que ocasionou a morte de árvores.

Nas imagens utilizadas no mapeamento de 1965 e 1966, assim como em Oliveira-Galvão (1991), ao sul do entorno do PNRJ, poucas alterações antrópicas podem ser observadas. Nessa época, é possível ver diversas AU (aprox. 5 lagoas costeiras, por exemplo) no local, que foram aterradas pela ocupação urbana. Atualmente, a área concentra o Polo Industrial de Cabiúnas e bairros Lagomar, Engenho da Praia e São José

do Barreto. E as AU adjacentes ao balneário de João Francisco (lagoas Garças e Pires/Maria Menina) e de Carapebus sofreram redução expressiva, possivelmente, devido à presença urbana que impede que haja alagamentos na área através de aterramentos e construções de canais de drenagem.

No sistema de drenagem da região, destacam que as principais alterações observadas foram nitidamente visíveis, através da retilinização e desvio de canais, e assoreamento de lagoas costeiras, alterações na linha de costa, impactos na vegetação, expansão da área de cultivo de cana-de-açúcar e aumento da área urbana. As ações antrópicas na área de estudo foram responsáveis por abrir canais artificiais, utilizados para escoar a água de propriedades, reduzindo áreas alagadas. A maior presença de canais de drenagem está relacionada às áreas entre cordões, onde estão localizadas a maioria das lagoas pequenas, predominantemente paralelas à praia (CRUZ et al., 2003). Nessas áreas, Folharini et al. (2020) observaram, em trabalho de campo, a presença de bovinos pastando nas áreas de brejo formados pela diminuição da lâmina d'água.

Na área externa ao PNRJ ao norte do farol de Quissamã, é possível observar intensa supressão da vegetação ao analisar o mapeamento através de imagens USAF de 1965/66, porém havia grandes extensões de lâmina d'água nas lagoas adjacentes à praia e nos alagados ali presente. É possível encontrar também pequenos reservatórios em propriedades rurais no entorno. Devido à geomorfologia da região, diversas áreas inundáveis apresentam **vegetação herbáceo-brejosa** (CARIS, 2008). As AU do entorno apresentam em sua área de proteção permanente remanescentes de vegetação nativa degradados ou ausentes, dominados principalmente por pastagem.

Areia

Nos dois mapas elaborados nessa dissertação, foi distinguida a classe Areia. No mapa USAF, essa classe abrangeu as áreas onde havia maior concentração de areia e solo expostos. Assim também, no mapa RapidEye, essas áreas foram classificadas, mas com melhor resolução radiométrica das imagens, permitindo a observação de moitas pequenas envoltas por areia nua. O mapa USAF apresentou 2328 ha (16 % do PNRJ) e o RapidEye resultou em 241 ha (1,6 % do PNRJ). Ao comparar as diferenças na classe Areia nos dois mapas no PNRJ e no entorno, é possível observar que, mesmo em proporções diferentes, no mapa USAF essa classe compreendia 73 % dentro do PNRJ e 27 % no entorno. Já no

mapa RapidEye, 39 % se encontra no PNRJ e 61 % no entorno. Isso pode estar relacionado com a maior proteção dentro do PNRJ e maior antropização no entorno.

A Figura 3.18 do Plano de Manejo (2007) apresenta a classe Areia como sendo uma faixa contínua de praia (414 ha) no PNRJ. Caris (2008) não representa a classe Areia nos mapas com imagens Landsat 5 (30 m) do PNRJ e entorno (10 km), e IKONOS II (1 m) de um trecho do PNRJ (Restinga de Carapebus). Mesmo que, neste último, distinguisse moitas a partir de 9 m². Folharini (2015) observou aumentos (máximo de 2444 ha em 2011) e diminuições (mínimo de 1741 ha em 2014) na classe Areia no PNRJ e na ZA em sua análise de imagens de 1996 a 2014. Conceição et al. (2016), assim como Folharini (2015), consideraram classe Areia as áreas com presença de areia nua e vegetação arbustiva de *Clusia* e *Palmae* em moitas esparsas. Sendo que Conceição et al. (2016) abrangeram ainda mais áreas com essa classe (1810 e 2040 ha em 1996 e 2011, respectivamente) somente dentro do PNRJ, equivalente a área encontrada por Folharini (2015) para o PNRJ e ZA. Folharini (2015) observou também aumento ao comparar esses dois anos, mas houve diminuição em 2014.

Atividades antropogênicas

As atividades antropogênicas na área de estudo foram classificadas de maneiras distintas nos mapeamentos analisados. Nessa dissertação, no mapeamento USAF, as distinções entre **vegetação natural** e **campo agropastoril**, e **areia exposta** e **área urbana** só seriam possíveis através da classificação manual. E no mapeamento RapidEye, as áreas com feições semelhantes a classe **Areia** no entorno do PNRJ, foram consideradas como **área urbana** ou **solo exposto** (373,11 ha). Apenas 19 ha de **campo agropastoril** foi classificado dentro do PNRJ, devido à presença dessa atividade adjacente aos limites da UC. Já no entorno, esses **campos** compreendem 27,7 % do entorno (3611,84 ha). Através da classificação das imagens RapidEye, houve dificuldade de distinguir áreas antropizadas que estão sendo utilizadas por agropecuários e aquelas que não são mais utilizadas, após a criação do PNRJ.

Além do mapeamento realizado nessa dissertação, apenas dois estudos apresentaram a quantificação das áreas de atividades antrópicas. Apesar de Conceição et al. (2016) apresentar os valores das áreas das classes, eles não classificaram essas atividades dentro no PNRJ. Na figura 3.18 do Plano de Manejo (2007), a classe **Área**

agrícola (34,57 ha) é representada em pequenas áreas próximo aos limites do PNRJ. Caris et al. (2013) diferencia as ações antrópicas em 4 classes: **Agricultura** (10,45 ha), **Agropecuária** (571,83 ha), **Área Urbana Rarefeita** (0,78 ha) e **Solo exposto** (7,74 ha). Entre essas classes, a **Agropecuária** é a mais expressiva dentro do PNRJ entre o balneário de João Francisco e a lagoa Preta. Nesse mapeamento, houve maior detalhamento de áreas antropizadas nesse trecho do PNRJ. Apesar desse mapeamento, assim como Jamel (2004) e Folharini (2015), diferenciarem essas áreas em relação ao seu uso (pastagem ou agricultura) e a consolidação da área urbana, esses estudos não detalham o método realizado.

Ações antrópicas (atividades agrícolas, desmatamentos, queimadas e pastoreio) foram observadas em todas as formações vegetais na área entre as lagoas Jurubatiba e Carapebus. As áreas de cultivo agrícola de diferentes padrões de tonalidade e heterogeneidade de feições espectrais presente na cena podem interferir na obtenção de boa performance e resultado do classificador (OLIVEIRA-GALVÃO, 1991). Em relação à área de entorno, Cruz et al. (2003) observaram um crescimento no plantio de cana-de-açúcar e de pastagem. E essa expansão ocorreu em direção ao PNRJ. Além das áreas urbanas de baixa intensidade, originárias de grandes loteamentos, que se encontram nas imediações do limite da UC. Ainda que as áreas urbanas possuam baixas edificações e pequena concentração populacional, elas causam pressão nos limites do PNRJ. Como, por exemplo, o loteamento Lagomar em Macaé, que existe desde a décadas de 70 e manteve sua extensão, devido à criação do PNRJ (CARIS, 2008).

Através dos trabalhos de campo realizados, Cruz et al. (2003) mostraram que o crescimento urbano de locais afastados dos próprios centros urbanos foi desordenado e intenso. A expansão urbana no município de Macaé e dos “bolsões” (pequenas áreas recortadas de ocupação consolidada) adjacentes ao PNRJ e o aumento do plantio de cana-de-açúcar foram os fatores que fragilizam a preservação desta UC (CRUZ et al., 2003). Áreas já utilizadas para fins agrícolas na década de 60 foram ampliadas na área do entorno. É possível observar que nessa época, através das imagens USAF, as áreas possuíam recortes menores, entretanto, essas áreas são maiores atualmente, o que pode indicar um aumento da concentração de terras e redução do número de proprietários.

Caris (2008) destacou a importância da recuperação ou regularização fundiária das áreas antropizadas, as quais representavam cerca de 5 % do PNRJ. E que as outras

áreas apresentavam bom estado de conservação com mais de 90 % da área representada pela vegetação nativa e pelos corpos d'água. Esse sistema hídrico superficial e subterrâneo da região drena para dentro do PNRJ, o que pode acarretar contaminação e impacto por atividades petrolíferas, adubos químicos, defensivos e esgoto doméstico nessa UC (CARIS, 2008).

Caris (2008) comparou os mapeamentos aplicados para restinga de Carapebus em escalas de 1:50.000 e 1:10.000. Foram necessárias junções de classes para realizar a análise comparativa, devido à diferença de resolução, como por exemplo a impossibilidade de observar **áreas degradadas** no mapa de 1:50.000. Nessas áreas, é possível distinguir a plantação de coco no mapa dentro da classe **agricultura** de 1:10.000. No mapa atual em escala de 1:25.000, essa distinção entre áreas naturais e degradadas só foi possível, devido ao auxílio das imagens Google Earth.

Na faixa do entorno (10 km), que abrange áreas dos municípios de Macaé, Carapebus, Quissamã, Conceição de Macabu e Campos dos Goytacazes, Caris et al. (2013) observaram que a classe **agropecuária** foi a mais expressiva (36 %), seguida da **agricultura** (15 %) e **pastagem** (20 %), ou seja 71 % do uso e ocupação da terra. Nesses locais foi observada plantação de cana-de-açúcar, podendo haver outras culturas como coco e pastoreio, dependendo do interesse do agropecuário. No limite norte do PNRJ, os campos de pastagens ocorreram até a linha da costa. A intensa antropização gera uma extensa fragmentação do entorno, assim o isolamento desta área protegida pode acarretar perda da diversidade genética a longo prazo (CARIS, 2008; CARIS et al., 2013).

As classes **água**, **areia** e **áreas antropizadas**, na análise de Folharini (2015), não apresentaram significativa variação em comparação aos anos de 1996 e 2014, porém as **áreas antropizadas** apresentaram valor mínimo de 56,73 km² em 1996 e valor máximo de 160,12 km² em 2001. Ou seja, triplicou seu valor entre esses dois anos e oscilou até apresentar 69,44 km² em 2014 (FOLHARINI, 2015). As classes **pastagem** e **área agrícola** reduziram significativamente. A classe **pastagem** foi modificada, predominantemente, em **áreas antropizadas**, **vegetação em área úmida** e **formações arbóreo-arbustivas**. A classe **área agrícola** se tornou em alguns locais **área antropizada** e **vegetação em área úmida** (FOLHARINI, 2015). Segundo FEEMA (1989 *apud* FOLHARINI, 2015) o norte do estado do Rio de Janeiro já possuía extensas

pastagens e plantações nos séculos XVIII e XIX, as quais interromperam suas atividades agropecuárias após a criação do PNRJ.

Caris et al. (2013) observaram que as **áreas urbanas** não possuem construções verticais intensas ou grandes populações, exceto por um conjunto habitacional que faz fronteira com o limite sudoeste do PNRJ (bairro Lagomar). Outras áreas urbanas adjacentes ao PNRJ e próximas à praia são as casas de praia de Carapebus (município de Carapebus), João Francisco e Visgueiro (município de Quissamã) que correspondem à **área urbana rarefeita** e seu impacto no PNRJ é sentido principalmente nos fins de semana, feriados e férias. Ao observar as imagens do Google Earth, é possível observar que houve intensificação da antropização na área próxima ao balneário do Visgueiro e de Carapebus entre os anos de 2012 e 2020.

Nesses balneários, há comunidades de pescadores tradicionais que se estabeleceram anteriormente à criação da UC. Essa população exerce atividades de pesca nas lagoas costeiras, principalmente a lagoa de Carapebus. Assim, para conservar esse ecossistema e, concomitantemente, garantir o recurso pesqueiro, houve um acordo de compromisso entre o ICMBio e a população (SANTOS, 2008).

Através dos mapeamentos realizados nessa dissertação, a classe de **solo descoberto** foi encontrada na área circundante ao PNRJ. No mapa USAF, essa classe se apresenta sem concentração específica. Kurtz (2009) analisou três levantamentos aerofotogramétricos que confirmaram os dados de campo e indicaram que algumas áreas de estudo estavam parcialmente ou quase completamente desmatadas em 1964/1966 (dados não apresentados). No mapa RapidEye, essas áreas apresentaram concentrações nas áreas particulares próximo a praia e ao sul no bairro Lagomar e no polo industrial de Cabiúnas.

O mapeamento, segundo Folharini (2015), demonstrou uma expansão da vegetação de restinga e redução de solo exposto dentro do PNRJ. Mesmo com esse resultado, o autor destaca a pressão do crescimento populacional da região. Ele destaca a maior pressão do avanço da ocupação humana, localizada no limite do PNRJ em Macaé, no bairro Lagomar. A grande quantidade de gado, o avanço da ocupação urbana e agrícola são características dos municípios de Carapebus, Quissamã e Macaé, e devido a isso, a criação do PNRJ foi importante para preservar as características naturais da área. Como

uma solução, ele sugere a realização de mapeamentos com imagens de maior resolução espacial e temporal para auxiliar na gestão territorial (FOLHARINI, 2015).

Na ZA, Folharini (2015) destaca que grandes áreas de pastagens e solo exposto podem acelerar processos erosivos, devido à ausência de cobertura vegetal natural. Essa antropização intensa da bacia de drenagem da planície litorânea nos últimos 300 anos, como por exemplo plantações de coco e pastagem próximas ao limite do PNRJ, aumenta a deposição de sedimentos (assoreamento) nas lagoas costeiras. Dessa forma, é necessário realizar monitoramentos constantes na ZA para minimizar os impactos ambientais que possam ocorrer a jusante, na área protegida, através de imagens de satélites, analisando as modificações de uso da terra ao longo do tempo. O autor propõe a continuação desse monitoramento para prevenir conflitos de interesses da UC (FOLHARINI, 2015; FOLHARINI et al., 2020).

Após a criação do PNRJ, o crescimento do bairro Lagomar, em Macaé, em direção à área do PNRJ foi impedido, possibilitando a preservação da restinga. Esse bairro está inserido adjacente ao canal Campos-Macaé e seu tratamento de esgoto era inexistente até 2016, quando a estação de tratamento do Lagomar entrou em operação (MONTEIRO, 2016). De acordo com estudo realizado por Cordeiro et al. (2011) foi observado que parte dos dejetos lançados no canal pode atingir a Lagoa Jurubatiba, dentro PNRJ. Entretanto, ainda há flagrantes de lançamento de esgoto *in natura* na praia do Lagomar (FONTES, 2019).

Infelizmente, ocorrem eventos ilegais dentro do PNRJ. Jamel (2004) observou a vegetação ainda bem conservada, porém pressionada pelas atividades agropecuárias e pelo acesso sem controle nas proximidades da lagoa Preta. Atualmente, aconteceu um churrasco de jipeiros com barracas de acampamento às margens das lagoas costeiras. Esses carros trafegam sobre a vegetação frágil da restinga e se arriscam, atravessando esses corpos d'água e causando danos a fauna e flora (MARINHO; BOUCKHORNY, 2020).

A expressiva pressão antrópica sob a Restinga de Carapebus foi alertada por Oliveira-Galvão (1991), pois ameaça o equilíbrio ecológico deste ambiente sensível. Inclusive, a autora apontou que as **formações florestais** se encontravam sob forte ação antrópica e que poderia ser extinta, caso não houvesse providências. Dessa forma, o monitoramento dos impactos e do comportamento dos recursos naturais apresenta-se de

fundamental importância para o controle e avaliação da degradação da área, e os produtos de sensores remotos que operam em nível orbital apresentam considerável potencialidade no auxílio destes estudos.

A importância da criação de uma UC que abrangesse a Restinga de Carapebus foi considerada por Oliveira-Galvão (1991), pois esta restinga estava entre os remanescentes deste ecossistema ainda não totalmente descaracterizados na costa sudeste do Brasil. Desde o ano de 1984, a comunidade ambientalista propôs a criação na área de uma UC. Porém esta proposição só foi alcançada 10 anos depois. Em decorrência disso, as atividades antrópicas (por exemplo, coleta de lenha, produção de carvão, atividades de pastoreio e ampliação da fronteira agrícola) continuaram se desenvolvendo na área, promovendo a sua acelerada degradação. Além disso, a autora chamou atenção para a utilização de agrotóxicos nos cultivos de cana, que se localizavam a montante da área, e o despejo de resíduos dos canaviais nas lagoas da restinga. Outras ameaças citadas foram os interesses econômicos em relação aos empreendimentos imobiliários. Assim, a potencialidade das atividades antrópicas associada à complexidade e fragilidade inerentes às restingas era necessária a adoção imediata de ações urgentes no sentido de controlar e combater a exploração dos recursos naturais deste ecossistema. Para isso, seria necessário empenho da comunidade ambientalista, a consciência nacional e o interesse político para a preservação da restinga.

Uma política de maior investimento referente a um monitoramento ambiental permanente para a região já havia sido mencionada como necessária a fim de embasar de maneira consolidada argumentos importantes em tomadas de decisão com relação ao ecossistema da restinga (CRUZ et al., 2003). Através da análise geocológica do PNRJ, Folharini et al. (2020) considerou o potencial do relevo em redistribuir matéria e energia para locais com cotas mais baixas para que os gestores da UC avaliem as modificações ocorridas na área indicada como ZA. Estas podem alterar a estabilidade natural do ambiente interno do PNRJ, já que sua criação foi baseada na conservação do ecossistema restinga e do sistema lagunar. Este último sendo ameaçado pela ausência de cobertura vegetal densa na área indicada como ZA, que potencializa os processos erosivos e, logo, a deposição desses sedimentos na planície litorânea, onde se localizam as lagoas costeiras protegidas.

Os estudos anteriores aqui citados focaram principalmente na variação da vegetação de restinga e da dinâmica das áreas urbanas em trechos do PNRJ (restinga de Carapebus) ou em sua totalidade e entorno (ZA e faixa de 10 km). Já o estudo atual procura contribuir para atualizar o mapeamento e a análise temporal do PNRJ e entorno, existentes, atribuindo olhar mais detalhado às AU.

Alguns estudos não definem as classes com exatidão, não distinguem as áreas das classes mapeadas entre o PNRJ e o entorno, e não apresentam o mapa com boa resolução (DPI) para análise visual, podendo causar diferentes interpretações. Além disso, as cores dos mapas são semelhantes, tornando árdua a distinção entre as classes e as linhas dos limites do PNRJ e do entorno se sobrepõem às feições classificadas, impossibilitando a visualização.

A conversão, quando possível, da classificação estrutural da vegetação em classificação de comunidades foi sugerida por (JAMEL, 2004). Essas classes forneceriam uma perspectiva da distribuição espacial da biodiversidade da restinga. E que o mapeamento detalhado das comunidades vegetais possui importância na base de dados de monitoramento ambiental de AU e de corpos d'água. Além disso, o autor recomenda um esforço de pesquisadores botânicos e ecólogos vegetais em conjunto, assim como geoprocessamento, para gerar um mapa consensual detalhado da cobertura vegetal na área do PNRJ.

Conclusão

A classificação das AU subsidiada pelo mapa gerado por imagens RapidEye e dados *in situ* permitiu que esses ambientes fossem diferenciados em 17 macrohabitats, considerando a comunidade vegetal e as condições hídricas. A análise temporal da dinâmica de uso e ocupação da terra permitiu observar variações das classes mapeadas e discutir os impactos antrópicos da área de estudo. Além disso, essa análise demonstrou que o PARNA Jurubatiba foi e continua sendo importante para a preservação ambiental da restinga, contendo a expansão das áreas urbanas e agropecuárias.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao mapear as comunidades vegetais descritas no PNRJ e as áreas antropizadas associadas à UC e a seu entorno este trabalho permitiu quantificar e visualizar a distribuição de cada classe de uso e ocupação da terra. Esse mapeamento permitiu o

entendimento preliminar dos diferentes tipos de AU da área de estudo em relação às formações vegetais relacionadas. Com a utilização de fotografias em campo desses ambientes, a classificação pode ser detalhada, ainda que de forma preliminar, até o nível de macrohabitat, descrevendo informações sobre origem (natural ou antrópica) e vegetação local (plantas aquáticas e anfíbias). Através do processamento digital de fotografias aéreas da USAF da década de 60 e de imagens orbitais RapidEye de 2019, a área de estudo foi analisada e discutida até os anos recentes, juntamente com estudos anteriores de SR. As informações geradas por cada mapeamento foram consideradas e discutidas.

Considerando o uso e ocupação da terra do PNRJ, mais de 97 % de sua área apresenta lagoas costeiras e vegetação nativa. Contudo, são observadas áreas impactadas através de atividades agropecuárias e aberturas de acessos para veículos. Sendo importante destacar a necessidade de planejamento de estradas e ações de recuperação de áreas degradadas. As formações vegetais apresentam distribuição relacionada aos cordões arenosos (cristas e depressões), os quais possuem características ambientais distintas em sentido norte-sul, e leste-oeste. Devido às limitações do sensor do satélite RapidEye, não foram distinguidas todas as comunidades de plantas descritas, entretanto foram representadas ao serem reunidas em uma classe. A distribuição das duas formações mais abundantes (cerca de 18 % do PNRJ cada) apresenta preferências de colonização na área de estudo: a formação *Clusia* possui maior colonização no sentido sudoeste e a formação arbustiva inundável é mais abundante no sentido nordeste.

O entorno do PNRJ (faixa de 2 km) apresenta uma variedade de ações antrópicas em atividades agropastoris e áreas urbanas, representando 62 % da área. Ao considerar a geomorfologia da área de estudo, esses impactos geram riscos de assoreamento e contaminação dos corpos hídricos e incêndios na vegetação. A escassez de fragmentos vegetais no entorno requer manejo urgente, como a criação de UCs em Carapebus e Quissamã, para manter o fluxo gênico do PNRJ com outras áreas preservadas. Além disso, há necessidade constante de monitoramento do crescimento das áreas urbanas, a fim de evitar maiores danos na vegetação do entorno.

Este estudo foi importante para a discutir questões relacionadas ao processamento digital das imagens utilizadas. A tentativa de integrar o mapeamento das comunidades vegetais descritas para o PNRJ em diferentes resoluções e escalas espaciais requereu

esforços desde a edição na elaboração do mosaico das imagens, a classificação final com a representação das formações vegetais até a correspondência dos diferentes mapas e suas classes. A OBIA realizada no *software* eCognition possibilita uma infinidade de combinações de ferramentas para diferenciar feições nas imagens utilizadas. No atual estudo apenas uma pequena quantidade de opções foi aplicada, as quais apresentaram resultado satisfatório, considerando os valores das exatidões e do índice Kappa.

As fotografias aéreas (USAF), mesmo em imagens escala cinza, demonstraram as condições da vegetação e do uso da terra. A OBIA dessas imagens necessita de maiores intervenções do pesquisador para que haja maior detalhamento na classificação. Assim também como o processo de montagem do mosaico requer esforços para que as imagens não percam suas características espectrais, que já são limitadas, e se encaixem satisfatoriamente sem maiores distorções.

As imagens orbitais de alta resolução (RapidEye) permitiram uma observação geral do PNRJ e de seu entorno, distinguindo as comunidades vegetais e individualizando moitas de formação arbustiva aberta de *Clusia* a partir de 100 m². Em escala de 1:25.000, não foi possível diferenciar a vegetação arbustiva densa de pós praia e halófila-psamófila reptante das demais vegetações, assim como o mapeamento de pequenas moitas e separá-las em *Clusia* e *Palmae*. Outros desafios em relação às diferenciações podem ser considerados como a separação da formação arbustiva inundável em suas fitofisionomias (de *Humiria*, *Clusia*, *Bonnetia* e brejo herbáceo); a separação das florestas de restinga (permanente ou periodicamente inundada e em cordões arenosos) e de terras baixas; e a separação entre as diferentes formações de vegetações em AU ainda não conhecidas na restinga. A fim de superar esses desafios elencados, é sugerida a utilização de imagens multiespectrais de resolução espacial de 1 m ou maior (escala 1:10.000 ou maior).

Esse trabalho contribui para a ampliação do conhecimento sobre a distribuição e classificação das AU do PNRJ e de seu entorno. Foram classificados 30 ambientes rasos temporários, variando de água clara a escura e com diferentes níveis de salinidade. De acordo com suas características naturais e antrópicas, esses ambientes foram diferenciados em 17 macrohabitats distribuídos em subordens, classes e subclasses. A chave de classificação de AU proposta por Junk, Cunha e Piedade (2015) apresenta apenas 6 macrohabitats em 2 subsistemas, os quais serviram de base para o estudo atual.

No geral, a tendência de redução da cobertura de AU com o aumento da complexidade da paisagem, devido aos distúrbios humanos cria desafios contínuos para o delineamento preciso das AU. Estas são importantes ambientes que contribuem com os serviços globais dos ecossistemas e um melhor reconhecimento de seu valor deve ser demonstrado por meio de legislação mais rigorosa para a sua proteção. Em muitos locais, um inventário de AU pode não existir, tornando a identificação, avaliação e monitoramento um desafio.

Este estudo demonstrou uma abordagem para delinear e classificar AU em uma paisagem heterogênea, que pode fornecer informações iniciais para um melhor gerenciamento desses ecossistemas. O aspecto temporal dos sensores de satélite pode ser explorado, permitindo a detecção de alterações e a avaliação da saúde das AU ao longo do tempo. No entanto, o maior problema em questão é a contínua perda e degradação das AU em todo o mundo, que terão sérias consequências para o clima global, bem como a manutenção da biodiversidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. Fundamentos da Geomorfologia Costeira do Brasil Atlântico Inter e Subtropical. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, [S. l.], v. 1, n. 1, p. 27–43, 2000. Disponível em: <http://geodados.pg.utfpr.edu.br/busca/detalhe.php?id=18769>. Acesso em: 1 dez. 2017.

AIRES, F.; PAPA, F.; PRIGENT, C.; AIRES, F.; PAPA, F.; PRIGENT, C. A Long-Term, High-Resolution Wetland Dataset over the Amazon Basin, Downscaled from a Multiwavelength Retrieval Using SAR Data. **Journal of Hydrometeorology**, [S. l.], v. 14, n. 2, p. 594–607, 2013. DOI: 10.1175/JHM-D-12-093.1. Disponível em: <http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/JHM-D-12-093.1>. Acesso em: 1 dez. 2017.

ANTUNES, M. A. H.; DEBIASI, P.; SIQUEIRA, J. C. S. Avaliação espectral e geométrica das imagens Rapideye e seu potencial para o mapeamento e monitoramento agrícola e ambiental. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S. l.], v. 66, n. 1, p. 105–113, 2014. Disponível em: <http://www.rbc.lsie.unb.br/index.php/rbc/article/view/789>.

ARAUJO, D. S. D. Comunidades Vegetais. *In*: LARCERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.;

CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (org.). **RESTINGAS: origens, estrutura, processos**. Niteroi, RJ: CEUFF, 1984. p. 157–158.

ARAUJO, D. S. D.; HENRIQUES, R. P. B. Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In*: LARCERDA, L. D.; ARAÚJO, D. S. D.; CERQUEIRA, R.; TURCQ, B. (org.). **Restingas: origem, estrutura e processos**. 1. ed. Niteroi, RJ: CEUFF, 1984. p. 159–194.

ARAUJO, D. S. D.; SCARANO, F. R.; SÁ, C. F. C.; KURTZ, B. C.; ZALUAR, H. L. T.; MONTEZUMA, R. C. M.; OLIVEIRA, R. C. Comunidades vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *In*: ESTEVES, F. A. (org.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé**. Macaé, RJ: NUPEM, UFRJ, 1998. p. 37–62.

BAATZ, M.; HOFFMANN, C.; WILLHAUCK, G. Progressing from object-based to object-oriented image analysis. *In*: **Lecture Notes in Geoinformation and Cartography: Object-Based Image Analysis Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications**. Munich, Germany: Springer, 2008. p. 29–42.

BAATZ, M.; SCHÄPE, A. Multiresolution Segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. *In*: STROBL, J.; BLASCHKE, T.; GRIESBNER, G. (org.). **Angewandte Geographische Informations-Verarbeitung**. Wichmann Verlag, Karlsruhe, Germany: angewandte Geographische Informationsverarbeitung, 2000. p. 12–23.

BAKER, C.; LAWRENCE, R.; MONTAGNE, C.; PATTEN, D. Mapping wetlands and riparian areas using Landsat ETM+ imagery and decision-tree-based models. **Wetlands**, [S. l.], v. 26, n. 2, p. 465, 2006. DOI: 10.1672/0277-5212(2006)26[465:mwarau]2.0.co;2. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1672%2F0277-5212%282006%2926%5B465%3AMWARAU%5D2.0.CO%3B2>. Acesso em: 1 dez. 2017.

BARBOSA, Â. S. M. **DETERMINAÇÃO SEMIAUTOMÁTICA DE LIMIARES PARA CLASSIFICAÇÃO DE CONJUNTOS MULTITEMPORAIS DE IMAGENS DE SATÉLITE**. 2016. UNIVERSIDADE DE LISBOA, [S. l.], 2016.

BARBOSA, F. A. R.; SCARANO, F. R.; SABARÁ, M. G.; ESTEVES, F. A. Brazilian

LTER: Ecosystem and biodiversity information in support of decision-making. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 90, n. 1–3, p. 121–133, 2004. DOI: 10.1023/B:EMAS.0000003571.10570.02.

BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, [S. l.], v. 15, n. 4, p. 365–377, 2012. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.

BENZ, Ursula C.; HOFMANN, Peter; WILLHAUCK, Gregor; LINGENFELDER, Iris; HEYNEN, Markus. Multi-resolution, object-oriented fuzzy analysis of remote sensing data for GIS-ready information. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [S. l.], v. 58, n. 3–4, p. 239–258, 2004. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2003.10.002.

BENZAQUÉN, L.; BLANCO, D.; BÓ, R.; FIRPO LACOSTE, F.; KANDUS, P.; LINGUA, G.; MINOTTI, P.; QUINTANA, R. Avances sobre la propuesta metodologica para un sistema nacional de clasificacion e inventario de los humedales de la argentina. **Taller sobre Metodología para el Inventario Nacional de Humedales de la Argentina**, [S. l.], p. 1–26, 2009.

BLASCHKE, T.; LANG, S.; HAY, G. J. **Object Based Image Analysis**. Berlim, Germany: Springer, 2008.

BOLSTAD, P. **GIS Fundamentals: A First Text on Geographic Information Systems**. 5. ed. Minnesota: XanEdu, 2016. DOI: 10.1201/9781420087345-c27.

BOZELLI, R. L.; FARIAS, D. S.; LIMA, S. K. F.; LIRA, R. T. S.; NOVA, C. C.; SETUBAL, R. B.; SODRÉ, E. O. PEQUENAS ÁREAS ÚMIDAS: IMPORTÂNCIA PARA CONSERVAÇÃO E GESTÃO DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA. **Diversidade e Gestão**, [S. l.], v. 2, n. 2, p. 122–138, 2018. Disponível em: <https://itr.ufrjr.br/diversidadeegestao/edicao-atual/>.

BRIASSOULIS, H. **Analysis of Land Use Change: Theoretical and Modeling Approaches**. Lesvos, Greece: Web Book of Regional Science, 2019.

CARIS, E. A. P. **USO DE IMAGENS DE SATÉLITE DE MÉDIA E ALTA RESOLUÇÃO PARA CARACTERIZAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL E USO DO SOLO NO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA**. 2008. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, [S. l.], 2008.

CARIS, E. A. P.; KURTZ, B. C.; CRUZ, C. B. M.; SCARANO, F. R. As perspectivas de uso de imagens de alta resolução em estudos ecológicos – um estudo de caso para o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, [S. l.], p. 2637–2644, 2009.

CARIS, E. A. P.; KURTZ, B. C.; CRUZ, C. B. M.; SCARANO, F. R. Vegetation cover and land use of a protected coastal area and its surroundings, southeast Brazil. **Rodriguesia**, [S. l.], v. 64, n. 4, p. 747–755, 2013. DOI: 10.1590/S2175-78602013000400006.

CONCEIÇÃO, A. F.; FOLHARINI, S. O.; ANDRADE, R. G.; FURTADO, A. L. S. Dinâmica de uso e cobertura das terras no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e sua zona de amortecimento-RJ. **V SIGA Ciência (Simpósio Científico de Gestão Ambiental)**, [S. l.], 2016.

CONGALTON, R. G. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 37, n. 1, p. 35–46, 1991. DOI: 10.1016/0034-4257(91)90048-B.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. 2. ed. Boca Raton, Florida - USA: CRC Press, 2009. DOI: 10.1111/j.1477-9730.2010.00574_2.x.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. **Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices**. 3. ed. Boca Raton, Florida - USA: CRC Press, 2019. DOI: 10.1201/9780429052729.

CONGALTON, R. G.; ODERWALD, R. G.; MEAD, R. A. Assessing Landsat Classification Accuracy Using Discrete Multivariate Analysis Statistical Techniques. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, [S. l.], v. 49, n. 12, p. 1671–1678, 1983. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/761>.

CORCORAN, P.; WINSTANLEY, A. Using texture to tackle the problem of scale in land-cover classification. In: BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan; HAY, Geoffrey J. (org.). **Lecture Notes in Geoinformation and Cartography: Object-Based Image Analysis Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications**. 1. ed. Maynooth, Co. Kildare, Ireland: Springer, 2008. p. 113–132.

CORDEIRO, M. R.; RODRIGUES, S. M.; SOUZA, P. R. N.; FERREIRA, M. I. P. Avaliação da contaminação de efluentes domésticos em poços sobre área de restinga. **Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 89–102, 2011.

CORREIA, C. M. B.; DIAS, A. V. C.; SCARANO, F. R. Plant-plant associations and population structure of four woody plant species in a patchy coastal vegetation of Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, [S. l.], v. 33, n. 4, p. 607–613, 2010. DOI: 10.1590/S0100-84042010000400009.

COSTA, H. **Estratégia Multi-temporal para Produção Automática de Cartografia de Ocupação do Solo com Imagens AWiFS**. 2008. Instituto Superior de Estatística e Gestão de Informação da Universidade Nova de Lisboa, [S. l.], 2008. Disponível em: <http://run.unl.pt/bitstream/10362/2347/1/TSIG0049.pdf>.

COSTA, H.; FOODY, G. M.; BOYD, D. S. Supervised methods of image segmentation accuracy assessment in land cover mapping. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], p. 338–351, 2018. DOI: 10.1016/j.rse.2017.11.024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.11.024>.

CRÓSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. Revisada ed. Campinas, SP: IG/UNICAMP: UNICAMP, 1992.

CUNHA, B. N. **ANÁLISE TEMPORAL E CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DE COMPARTIMENTOS GEOMORFOLÓGICOS DO MEGALEQUE DE CUIABÁ**. 2018. UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO, [S. l.], 2018. DOI: 10.1056/nejmoa1407279.

CUNHA, C. N.; JUNK, W. J. Classificação dos macrohabitats do Pantanal mato-grossense para fins de gestão. **Marcos Referenciais para a Lei Federal do Pantanal e gestão de outras áreas úmidas.**, Cuiabá - MT, p. 156, 2017.

DARWALL, W.; SMITH, K.; ALLEN, D.; SEDDON, M.; REID, G. M.; CLAUSNITZER, V.; KALKMAN, V. J. Freshwater Biodiversity: A Hidden Resource Under Threat. **IUCN**, [S. l.], p. 2, 2008. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/252640472_Freshwater_Biodiversity_A_Hidden_Resource_Under_Threat. Acesso em: 30 nov. 2017.

DAVIDSON, N. C. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. **Marine and Freshwater Research**, [S. l.], v. 65, n. 10, p. 934–941, 2014. DOI: 10.1071/MF14173.

DE STEVEN, D.; LOWRANCE, R. Agricultural conservation practices and wetland ecosystem services in the wetland-rich Piedmont-Coastal Plain region. **Ecological Applications**, [S. l.], v. 21, n. sp1, p. S3–S17, 2011. DOI: 10.1890/09-0231.1. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1890/09-0231.1>. Acesso em: 30 nov. 2017.

DI DARIO, F.; PETRY, A. C.; PEREIRA, M. M. S.; MINCARONE, M. M.; AGOSTINHO, L. S.; CAMARA, E. M.; CARAMASCHI, É. P.; DE BRITTO, M. R. An update on the fish composition (Teleostei) of the coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba National Park and the Imboassica Lagoon, northern Rio de Janeiro State. **Acta Limnologica Brasiliensia**, [S. l.], v. 25, n. 3, p. 257–278, 2013. DOI: 10.1590/s2179-975x2013000300006.

DIAS, A. P. **Análise Espacial Aplicada À Delimitação De Áreas Úmidas Da Planície De Inundação Do Médio Araguaia**. 2014. UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO, [S. l.], 2014. Disponível em: <http://www.ufmt.br/ufmt/unidade/userfiles/publicacoes/99d8c652da761d3c30f7a3e39d05e8f5.pdf>. Acesso em: 1 dez. 2017.

DOWNING, J. A. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. **Limnetica**, [S. l.], v. 29, n. 291, p. 9–24, 2010. Disponível em: <http://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-29-1-p-9.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2017.

DUARTE, C. M.; KALFF, J.; PETERS, R. H. Patterns in Biomass and Cover of Aquatic Macrophytes in Lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, [S. l.], v. 43, n. 10, p. 1900–1908, 1986. DOI: 10.1139/f86-235. Disponível em: <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/f86-235>. Acesso em: 30 nov. 2017.

DUVEILLER, G.; DEFOURNY, P.; DESCLÉE, B.; MAYAUX, P. Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 112, n. 5, p. 1969–1981, 2008. DOI: 10.1016/j.rse.2007.07.026.

ELMBERG, J.; NUMMI, P.; POYSA, H.; SJOBERG, K. Relationships Between Species Number, Lake Size and Resource Diversity in Assemblages of Breeding Waterfowl. **Journal of Biogeography**, [S. l.], v. 21, n. 1, p. 75, 1994. DOI: 10.2307/2845605. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2845605?origin=crossref>. Acesso em: 30 nov. 2017.

ENRICH-PRAST, A.; BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; MEIRELLES, F. P. Lagoas costeiras da restinga de Jurubatiba. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (org.). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. 1. ed. São Carlos, SP: Ed. RiMa, 2004. p. 245–253.

ESTEVES, F. A. **Do índio goitacá à economia do petróleo uma viagem pela história e ecologia da maior restinga protegida do Brasil**. 1. ed. Campos de Goytacazes, RJ: Ed. Essentia, 2011.

ESTEVES, F. A.; CALIMAN, A.; SANTANGELO, J. M.; GUARIENTO, R. D.; FARJALLA, V. F.; BOZELLI, R. L. Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 68, n. 4, p. 967–981, 2008. DOI: 10.1590/S1519-69842008000500006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842008000500006&lng=en&tlng=en. Acesso em: 30 nov. 2017.

FARIAS, R. N. **DE CAMPO A CIDADE: URBANIZAÇÃO E EUTROFIZAÇÃO ARTIFICIAL DE UM ECOSSISTEMA AQUÁTICO COSTEIRO (LAGOA IMBOASSICA, RJ)**. 2018. Universidade Federal do Rio de Janeiro, [S. l.], 2018.

FERNANDES, R. R.; NUNES, G. M. Uso De Geotecnologias Na Análise Da Ocorrência De Unidades Fitofisionômicas Na Região Do Médio Araguaia. **Revista Brasileira de Cartografia**, [S. l.], v. 65, p. 853–867, 2013. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/rbc/index.php/rbc/article/viewFile/712/620>. Acesso em: 1 dez. 2017.

FINLAYSON, C. M.; DAVIS, J. A.; GELL, P. A.; KINGSFORD, R. T.; PARTON, K. A. The status of wetlands and the predicted effects of global climate change: the situation in Australia. **Aquatic Sciences**, [S. l.], v. 75, n. 1, p. 73–93, 2013. DOI: 10.1007/s00027-011-0232-5. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00027-011-0232-5>. Acesso em: 1 dez. 2017.

FLANDERS, D.; HALL-BEYER, M.; PEREVERZOFF, J. Preliminary evaluation of eCognition object-based software for cut block delineation and feature extraction. **Canadian Journal of Remote Sensing**, [S. l.], v. 29, n. 4, p. 441–452, 2003. DOI: 10.5589/m03-006.

FOLHARINI, S. O. **Análise Geoecológica Do Parque Nacional Da Restinga De Jurubatiba E Sua Zona De Amortecimento Terrestre Utilizando Geoprocessamento**. 2015. UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS, [S. l.], 2015.

FOLHARINI, S. O.; OLIVEIRA, R. C.; FURTADO, A. L. S. Unidades geoambientais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, litoral norte fluminense. **Geography Department University of Sao Paulo**, [S. l.], v. 39, p. 154–168, 2020. DOI: 10.11606/rdg.v39i0.156779.

FONTELLA-PEREIRA, J.; COSTA, A. F.; BOVE, C. P.; ARAÚJO, D. S. D.; SENNA-VALE, L.; KONNO, T. U. P.; ESTEVES, V. G. L. Flórua do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. **Arquivos do Museu Nacional**, [S. l.], v. 68, n. 3–4, p. 147–162, 2010.

FONTES, M. Esgoto sem tratamento ainda é lançado na Praia do Lagomar. **O DEBATE: DIÁRIO DE MACAÉ**, Macaé, RJ, 2019. Disponível em: <https://www.odebateon.com.br/esgoto-sem-tratamento-ainda-e-lancado-na-praia-do-lagomar/>. Acesso em: 23 ago. 2020.

FOODY, G. M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 80, n. 1, p. 185–201, 2002. DOI: 10.1016/S0034-4257(01)00295-4.

GUIMARÃES, L. G. **Mudanças no uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do Rio Macaé**. 2017. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, [S. l.], 2017.

GUO, M.; LI, J.; SHENG, C.; XU, J.; WU, L. A review of wetland remote sensing. **Sensors (Switzerland)**, [S. l.], v. 17, n. 4, p. 1–36, 2017. DOI: 10.3390/s17040777.

HENRIQUES, R. P. B.; ARAUJO, D. S. D.; HAY, J. D. Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Botânica**, [S. l.], n. 9, p. 173–189, 1986.

HESS, L. L.; MELACK, J. M.; AFFONSO, A. G.; BARBOSA, C.; GASTIL-BUHL, M.; NOVO, E. M. L. M. Wetlands of the Lowland Amazon Basin: Extent, Vegetative Cover, and Dual-season Inundated Area as Mapped with JERS-1 Synthetic Aperture Radar. **Wetlands**, [S. l.], v. 35, n. 4, p. 745–756, 2015. DOI: 10.1007/s13157-015-0666-y. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s13157-015-0666-y>. Acesso em: 30 nov. 2017.

IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra**. 3. ed. Rio de Janeiro, RJ: IBGE, 2013. Disponível em: http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm.

INNIS, S. A.; NAIMAN, R. J.; ELLIOTT, S. R. Indicators and assessment methods for measuring the ecological integrity of semi-aquatic terrestrial environments. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 422/423, n. 0, p. 111–131, 2000. DOI: 10.1023/A:1017033226325. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1023/A:1017033226325>. Acesso em: 30 nov. 2017.

IPCC. Summary for Policymakers. *In*: STOCKER, T. F. et al. (org.). **Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013. p. 3–29. DOI: 10.1260/095830507781076194.

IPCC. Technical Summary. *In*: SHUKLA, P. R.; SKEA, J.; SLADE, R.; DIEMEN, R. Van; HAUGHEY, E.; MALLEY, J.; PATHAK, M.; PEREIRA, J. Portugal (org.). **Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems**. [s.l.] : In press., 2019. p. 35–74.

JAMEL, C. E. G. Caracterização da vegetação da Restinga de Jurubatiba com base em Sensoriamento Remoto e Sistema de Informações Geográficas: estado atual e perspectivas. *In*: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (org.). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. São Carlos, SP: RiMa, 2004. p. 25–42.

JENSEN, J. R. **INTRODUCTORY DIGITAL IMAGE PROCESSING: A Remote Sensing Perspective**. 4. ed. South Carolina: Pearson Education, 2015.

JEPPESEN, E. et al. Climate Change Effects on Runoff, Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations. **Journal of Environmental Quality**, [S. l.], v. 38, n. 5, p. 1930–1941, 2009. DOI: 10.2134/jeq2008.0113.

JEPPESEN, E. et al. Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 646, n. 1, p. 73–90, 2010. DOI: 10.1007/s10750-010-0171-5.

JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; MEERHOFF, M.; LAURIDSEN, T. L.; JENSEN, J. P. Shallow lake restoration by nutrient loading reduction - Some recent findings and challenges ahead. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 584, n. 1, p. 239–252, 2007. DOI: 10.1007/s10750-007-0596-7.

JUNK, W. J. et al. Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, [S. l.], v. 24, n. 1, p. 5–22, 2014. DOI: 10.1002/aqc.2386. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/aqc.2386>. Acesso em: 1 dez. 2017.

JUNK, W. J.; CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F. **Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats**. Cuiabá - MT: EdUFMT, 2015. Disponível em: <http://cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2017/04/E-book-Classificacao-e-Delineamento-das-AUs.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2017.

JUNK, Wolfgang J.; WITTMANN, Florian; SCHÖNGART, Jochen; PIEDADE, Maria T. F. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. **Wetlands Ecology and Management**, [S. l.], v. 23, n. 4, p. 677–693, 2015. DOI: 10.1007/s11273-015-9412-8.

KLEMAS, V. Remote Sensing Techniques for Studying Coastal Ecosystems: An Overview. **Journal of Coastal Research**, [S. l.], v. 27, p. 2–17, 2010. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-10-00103.1. Disponível em: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2112/JCOASTRES-D-10-00103.1>. Acesso em: 30 nov. 2017.

KLEMAS, V. Remote Sensing of Wetlands: Case Studies Comparing Practical Techniques. **Journal of Coastal Research**, [S. l.], v. 27, p. 418–427, 2011. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-10-00174.1. Disponível em:

<http://www.bioone.org/doi/abs/10.2112/JCOASTRES-D-10-00174.1>. Acesso em: 30 nov. 2017.

KLEMAS, V. Using Remote Sensing to Select and Monitor Wetland Restoration Sites: An Overview. **Journal of Coastal Research**, [S. l.], v. 289, p. 958–970, 2013. DOI: 10.2112/JCOASTRES-D-12-00170.1. Disponível em: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.2112/JCOASTRES-D-12-00170.1>. Acesso em: 30 nov. 2017.

KURTZ, B. C. FITOGEOGRAFIA E FITOSSOCIOLOGIA DO COMPONENTE ARBÓREO DE FLORESTAS PANTANOSAS DE RESTINGA NO NORTE-FLUMINENSE. 2009. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, [S. l.], 2009.

KURTZ, B. C.; GOMES, J. C.; SCARANO, F. R. Structure and phytogeographic relationships of swamp forests of Southeast Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, [S. l.], v. 27, n. 4, p. 647–660, 2013. DOI: 10.1590/S0102-33062013000400002.

LANG, S. Object-based image analysis for remote sensing applications: modeling reality – dealing with complexity. *In: Lecture Notes in Geoinformation and Cartography: Object-Based Image Analysis Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications*. [s.l.] : Springer, 2008. p. 3–28.

LI, L.; VRIELING, A.; SKIDMORE, A.; WANG, T.; MUÑOZ, A.; TURAK, E. Evaluation of MODIS Spectral Indices for Monitoring Hydrological Dynamics of a Small, Seasonally-Flooded Wetland in Southern Spain. **Wetlands**, [S. l.], v. 35, n. 5, p. 851–864, 2015. DOI: 10.1007/s13157-015-0676-9. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s13157-015-0676-9>. Acesso em: 30 nov. 2017.

LU, D.; WENG, Q. A survey of image classification methods and techniques for improving classification performance. **International Journal of Remote Sensing**, [S. l.], v. 28, n. 5, p. 823–870, 2007. DOI: 10.1080/01431160600746456.

LUCIEER, V. L. Object-oriented classification of sidescan sonar data for mapping benthic marine habitats. **International Journal of Remote Sensing**, [S. l.], v. 29, n. 3, p. 905–921, 2008. DOI: 10.1080/01431160701311309.

MALCZEWSKI, J. GIS-based land-use suitability analysis: A critical overview.

Progress in Planning, [S. l.], v. 62, n. 1, p. 3–65, 2004. DOI: 10.1016/j.progress.2003.09.002.

MARINHO, R.; BOUCKHORNY, B. Imagens aéreas mostram pessoas em churrasco ilegal na maior área de restinga contínua do Brasil. **G1, Região dos Lagos**, Macaé, RJ, 2020. Disponível em: <https://g1.globo.com/rj/regiao-dos-lagos/noticia/2020/07/07/banhistas-fazem-churrasco-ilegal-no-parque-nacional-da-restinga-de-jurubatiba-no-rj-video.ghtml>.

MARINO, N. A. C.; SRIVASTAVA, D. S.; MACDONALD, A. A. M.; LEAL, J. S.; CAMPOS, A. B. A.; FARJALLA, V. F. Rainfall and hydrological stability alter the impact of top predators on food web structure and function. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 23, n. 2, p. 673–685, 2017. DOI: 10.1111/gcb.13399.

MARPU, P. R.; NIEMEYER, I.; NUSSBAUM, S.; GLOAGUEN, R. A procedure for automatic object-based classification. In: BLASCHKE, Thomas; LANG, Stefan; HAY, Geoffrey J. (org.). **Lecture Notes in Geoinformation and Cartography: Object-Based Image Analysis Spatial Concepts for Knowledge-Driven Remote Sensing Applications**. 1. ed. Juelich, Germany: Springer, 2008. p. 169–184. DOI: 10.1007/978-3-540-87395-2.

MARTIN, L.; SUGUIO, K.; FLEXOR, J. M. As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de “deltas” brasileiros. **Boletim IG-USP. Publicação Especial**, [S. l.], v. 0, n. 15, p. 01, 1993. DOI: 10.11606/issn.2317-8078.v0i15p01-186.

MCFEETERS, S. K. Using the normalized difference water index (ndwi) within a geographic information system to detect swimming pools for mosquito abatement: A practical approach. **Remote Sensing**, [S. l.], v. 5, n. 7, p. 3544–3561, 2013. DOI: 10.3390/rs5073544.

MEA, Millennium Ecosystem Assessment. **ECOSYSTEMS AND HUMAN WELL-BEING: WETLANDS AND WATER Synthesis**. Washington DC, USA: World Resources Institute, 2005. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.358.aspx.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2017.

MELTON, J. R. et al. Present state of global wetland extent and wetland methane modelling: conclusions from a model inter-comparison project (WETCHIMP). **Biogeosciences**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 753–788, 2013. DOI: 10.5194/bg-10-753-2013. Disponível em: <http://www.biogeosciences.net/10/753/2013/>. Acesso em: 1 dez. 2017.

MONTEIRO, I. Estação de Tratamento do Lagomar entra em operação. **Prefeitura da Macaé, Secretaria de Infraestrutura**, Macaé, RJ, 2016. Disponível em: <http://www.maca.e.rj.gov.br/infraestrutura/leitura/noticia/estacao-de-tratamento-do-lagomar-entra-em-operacao>.

MONTEZUMA, R. C. M.; ARAUJO, D. S. D. Estrutura Da Vegetação De Uma Restinga Arbustiva Inundável No Parque Nacional Da Restinga Inundável De Jurubativa, Rio De Janeiro. **PESQUISAS, BOTÂNICA**, [S. l.], v. 1, n. 58, p. 157–176, 2007.

MUI, Amy; HE, Yuhong; WENG, Qihao. An object-based approach to delineate wetlands across landscapes of varied disturbance with high spatial resolution satellite imagery. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [S. l.], v. 109, p. 30–46, 2015. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2015.08.005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2015.08.005>.

NHAMO, L.; MAGIDI, J.; DICKENS, C. Determining wetland spatial extent and seasonal variations of the inundated area using multispectral remote sensing. **Water SA**, [S. l.], v. 43, n. 4, p. 1816–7950, 2017. DOI: 10.4314/wsa.v43i4.02. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v43i4.02>.

NUNES, Gustavo Manzon; DE SIQUEIRA, Thais Marcela Duarte. Análise Temporal de Macro-habitat no Pantanal via Processamento de Fotografias Aéreas e Dados Obtidos por Sistemas de Aeronaves Remotamente Pilotadas. **Biodiversidade Brasileira - BioBrasil**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 71–85, 2019. DOI: 10.37002/biobrasil.v9i2.759.

NUNES, J. A. A. **ANÁLISE COMPARATIVA (1976 E 2000) DO PADRÃO ESPACIAL DA PAISAGEM DE TRÊS ECOSSISTEMAS DE RESTINGA NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO: Aspectos edáficos, microclimáticos e espaciais da vegetação em moitas**. 2004. UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO, [S. l.], 2004. Disponível em: <http://eprints.uanl.mx/5481/1/1020149995.PDF>.

OERTLI, Beat; JOYE, Dominique Auderset; CASTELLA, Emmanuel; JUGE, Raphaëlle; CAMBIN, Diana; LACHAVANNE, Jean-Bernard. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 104, n. 1, p. 59–70, 2002. DOI: 10.1016/S0006-3207(01)00154-9. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320701001549>. Acesso em: 30 nov. 2017.

OLIVEIRA-GALVÃO, A. L. C. De. **Caracterização fitofisionômica da restinga de Carapebus - Macaé (RJ) a partir de imagens digitais do sensor TM - Landsat 5**, 1991.

PAZ, JOSELE. **HIDRÓFITAS VASCULARES NAS LAGOAS DO PARQUE NACIONAL DA RESTINGA DE JURUBATIBA, RIO DE JANEIRO, BRASIL**. 2007. Universidade Federal do Rio de Janeiro, [S. l.], 2007.

PAZ, Josele; BOVE, Claudia P. Hidrófitas Vasculares da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, [S. l.], v. 5, p. 495–497, 2007.

PIMENTEL, M. C. P.; BARROS, M. J.; CIRNE, P.; DE MATTOS, E. A.; OLIVEIRA, R. C.; PEREIRA, M. C. A.; SCARANO, F. R.; ZALUAR, H. L. T.; ARAUJO, D. S. D. Spatial variation in the structure and floristic composition of “restinga” vegetation in southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, [S. l.], v. 30, n. 3, p. 543–551, 2007. DOI: 10.1590/S0100-84042007000300018.

PIRES, Aliny P. F.; REZENDE, Camila L.; ASSAD, Eduardo D.; LOYOLA, Rafael; SCARANO, Fabio R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, [S. l.], v. 15, n. 3, p. 187–193, 2017. DOI: 10.1016/j.pecon.2017.08.003. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>.

POFF, N. LeRoy; BRINSON, Mark M.; DAY, John W. Jr. **Aquatic Ecosystems and Climate Change: Potential Impacts on Inland Freshwater and Coastal Wetland Ecosystems in the United States**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <http://www.pewtrusts.org/en/research-and-analysis/reports/2002/01/01/aquatic-ecosystems-and-climate-change-potential-impacts-on-inland-freshwater-and-coastal-wetland-ecosystems-in-the-united-states>. Acesso em: 1 dez. 2017.

RAMSAR CONVENTION SECRETARIAT. **The Ramsar Convention Manual, 6th edition**. Gland, Switzerland. Disponível em: <http://archive.ramsar.org/pdf/lib/manual6-2013-e.pdf>. Acesso em: 30 nov. 2017.

RICHARDS, J. A.; JIA, X. **Remote Sensing and Image Analysis: An Introduction**. 4. ed. Berlim, Germany. DOI: 10.1016/s0169-555x(01)00164-7.

RICHARDSON, Sarah J.; CLAYTON, Richard; RANCE, Brian D.; BROADBENT, Hazel; MCGLONE, Matt S.; WILMSHURST, Janet M. Small wetlands are critical for safeguarding rare and threatened plant species. **Applied Vegetation Science**, [S. l.], v. 18, n. 2, p. 230–241, 2015. DOI: 10.1111/avsc.12144. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/avsc.12144>. Acesso em: 30 nov. 2017.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S.; SLUYS, M. V. A restinga de Jurubatiba e a conservação dos ambientes de restinga do estado do Rio de Janeiro. In: ROCHA, C. F. D.; ESTEVES, F. A.; SCARANO, F. R. (org.). **Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação**. São Carlos - SP. p. 341–352.

ROUSE, J. W.; HASS, R. H.; SCHELL, J. A.; DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. **Third Earth Resources Technology Satellite (ERTS) symposium**, [S. l.], v. 1, p. 309–317, 1974. DOI: citeulike-article-id:12009708. Disponível em: <https://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19740022614.pdf>.

RUSSI, Daniela; TEN BRINK, Patrick; FARMER, Andrew; BADURA, Tomas; COATES, David; FÖRSTER, Johannes; KUMAR, Ritesh; DAVIDSON, Nick. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands**. London and Brussels. Disponível em: www.ieep.eu. Acesso em: 30 nov. 2017.

SANTOS, Marcos Cezar Dos. **Contribuição à gestão das Lagoas Costeiras: conhecimento tradicional, técnico e científico associado ao manejo dos recursos naturais da Lagoa de Carapebus, Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – RJ**. 2008. Centro Federal de Educação Tecnológica de Campos, [S. l.], 2008. DOI: 10.19180/1809-2667.v11n12009p143-145.

SANTOS, Marcelo Guerra; SYLVESTRE, Lana da Silva; ARAUJO, Dorothy Sue Dunn De. Análise florística das pteridófitas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio

de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, [S. l.], v. 18, n. 2, p. 271–280, 2004. DOI: 10.1590/S0102-33062004000200007.

SCARANO, F. R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: Rare-species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 142, n. 6, p. 1201–1208, 2009. DOI: 10.1016/j.biocon.2009.02.027. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.027>.

SCBD, Secretariat of the Convention on Biological Diversity. **Global Biodiversity Outlook 3**. Montreal. Disponível em: <http://www.cbd.int>. Acesso em: 30 nov. 2017.

SCHEFFER, M.; VAN GEEST, G. J.; ZIMMER, K.; JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; BUTLER, M. G.; HANSON, M. A.; DECLERCK, S.; DE MEESTER, L. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. **Oikos**, [S. l.], v. 112, n. 1, p. 227–231, 2006. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>. Acesso em: 30 nov. 2017.

SCHUSTER, C.; FÖRSTER, M.; KLEINSCHMIT, B. Testing the red edge channel for improving land-use classifications based on high-resolution multi-spectral satellite data. **International Journal of Remote Sensing**, [S. l.], v. 33, n. 17, p. 5583–5599, 2012. DOI: 10.1080/01431161.2012.666812.

SERRAT-CAPDEVILA, Aleix; HERRMANN, Stefanie Maria. New Avenues for Remote Sensing Applications for Water Management : A Range of Applications and the Lessons Learned from Implementation. [S. l.], n. June, p. 1–47, 2019.

SETUBAL, R. B. et al. Uma poça de diversidade. **Ciência Hoje - Ecologia**, [S. l.], v. 56, p. 34–37, 2013. Disponível em: <http://cienciahoje.org.br/artigo/uma-poca-de-diversidade/>.

SILVA, Anderson Adailson Da; OLIVEIRA, Ana Paula Garcia De; FILHO, Antônio Conceição Paranhos; GRIGIO, Alfredo Marcelo. **eCognition 8.9 para classificação de imagem de alta resolução**. 1. ed. Mossoró, RN: UERN, 2016.

SIOLI, Harald. **Amazônia - Fundamentos da Ecologia da maior região de florestas tropicais**. 1. ed. Petrópolis - RJ.

SOFFIATI, A. Aspectos históricos das lagoas do norte do estado do Rio de Janeiro. *In*: ESTEVES, F. A. (org.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)**. 1. ed. Macaé, RJ: NUPEM, UFRJ, 1998. p. 1–35.

SOUZA, A. G. S. **A COMUNIDADE DE AMEBAS TESTÁCEAS E O GRADIENTE DE CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO EM AMBIENTES AQUÁTICOS DE RESTINGA**. 2018. UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA, [S. l.], 2018. DOI: 10.1056/nejmoa1407279. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/7556065><http://www.pubmedcentral.nih.gov/articlerender.fcgi?artid=PMC394507><http://dx.doi.org/10.1016/j.humphath.2017.05.005><https://doi.org/10.1007/s00401-018-1825-z><http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27157931>.

STEHMAN, S. V. Statistical rigor and practical utility in thematic map accuracy assessment. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, [S. l.], v. 67, n. 6, p. 727–734, 2001.

SUDING, Katharine N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S. l.], v. 42, n. 1, p. 465–487, 2011. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>. Acesso em: 30 nov. 2017.

THOMLINSON, J. R.; BOLSTAD, P. V.; COHEN, W. B. Coordinating methodologies for scaling landcover classifications from site-specific to global: Steps toward validating global map products. **Remote Sensing of Environment**, [S. l.], v. 70, n. 1, p. 16–28, 1999. DOI: 10.1016/S0034-4257(99)00055-3.

TRIMBLE. **eCognition Developer user guide 8.9.1**. [s.l: s.n.].

UMBELINO, L. F. **FITOSSOCIOLOGIA E VARIABILIDADE ESPACIAL E TEMPORAL DA SUPERFÍCIE FREÁTICA DE SOLOS DE UMA FORMAÇÃO VEGETAL DE RESTINGA, CARAPEBUS, RJ**. 2008. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO, [S. l.], 2008.

WILLIAMS, Penny; WHITFIELD, Mericia; BIGGS, Jeremy; BRAY, Simon; FOX, Gill;

NICOLET, Pascale; SEAR, David. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 115, n. 2, p. 329–341, 2004. DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00153-8. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320703001538>. Acesso em: 30 nov. 2017.

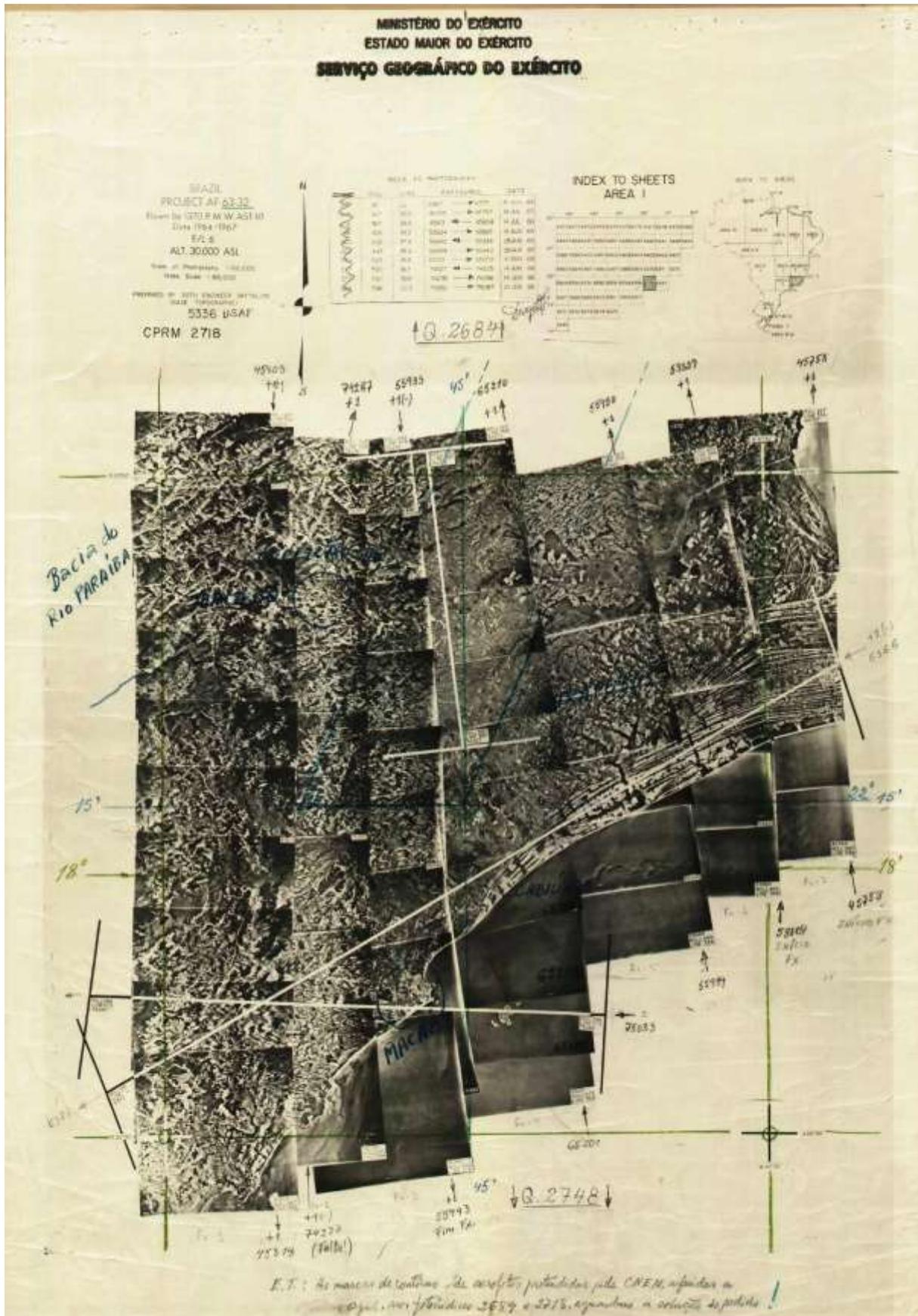
WOODWARD, Guy et al. The effects of climatic fluctuations and extreme events on running water ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 371, n. 1694, 2016. DOI: 10.1098/rstb.2015.0274.

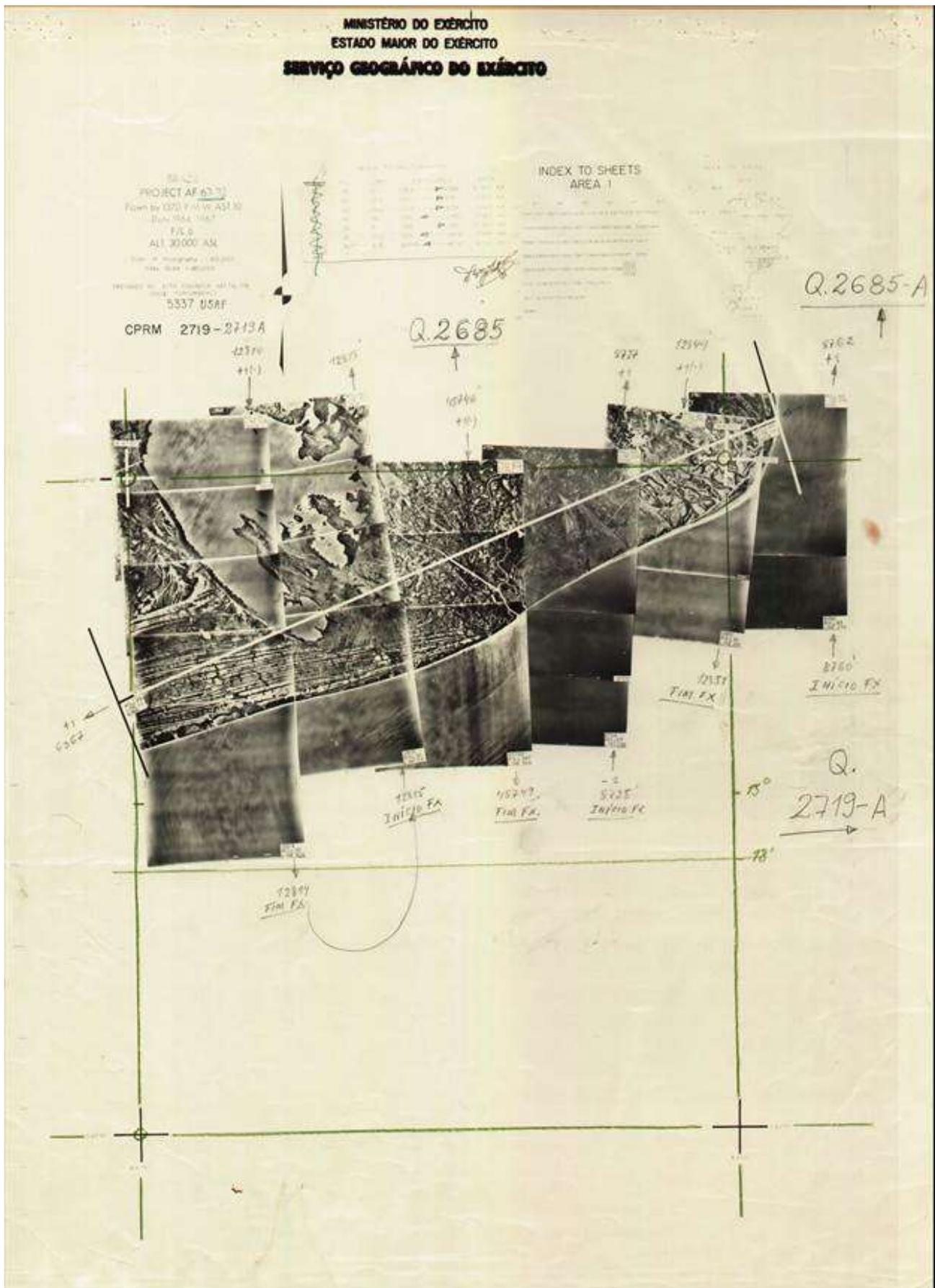
ZEDLER, Joy B. Wetlands at Your Service: Reducing Impacts of Agriculture at the Watershed Scale. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 65, 2003. DOI: 10.2307/3868032.

ZEDLER, Joy B.; KERCHER, Suzanne. WETLAND RESOURCES: Status, Trends, Ecosystem Services, and Restorability. **Annual Review of Environment and Resources**, [S. l.], v. 30, n. 1, p. 39–74, 2005. DOI: 10.1146/annurev.energy.30.050504.144248. Disponível em: <http://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev.energy.30.050504.144248>. Acesso em: 30 nov. 2017.

ANEXOS

Capítulo 1

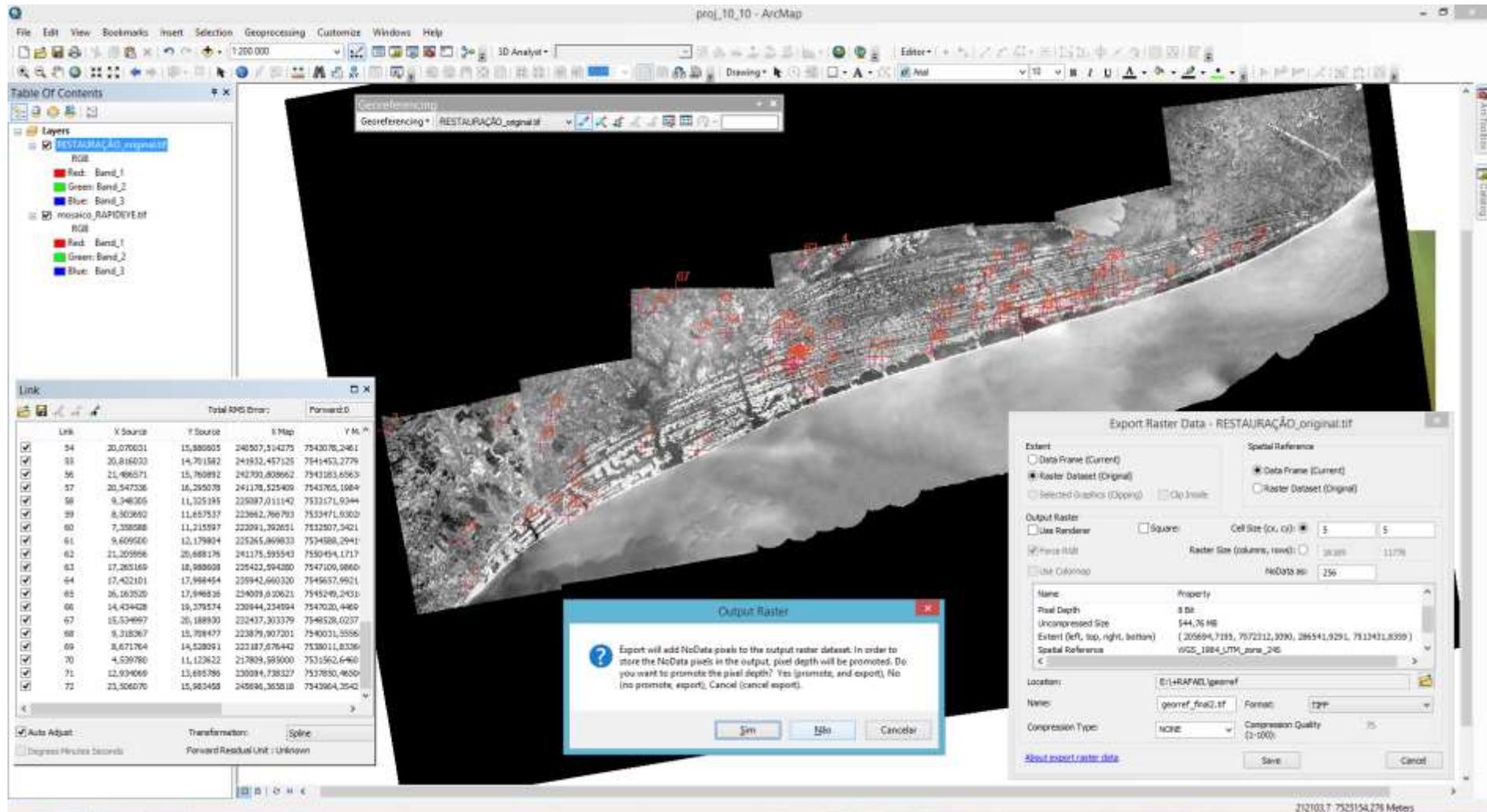




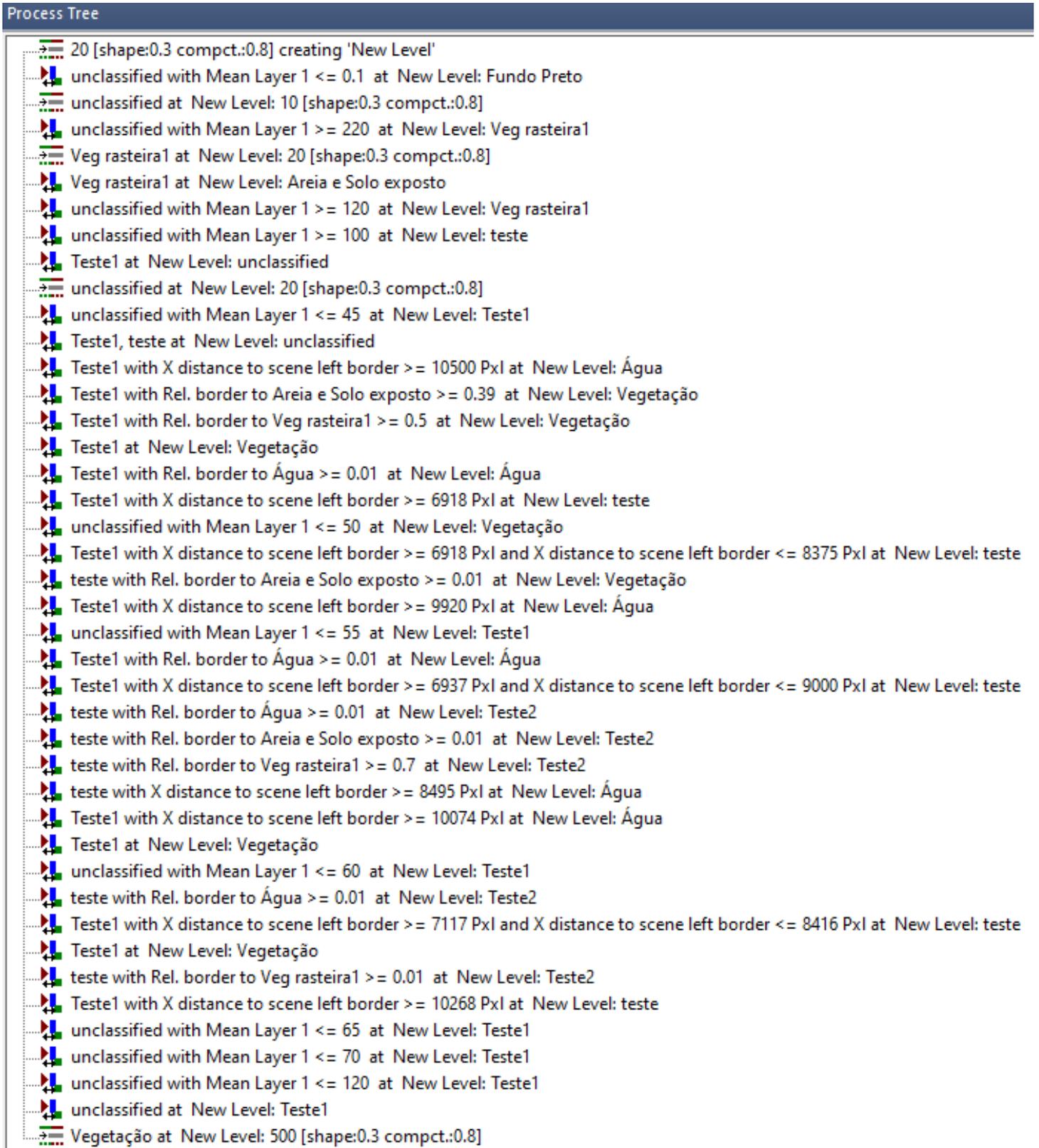
Anexo – Fotografias aéreas de aeronave da Força Aérea Americana (USAF) obtidas no acervo da Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM).



Anexo – Resultado do georreferenciamento do mosaico das imagens USAF no software ArcMap.

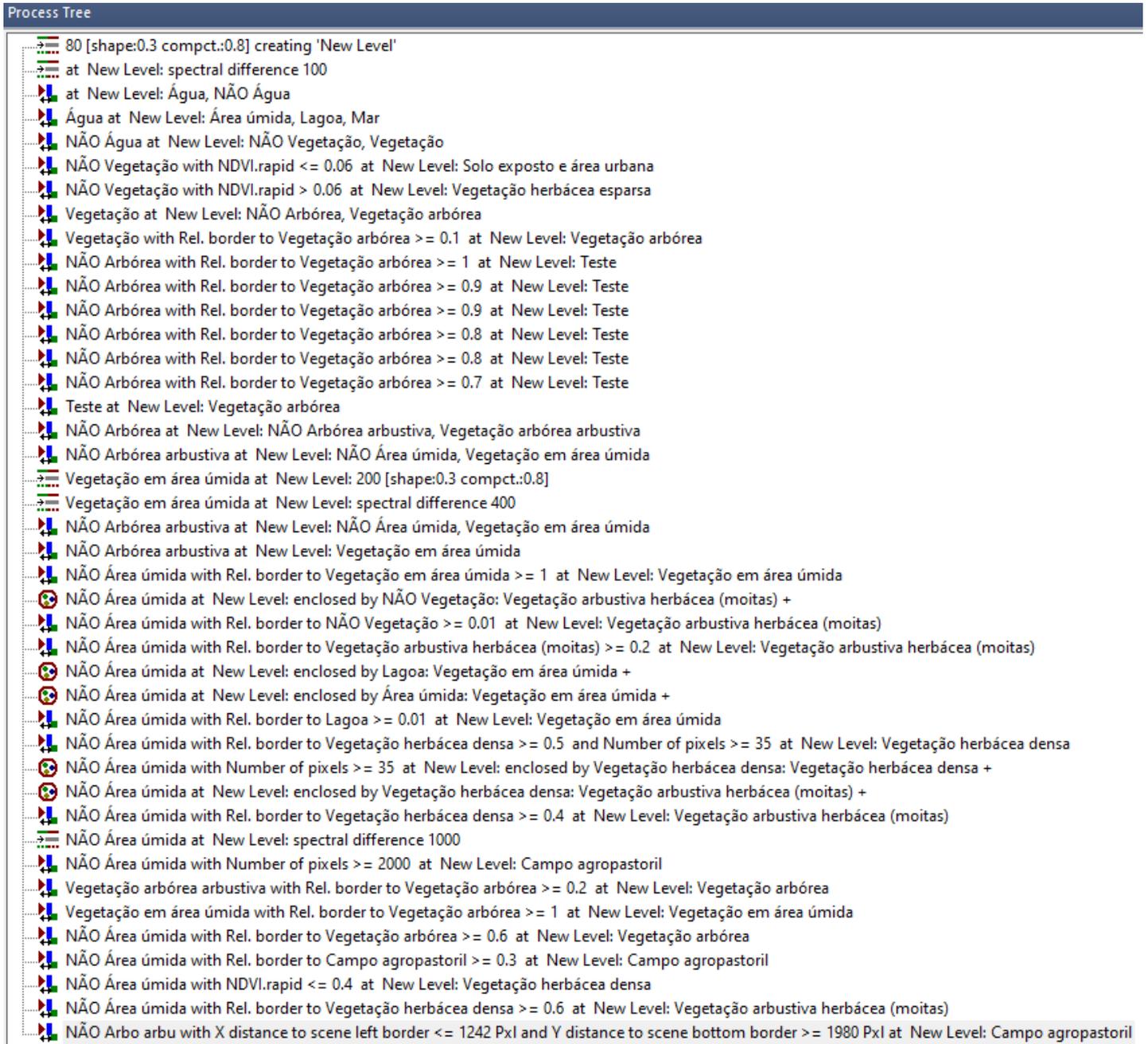


Anexo - Árvore de processo de classificação do software eCognition do mosaico das imagens USAF



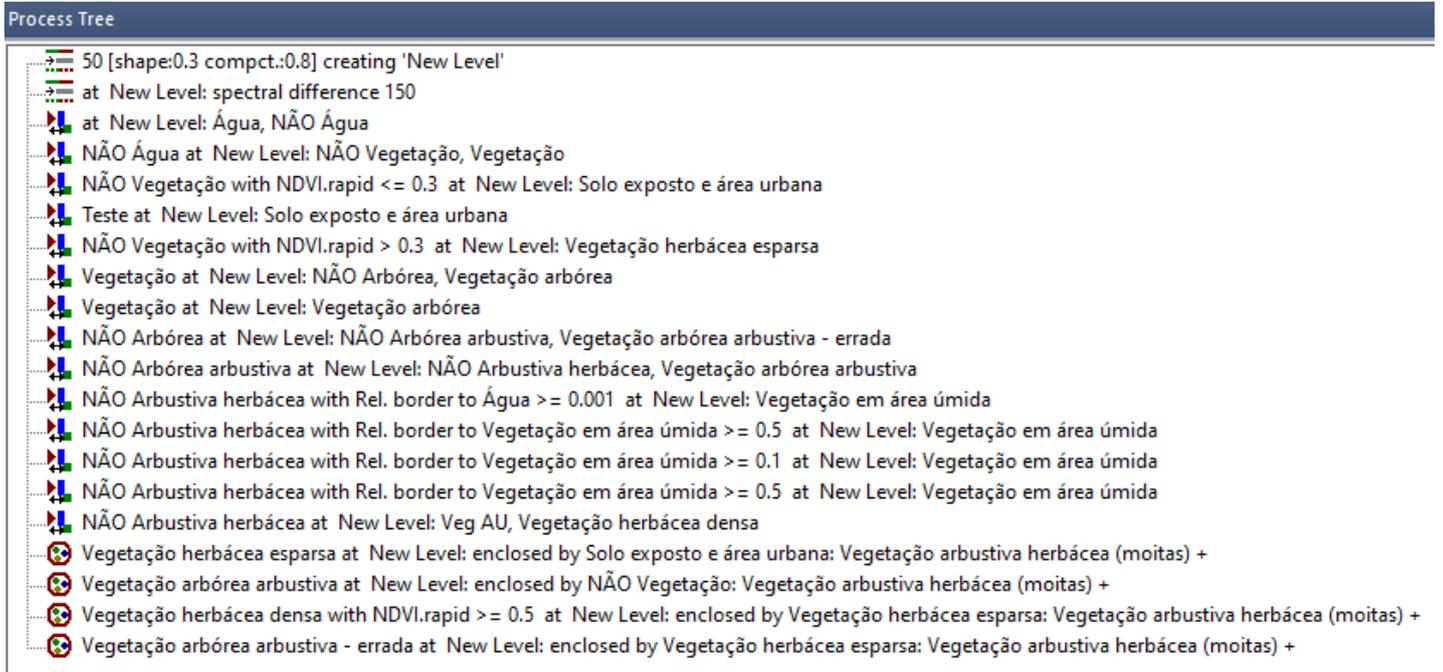
Anexo - Árvore de processo de classificação do software eCognition da imagem

RapidEye 2



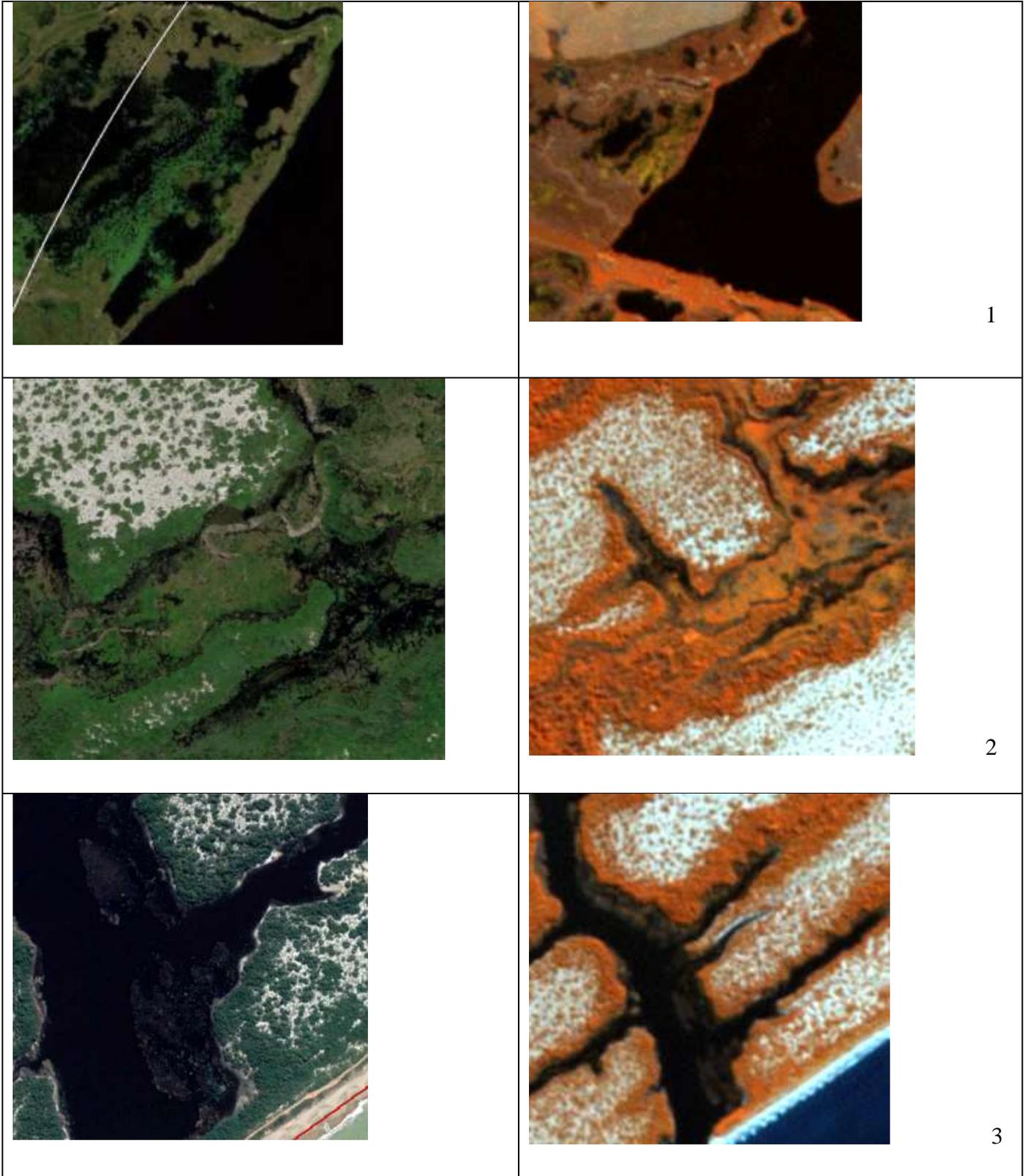
Anexo - Árvore de processo de classificação do software eCognition da imagem

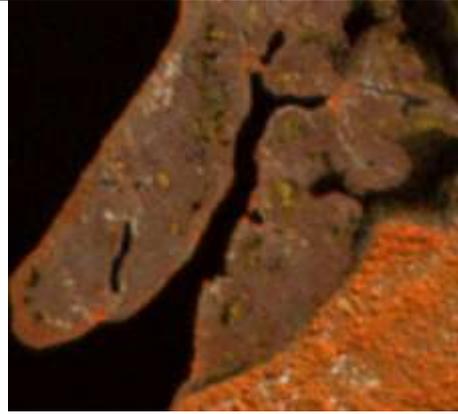
RapidEye 3



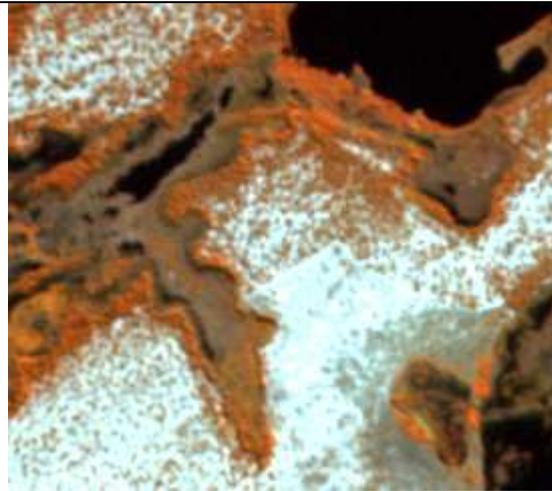
Capítulo 2

Anexo – 25 Feições de áreas úmidas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno nas imagens Google Earth (lado esquerdo) e RapidEye (lado direito).

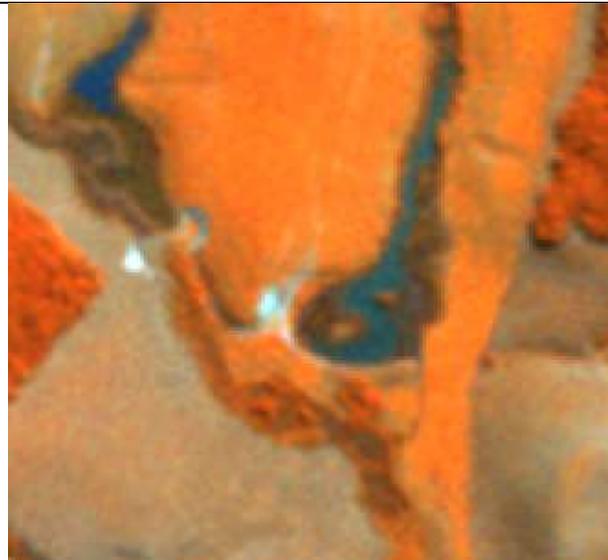
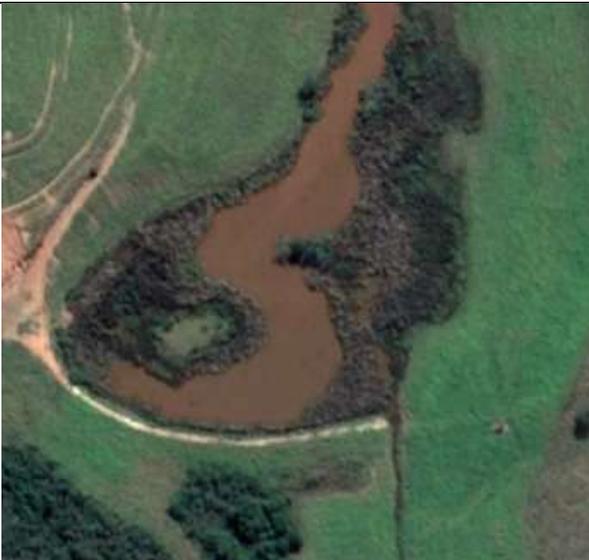




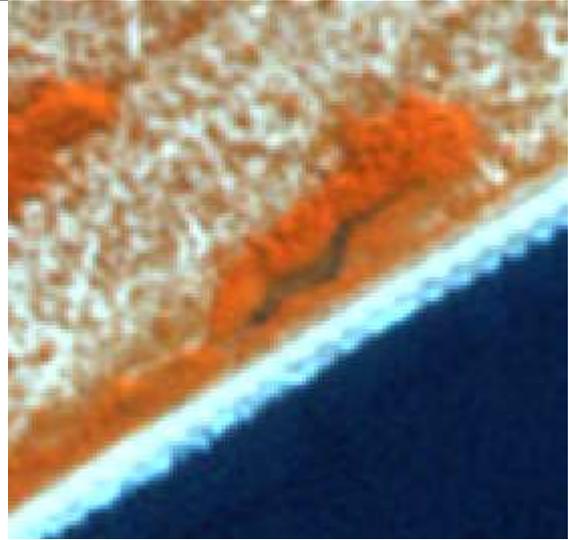
4



5



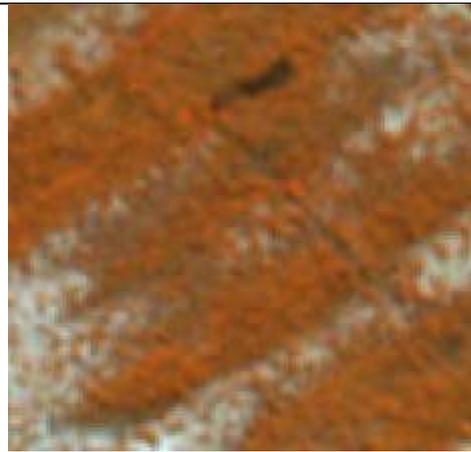
6



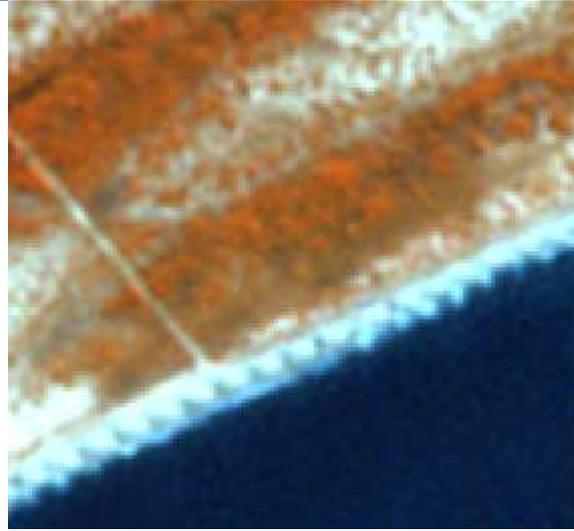
7



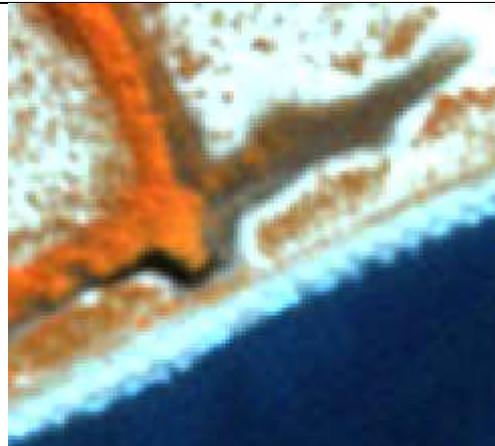
8



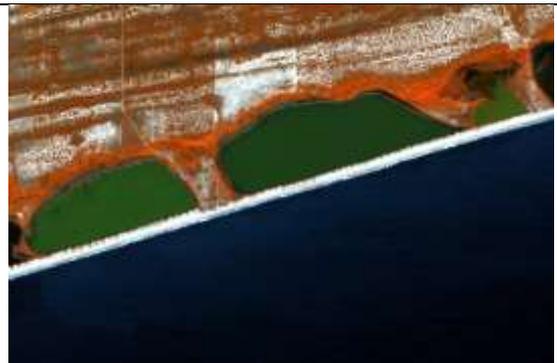
9



10



11



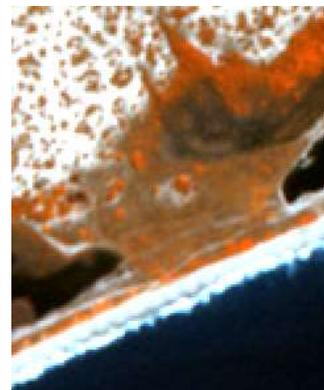
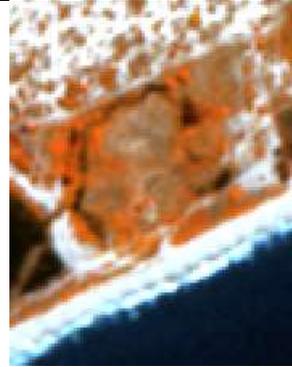
12



13



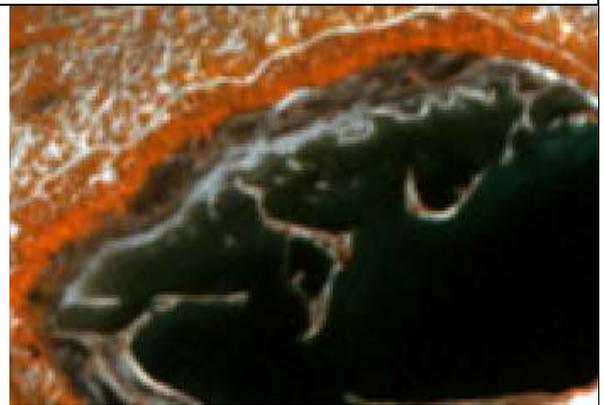
14



15



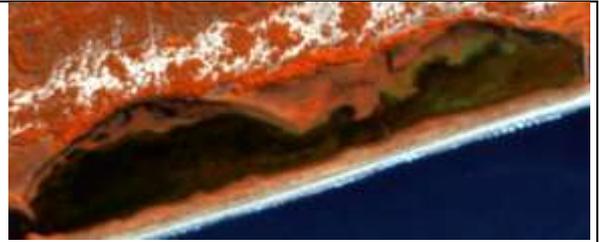
16



17



18



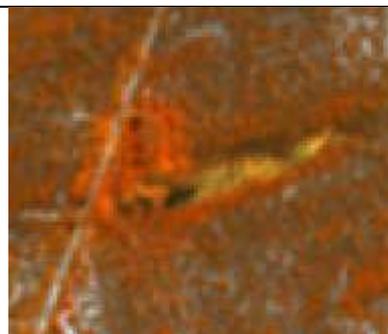
19



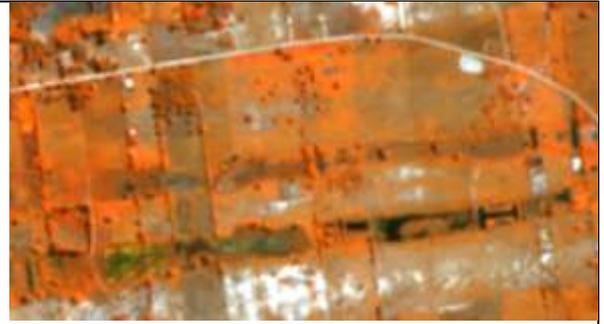
20



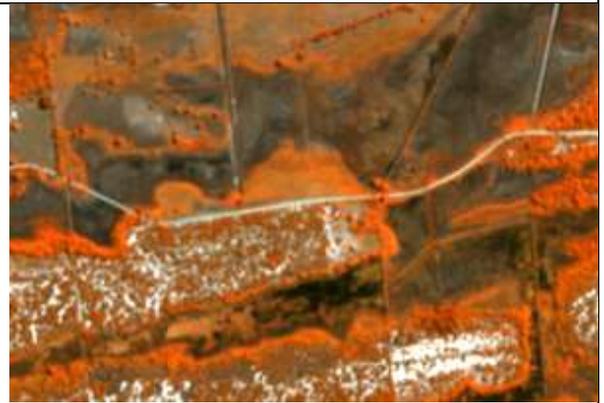
21



22



23



24



25

Anexo – Fotografias das áreas úmidas classificadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do entorno. Captadas pelo professor Reinaldo Luiz Bozelli.

P04



P09



P11



P12



P13



P14



P15



P16



P17



P19



P19



P20



P21



P22



P25



P26



P26



P27



P28



P28



P28



P29



P29



P30



P30



P35



P35



P37



P37



P37



P38



P39



P40



P41



P43



P44



P46



P49



P50



Anexo – Coordenadas das 30 áreas úmidas selecionadas no Parque Nacional da restinga de Jurubatiba e do entorno.

Áreas Úmidas	Latitude	Longitude
P04	S 22°07'33,4"	W 041°22'24,1"
P09	S 22° 9'40,27"	W 041°17'52,92"
P11	S 22°08'03,1"	W 041°20'50,4"
P12	S 22°10'06,8"	W 041°21'25,4"
P13	S 22°10'52,0"	W 041°23'40,8"
P14	S 22°10'36,2"	W 041°24'22,9"
P15	S 22°11'08,6"	W 041°25'14,8"
P16	S 22°11'14,6"	W 041°25'9"
P17	S 22°10'88,8"	W 041°25'25,2"
P19	S 22°10'39,3"	W 041°26'25,5"
P20	S 22°10'34,4"	W 041°25'58,0"
P21	S 22°12'00,4"	W 041°27'36,6"
P22	S 22°12'02,6"	W 041°27'34,0"
P25	S 22°12'51,4"	W 041°29'53,8"
P26	S 22°12'50,7"	W 041°29'52,6"
P27	S 22°13'03,6"	W 041°30'11,1"
P28	S 22°13'06,9"	W 041°30'37,6"
P29	S 22°13'14,6"	W 041°30'47,7"
P30	S 22°15'46,3"	W 041°36'46,3"
P35	S 22°15'46,0"	W 041°39'23,5"
P37	S 22°15'58,3"	W 041°39'07,1"
P38	S 22°16'22,8"	W 041°38'45,8"
P39	S 22°16'54,1"	W 041°39'35,9"
P40	S 22°17'25,7"	W 041°40'28,1"
P41	S 22°07'38,8"	W 041°21'26,7"
P43	S 22°15'50,1"	W 041°39'17,2"
P44	S 22°12'25,8"	W 041°29'10,5"
P46	S 22°10'32,2"	W 041°25'06,2"
P49	S 22°11'12,9"	W 041°25'21,5"
P50	S 22°11'12,3"	W 041°24'01,4"

Anexo – Tabela de dados abióticos em janeiro de 2017 das áreas úmidas selecionadas (Germano, 2018). COD – Carbono Orgânico Dissolvido, Temp. – Temperatura, pH - Potencial Hidrogeniônico, ORP - Potencial de Óxido Redução, Cond. – Condutividade,

Turb. – Turbidez, OD – Concentração de Oxigênio Dissolvido, OD – Saturação de Oxigênio Dissolvido, STD – Sólidos Totais Dissolvidos, Sal. – Salinidade, Prof. – Profundidade.

Áreas Úmidas	COD (mg/L)	Temp. (°C)	pH	ORP	Cond. (mS/cm)	Turb. (NTU)	OD (mg/L)	OD (%)	STD (g/L)	Sal.	Prof. (m)
P01	18,65	27,02	2,63	512,00	3,47	110,00	8,90	114,60	2,04	1,80	0,20
P02	1,98	28,03	4,14	475,00	0,52	3,10	7,28	94,10	0,33	0,20	0,15
P03	34,23	27,99	6,47	336,00	4,07	6,20	4,42	57,70	2,60	2,20	0,25
P04	27,98	28,17	6,61	234,00	0,68	61,90	8,64	111,60	0,42	0,30	0,05
P06	101,30	33,64	6,30	289,00	1,43	11,70	6,78	95,00	0,91	0,70	0,05
P07	38,90	30,03	6,34	306,00	14,80	78,30	7,67	109,10	8,58	8,40	0,00
P08	68,63	30,76	7,63	242,00	8,06	14,00	6,53	89,90	5,08	4,40	0,10
P09	28,86	29,71	5,19	152,00	5,33	40,00	7,77	104,90	3,15	2,90	0,10
P11	346,10	32,34	3,86	349,00	1,06	1,00	4,71	64,70	0,68	0,50	0,05
P12	185,90	30,59	3,64	220,00	0,84	20,20	6,59	88,50	0,52	0,40	0,15
P13	21,67	29,31	4,74	124,00	0,14	28,40	3,62	47,60	0,09	0,10	0,10
P14	99,28	31,78	4,84	317,00	1,37	148,00	6,70	91,60	0,88	0,70	0,15
P15	30,96	30,52	4,22	345,00	0,14	29,90	5,30	70,90	0,09	0,10	0,20
P16	35,56	31,02	4,78	345,00	0,23	71,10	7,20	97,10	0,15	0,10	0,15
P17	31,86	30,54	4,29	370,00	0,09	12,90	6,94	92,90	0,06	0,00	0,15
P19	171,60	27,05	4,57	298,00	0,25	37,80	8,75	111,00	0,15	0,10	0,15
P20	142,00	30,40	3,84	387,00	0,39	7,60	7,35	98,30	0,25	0,20	0,20
P21	74,95	31,43	3,71	339,00	1,97	110,00	7,92	109,20	1,18	1,00	0,10
P22	7,00	32,46	2,97	529,00	5,03	36,10	8,05	112,80	3,01	2,70	0,10
P25	40,43	34,94	4,10	321,00	0,48	0,00	5,76	81,80	0,31	0,20	0,05
P26	174,50	34,81	4,24	333,00	0,83	16,20	5,67	80,40	0,53	0,40	0,00
P27	66,54	33,95	5,85	276,00	5,86	14,20	5,57	79,40	3,68	2,80	0,00
P28	130,70	35,67	3,88	375,00	0,49	4,10	5,72	82,00	0,32	0,20	0,05
P29	146,90	34,81	3,56	403,00	0,48	13,20	6,67	94,70	0,31	0,20	0,00
P30	61,37	35,65	6,55	261,00	8,02	2,00	6,91	101,60	5,06	4,40	0,00
P35	39,57	25,54	7,00	72,00	3,77	23,30	5,06	63,60	2,41	2,00	0,10
P37	63,08	26,67	6,42	156,00	6,44	47,70	6,60	85,00	4,06	3,50	0,05
P38	17,47	26,13	4,41	335,00	0,11	24,80	7,24	90,80	0,07	0,00	0,10
P39	59,38	26,74	4,91	256,00	0,22	23,10	1,24	15,80	0,15	0,10	0,10
P40	153,10	24,94	3,73	274,00	0,23	0,00	2,28	28,00	0,15	0,10	0,05
P41	220,60	26,45	3,58	305,00	0,58	0,00	4,89	61,80	0,37	0,30	0,05
P43	26,78	27,40	5,48	213,00	0,10	0,10	2,76	35,40	0,07	0,00	0,05
P44	30,23	26,88	3,75	383,00	0,23	20,50	4,23	53,70	0,15	0,10	0,05
P46	29,45	30,66	4,98	378,00	5,21	94,70	7,41	101,40	2,97	2,40	0,10
P47	62,88	32,27	6,41	314,00	0,44	68,60	7,10	97,50	0,27	0,20	0,10
P48	7,66	31,34	3,22	545,00	13,80	0,40	6,87	97,20	8,54	7,90	0,10
P49	26,26	30,70	3,96	345,00	0,12	1,70	6,33	84,60	0,08	0,10	0,20
P50	104,60	26,31	3,73	374,00	0,22	0,00	8,24	103,80	0,14	0,10	0,10