

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**



**SENSORIAMENTO REMOTO
APLICADO AO ESTUDO DO
ECOSSISTEMA MANGUEZAL
EM PERNAMBUCO**



JANAÍNA BARBOSA DA SILVA

TESE DE DOUTORADO

RECIFE

MARÇO DE 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO
ESTUDO DO ECOSSISTEMA MANGUEZAL EM
PERNAMBUCO**

JANAÍNA BARBOSA DA SILVA

RECIFE

MARÇO DE 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO
ESTUDO DO ECOSISTEMA MANGUEZAL EM
PERNAMBUCO**

JANAÍNA BARBOSA DA SILVA

ORIENTADORA: Prof^ª Dra JOSICLÊDA DOMICIANO GALVÍNCIO
CO-ORIENTADORA: Dra MAGNA SOELMA BESERRA DE MOURA

RECIFE
MARÇO DE 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

**SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO
ESTUDO DO ECOSISTEMA MANGUEZAL EM
PERNAMBUCO**

JANAÍNA BARBOSA DA SILVA

Tese de doutorado apresentada
ao Programa de Pós Graduação
em Geografia na área
Regionalização e Linha de
Pesquisa Ecossistema e
Impactos Ambientais

ORIENTADORA: Profa Dra JOSICLÉDA DOMICIANO GALVÍNCIO

CO-ORIENTADORA: Dra MAGNA SOELMA BESERRA DE MOURA

RECIFE

MARÇO, 2012

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE FILOSOFIA E CIÊNCIAS HUMANAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS GEOGRÁFICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA

JANAÍNA BARBOSA DA SILVA

**TÍTULO: SENSORIAMENTO REMOTO APLICADO AO ESTUDO
DO ECOSSISTEMA MANGUEZAL EM PERNAMBUCO**

BANCA EXAMINADORA

ORIENTADORA: _____

Profa Dra JOSICLÉDA DOMICIANO GALVÍNIO

1º EXAMINADOR: _____

Prof. Dr. BERNARDO BARBOSA DA SILVA

1º SUPLENTE: _____

Prof. Dr. MARX PRESTES BARBOSA

2º EXAMINADOR: _____

Profa Dra MARIA FERNANDA ABRANTES TORRES

2º SUPLENTE: _____

Profa. Dra REJANE MAGALHÃES DE MENDONÇA PIMENTEL

3º EXAMINADOR: _____

Prof. Dr. JOSÉ COELHO DE ARAÚJO FILHO

4º EXAMINADOR: _____

Prof. Dr.. CLEMENTE COELHO JÚNIOR

APROVADO EM 06 DE MARÇO DE 2012.

DEDICATÓRIA

A TODOS QUE DIARIAMENTE TRAVAM
UMA BATALHA INTERNA PARA
MELHORAR SEU ESPÍRITO E CUMPRIR
SUAS OBRIGAÇÕES.

AGADECIMENTOS

A Deus, por esta encarnação e por nunca desistir de melhorar meu espírito.

A Deus, por permitir ter meu pai José Barbosa da Silva, minha mãe Sônia Maria Cabral da Silva, minha irmã Janaira Barbosa da Silva, meu sobrinho-filho Ihago Barbosa Nascimento. Eles são exatamente o que precisava para cumprir essa jornada.

A Deus, por permitir que o amigo Wilnandes F. Souza Nascimento se tornasse membro de minha família e nos ajudasse nesta caminhada.

A Deus, por todos os membros de grande afinidade de minha família: tia Graça, tio Gero, Alex, Bárbara, Teca, Sílvia, tia Carminha, Joadna, Márcia Raquel, Ana Lúcia, Lauriberto, tia Moça (in memória) e Sílvia.

A Deus, por minha orientadora Profa Dra. Josiclêda D. Galvêncio que mais que orientação da tese me orientou numa área do conhecimento que possibilitou passar no concurso da UFCG e por seu exemplo de decência profissional.

A Deus, pelos amigos sem os quais esta encarnação se tornaria mais difícil: Carlos F. Silva Filho e família, Shirley B. de Moraes, André Souza, Lenira O. Silva, Tácielis Vieira, Adriana Carvalho de Souza e família, Gleyce K. Miranda, Nadjacléia V. Almeida, Otávia K. S. Apolinário, Danielle G. Silva, Ana Flávia Albuquerque, Sidney e Sandra Santana, Roberta Lira (Bebel), Iranildes (Didy).

A Deus, pelas amigas conquistadas durante o doutorado na UFPE e que foram importantíssimas nesta trajetória: Milena D. Silva, Neiva M. Santana, Célia C. Clemente Machado, Djane Fonseca e Priscila Gomes (In memória).

A Deus, por todos aqueles que se dispuseram a me ensinar ou ajudar nas tarefas do doutorado: Ivanilson Lucena, Maria das Graça Chagas, Daniel Lira, Tiago Oliveira e Antônio Marcos dos Santos.

A Deus, por toda ajuda do prof. Dr. Bernardo Barbosa da Silva, homem íntegro, decente e sempre com sábias palavras e que por inúmeras vezes acalmou meu espírito.

A Deus, por Rafael Dantas de Moraes pelo apoio nas atividades de campo e organização de dados e Felipe de A. R. Maracajá na organização de dados.

A Deus, pelo apoio de “Zaninha” representante da Sub-colônia de pescadores de Itapessoca, sem isso o trabalho seria financeiramente mais difícil.

A Deus, pelos amigos conquistados na UFPE ao longo desses 13 anos: profa Dra. Eugênia Pereira, prof Dra Fernando Mota, profa Dra Maria Fernanda A. Torres, profa Dra Taís Andrade, profº Dra Cláudio Castilho, Ediene Melo, Itamar Couto e Rosa marques.

A Deus, pelo Núcleo Espírita Aristides Monteiro (NEAM) e por toda ajuda dispensada àqueles que o procuram.

A Deus, pelo apoio financeiro através da FACEPE, do CNPQ e da UFPE

A Deus, por meu concurso na UFCG e aos amigos e colegas que me ajudaram durante o processo de seleção: Carlos F. Silva Filho, Milena D. Silva, Marcondes Marroquim e Cláudio Vieira.

A Deus, pelos amigos e colegas de trabalho da UFCG que muito incentivaram e ajudaram quando da minha necessidade de ausência da instituição: Débora Coelho, Sérgio Malta, Sérgio Murilo, Rosilene Montenegro, João Marcos, Aline Lima, Xisto Serafim, Martha Priscila, Kátia Ribeiro, Roberval Santiago, Socorro da secretaria.

A Deus, por todos os membros e suplentes da banca.

A Deus, pela amizade de Talitha Aguiar e por toda sua ajuda na correção dos abstracts.

Meu muito obrigada!

EPÍGRAFE

“Estava sorvido pela doce ilusão
de que é preciso ter sempre razão.
Por isso errei tanto.” Padre Fábio
de Melo

RESUMO GERAL

As áreas estuarinas são apontadas como os ambientes naturais mais impactados na faixa intertropical, principalmente aqueles que apresentam manguezais. No Brasil, os manguezais apresentam distribuição descontínua, podendo apresentar um continuum de feições distintas em função do perfil da linha de costa, das frequências e amplitude das marés e pluviosidade e cobrem aproximadamente 1,38 milhões de hectares. Esse ecossistema é composto por uma cobertura vegetal típica, com desenvolvimento de flora especializada, caracterizada por espécies arbóreas que lhe conferem fisionomia peculiar (feição “mangue”). A importância desse ambiente vai além do aspecto ecológico; muitas comunidades que vivem no litoral tiram seu sustento dos manguezais através da pesca artesanal e de subsistência como fonte de renda necessária à sua sobrevivência. Assim, a degradação deste ambiente causa não só modificações no meio ecológico, mas também impactos sociais e econômicos. Os estudos desenvolvidos acerca deste ecossistema variam entre as ciências com base nas mais diversas técnicas e instrumentações disponíveis nas mais diversas escalas onde o sensoriamento remoto (SR) vem sendo amplamente utilizado. Imagens de satélites são utilizadas para monitorar, quantificar, mapear e acompanhar a qualidade dos recursos humanos e terrestres. Esta pesquisa foi dividida em três capítulos distintos todos com base em dados de SR, onde o primeiro analisou ao longo do tempo e espaço a vegetação de mangue nas áreas estuarinas de Pernambuco utilizando imagens TM do Landsat 5 obtidas entre os anos de 1987 a 2010. De acordo com os resultados obtidos neste capítulo das onze áreas analisadas no período dos últimos 22 anos contabilizou-se um aumento de 910,4 hectares. Os estuários que apresentaram aumento são os do Goiana, Canal de Santa Cruz, Timbó, Jaboatão/Pirapama, Ipojuca, Maracaípe e Rio Formoso. Por outro lado Itapessoca, Sirinhaém e Una apresentaram redução. O segundo capítulo analisou a resposta espectral de três espécies comuns nos estuários de Pernambuco (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*) através de espectrorradiometria no estuário de Itapessoca no litoral norte do Estado e correlacionou com dados de campo e espectrorradiometria resultando em um modelo denominado HSAVI para zonação das espécies supracitadas. O terceiro e último analisou alguns componentes físicos (cor e granulometria) e químicos (pH, P, Mg, Ca, K, Na) dos solos de apicum e correlacioná-los com suas respostas espectrais e, desta forma, definir qual o regime hidrodinâmico do estuário de Itapessoca, Pernambuco, Brasil. Os resultados

identificaram que o sensoriamento remoto hiperespectral pode auxiliar na identificação das áreas de apicuns e inferir sobre as propriedades físicas e químicas do solo; que as faixas espectrais que apresentaram alta correlação para inferir sobre os componentes físicos foram a faixa do violeta com o silte e a areia grossa com o amarelo; entre as correlações químicas as significantes foram: potássio com a faixa do verde e do fósforo com a laranja.

Palavras chave: Mapeamento mangue; espectrorradiometria; apicum; sensoriamento remoto; hiperespectral.

GENERAL ABSTRACT

The estuarine areas are identified as most threatened natural environments in the intertropical belt, especially those with mangroves. In Brazil, the mangroves have discontinuous distribution, they may present a continuum of different features depending on the profile of the coastline, the frequency and amplitude of tides and rainfall and cover approximately 1.38 million hectares. This ecosystem is composed of a typical vegetation cover, with development of specialized flora, characterized by tree species which give peculiar physiognomy (feature "swamp"). The importance of the environment goes beyond the ecological aspect; many coastal communities derive their livelihoods from the mangroves through artisan fishing and subsistence fishing. Thus, the degradation of the environment causes not only changes in the ecological environment, but also social and economic impacts. The studies carried out on this ecosystem range from the sciences on the basis of several techniques and instrumentation available in several scales where remote sensing (RS) has been widely used. Satellite images are used to monitor, quantify, map and monitor the quality of human and land resources. This research was divided into three distinct chapters all based on data from SR, where the first one analyzed over time and space the mangrove vegetation in estuarine areas of Pernambuco using Landsat 5 TM images acquired between the years 1987 to 2010. According to the results obtained in this chapter of the eleven areas analyzed within the last 22 years, it was recorded an increase of 910.4 hectares. The estuaries that showed an increase are those of Goiana, Santa Cruz Channel, Timbo, Jaboatão / Pirapama Ipojuca Maracaípe and Rio Formoso. On the other hand, the estuaries of Itapessoca, Sirinhaém and Una were reduced. The second chapter analyzed the spectral response of three common species in the estuaries of Pernambuco (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia. Racemosa* and *Aviccenia. Schaueriana*) through spectroradiometry in the Itapessoca estuarine, located on the north coast of the state and correlated with field data and spectroradiometry, resulting in a model called HSAVI for zonation of the above species. The third and last chapter analyzed some physical components (color and granulometry) and chemical (pH, P, Mg, Ca, K, Na) of salt flat soils, correlate them with their spectral response and, therefore, establish the hydrodynamic regime of the estuary Itapessoca, Pernambuco, Brazil. The results indicated that hyperspectral remote sensing can assist in identifying areas of salt flats and infer the physical and chemical properties of soil; the spectral

bands that showed high correlation to infer the physical components were the band of the violet with silt and the band of yellow with sand; between the chemical correlations were significant: potassium with the band of green and phosphorus with orange.

Keywords: mangroves mapping; spectroradiometry; saltflats; remote sensing hyperspectral.

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO	Pg
Figura 01: Dispersão do ecossistema manguezal.	24
Figura 02: Comportamento espectral de uma folha verde sadia.	28
CAPÍTULO I	Pg
Figura 01 Áreas estuarinas do estado de Pernambuco: 1-Estuário do Goiana; 2-Itapessoca; 3-Jaguaribe; 4-Canal de Santa Cruz; 5-Timbó; 6-Paratibe; 7-Beberibe; 8-Capibaribe; 9-Jaboatão; 10-Ipojuca; 11-Maracaípe; 12-Sirinhaém; 13-Formoso; 14-Mamucabas/Ilhetas; 15-Una.	39
Figura 02: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o IVDN para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	48
Figura 03: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o IVAS para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	49
Figura 04: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o IAF para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	50
Figura 05: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o EVI para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	51
Figura 06: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o Albedo para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	52
Figura 07: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o Reflectância para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	53
Figura 08: Mapa de uso e ocupação da terra de acordo com a Reflectância para o Estuário de Itapessoca ano 2010.	54
Figura 09: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Goiana ano 1988.	58
Figura 10: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Goiana ano 2000.	59
Figura 11: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Goiana ano 2010.	60
Figura 12: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário de Itapessoca ano 1988.	62
Figura 13: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário Itapessoca 1997.	63
Figura 14: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário de Itapessoca ano 2010.	64
Figura 15: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Canal Santa Cruz 1988.	66

Figura 16: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Canal Santa Cruz	67
2000.	
Figura 17: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Canal de Santa Cruz	68
ano 2010.	
Figura 18: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Timbó	70
ano 1993.	
Figura 19: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Timbó	71
ano 2000.	
Figura 20: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Timbó	72
ano de 2010.	
Figura 21: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Jaboatão/Pirapama	74
ano 1989.	
Figura 22: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Jaboatão/Pirapama	75
ano 1996.	
Figura 23: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Jaboatão/Pirapama	76
ano 2010.	
Figura 24: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Ipojuca	78
ano 1989.	
Figura 25: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Ipojuca	79
ano 1996.	
Figura 26: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Ipojuca	80
ano 2010.	
Figura 27: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Maracaípe	82
ano 1989.	
Figura 28: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Maracaípe	83
ano 1996.	
Figura 29: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Maracaípe	84
ano 2010.	
Figura 30: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Sirinhaém	86
ano 1989.	
Figura 31: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Sirinhaém	87
ano 1996.	
Figura 32: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Sirinhaém	88
ano 2010.	
Figura 33: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Formoso	90
ano 1989.	
Figura 34: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Formoso	91
ano 1996.	

Figura 35: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Formoso ano 2010.	92
Figura 36: Mapa de uso e ocupação Da terra do estuário do Una ano 1989.	94
Figura 37: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Una ano 1996.	95
Figura 38: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Una ano 2010.	96

CAPÍTULO II

	Pg
Figura 01: Figura 01: Localização espacial das áreas de coletas no estuário de Itapessoca-PE.	112
Figura 02: Aquisição de dados da espectrorradiometria na folha de mangue.	115
Figura 03: Detalhe da folha de mangue mostrando os pontos de coleta de dados espectrorradiométricos.	115
Figura 04: Resposta espectral das espécies <i>L. racemosa</i> (LAG), <i>A. schaueriana</i> (A <i>vi</i>) e <i>R. mangle</i> (RM) no estado de Pernambuco. Na legenda M é a média e 3I ou 2I são os números de indivíduos encontrado na Borda (B) ou Interior (Inter) dos bosques das localidades de Itapessoca (ITA), Atapuz (ATA), Tejucupapo (TEJUC) e Incluso (INC). Este último com três áreas de coletas.	120
Figura 05: Comportamento espectral médio (n=5) da espécie <i>R. mangle</i> .	121
Figura 06: Comportamento espectral médio (n=10) da espécie <i>A. schaueriana</i> .	122
Figura 07: Comportamento espectral médio (n=4) da espécie <i>L. racemosa</i> .	122
Figura 08: Valores de clorofila a estimadas com o índice PSSRa para áreas de Borda (B) e Internas (I).	123
Figura 09: Valores de clorofila b estimadas com o índice PSSRb para áreas de Borda (B) e Internas (I) para <i>A. schaueriana</i> e <i>R. mangle</i> .	124
Figura 10: Valores de clorofila a e b estimadas com o índice PSSR para <i>L. racemosa</i>	124
Figura 11 – Valores estimados de WI para áreas de Borda (B) e	125

Internas (I).	
Figura 12: Valores estimados de PRI para áreas de Borda (B) e Internas (I).	126
Figura 13: Valores estimados de PRI e WI para <i>L. racemosa</i> .	126
Figura 14 – Valores estimados de SIPI para áreas de Borda e Internas.	127
Figura 15: Relação entre a clorofila a observada e estimada entre as espécies de <i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i> .	129
Figura 16: Relação entre a clorofila b observada e estimada entre as espécies de <i>R. mangle</i> , <i>L. racemosa</i> e <i>A. schaueriana</i> .	129
Figura 17: Zonação das espécies de mangue do rio Itapessoca com HSAVI.	132
Figura 18: Zonação das espécies de mangue do rio Itapessoca com SAVI.	133
Figura 19: Vegetação de Mangue em diferentes localidades no estuário de Itapessoca-PE: A: INC1; B: INC2; C-;INC3; D-ITAPESSOCA; E- TEJUCUPAPO e F-ATAPUZ.	
Figura 20: Cristais de sal excretado pela folha da <i>A. schaueriana</i> na borda da área INC2 em Itapessoca-PE.	

CAPÍTULO III

Figura 01: Localização do estuário de Itapessoca-PE.	
Figura 02: Localização dos apicuns estudados no estuário de Itapessoca-PE.	
Figura 03: Pontos de coletas nas áreas P1, P2, P3 e P4 no estuário de Itapessoca-PE.	
Figura 04: Coleta e armazenamento do sedimento de apicum.	
Figura 05: Dendograma da Análise de Grupos com o método de Ward e usando a distância euclidiana quadrada como medida de semelhança. Os círculos estão delimitando os grupos isolados após realizar o método k means com k=4.	
Figura 06: Gráfico da Distância entre grupos e do R-quadrado, utilizados como critérios para definir o número de grupos a reter da Análise de Grupos realizada.	

Figura 07: Dendograma da Análise de Grupos com o método de Ward e usando a distância euclidiana quadrada como medida de semelhança. Os círculos isolam os grupos.

Figura 08: Gráfico da Distância entre grupos e do R-quadrado (R^2), (critérios para definir o número de grupos a reter da Análise de grupos realizada).

Figura 09: Diagrama de Perjrup indicando hidrodinâmica muito alta para o estuário de Itapessoca-PE.

Figura 10: Respostas espectrais e fotografias das quatro das dezesseis amostras extraídas nas áreas (P1, P2, P3 e P4).

Figura 11: Dendograma da Análise de grupos relacionados ao comportamento espectral com o método de Ward e usando a distância euclidiana quadrada como medida de semelhança. Os círculos isolam os Grupos.

Figura 12: Gráfico da Distância entre grupos e do R-quadrado (R^2).

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I	Pg.
Tabela 01: Imagens utilizadas, respectivas datas, ângulo de elevação do Sol. sen E, dr (adimensional).	40
Tabela 02: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	57
Tabela 03: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	61
Tabela 04: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	65
Tabela 05: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	69
Tabela 06: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	73
Tabela 07: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	77
Tabela 08: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	81
Tabela 09: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	85
Tabela 10: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	89
Tabela 11: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.	93
	Pg.
CAPÍTULO II	
Tabela 01: Folhas de acordo com a espécie e número de indivíduos coletados em diferentes pontos no estuário do rio Itapessoca-PE.	112
Tabela 02: Imagem utilizada, respectiva data, ângulo de elevação, sen E e dr.	113
Tabela 03: Correlação entre os índices de vegetação obtidos para as espécies R. mangle, L. racemosa e A. schaueriana para o estuário de Itapessoca-PE.	127

CAPÍTULO III	Pg.
Tabela 01: Amostras e suas coordenadas em UTM nos apicuns localizados no estuário de Itapessoca-PE.	150
Tabela 02: Valores de Matiz, Valor e Cromo das dezesseis amostras.	155
Tabela 03: Concentração de componentes químicos (P, Ca, Mg, K,Na) das amostras coletadas em Itapessoca de acordo com a metodologia.	157
Tabela 04: Valores médios das análises químicas para os apicuns de Itapessoca-PE, BTS-BA e Ilha de Algodal/Maiandeuá Pará.	158
Tabela 05: Classificação dos índices em 4 grupos pelo método k-Means com k=4.	160
Tabela 06: Estatística F para cada variável – ANOVA.	161
Tabela 07: Composição granulométrica das 16 amostras nas áreas de apicuns em Itapessoca-PE.	162
Tabela 08: Classificação dos índices em 4 grupos pelo método k-Means.	164
Tabela 09: Estatística F para cada variável-ANOVA.	165
Tabela 10: Classificação dos índices em 4 grupos pelo método k-Means com k=4.	169
Tabela 11: Estatística F para cada variável-ANOVA.	171
Tabela 12: A análise de correlação através do teste de Spearman's rho entre as médias das faixas do espectro eletromagnético do violeta, azul, verde, amarelo, laranja, vermelho e infravermelho próximo com as variáveis físicas, químicas e de cor.	172

LISTA DE QUADROS

Pg.

INTRODUÇÃO GERAL

Quadro 01: Gêneros e respectivas espécies de mangues encontradas no Brasil.

CAPÍTULO I

Quadro 01: Resumo do processamento de casos para a Reflectância. 54

Quadro 02: Cruzamento entre Referência e Reflectância. 55

CAPÍTULO II

Quadro 01. Índices de vegetação e equações relacionadas. 115

SUMÁRIO

RESUMO GERAL

GENERAL ABSTRACT

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE QUADROS

1. INTRODUÇÃO GERAL	20
2. CAPÍTULO I: MANGUEZAIS EM PERNAMBUCO: ANÁLISE ESPAÇO TEMPORAL E MAPEAMENTO DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO	31
RESUMO	31
ABSTRACT	32
2.1 INTRODUÇÃO	33
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	35
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	44
2.4 CONCLUSÕES E SUGESTÕES	94
2.5 REFERÊNCIAS	95
3. CAPÍTULO II: SENSORIAMENTO REMOTO PARA ZONAÇÃO DE ESPÉCIES DE MANGUE	103
RESUMO	103
ABSTRACT	104
3.1 INTRODUÇÃO	105
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	108
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	116
3.4 CONCLUSÕES	133
3.5 REFERÊNCIAS	133
CAPÍTULO III: COMPORTAMENTO ESPECTRAL DOS SOLOS DE APICUM NO ESTUÁRIO DE ITAPESSOCA-PE	

	142
RESUMO	142
ABSTRACT	143
4.1 INTRODUÇÃO	144
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	145
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	153
4.6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	173
4.7 REFERÊNCIAS	174
5. CONCLUSÃO GERAL	181
6. ANEXO	182

INTRODUÇÃO GERAL

A ação sobre os ambientes naturais ocorre paralelamente à evolução humana sobre o planeta Terra. Ao longo dos séculos de exploração dos recursos naturais, principalmente após a Revolução Industrial, estima-se que somente nas últimas duas décadas cerca de 29 milhões de hectares de florestas em toda Terra foram devastados (FAO, 2011) para servir de matéria prima na produção dos mais diversos artefatos que “facilitam” a vida humana, ceder lugar às cidades, agricultura, ou mesmo para uso como combustível na produção de energia.

Atualmente, estudos e pesquisas nas mais diversas áreas do conhecimento relacionam alguns desastres naturais e aumento na intensidade de tufões, furacões, secas, cheias, desertificação e mudança climática à destruição das florestas do nosso Planeta. Diante da necessidade de atenuar e até mesmo prever tais catástrofes que sucedem por todo mundo, de evitar perdas de milhares de vidas humanas e minimizar prejuízos de bilhões de dólares, faz-se urgente estabelecer ações para mitigar tais consequências, bem como, compreender a dinâmica dos ambientes naturais para estabelecer parâmetros de preservação e exploração sustentável.

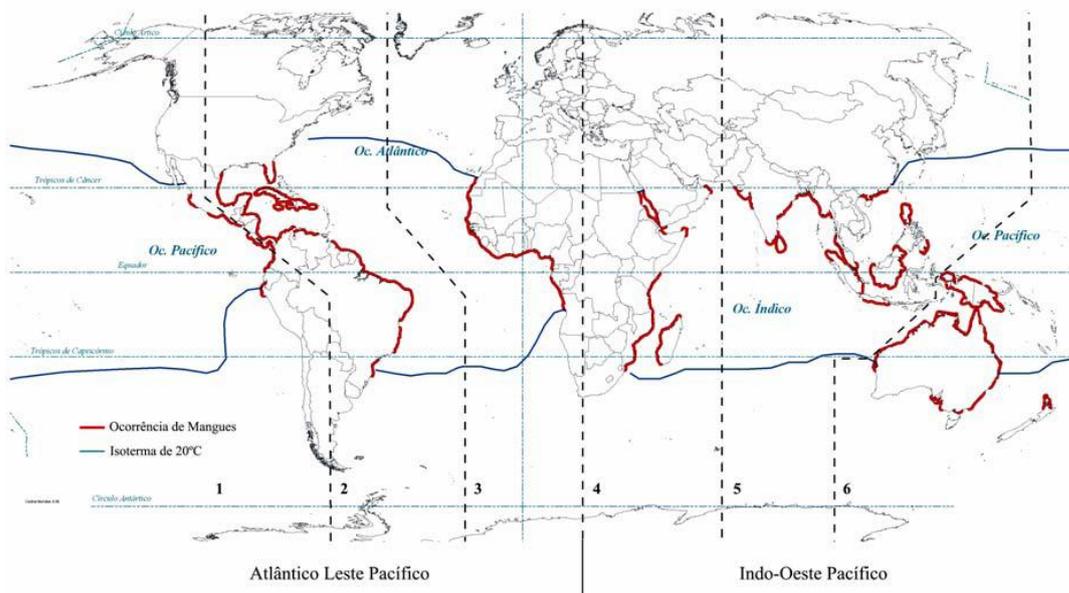
As áreas estuarinas são apontadas como os ambientes naturais mais impactados na faixa intertropical, principalmente aqueles que apresentam manguezais. Esses são ambientes protegidos de ondas e tempestades, apresentam a base da cadeia alimentar que sustenta as áreas costeiras e funcionam como filtro para essas águas e berçário para peixes e invertebrados (LINNEWEBER & LACERDA, 2002; MANSON et al., 2004)

A constante influência marinha através do regime de marés, margens com sedimento lamoso e águas abrigadas e salobras são fatores condicionantes que permitem o surgimento de uma vegetação típica de áreas estuarinas criando assim um ecossistema altamente adaptado denominado **manguezal**, este é um costeiro tropical coloniza depósitos sedimentares formados por vasas lamosas, argilosas ou arenosas, ocupando a faixa do entremarés até o limite superior das premares equinociais (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002).

Os manguezais estão restritos a zona intertropical terrestre entre as latitudes 30° Norte e Sul (Figura 01), podendo variar sua dispersão para maiores ou menores latitudes a depender da temperatura de água do mar limitada pela isoterma de 20°C, variando entre as estações inverno e verão. Exceções são encontradas para além dos limites tropicais, por exemplo, ao Norte na latitude de 32°20'N no Japão e de 38°45'S na Austrália. Há uma predominância de distribuição

dos manguezais tanto para o continente Americano como para o Africano na costa oeste em detrimento da leste. Nas ilhas do Oceano Pacífico não há presença desse ecossistema (SPALDING et al., 1997).

Figura 01: Dispersão do ecossistema manguezal.



Fonte: (Adaptado de: Spalding et al., 1997).

As maiores áreas de manguezais são encontradas na Ásia e África, seguida pela América do Norte e Central e na América do Sul (AS) ocorrendo aí nas costas leste e Oeste. O Brasil possui cerca de 7% da área de mangue de todo o mundo e aproximadamente 50% do total da área ocupada por esse ecossistema na AS com cerca de 13.800 km², correspondendo a segunda maior área desse ecossistema no mundo. As mais extensas áreas de mangue no Brasil estão na região norte, adentrando até 40 quilômetros, decorrentes da elevada pluviosidades e amplitudes de maré, contudo esses valores vêm reduzindo desde a década de 1980 (FAO, 2007; FAO², 2007; FAO, 2007³; KJERFVE & LACERDA, 1993).

As florestas de manguezais do Brasil apresentam distribuição descontínua, podendo apresentar um continuum de feições distintas em função do perfil da linha de costa, das frequências e amplitude das marés e pluviosidade e cobrem aproximadamente 1,38 milhões de hectares (13.800 km²), o que corresponde a cerca de 50% da área total de mangues das Américas e representam a segunda maior área deste ecossistema no mundo. Ocupam uma fração significativa do litoral, cerca de 6.800 km, estendendo-se desde Oiapoque, Estado do Amapá (4°30'N), até seu limite sul na Praia do Sonho, em Santa Catarina (28°53'S) (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002; KJERFVE & LACERDA, 1993).

As mais extensas florestas de mangue no Brasil estão no Amapá, Pará e Maranhão favorecidas pela amplitude de maré (8 metros em média) e elevada pluviosidade ultrapassando 5.000mm/ano. A espécie mais difundida ao longo da costa brasileira é a *Rhizophora mangle* (HERZ, 1991; FAO², 2007).

O manguezal é composto por uma cobertura vegetal típica, com desenvolvimento de flora especializada, caracterizada por espécies arbóreas que lhe conferem fisionomia peculiar (feição “mangue”). No Brasil, as espécies arbóreo-arbustivas de mangue são encontradas em associação e pertencem a quatro gêneros (Quadro 01). Espécies do gênero Hibiscus, Acrostichum e Spartina também são comuns e frequentemente são encontradas em associação (HERZ, 1991; SCHAEFFER-NOVELLI, 2002; FAO², 2007).

Quadro 01: Gêneros e respectivas espécies de mangues encontradas no Brasil.

GÊNERO	ESPÉCIE
RHIZOPHORA	<i>Rhizophora harrisonii</i> <i>Rhizophora mangle</i> <i>Rhizophora racemosa</i>
AVICENNIA	<i>Avicennia germinans</i> <i>Avicennia schaueriana</i>
LAGUNCULARIA	<i>Laguncularia racemosa</i>
CONOCARPUS	<i>Conocarpus erectus</i>

Fonte: Adaptado de FAO², 2007.

Na região Nordeste do Brasil foi registrado cinco espécies: *Rhizophora mangle* L., *Avicennia schaueriana* Stapf. & Leech, *A. germinans* L., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn e *Conocarpus erectus* L.. A diversidade entre os estuários como geomorfologia e extensão bem como das condições ambientais, por exemplo, a salinidade, na escala local acabam por dificultar um padrão espacial de dispersão das espécies (CINTRÓN & SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; KJERFVE & LACERDA, 1993; LACERDA, 2002).

O mangue está exposto a lavagens diárias pelas marés, exporta material particulado (folhas, galhos, propágulos), a ser decomposto nos corpos d’água adjacentes (rios, estuários, águas costeiras). Nas porções mais internas do manguezal, caracterizadas por relevo ora mais elevado (feição “apicum”) ora por depressões, a serrapilheira acaba

sendo decomposta no próprio local, propiciando exportação de matéria orgânica dissolvida, de grande valor ecológico para área que extrapola a do próprio ecossistema (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002).

A feição “apicum”, embora desprovida de vegetação vascular - espécies típicas de mangue, - pertencente ao domínio do ecossistema manguezal, atua como reservatório de nutrientes e suporte para fases de ciclos biológicos de espécies da fauna associada ao manguezal, entre inúmeras outras funções imprescindíveis à manutenção da própria zona costeira. Nessas áreas tal feição se apresenta como clareiras de solo exposto ou com vegetação rasa, havendo pouca influência das águas das marés, rios e chuvas (três meses de seca) e a salinidade é geralmente alta não permitindo a presença de plantas. Nessas “clareiras” do manguezal, podem ser identificadas associações vegetais de porte herbáceo, como *Sesuvium portulacastrum*, *Eleocharis mutata*, *Sporobolus virginicus* e *Salicornia virginica* e de microorganismos como algas, adaptados a conviver com as condições físico-químicas dominantes (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002; SOARES, 1995; HADLICH et al., 2009).

Durante milhares de anos, o ecossistema manguezal vem constituindo um importante recurso econômico utilizado pelas populações costeiras dos trópicos. Por essa razão, os manguezais são usualmente considerados entre os habitats mais importantes das zonas úmidas (DUGAN, 1992).

A importância desses ecossistemas vai além do aspecto ecológico; muitas comunidades que vivem no litoral tiram seu sustento dos manguezais através da pesca artesanal e de subsistência; pescadores e catadores de moluscos e crustáceos têm nestas atividades a fonte de renda necessária à sua sobrevivência. Desta forma, a degradação do referido ambiente causa não só modificações no meio ecológico, mas também impactos sociais e econômicos (SILVA, 2006).

Os estudos desenvolvidos acerca deste ecossistema variam entre as ciências com base nas mais diversas técnicas e instrumentações disponíveis nas mais diversas escalas onde o sensoriamento remoto vem sendo amplamente utilizado.

Quanto ao sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação, este se processa a partir da detecção da radiação eletromagnética (REM) refletida pelas espécies vegetais o que possibilita inferir sobre o processo de fotossíntese através dos

pigmentos fotossintetizantes, principalmente pelas clorofilas, xantofilas e carotenos presentes principalmente nas folhas. Contudo, a absorção do espectro por esses pigmentos se dá apenas na faixa entre 0,40 a 0,72 μm , ou seja, no visível (VIS) (PONZONI & SHIMABUKURO 2007).

Comumente são utilizados para o estudo da vegetação através do sensoriamento remoto Índices de Vegetação (IV). Estes são resultados de operações algébricas entre os valores da reflectância envolvendo duas ou mais faixas espectrais. O objetivo dos IV é extrair e ampliar as informações acerca da vegetação e ao mesmo tempo minimizar os efeitos do ambiente através da combinação de duas ou mais bandas de distintas regiões do espectro (JACKSON & HUETE, 1991).

A REM interage com a folha a partir da estrutura, principalmente quanto a sua propriedade química (tipos de pigmentos), onde para o estudo do sensoriamento remoto o principal fenômeno é a reflectância, embora o feixe radioativo possa atravessar a folha por completo (transmitância) ou ser parcialmente absorvido no processo de fotossíntese (MENEZES & MADEIRA NETO, 2001).

Para a região do VIS os pigmentos fotossintetizantes clorofila **a** e **b** absorvem a REM no comprimento de onda entre 0,43 e 0,66 μm e 0,45 a 0,65 μm , respectivamente. Esses valores correspondem ao comprimento das faixas azul (B) e vermelho $\text{\textcircled{R}}$, o que leva a folha verde sadia a refletir a cor verde, perceptível aos olhos humanos. A absorção das faixas azul (B é blue) e vermelho (R é red) são fundamentais para o processo de fotossíntese. Todavia se a folha absorvesse outros comprimentos como no Infravermelho próximo (IRp) acabaria por esquentar e danificar as proteínas de maneira irreversível. Assim, refletir ou transmitir o IRp para camadas próximas ou para o solo é uma estratégia vital (JENSEN, 2009).

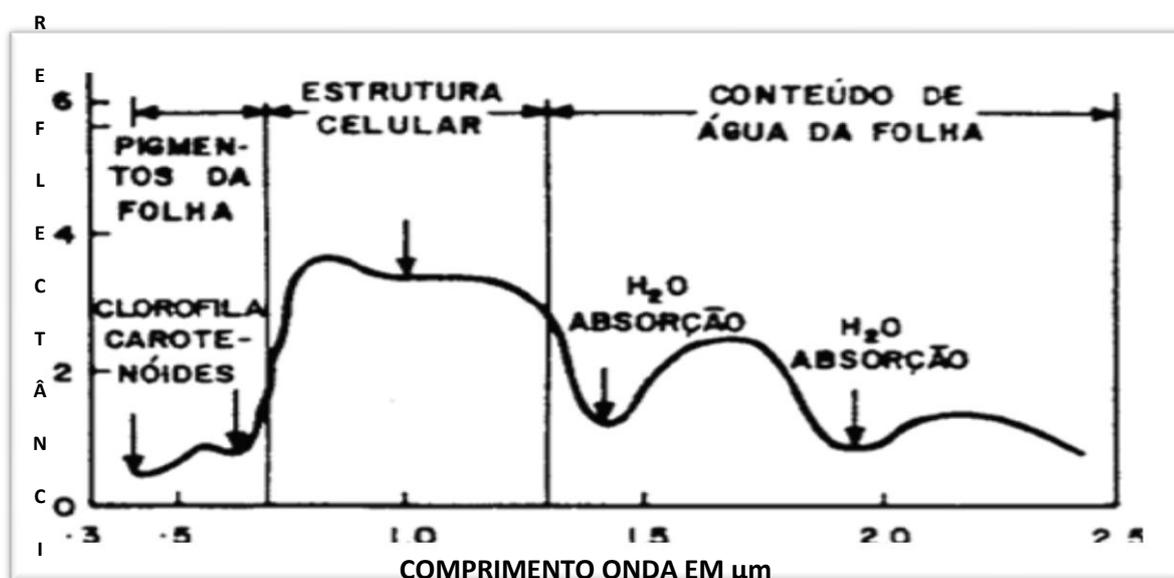
Outros pigmentos são relevantes no estudo do comportamento espectral como os carotenos (amarelo) e as xantofilas (amarelo-clara) que absorvem na região do azul. Contudo, devido à maior presença da clorofila (65%) em detrimento de outros pigmentos também absorver nessa faixa, acaba por suprimir a presença desses na análise espectral. No entanto, para uma vegetação que em determinada época do ano (outono) cessa a produção de clorofila como um sinal à perda total ou parcial das folhas no inverno, acaba por apresentar a coloração amarela dos carotenos visível aos nossos

olhos, tornando-se os mesmos importantes na análise do sensoriamento remoto quanto à sazonalidade, senescência e estresse (JENSEN, 2009).

Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2007), a reflectância de um objeto é calculada através de fatores que relacionam a intensidade de radiação refletida por um objeto com a intensidade da radiação incidente em dada região do espectro, existindo uma relação inversa entre a quantidade de água presente na folha e a radiação refletida, ou seja, quanto mais água existir no interior da folha, menor é a quantidade de radiação refletida na faixa do IRp e Infravermelho médio (IRm).

A partir dos intervalos espectrais do VIS, IRp e IRm a reflectância de um dado objeto apresenta valores distintos, onde cada constituinte da folha interfere na curva de reflectância. Na região do VIS (B-azul, G-verde e R-vermelho) são os constituintes químicos ou pigmentos fotossintetizantes os determinantes, onde os valores de reflectância serão menores e a absorptância será maior principalmente no B e R, e menor no G. Para a região do IRp, a estrutura interna da folha é o fator de maior predominância, onde quanto mais lacunosa for esta, maiores serão os valores da reflectância. No IRm a presença de água é determinante para essa faixa do espectro, pois quanto maior a quantidade dessa no interior da folha menor será a reflectância e vice-versa, observada a partir do comportamento espectral de uma folha verde sadia (Figura 02).

Figura 02: Comportamento espectral de uma folha verde sadia.



Fonte: Novo, 1989.

De acordo com Collwell (1974), a resposta espectral de uma folha quando da incidência da REM é influenciada pela morfologia interna e estrutura como a distribuição, quantidade de tecidos e espaço entre as células, bem como a quantidade de pigmentos fotossintetizantes típico de cada espécie.

Para o estudo do dossel a morfologia, fisiologia, umidade interna e a folha interferem na interação da radiação eletromagnética (MENESES & MADEIRA NETO, 2001) e comumente são utilizadas imagens de satélites para esses estudos.

Os IV utilizando as bandas espectrais dos satélites são aplicados aos estudos de monitoramento através das características ambientais ao longo do espaço e tempo, pois levam em consideração o efeito de interferência do solo, denominado efeito background, topografia e iluminação, relacionando assim a condição do dossel aos valores de pigmentos (clorofilas), conteúdo de água (estresse hídrico), borda vermelha (Red Edge) e eficiência do uso da luz (fotossíntese).

O uso de espectrorradiometria de campo e, ou, laboratorial, segundo Galvão et al. (1997), é importante quando os mesmos são aplicados em consonância às imagens de alta resolução espectral já que essas apresentam bandas estreitas e contínuas.

Em escala pontual, ou seja, da própria folha, pode-se utilizar um equipamento denominado Espectrorradiômetro de sensores não imageadores, pois detectam a REM refletida pelo alvo (PONZONI & SHIMABUKURO, 2007) a partir da emissão artificial da REM no espectro, variando de acordo com a faixa de abrangência disponível no equipamento. A REM gerada por esse é a Direcional, relativa à emissão direta com controle do ângulo de visada, bem como a posição de iluminação definida no momento da análise, bem como a faixa do espectro a ser analisada.

Partindo para um estudo pontual da folha, é sabido que para uma mesma espécie as folhas podem apresentar variações consideráveis em suas estruturas como reflexos às condições do ambiente, por exemplo, com a limitação ou excedente da disponibilidade de água. Tal variação irá refletir na interação da REM, e a faixa do espectro a ser estudada individualmente como o VIS e a reflectância no verde (G) e a absorção no azul (B) e vermelho (R) ou do Infravermelho (IR) próximo e médio (p, m) quanto à reflectância.

Para o estudo dos solos, onde incluem-se os de apicuns, de acordo com Baumgardner (1999) e Ernstrom & Lytle (1993), as pesquisas em geral se desenvolvem

no nível do conhecimento descritivo de dados quantitativos relacionados às dimensões espaciais (como resposta o mapa), dados pontuais que descrevem e quantificam propriedades específicas de um solo em determinado local e tempo na superfície da Terra.

Atualmente o conhecimento do solo tem tido na análise espectral e na interdisciplinaridade das ciências em função dos constituintes químicos, físicos, biológicos e mineralógicos do solo (MADEIRA NETTO, 2001) uma alternativa as análises laboratoriais devido as bibliotecas de resposta espectrais que há tempos estão sendo ampliadas.

Estudos de solos têm sido desenvolvidos com base no uso de espectrorradiômetros e suas respostas espectrais representam um subsídio ao conhecimento variando nas bandas de absorção variam em detrimento da constituição de cada tipo de solo (HUNT & SALISBURG, 1970).

Shepherd & Walsh (2002) afirmam que a resposta espectral do solo está direta e intimamente relacionada às suas composições químicas (pH, Fe, SO, etc.), biológicas (matéria orgânica), físicas (cor), granulométricas (tamanho dos grãos), bem como, a sua rugosidade e a umidade são muito importantes nessa análise, onde o conhecimento prévio das características relacionadas a reflectância espectral (com base em bibliotecas espectrais) dos solos inferir suas características químicas e físicas.

Logo, esta pesquisa buscou desenvolver estudos relacionados ao ecossistema manguezal do Estado de Pernambuco quanto ao uso de imagens de satélite para a análise espaço temporal da vegetação de mangue bem como ao uso de espectrorradiometria aplicado aos estudos da vegetação e dos apicuns.

Para tanto, procurou-se definir a melhor estimativa para análise espaço temporal da vegetação de mangue utilizando imagens orbitais Landsat 5 sensor TM e quantificar essa vegetação para os estuários de Pernambuco; Demonstrar o potencial de correlacionar dados espectrais e hiperespectrais para estudos dos manguezais em nível de espécies; A partir de dados hiperespectrais estudar os sedimentos superficiais dos apicuns.

REFERÊNCIAS

- BAUMGARDNER, M. F. **Soil databases**. In: SUMNER, M.E., ed. Handbook of soil science. Boca Raton, CRC Press, 1999. p.H1-H4.
- COLLWELL, J. E. **Vegetation canopy reflectance**. Remote Sensing of Environment, v.3, n.3, p.175-183, 1974.
- ERNSTROM, D. J. & LYTLE, D. J. **Enhanced soils information systems from advances in computer technology**. Geoderma, 60:327-341, 1993.
- FAO-Food and Agriculture Organization of the United Nations. **State of the World's Forests**. Rome, 2011, 165p.
- FREIRE, G. S. S.; OLIVEIRA, A. M. E. Mangroves of northeastern Brazil. Pp. 14-15. In: Lacerda, L. D. & Field, C. D. (Eds). **Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions**. Okinawa: International Tropical Timber Organization/International Society for Mangrove Ecosystems (ITTO/ISME). 1993. 28p.
- GALVÃO, L. S.; VITORELLO, I. & FORMAGGIO, A. R. **Relationship of spectral reflectance and color among surface and subsurface horizons of tropical soil profiles**. Remote Sensing of Environment, v.61, p.24-33, 1997.
- HUNT, G.R. & J. W. SALISBURY. **Visible and infrared spectra of minerals and rocks: II. Carbon**. Modern Geol., 2: 23-30. 1970.
- INPE-Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **CBERS Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres**. Disponível em <http://www.cbbers.inpe.br/?content=lancamento1>. Acesso em 01 novembro de 2011.
- JACKSON, R. D. & HUETE, A. R. **Interpreting vegetation indices**. Preventive veterinary Medicine, 11 185-200. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 1991.
- JENSEN, J. R. **Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres**. Tradução José Carlos Neves Epiphanyo (Coordenador)... [et al]. São José dos Campos, SP: Parêntese, 2009.

LILLESAND, T. M. & KIEFER, R. W. **Remote Sensing and Image Interpretation**. 2a Edition. New York. John Wiley & Sons. 2000. 721p. Forestry, Lake Buena Vista, Florida, 10-12 January 2000.

LINNEWEBER, V., DE LACERDA, L. D. **Mangrove Ecosystems: Function and Management**. Springer, Berlin. 2002.

LIU, W. T. H. **Aplicações de Sensoriamento Remoto**. Campo Grande: Ed. UNIDERP, 2007.

LUCENA, I.; MACIEL, V. E. O.; SILVA, J. B.; GALVÍNCIO, J. D. & PIMENTEL, R. M. M. **Leaf structure of mangrove species to understand the spectral responses**. Journal of Hyperspectral Remote Sensing. 02 (2011) 019-031.

MADEIRA NETTO, J. S. **Sensoriamento remoto - reflectância dos alvos naturais**. Brasília, DF: UnB; Planaltina: EMBRAPA Cerrados, p.127-147. 2001.

MANSON, F. J., LONERAGAN, N. R., PHINN, S. R. **Spatial and temporal variation in distribution of mangroves in Moreton Bay, subtropical Australia: a comparison of pattern metrics and change detection analyses based on aerial photographs**. Estuarine, Coastal and Shelf Science 57, 653-666. 2003.

NOVO, E. M. M. **Sensoriamento Remoto: Princípios e aplicações**. São Paulo. Edgard Blucher. 1989. 308p.

PIRES, E. G. **Comportamento espectral dos sensores**. Escola Técnica Federal de Palmas, 2005, p. 1-23.

PONZONI, F. J. & SHIMABUKURO, Y. E. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação**. São Jose dos Campos: Editora Parêntese, 2007. 127p.

SHEPHERD, K. D. & WALSH, M.G. **Development of reflectance spectral libraries for characterization of soil properties**. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.66, p. 988-998, 2002.

SOUZA, R. C. A. & KUX, H. J. H. **Comportamento espectral e alvos urbanos: Simulação com as bandas espectrais do satélite CBERS** (www.inpe.br/bibliotecavirtual) em 05/08/2008.

http://geol.hu/data/online_help/Vegetation_Indices.html. **Índices de Vegetação**. Acesso em 02 de novembro de 2011.

CAPÍTULO I

MANGUEZAIS NO ESTADO DE PERNAMBUCO: MAPEAMENTO UTILIZANDO SENSORIAMENTO REMOTO

RESUMO

Em toda a Terra imagens de satélites são utilizadas para monitorar, quantificar, mapear e acompanhar a qualidade dos recursos humanos e terrestres. Neste trabalho buscou-se analisar ao longo do tempo e espaço a vegetação de mangue nas áreas estuarinas de Pernambuco utilizando imagens TM do Landsat 5 obtidas entre os anos de 1987 a 2010. De acordo com os resultados obtidos das onze áreas analisadas no período dos últimos 22 anos contabilizou-se um aumento de 910,4 hectares. Os estuários que apresentaram aumento são os do Goiana, Canal de Santa Cruz, Timbó, Jaboatão/Pirapama, Ipojuca, Maracaípe e Rio Formoso. Por outro lado Itapessoca, Sirinhaém e Una apresentaram redução. Os fatores que propiciaram o aumento da vegetação de mangue foram a expansão das áreas de inundação pelas águas de marés, possivelmente em decorrência do aumento relativo do nível do mar. As reduções da vegetação de mangue ocorreram em consequência da expansão de núcleos urbanos, desmatamento e instalação de fazendas de camarão.

Palavras chave: Classificação supervisionada, mudanças climáticas, Landsat TM, mangue, apicum.

CHAPTER I

ABSTRACT

Across the Earth satellite images are used to monitor, quantify, map and monitor the quality of human and land resources. This work aimed to analyze over time and space the mangrove vegetation in estuarine areas of Pernambuco using Landsat 5 TM images acquired between the years 1987 to 2010. According to the results obtained of the eleven areas analyzed within the last 22 years, it was recorded an increase of 910.4 ha. The estuaries that showed an increase are those of Goiás, Santa Cruz Channel, Timbo, Jaboatão / Pirapama Ipojuca Maracaípe and Rio Formoso. On the other hand, the estuaries of Itapessoca, Sirinhaém and Una were reduced. The factors that led to the increase in mangrove vegetation were the expansion of areas of flooding by tidal waters, possibly due to the relative increase in sea level. The reductions of mangrove vegetation occurred as a result of urban expansion, deforestation and installation of shrimp farms.

Keywords: supervised classification, climate change, Landsat TM, mangrove, salt flat.

2.1 INTRODUÇÃO

O estado de Pernambuco ao longo de seus 187 km de costa apresenta quinze áreas estuarinas, todas com a presença de manguezal. Esse ecossistema é naturalmente utilizado por comunidades pesqueiras para seu sustento e como atividade econômica rentável, berçário de espécies dulcícolas e marinhas que utilizam esses ambientes em alguma fase de seu ciclo de vida, ou como área de lazer pelos humanos em função da beleza cênica e águas abrigadas.

O mangue está exposto a lavagens diárias pelas marés e exporta material particulado (folhas, galhos, propágulos) a ser decomposto nos corpos d'água adjacentes (rios, estuários, águas costeiras). Nas porções mais internas do manguezal, caracterizadas por relevo ora mais elevado (feição "apicum") ora por depressões, a serrapilheira acaba sendo decomposta no próprio local, propiciando exportação de matéria orgânica dissolvida, de grande valor ecológico para área que extrapola a do próprio ecossistema (SCHAEFFER-NOVELLI, 2002).

A importância desse ecossistema vai além do aspecto ecológico; muitas comunidades que vivem no litoral tiram seu sustento dos manguezais através da pesca artesanal e de subsistência. Pescadores e catadores de moluscos e crustáceos têm nestas atividades a fonte de renda necessária à sua sobrevivência. Desta forma, a degradação do referido ambiente causa não só modificações no meio ecológico, mas também impactos sociais e econômicos (SILVA, 2006).

Os desequilíbrios ambientais em áreas de mangue causados por ações antrópicas como aterro, desmatamento, poluição por efluentes industriais e esgotos afetam a biodiversidade e comprometem os meios de vida das populações tradicionais que dependem desses recursos para sua subsistência.

O mapeamento pioneiro dos manguezais brasileiros foi realizado por Herz (1991), baseado em imagens disponíveis para o ano de 1978. Embora limitado à época pela disponibilidade de instrumentos de sensoriamento remoto, é o estudo mais detalhado existente para essas formações vegetais no Brasil, permitindo comparação com a cobertura atual.

Segundo o estudo "Estado Atual de Conservação e Uso de Manguezais do Litoral Brasileiro", desenvolvido pela Universidade Federal Rural de Pernambuco

(UFRPE) para a Sociedade Internacional de Ecossistemas de Mangue (ISME) (LACERDA et al., 2006), aproximadamente 80% destas áreas estão nas regiões Norte e Nordeste, especialmente nos estados do Amapá, Pará e Maranhão. Apesar de ainda terem extensão relativamente grande no País, estes ecossistemas sofreram uma redução de 46,4% num período de catorze anos, passando de 25 mil quilômetros quadrados em 1983 a 13,4 mil quilômetros quadrados em 1997.

O Instituto de Ciências do Mar/UFC e a Sociedade Internacional para Ecossistemas de manguezal (ISME-Br) realizaram um “Estudo das Áreas de Manguezais do Nordeste do Brasil: Avaliação das áreas de manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco”. Neste estudo, publicado por Lacerda et al. (2006), efetuou-se o levantamento da distribuição desses ecossistemas nos referidos Estados e comparou os resultados obtidos com os levantamentos Herz (1991) e com dados compilados durante o período 1986-1992, oriundos de fontes diversas. Lacerda et al. (2006) identificaram, para Pernambuco, 11 regiões de ocorrência de manguezais para o ano de 2001, correspondendo a uma área total de 161,38 km². De acordo com estes autores, mesmo quando comparado aos dados de Freire & Oliveira (1993), a área de manguezais pernambucanos mostra um acréscimo ainda maior, de 83,28 km², correspondendo a aproximadamente 107% de aumento em relação àquelas estimativas para a década de 1990.

Coelho & Torres (1983), por sua vez realizaram mapeamento dos manguezais do estado de Pernambuco utilizando fotografias aéreas das décadas de 1970/71 e quantificaram 17.372 ha desse ecossistema para o período.

Para o Litoral Norte e Sul (CPRH, 2003 a e b) foi avaliada a extensão das áreas estuarinas através da comparação dos dados obtidos pela FIDEM (1987) e por Bryon (1994), tendo sido observado que, apesar de protegidas pela Lei 9.931/86, estas áreas não ficaram isentas de usos/atividades impactantes, uma vez que foi estimada uma redução em alguns estuários.

Para tanto, o objetivo desta pesquisa foi analisar espaço-temporalmente os manguezais de Pernambuco utilizando sensoriamento remoto. Inicialmente, buscou-se através do uso de imagens do TM Landsat 5 identificar e definir o melhor critério destinado ao mapeamento da vegetação de mangue e a quantificação desta em três

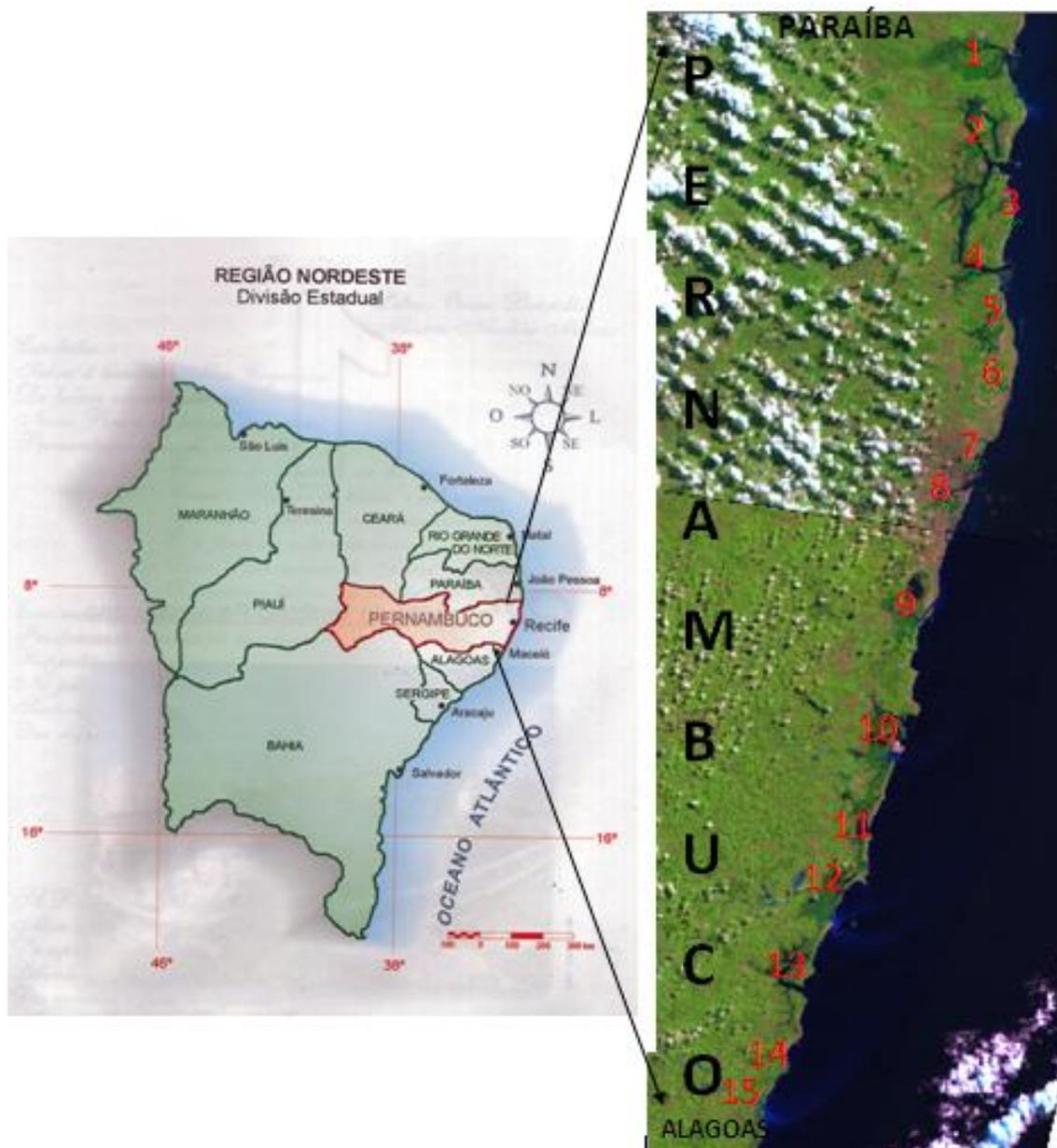
décadas com intervalos médios de dez anos além da identificação dos fatores de supressão ou aumento. Foram utilizadas as seguintes estimativas para gerar mapas de uso e ocupação da terra: Reflectância, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS), Índice de Área Folia (IAF), Albedo da superfície e Índice de Vegetação Realçado (EVI

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

A área de estudo corresponde aos estuários do Estado de Pernambuco, exceto os de Jaguaribe, Paratibe, Beberibe, Capibaribe e Mamucabas/Ilhetas. Esses foram excluídos em função da área reduzida do estuário para análise com imagens TM Landsat que apresenta resolução espacial de 30 m x 30 m, ou seja, cada pixel possui área de 900 m². De acordo com Silva et al. (2011) este Estado tem 15 estuários (Figura 01) ao longo dos seus 187 km de costa, todos com presença do ecossistema manguezal.

Figura 01: Áreas estuarinas do estado de Pernambuco: 1-Estuário do Goiana; 2-Estuário de Itapessoca; 3-Estuário do Jaguaribe; 4-Estuário do Canal de Santa Cruz; 5-Estuário do Timbó; 6-Estuário do Paratibe; 7-Estuário do Beberibe; 8-Estuário do Capibaribe; 9-Estuário do Jaboatão; 10-Estuário do Ipojuca; 11-Estuário do Maracaípe; 12-Estuário do Sirinhaém; 13-Estuário do Formoso; 14-Estuário Mamucabas/Ilhetas; 15-Estuário do Una.



Fonte: Silva et al. (2011).

Mapeamento

1- Aquisição das imagens:

Todas as imagens TM Landsat 5 foram adquiridas no sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As informações correspondentes à órbita, ponto, dia, ângulo de elevação do Sol e distância relativa Terra-Sol de cada imagem constam na Tabela 01. Foram utilizadas todas as bandas, à exceção da banda 6 com resolução espacial de 120 m e suas informações são da faixa termal do espectro eletromagnético. A escolha de cada imagem se deu em função da ausência ou menor presença de nuvens sobre a área de estudo. Para cada estuário procurou-se selecionar três imagens com intervalo médio de 10 anos, importante para a análise espaço temporal. A escala cartográfica variou em função da área de estudo.

Tabela 01: Imagens utilizadas, respectivas datas, ângulo de elevação do Sol. sen E, dr (adimensional).

ESTUÁRIO	DATA IMAGEM	ÂNGULOS DE ELEVAÇÃO DO SOL		
			sen E	dr
GOIANA	08.10.2010	63,2127	0,8926	0,999121
	24.07.2000	46,3123	0,7231	1,015819
	05.06.1988	44,9961	0,7070	1,014612
ITAPESSOCA	08.10.2010	63,2127	0,8926	0,999121
	18.09.1997	55,9257	0,8283	1,004811
	05.06.1988	44,9961	0,7070	1,014612
CANAL ST ^a CRUZ	08.10.2010	63,2127	0,8926	0,999121
	26.09.2000	58,7625	0,8550	1,002281
	05.06.1988	44,9961	0,7070	1,014612
TIMBÓ	08.10.2010	63,2127	0,8926	0,999121
	26.09.2000	58,7625	0,8550	1,002281
	18.05.1993	45,6073	0,7145	1,011217
JABOATÃO	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	14.08.1996	44,2654	0,6979	1,012863
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693

ESTUÁRIO	DATA IMAGEM	ÂNGULOS DE ELEVAÇÃO DO SOL	sen E	dr
IPOJUCA	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	14.08.1996	44,2654	0,6979	1,012863
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693
MARACAÍPE	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	10.05.1996	43,2212	0,6848	1,009643
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693
SIRINHAÉM	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	14.08.1996	44,2654	0,6979	1,012863
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693
FORMOSO	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	10.05.1996	43,2212	0,6848	1,009643
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693
MAMUCABAS/ ILHETAS	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	14.08.1996	44,2654	0,6979	1,012863
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693
UNA	06.09.2010	56,6385	0,8352	1,007995
	10.05.1996	43,2212	0,6848	1,009643
	10.07.1989	42,2088	0,6718	1,016693

2- Empilhamento

Foi realizado o empilhamento das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 e a reprojeção de WGS 84 para SAD 69, Datum SAD 69 e coordenadas UTM.

3- Registro da imagem

Foi realizado utilizando-se a ferramenta Raster – set drop point do Erdas Img. A partir de um ponto referência de uma imagem já registrada foi possível proceder a ortorretificação.

4- Modelo Digital de Elevação (MDE)

Foi obtido no sítio do INPE para a órbita 214 ponto 65 a imagem 26 de agosto de 2006 juntamente com a imagem do Landsat 5. Não foi encontrado o MDE para a órbita 214 ponto 66.

5- Recorte das áreas

Os recortes dos quinze estuários foram realizados através da criação de shapes que respeitasse o limite do manguezal para cada área.

6- Calibração radiométrica

Foi obtida segundo a equação de Markham & Baker (1987):

$$L_{\lambda_i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{255} ND$$

onde, a_i e b_i são as radiâncias espectrais mínima e máxima ($Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$); ND é a intensidade do pixel; e i corresponde as bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7) do TM Landsat 5.

7- Cálculo da reflectância

Para o cômputo da reflectância foi usada a seguinte equação (Allen et al., 2002):

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda_i}}{k_{\lambda_i} \cdot \cos Z \cdot d_r}$$

onde L_{λ_i} é a radiância espectral de cada banda, k_{λ_i} é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($Wm^{-2} \mu m^{-1}$), Z é o ângulo zenital solar e d_r é o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol (r_0) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DSA), que de acordo com Iqbal (1983), é dada por:

$$d_r = 1 + 0,033 \cos(DSA \cdot 2\pi / 365)$$

onde DSA representa o dia sequencial do ano e o argumento da função cos está em radianos.

A reflectância é definida como a razão entre o fluxo de radiação solar refletido e o fluxo da radiação solar incidente (BASTIAANSSEN et al., 1998; ALLEN et al., 2002; SILVA et al., 2005) podendo ser expressa em porcentagem (JENSEN, 2009). Contudo, quando da classificação supervisionada foram empregados os seus valores absolutos.

8- Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN)

É obtido através da razão entre a diferença das refletividades do IV-próximo (ρ_{IV}) e do vermelho (ρ_V), pela soma das mesmas (Rouse et al., 1974):

$$IVDN = \frac{\rho_{IV} - \rho_V}{\rho_{IV} + \rho_V}$$

onde ρ_{IV} e ρ_V correspondem, respectivamente, às reflectâncias das bandas 4 e 3 do Landsat 5 TM.

9- Índice de Vegetação Ajustada ao Solo (IVAS)

Índice que busca amenizar os efeitos do “background” do solo segundo a expressão (HUETE, 1988):

$$IVAS = \frac{(1+L)(\rho_{IV} - \rho_V)}{(L + \rho_{IV} + \rho_V)}$$

onde ρ_{IV} e ρ_V equivalem às reflectâncias das bandas 4 e 3 do Landsat 5 – TM e o L com valor que pode variar entre 0,1 a 0,5. Nesta pesquisa utilizou-se o valor de L: 0,16

10- Índice de Área Foliar (IAF)

Definido pela razão entre a área foliar de toda a vegetação por unidade de área utilizada por essa vegetação, é um indicador da biomassa de cada pixel da imagem calculado pela equação (Allen et al., 2002):

$$IAF = -\frac{\ln\left(\frac{0,69 - IVAS}{0,59}\right)}{0,91}$$

em que IVAS é o índice de vegetação com ajuste no solo.

11- Albedo superficial

O albedo planetário foi determinado pela soma da reflectância monocromática de todas as bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7) e são as reflectâncias obtidas segundo a equação:

$$\alpha_{toa} = 0,293\rho_1 + 0,274\rho_2 + 0,233\rho_3 + 0,157\rho_4 + 0,033\rho_5 + 0,011\rho_7$$

O albedo corrigido dos efeitos atmosféricos α dado por (BASTAMSEN et al., 1990)

$$\alpha = \frac{\alpha_{toa} - \alpha_p}{\tau_{sw}^2}$$

onde α_{toa} é o albedo planetário, α_p é a da radiação solar refletida pela atmosfera, que varia entre 0,025 e 0,04, e optou-se por usar o valor 0,03. Com base em Bastiaanssen (2000) τ_{sw} é a transmissividade atmosférica que para condições de céu claro, pode ser obtida por (Allen et al., 2002):

$$\tau_{sw} = 0,75 + 2.10^{-5} z$$

onde z é a altitude de cada pixel (m). Neste trabalho utilizou-se o modelo digital de elevação (DEM) disponível no sítio do INPE para o ponto 65, enquanto o ponto 66 utilizou-se uma altitude média do terreno.

12- Índice de Vegetação Realçado-EVI foi proposto por Huete et al. (1997) é considerado um IVDN modificado, contendo fator de ajuste para solos (L) e dois coeficientes ($C1$ e $C2$) de acordo com a equação:

$$EVI = G \frac{\rho_{IV} - \rho_V}{\rho_{IV} + C1\rho_V + C2\rho_{blue} + L} (1 + L)$$

Onde $C1 = 6,0$; $C2 = 7,5$; $L = 1,0$ e $G = 2,5$.

13- Classificação não supervisionada

Procedeu-se a classificação não supervisionada utilizando-se a imagem 08 de outubro de 2010 em separado a Reflectância, o Albedo da Superfície, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (IVDN), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (IVAS), Índice de Área Foliar (IAF) e o Índice de Vegetação Realçado (EVI). Todo o processo foi realizado utilizando o Erdas 2010 do Laboratório de Cartografia Digital, Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto (LABINFO) da Universidade Federal de Campina Grande. O Erdas 2010 usa o algoritmo ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique) para realizar uma classificação não-supervisionada através do processamento temático de cada raster e recalcula estatisticamente através de análise de grupos cada classe promovendo assim uma auto-organização de cada classe. O método de agrupamento ISODATA utiliza a fórmula da distância mínima espectral para formar os grupos. O número de interação utilizado nas análises foi seis, que a cada nova interação desloca o meio desses grupos até a sexta. Ainda de acordo com o tutorial do Erdas este número de interações é suficiente pois gera uma percentagem máxima de pixels inalterados. O limiar de convergência foi de 0,95, significando que 95% ou mais dos pixels devem ficar no mesmo grupo entre a interação. Para todas as estimativas definiu-se o número de dez classes, onde a primeira classe atribuiu-se a cor branca, a segunda cor vermelha, a terceira verde claro, a quarta verde escuro, a quinta verde claro, a sexta magenta, a sétima amarela, a oitava verde escuro, a nona cinza e a décima marro. Após a atribuição de cores buscou-se confrontá-las com imagem do Google Earth da mesma área para identificar a estimativa que melhor separou a vegetação de mangue. Após dar cor a cada uma das dez classes no Erdas 2010 exportou-se para o ArcGis 10 para arte final, esse também com licença do LABINFO. As variáveis a ser identificadas foram: Água, Outro tipo de vegetação, Mangue, Solo exposto, Alagado e Borda.

14- Classificação supervisionada

Foi aplicada apenas para a vegetação de mangue definida na cor verde escuro para uma melhor visualização com base em imagem do Google Earth.

15- Uso e ocupação da terra

A reflectância foi a que melhor separou a vegetação de mangue, logo, para o uso e ocupação da terra buscou-se através da classificação supervisionada definir as classes de acordo com a ocupação. A classe Mangue (vegetação típica); Alagado (representa solo geralmente exposto sob influência de inundação das marés e os apicuns); Outro tipo de vegetação (representando todo tipo de vegetação que não a de mangue); Solo exposto/Área urbana (para áreas de solo sem cobertura vegetal e áreas construídas que não estivessem sobre influência das marés); Água (para os corpos hídricos). O objetivo foi melhor espacializar para visualização e quantificação em número de pixels de cada classe.

16- Trabalho de Campo no estuário de Itapessoca

Foi realizada a identificação de quarenta e cinco pontos pré-definidos em gabinete das áreas que representassem mangue, apicum, solo exposto/área urbana, outros tipos de vegetação com base no item 15 da Metodologia entre os dias 15 a 19 de agosto de 2011. O objetivo foi validar e ou ajustar a Figura 02 de uso e ocupação da terra gerada em laboratório com os pontos visualizados em campo. Utilizou-se máquina digital e GPS Garmim Etrex Vista para validação dos pontos em campo, onde foi percorrido o estuário em parte por terra (carro e a pé) e outra pelos canais (baitera) de acordo com as classes e respectivas coordenadas (Anexo 01). Cada ponto foi visitado e analisado de acordo com as variáveis estabelecidas no item 14 da metodologia.

17- Quantificação das áreas de mangue

Foi realizado para todas as imagens selecionadas (Tabela 01) e em seguida, calculou-se o número de pixels transformando-o em área para verificar se houve aumento, diminuição ou estagnação da classe mangue. Para quantificação das áreas isolou-se o número de pixels referentes à classe, multiplicou-se o número de pixels por 900 m² que é a área de cada pixel do TM, obtendo-se então a área total.

18- Estatística para validação

Empregou-se estatística Kappa para avaliação da exatidão temática (classes) e geométrica externa (acurácia das coordenadas da imagem em relação ao ponto

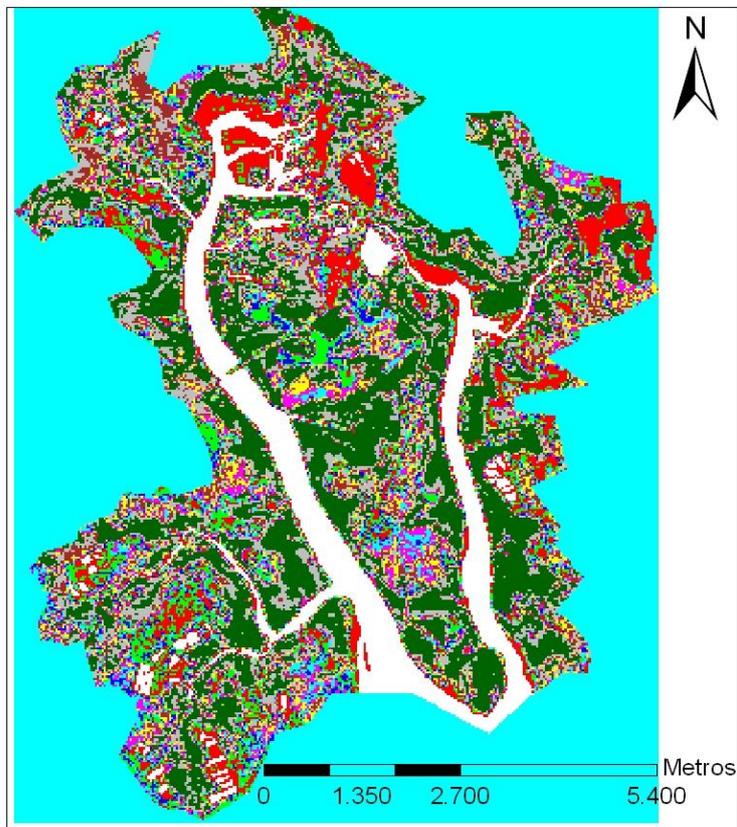
de referência). Segundo Congalton & Green (1999) a precisão de um mapa pode ser medida em função de dois critérios: a exatidão temática e a geométrica. A primeira refere-se ao nível de associação entre os objetos mapeados e a realidade do terreno. A segunda diz respeito ao ajuste dos objetos no mapa em relação a sua posição no terreno. A avaliação geométrica de uma imagem se divide na análise da geometria interna e externa segundo Ford & Zanelli (1985) e Lunetta et al. (1991). A interna trata de quão similar é a imagem e o terreno nela representado, enquanto a externa refere-se a acurácia das coordenadas da imagem em relação ao ponto de referência, ou seja, a acurácia da localização do objeto.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A escolha da estimativa para melhor identificação da vegetação de mangue teve por base a análise das figuras 02 a 07. Cada figura corresponde a uma estimativa (IVDN; IVAS; IAF; EVI; ALBEDO e Reflectância), onde a cor verde representa a vegetação de mangue. As demais cores não estão relacionadas as classes que são identificadas e definidas no mapeamento de uso e ocupação da terra no Capítulo II.

Ao confrontar as figuras observou-se que o IVDN (Figura 02), IVAS (Figura 03), IAF (Figura 04) e o EVI (05) por serem índices que trabalham com vegetação acabaram por agregar a vegetação de mangue e outros tipos de vegetação em uma classe única, não permitindo assim o estudo isolado do mangue. O Albedo reduziu a vegetação de uma maneira geral não reconhecendo áreas vegetadas. A Reflectância (Figura 07) foi aquela que apresentou o melhor resultado para a vegetação de mangue em espacialização.

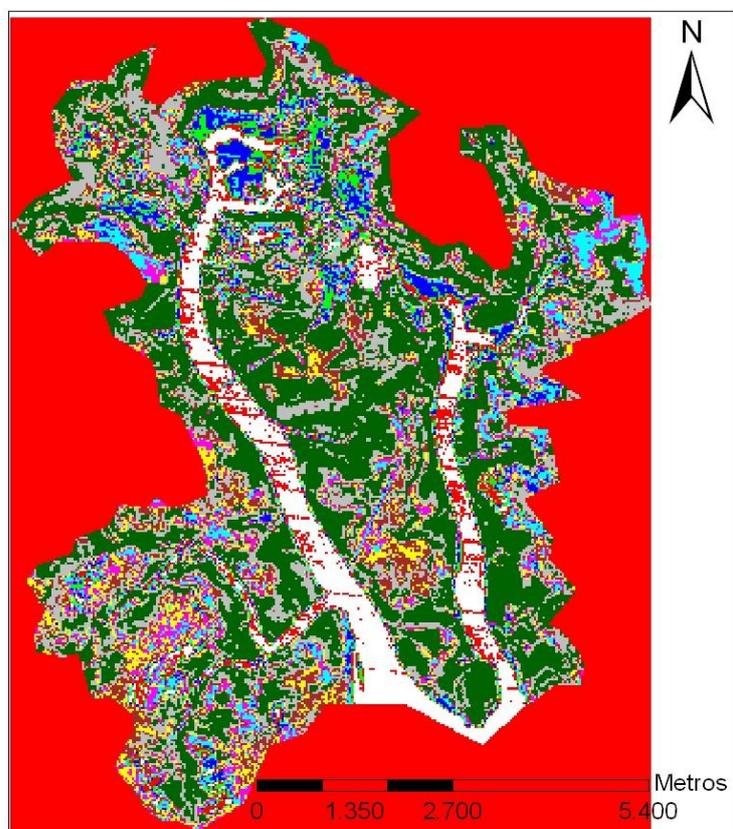
Figura 02: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o IVDN para o Estuário de Itapessoca ano 2010.



Legenda

- | | | | |
|---|---------|---|---------|
|  | Class 1 |  | Class 6 |
|  | Class 2 |  | Class 7 |
|  | Class 3 |  | Class 8 |
|  | Class 4 |  | Class 9 |
|  | Class 5 |  | MANGUE |

Figura 03: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o IVAS para o Estuário de Itapessoca ano 2010.



Legenda

Class 1	Class 6
Class 2	Class 7
Class 3	Class 8
Class 4	Class 9
Class 5	MANGUE

Figura 04: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o IAF para o Estuário de Itapessoca ano 2010.

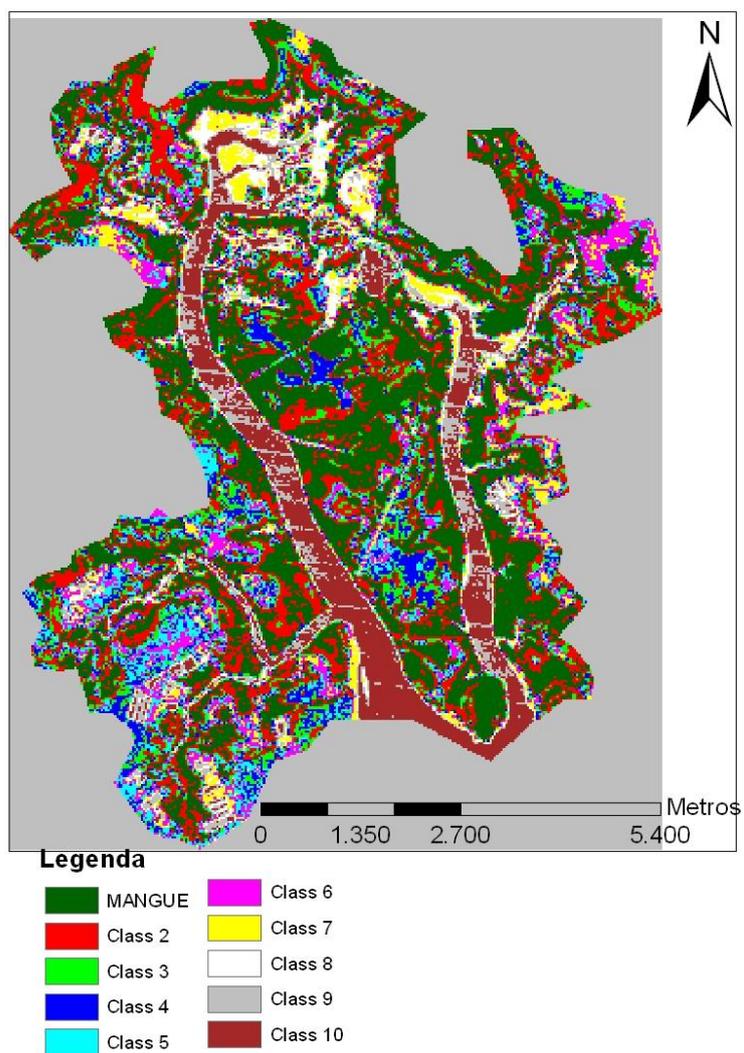
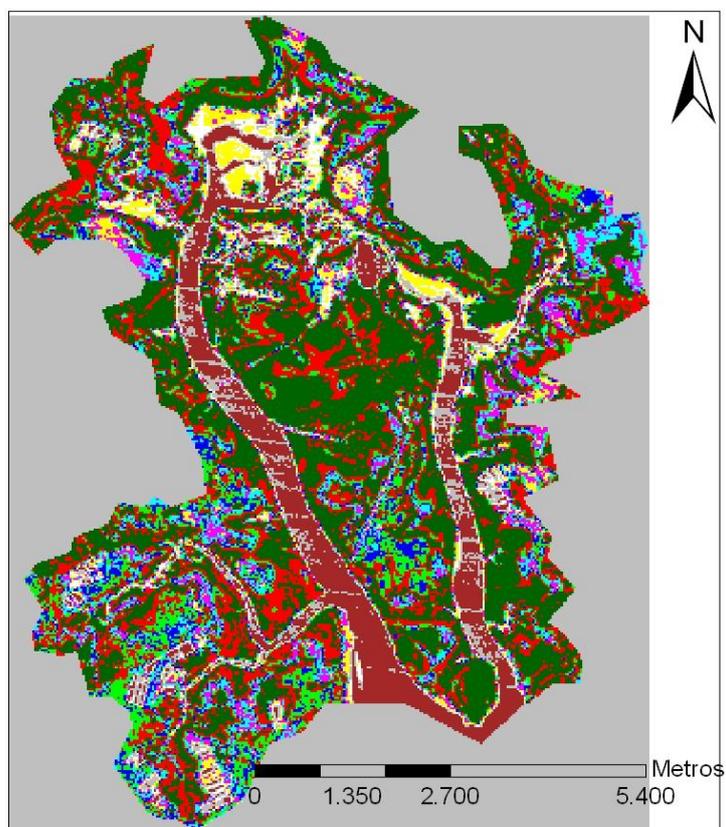


Figura 05: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o EVI para o Estuário de Itapessoca ano 2010.



Legenda

- | | |
|---|--|
|  MANGUE |  Class 6 |
|  Class 2 |  Class 7 |
|  Class 3 |  Class 8 |
|  Class 4 |  Class 9 |
|  Class 5 |  Class 10 |

Figura 06: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o Albedo para o Estuário de Itapessoca ano 2010.

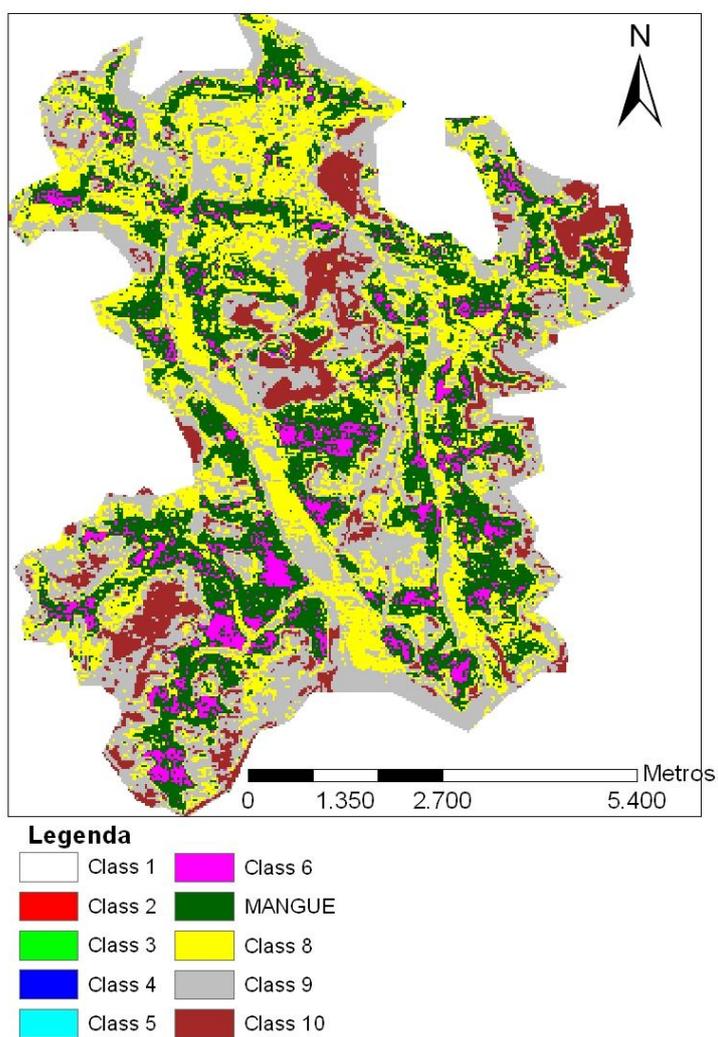
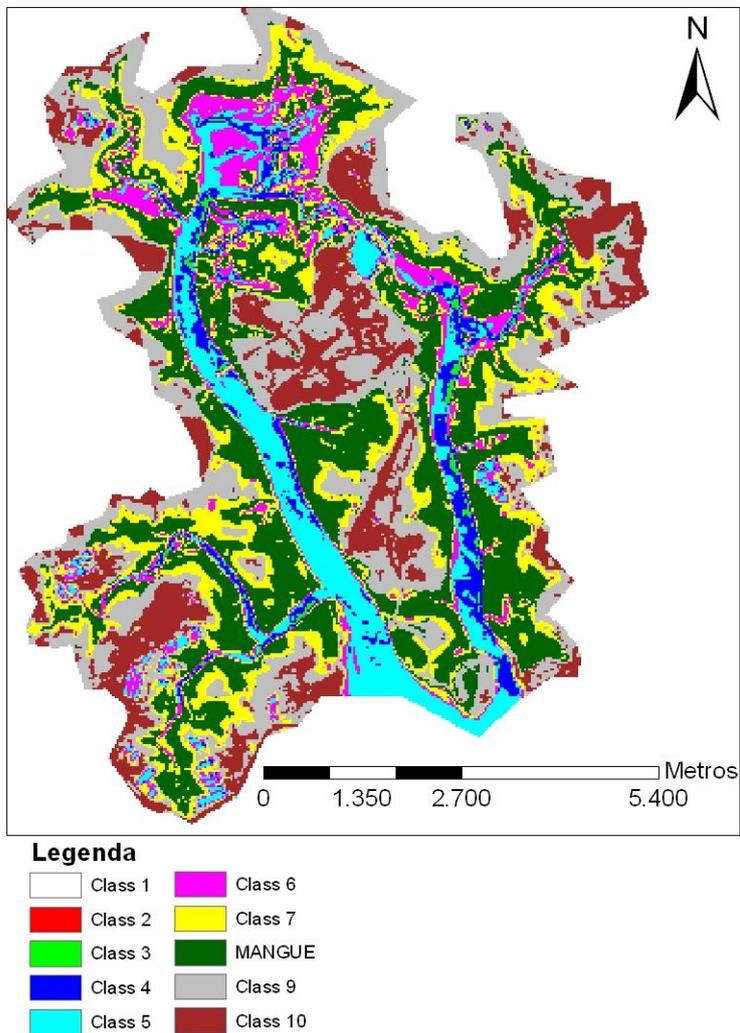


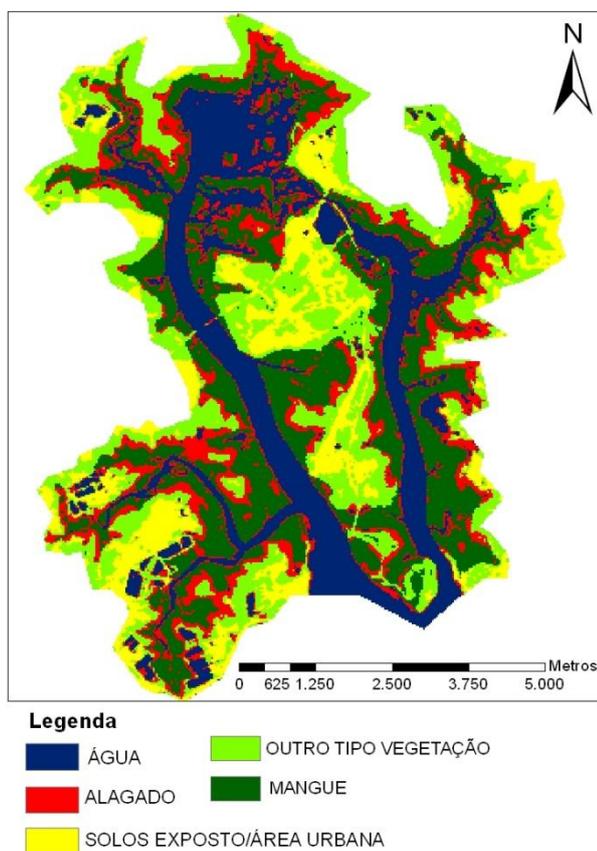
Figura 07: Identificação da vegetação de mangue de acordo com o Reflectância para o Estuário de Itapessoca ano 2010.



Identificação das classes para o uso e ocupação da terra e validação em campo com base na reflectância

A Figura 08 retrata o uso e ocupação da terra para o estuário de Itapessoca de acordo com as classes: Água, Alagado, Solo exposto/Área urbana, Outro tipo de vegetação e Mangue.

Figura 08: Mapa de uso e ocupação da terra de acordo com a Reflectância para o Estuário de Itapessoca ano 2010.



A **Água** conglomerou toda a massa líquida dos rios, canais, lagos e tanques de carcinocultura, (Figura 02).

O **Alagado** apresentou características ora de apicum nas bordas internas a vegetação de mangue por suas peculiaridades de solo exposto salino e com presença de água decorrente da variação das marés, ora das várzeas lamosas das bordas dos canais e camboas sob influência das marés formando assim a classe Alagado.

A classe **Solo exposto/Área urbana** embora tenha característica análoga ao apicum e por vezes com conteúdo de água em função da precipitação pluviométrica ou ascensão do lençol freático foi diferenciado do Alagado possivelmente em decorrência das características físicas e químicas distintas. A área urbana reflete similar ao solo exposto.

Quando à classe **Outro tipo de vegetação** essa compreendeu monoculturas de cana de açúcar e coco, resquícios de Mata Atlântica e agricultura de subsistência se

diferenciando da vegetação de mangue. Tal separação foi é decorrente do fluxo radiante refletido pelo dossel do mangue que apresenta fechamento relativo permitindo o efeito de background, ou seja, a absorção de parte da reflectância ora pela água quando da maré alta, ora pelo solo escuro característico desse ambiente.

O **Mangue** embora tenha por característica vegetação verde e densa, apresentou diminuição da reflectância em relação às demais em função das características das copas relativamente menos fechadas permitindo a penetração da radiação eletromagnética (REM) que é absorvida ora pela água no solo, ora pelo solo escuro típico desse ambiente.

Validação do mapa de uso e ocupação da terra com base na reflectância

Para a validação do mapa com base na Reflectância definiu-se classes além do mangue, são elas: outro tipo de vegetação, alagado, solo exposto/área urbana e água. Dos 44 pontos selecionados em gabinete (Anexo 01) para validação em campo 10 foram de localização da classe Mangue, 10 para Outro tipo de vegetação, 10 para Solo exposto/Área urbana e 14 para Alagado. A acurácia do mapa de acordo com a estatística Kappa para cada Índice foi de 100% com base na reflectância (Quadro 01 e 02);

Quadro 01: Resumo do processamento de casos para a Reflectância

	Casos					
	Válido		Descartado		Total	
	N	Percentual	N	Percentual	N	Percentual
REFERÊNCIA * REFLECTÂNCIA	44	95,7%	2	4,3%	46	100,0%

Quadro 02: Cruzamento entre Referência e Reflectância

		APICUM	MANGUE	SOLO EXPOSTO	OUTRA VEGETAÇÃO	TOTAL
REFE	1	8	0	5	1	14
RÊNCIA	2	0	10	0	0	10
	3	0	0	10	0	10
	4	0	0	1	9	10
TOTAL		8	10	16	10	44

Análise Espaço Temporal das áreas Estuarinas com base na Reflectância

Ao definir a Reflectância como a melhor estimativa para proceder ao mapeamento de uso e ocupação da terra com o objetivo de identificar e quantificar as classes Mangue, Alagado, Solo exposto/Área urbana e Outro tipo de vegetação procederam-se a análise espaço temporal para todos os estuários de Pernambuco de acordo com o item 15 da Metodologia, contudo a classe água não foi contabilizada devido a variação das marés sendo apenas identificada nas figuras..

Estuário do Goiana

Ao analisar a Tabela 02 identificou-se um aumento de 507,2 hectares de vegetação de mangue nos últimos vinte e dois anos. De acordo com as Figuras 12, 13 e 14 observou-se que esse incremento foi reflexo do adensamento da vegetação por toda área estuarina substituindo áreas de apicuns, alagados e solos expostos.

Previsões realizadas Santos (2010) para a bacia hidrográfica do rio Goiana com base em análises de séries históricas de vazão (1967-1992), temperatura (1973 a 1992) e precipitação (1962 a 1992) simulou predições para os anos 2020 a 2070 (intervalos de 10 anos) que indicam redução do escoamento superficial levando a diminuição do poder caudal do Rio e o surgimento de banco de sedimentos.

Tais previsões já podem estar ocorrendo, pois quando ao analisar as Figuras 09 a 11 identifica-se surgimento de bancos lamosos no leito do Rio favorecendo o desenvolvimento do mangue que entre 1988 e 2010 áreas identificadas como solo exposto que foi colonizada por mangue, tal situação pode retratar as previsões de diminuição do escoamento superficial de Santos (2010), pois com a redução da vazão do Rio esses ambientes passaram a ser inundados pelas águas salgadas das marés propiciando a fixação da vegetação de mangue corroborando com Saintilan e Wilton (2001) e Rogers et al. (2005), que em seus trabalhos ressaltam que a diminuição da oferta de águas doces acaba por resultar na colonização de apicuns nas úmidas.

Tabela 02: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE	ANO		
	1988	2000	2010
MANGUE	2.627,7	2.904,2	3.134,9
ALAGADO	554,8	453,9	554,8
OUTRO TIPO VEG.	950,5	336,5	1.000,8
SOLO EXP./ÁREA URBANA	954,2	1.048,0	414,0

Figura 09: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Goiana ano 1988.

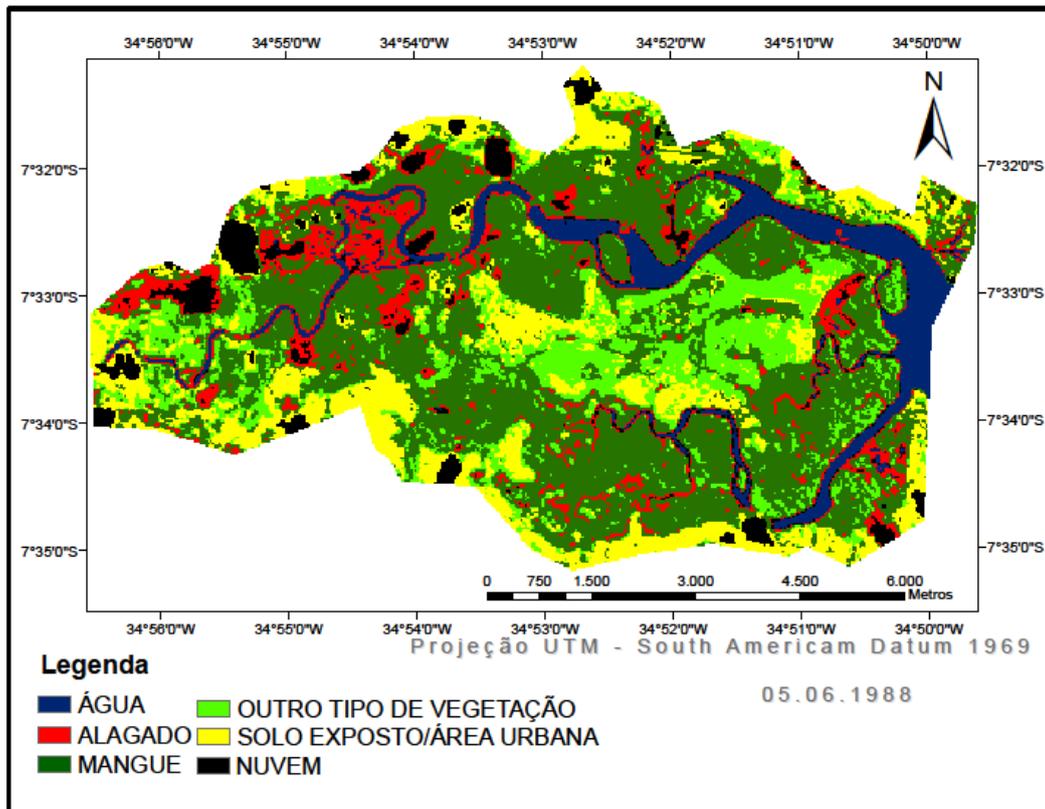


Figura 10: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Goiana ano 2000.

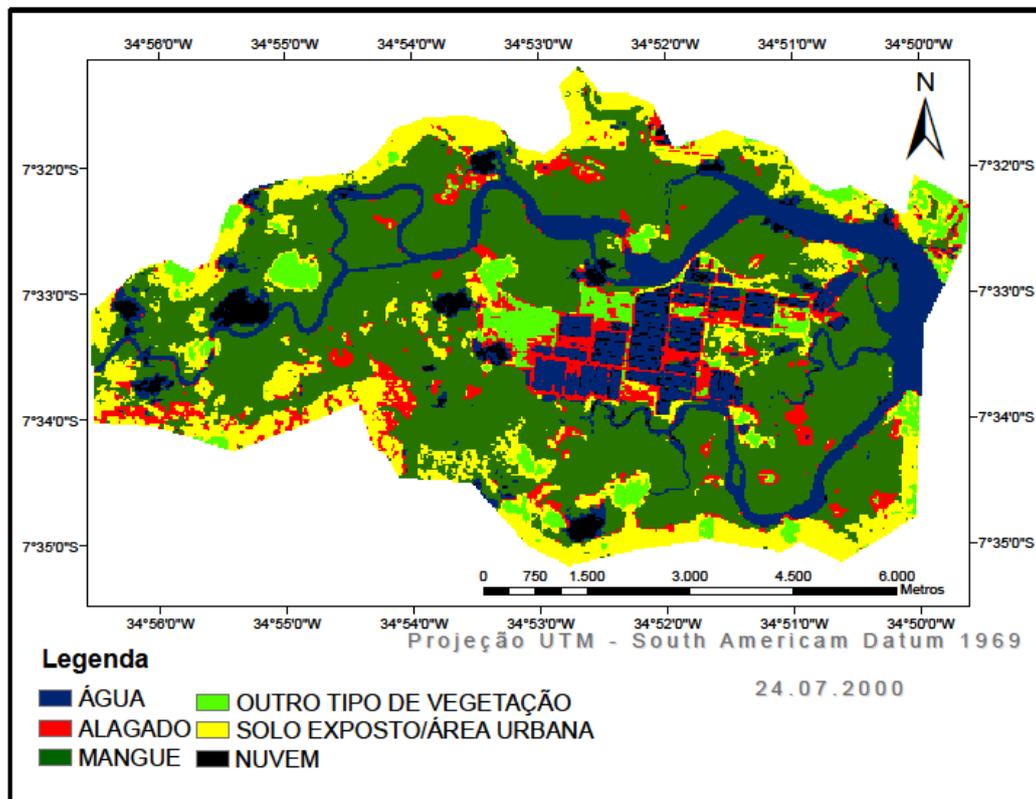
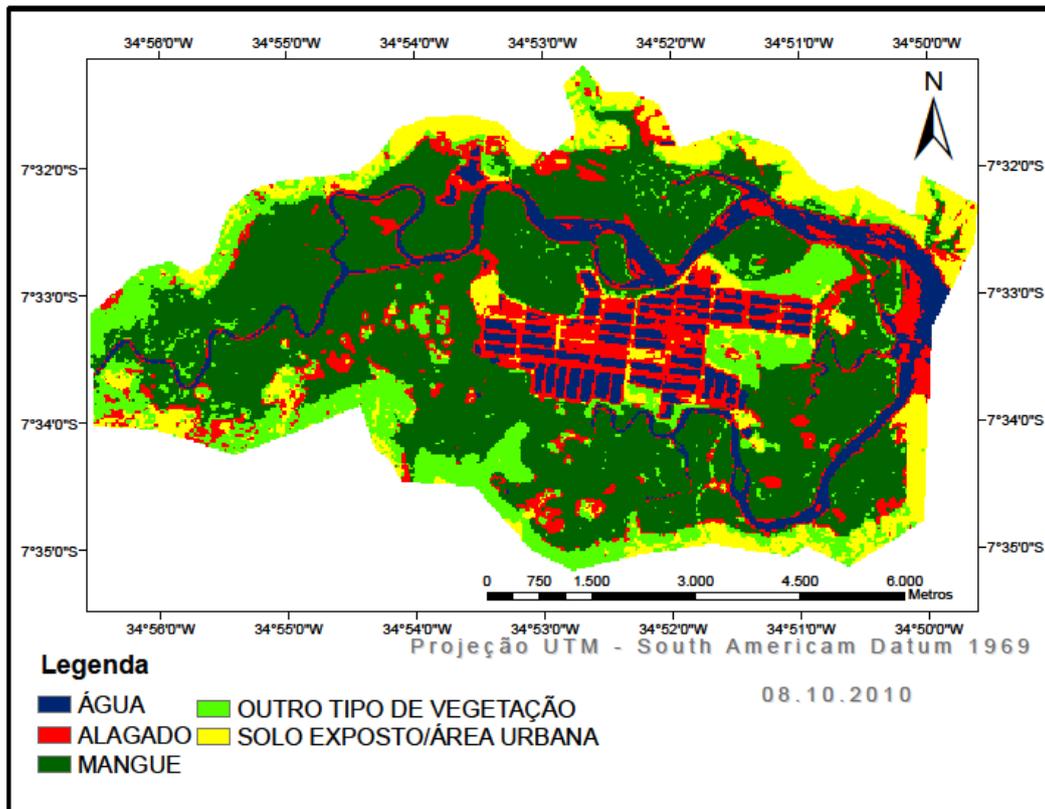


Figura 11: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Goiana ano 2010



Estuário de Itapessoca

Ao analisar a Tabela 03 identificou-se que a vegetação de mangue foi reduzida em 853,1 hectares. A supressão ocorreu por toda área estuarina devido a instalação de fazendas de criação de camarão nas porções sudoeste e nordeste. Observou-se também o aumento da área de apicuns em 72,95% sobre as áreas de mangue nas porções principalmente ao norte, nordeste, sudoeste e noroeste. Houve redução também ao sul da Ilha de Itapessoca para construção de uma estrada de ligação com a Ilha Celeiro (Figuras 12 a 14).

No mundo todo, áreas de mangue têm sofrido redução em função de impactos antrópicos em decorrência da construção de fazendas de camarão, desvio de água dos rios para irrigação (aumentando consideravelmente a salinidade) e conversão em áreas urbanas (FRANKS & FALCONER, 1999; UNEP 1994). De acordo com Batista e Tupinambá (2001), para a manutenção da produção rentável de camarão utiliza-se além da ração os antibióticos, fungicidas e algicidas que eutrofizam as águas descartadas nos rios prejudicando e impactando negativamente a qualidade do ambiente natural do ecossistema natural. De acordo com Silva et al. (2007), ao longo dos últimos anos vários impactos foram identificados pelas comunidades pesqueiras do estuário de Itapessoca despejo de esgoto e desmatamento refletindo na diminuição da pesca na área quanto a tamanho, diversidade e abundância de indivíduos.

Tabela 03: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1988	1997	2010
MANGUE	2.330,7	1.680,0	1.477,6
ALAGADO	663,5	936,3	995,4
OUTRO TIPO VEG.	1.071,9	1.600,3	1.362,6
SOLO EXP./ÁREA URBANA	686,7	593,4	806,4

Figura 12: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário de Itapessoca ano 1988.

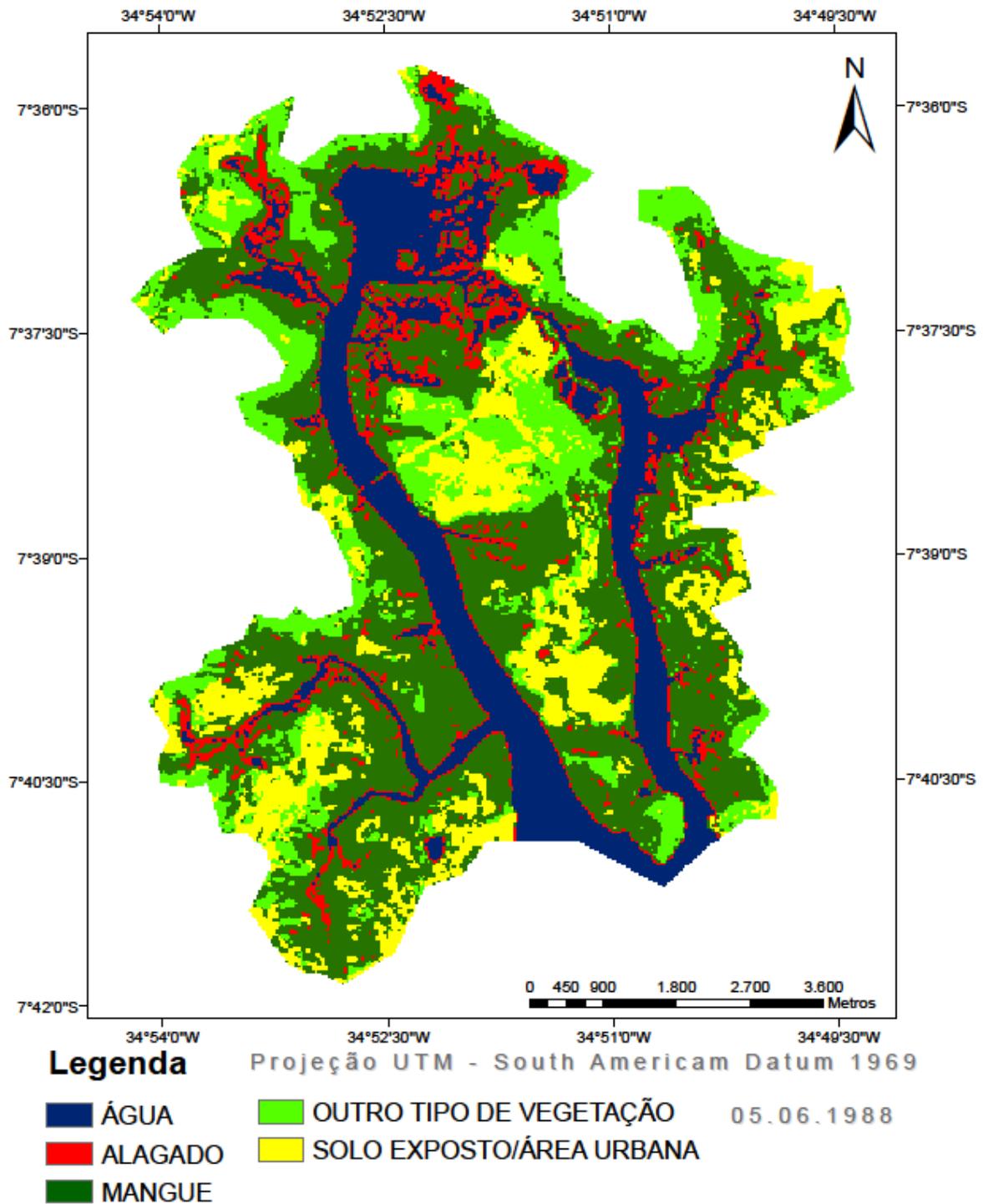


Figura 13: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário Itapessoca 1997.

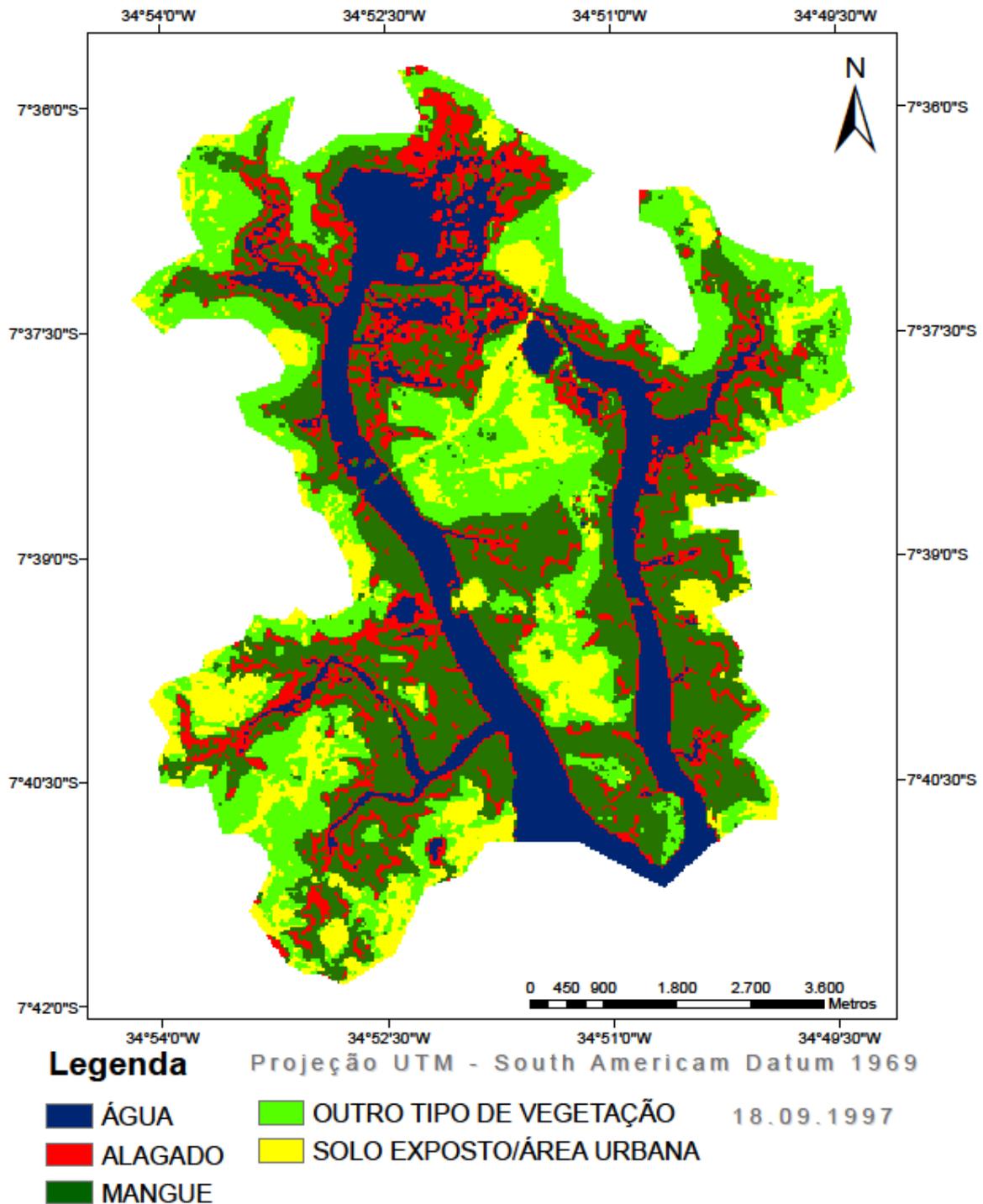
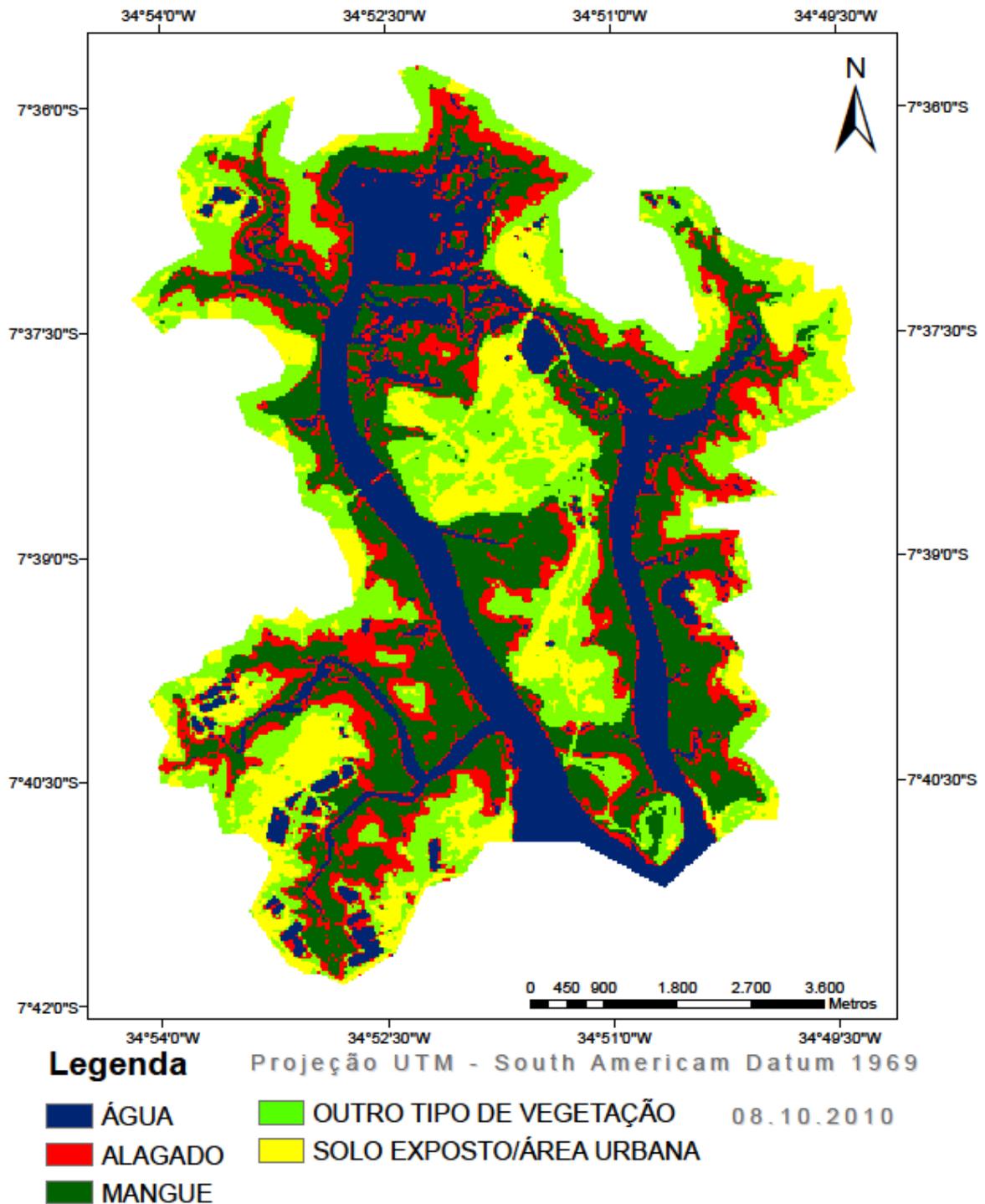


Figura 14: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário de Itapessoca ano 2010.



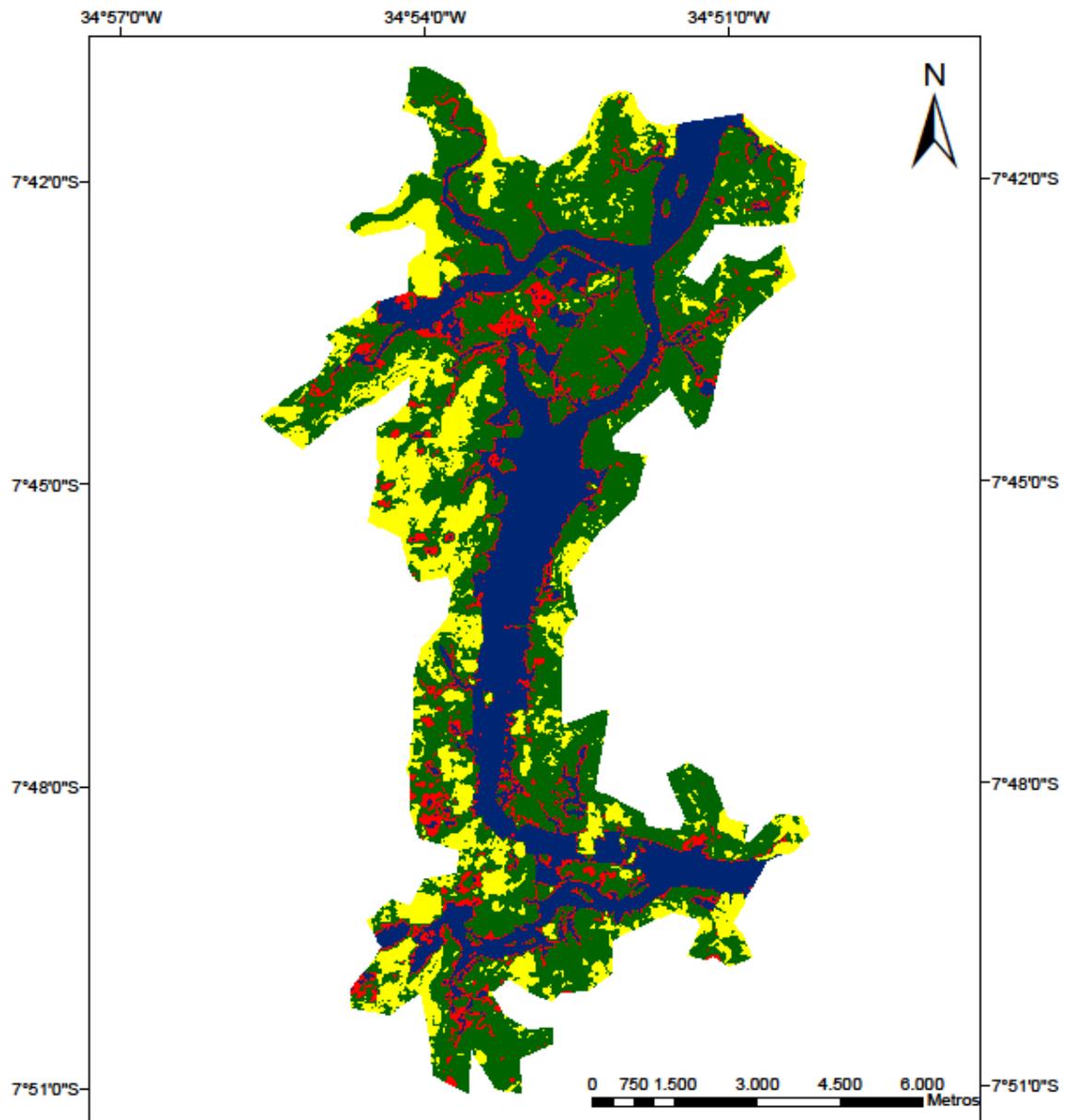
Estuário do Canal de Santa Cruz

Esse estuário apresentou aumento de 712,8 hectares para a vegetação de mangue entre 1988 e 2010 (Tabela 04). Esse incremento aconteceu sobre os apicuns e alagados principalmente seguido das áreas de solos exposto que passaram a ser inundados pelas águas salobras (Figuras 15 a 17). De acordo com Melo et al. (2008) este estuário é um braço de mar com bacia rasa de aproximadamente 0,5 a 2 m. De acordo com Macêdo et al. (2000) o Canal de Santa Cruz e estuários adjacentes recebem resíduos industriais e urbanos. Essa condição em função dos resíduos orgânicos favorece o desenvolvimento da vegetação de mangue devido suas características fisiológicas em áreas onde as águas das marés incidam.

Tabela 04: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1988	2000	2010
MANGUE	2.784,3	3.590,8	3.497,2
ALAGADO	2.082,8	831,6	1.206,8
SOLO EXP./ÁREA URBANA	1.563,9	1.313,9	1.759,0

Figura 15: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Canal Santa Cruz 1988.



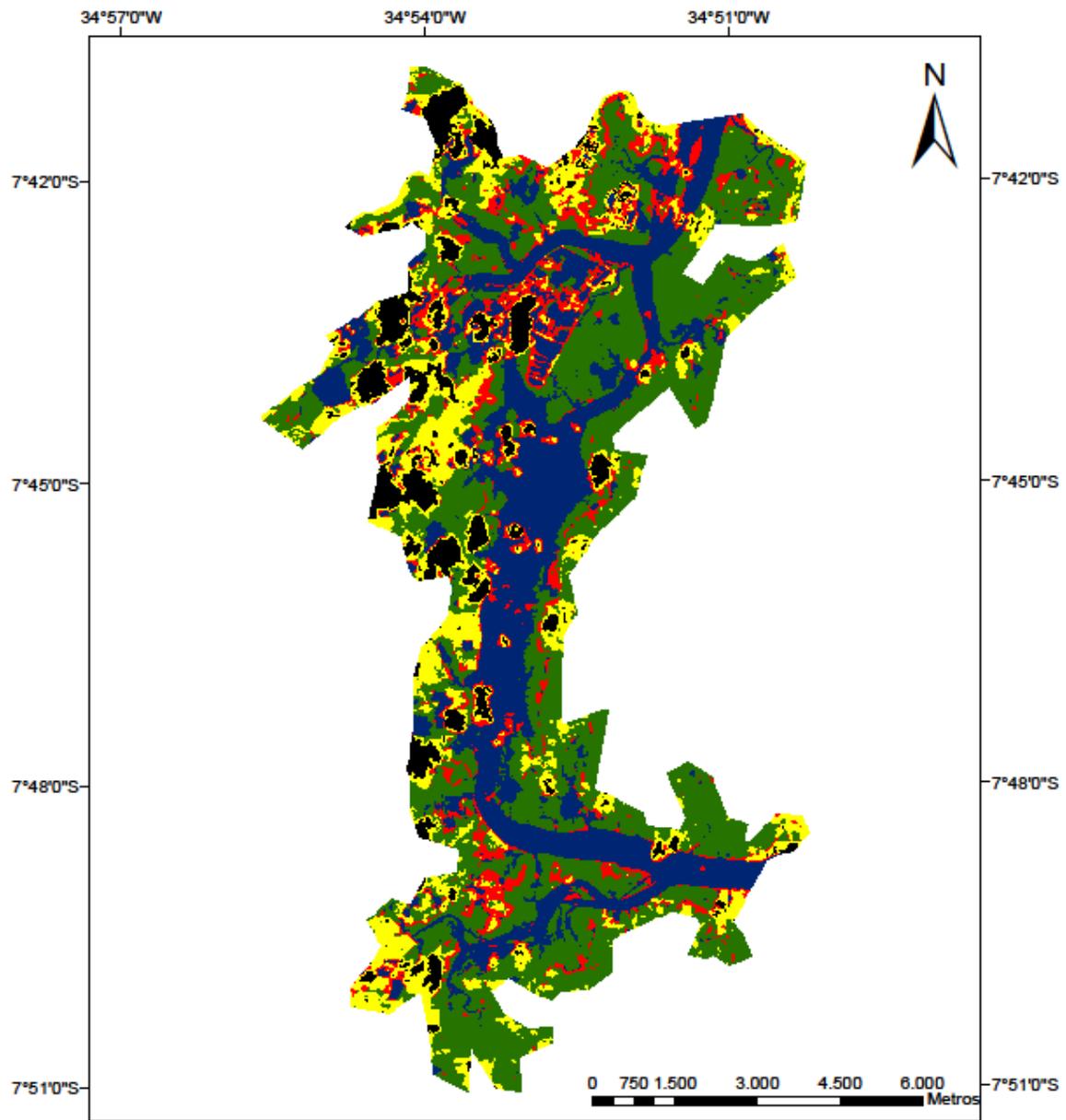
Legenda

- ÁGUA
- ALAGADO
- MANGUE

Projeção UTM - South American Datum 1969

SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA 05.06.1988

Figura 16: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Canal Santa Cruz 2000.



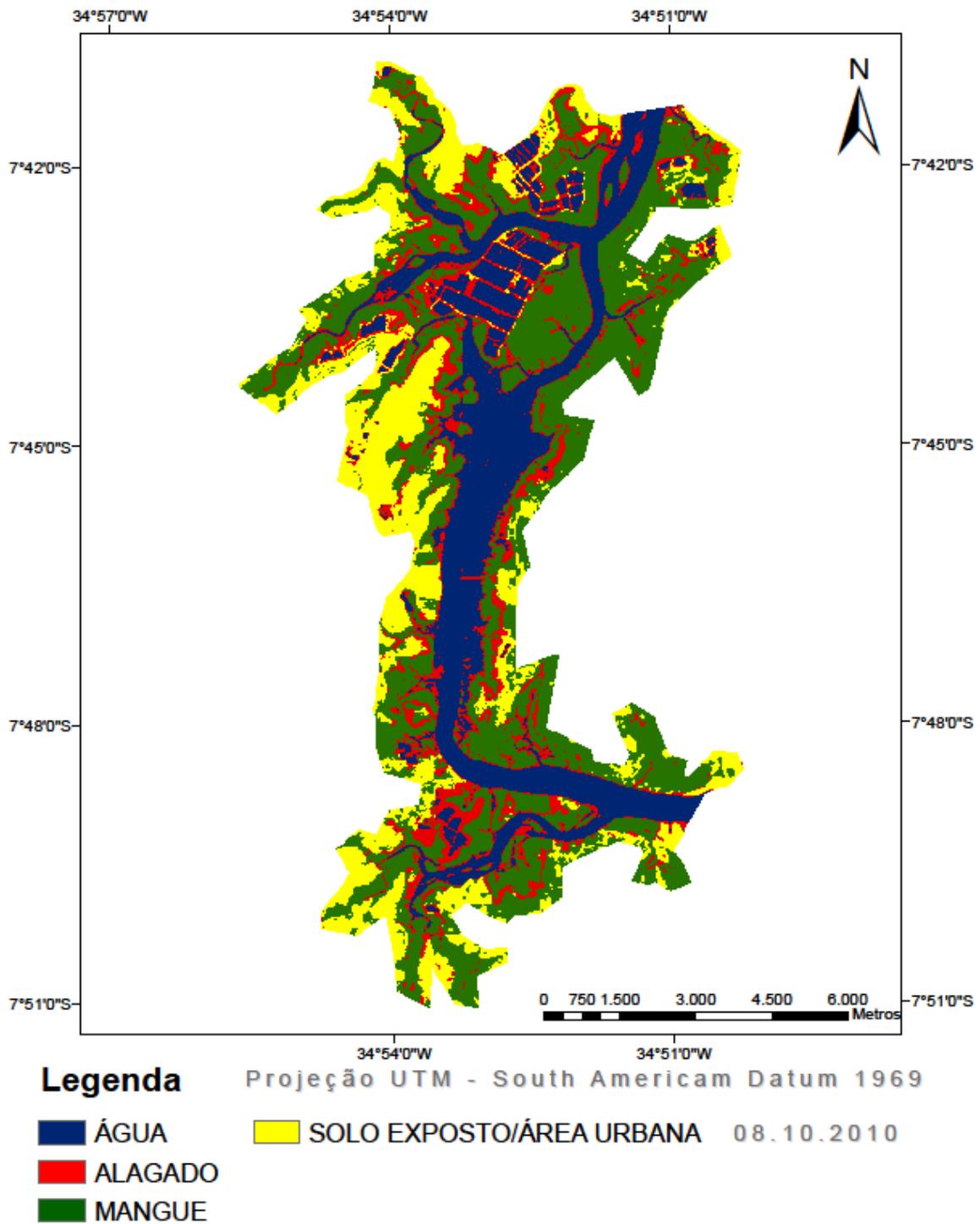
Legenda

- ÁGUA
- ALAGADO
- MANGUE

Projeção UTM - South American Datum 1969

- SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA 26.09.2000
- NUVEM

Figura 17: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Canal de Santa Cruz ano 2010.



Estuário do Timbó

Entre 1993-2000 houve um aumento da vegetação de mangue em 181,89 hectares, dos quais foram reduzidos entre 2000-2010 em 97,56 hectares (Tabela 05). Contudo, para o intervalo entre 1993 e 2010 houve incremento de 84,33 (Figuras 18 a 20). De acordo com Paiva et al. (2006), ao estudarem as comunidades pesqueiras no estuário do Timbó identificaram impactos ambientais derivados do despejo de efluentes domésticos e industriais, extração ilegal de argila e aterro de mangue. Este último corroborando com a redução encontrada nas análises das imagens deste trabalho.

Tabela 05: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1993	2000	2010
MANGUE	750,1	932,0	834,4
ALAGADO	250,2	393,0	185,2
SOLO EXP./ÁREA URBANA	826,7	614,0	820,7

Figura 18: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Timbó ano 1993.

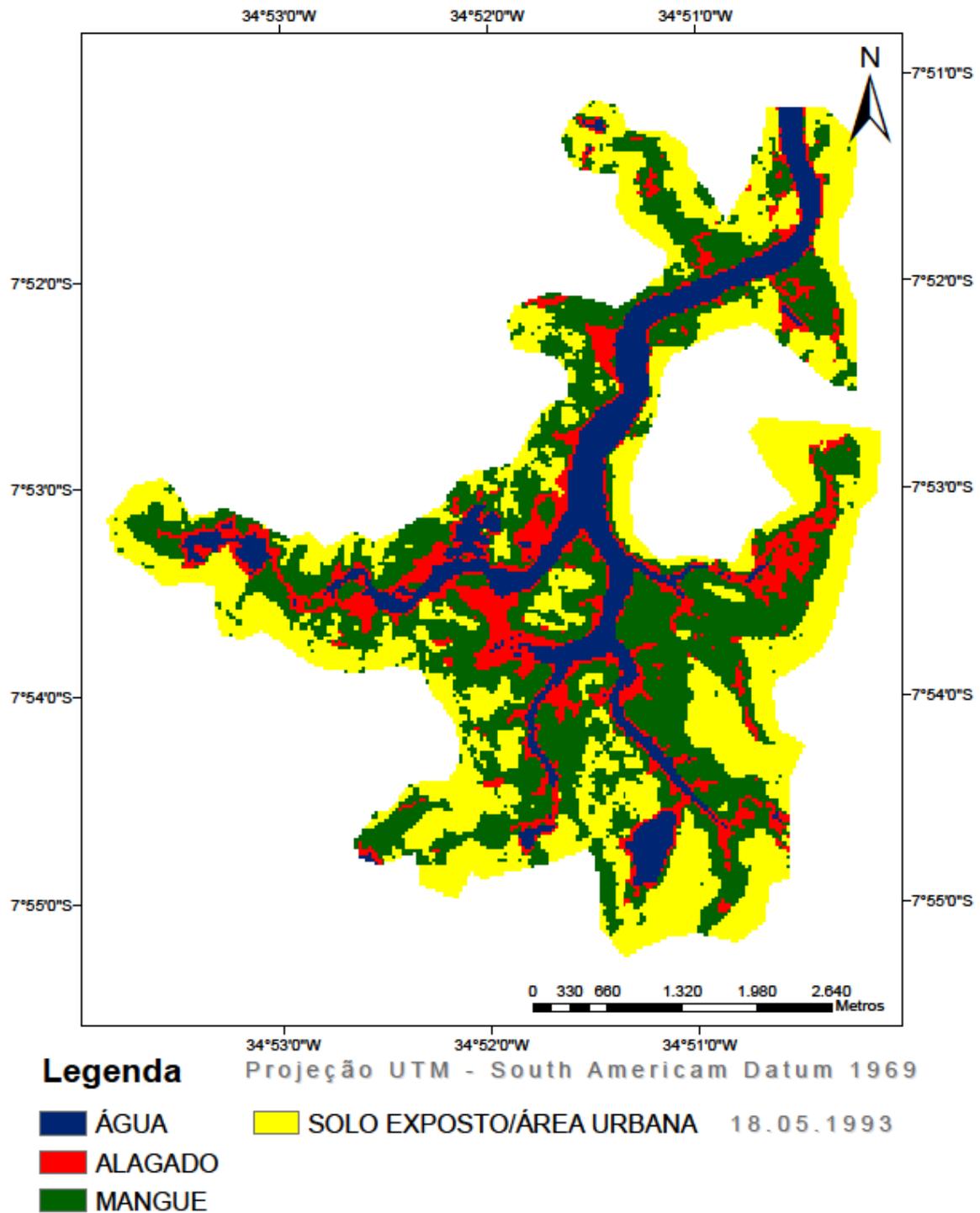


Figura 19: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Timbó ano 2000.

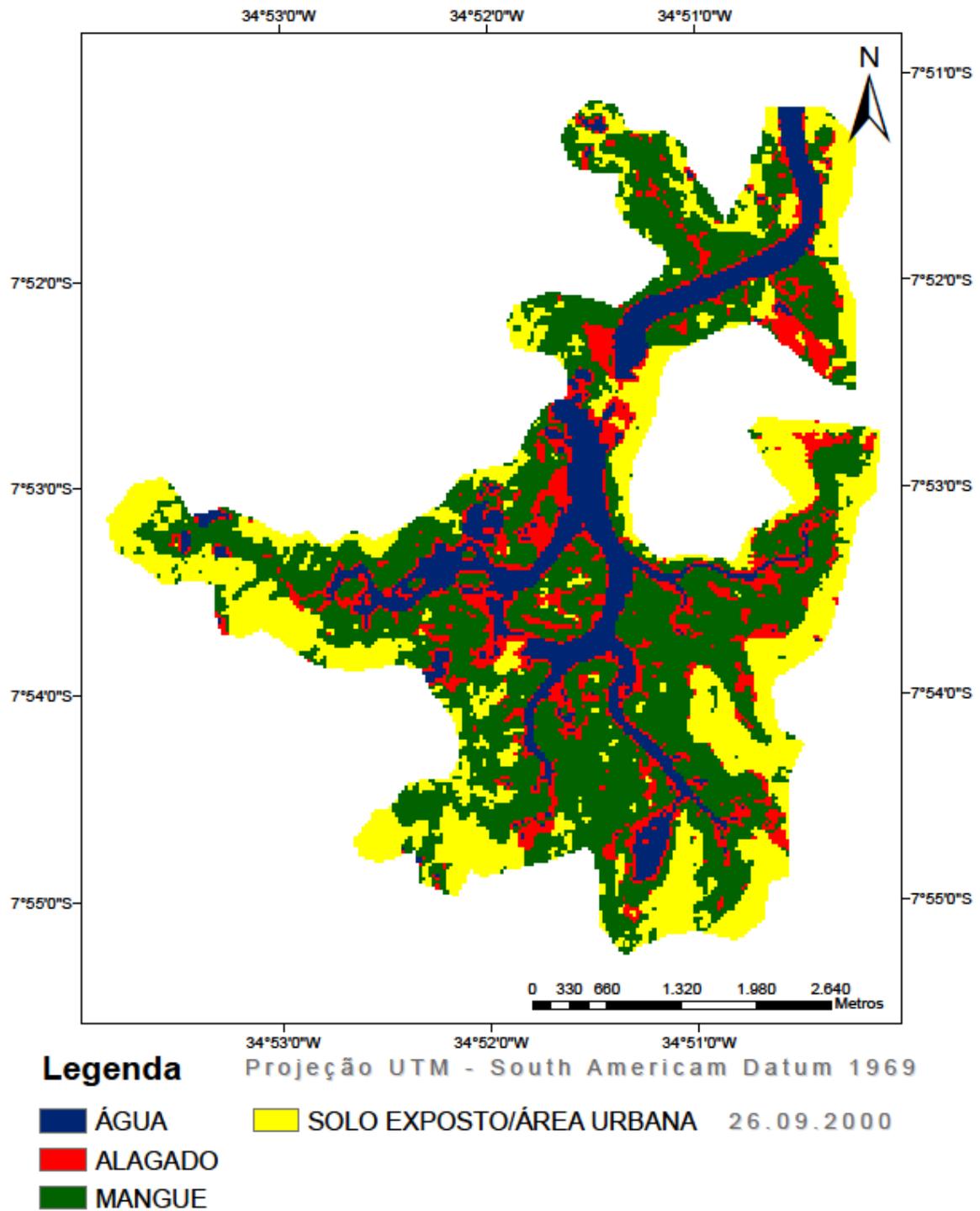
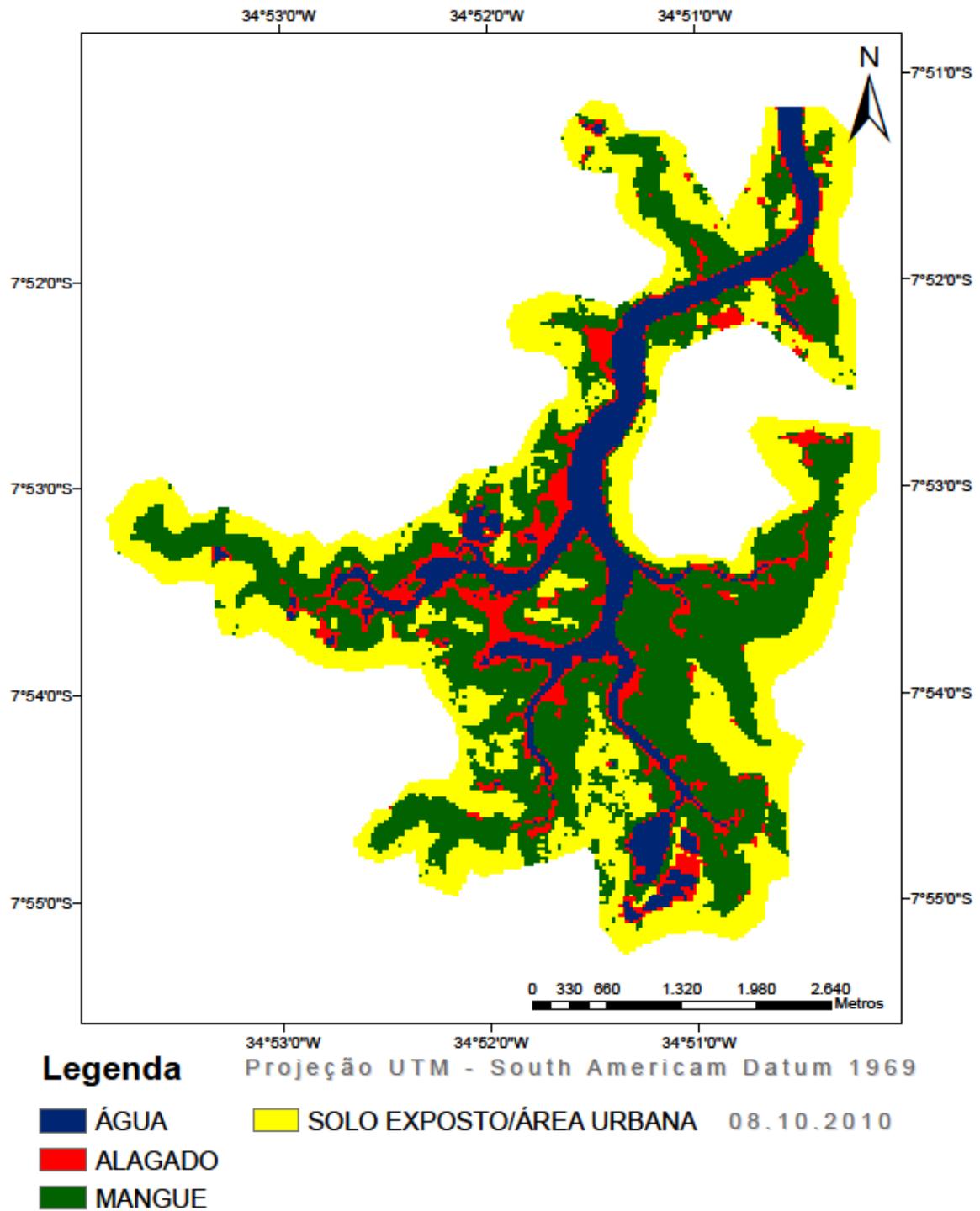


Figura 20: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Timbó ano de 2010.



Estuário Jaboatão/Pirapama

Para as últimas duas décadas houve acréscimo de 253,5 hectares neste estuário (Tabela 06). As principais áreas de aumento foram em decorrência do adensamento da vegetação de mangue sobre as áreas de solo exposto a noroeste e antigo tanques de carcinocultura a nordeste (Figuras 21 a 23). Silva et al. (2009) ao analisarem através de checklist e fotografias aéreas tal estuário, identificaram pontos de pressão antrópica decorrentes principalmente da expansão urbana e pressão imobiliária nos últimos 33 anos. Logo, estima-se que isento de tais pressões a área de mangue poderia ter maior aumento.

Tabela 06: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1989	1996	2010
MANGUE	1.115,1	1.156,5	1.368,7
ALAGADO	308,5	269,2	230,6
SOLO EXP./ÁREA URBANA	675,5	648,2	556,0

Figura 21: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Jaboatão/Pirapama ano 1989.

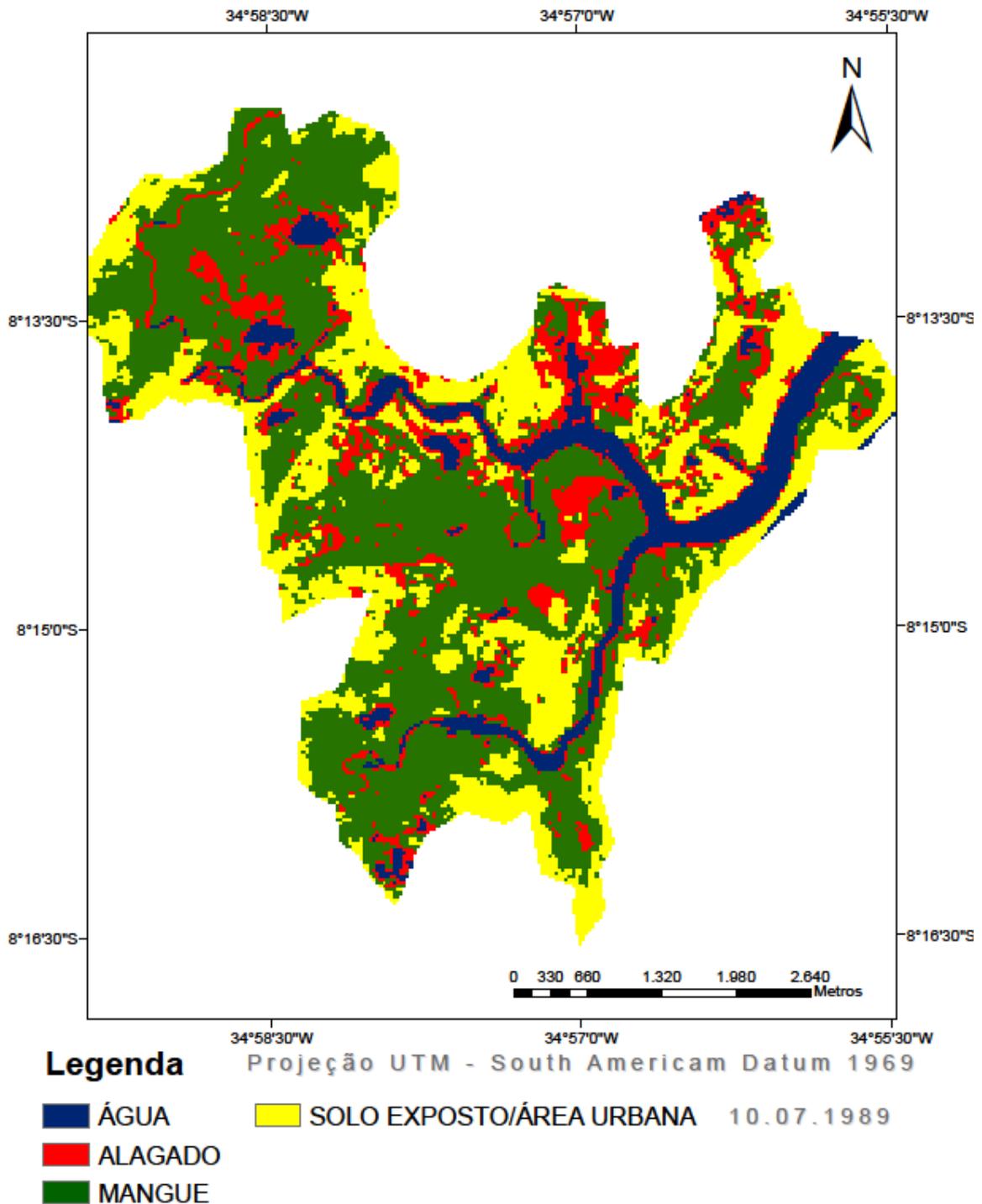


Figura 22: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Jaboatão/Pirapama ano 1996.

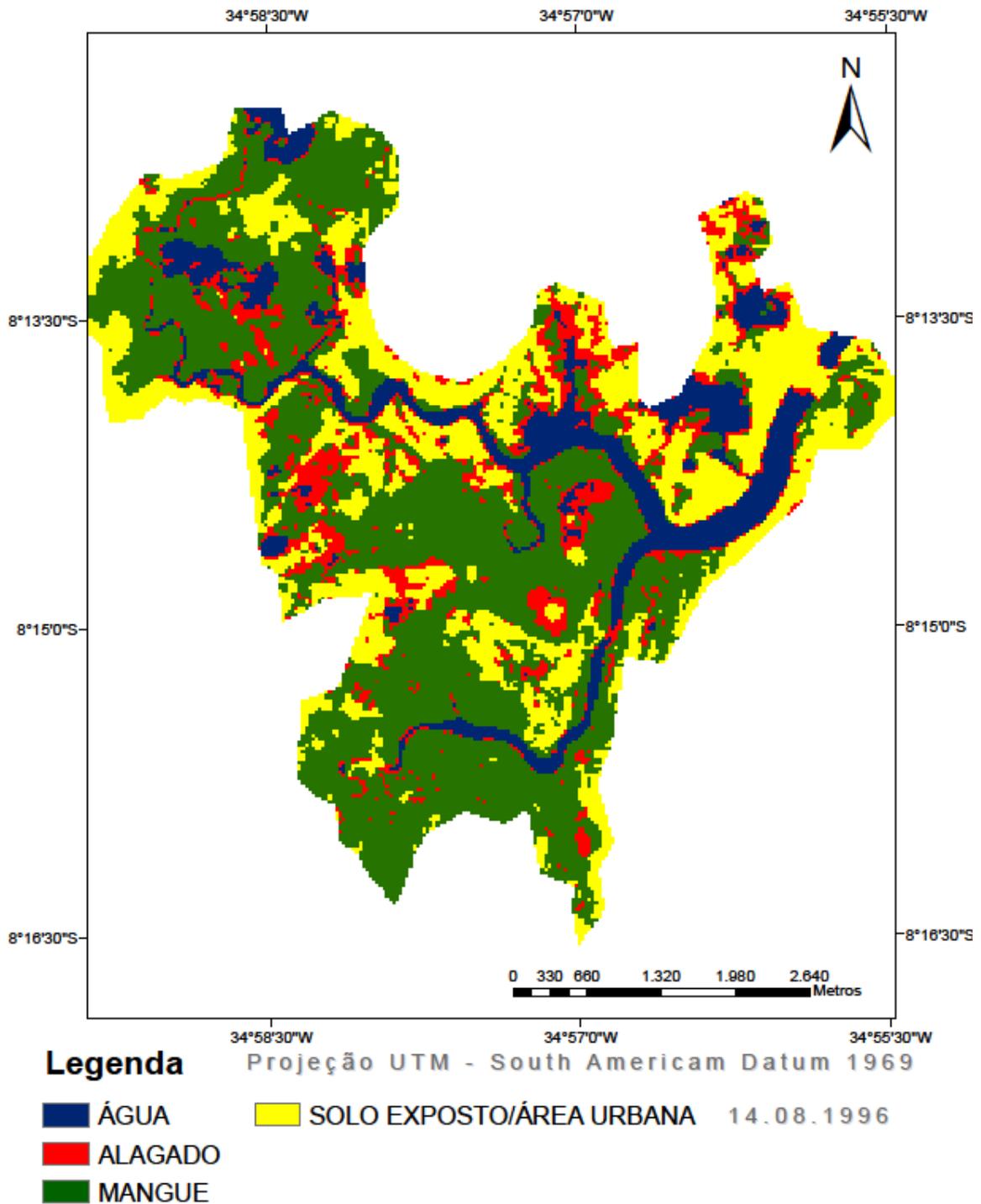
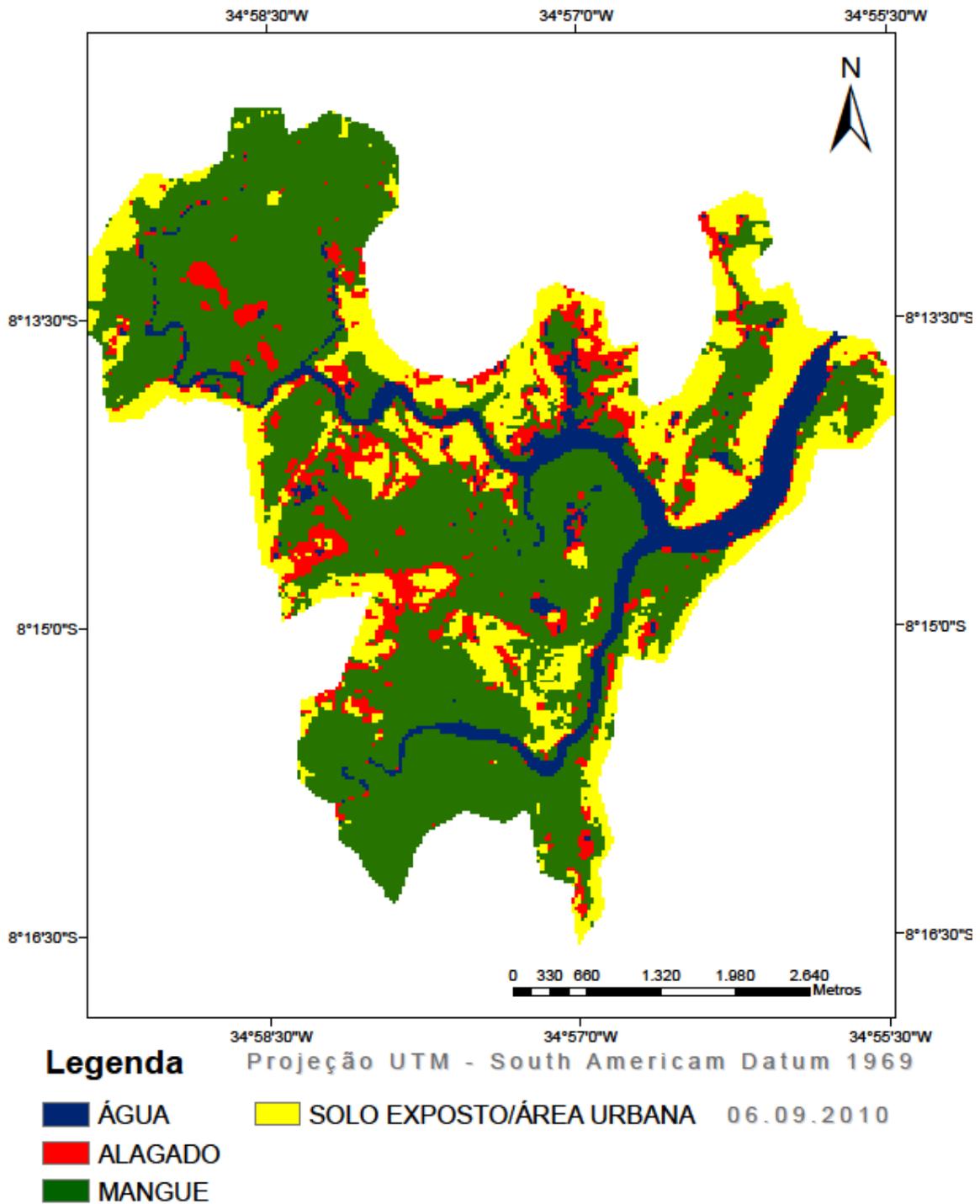


Figura 23: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Jaboatão/Pirapama ano 2010.



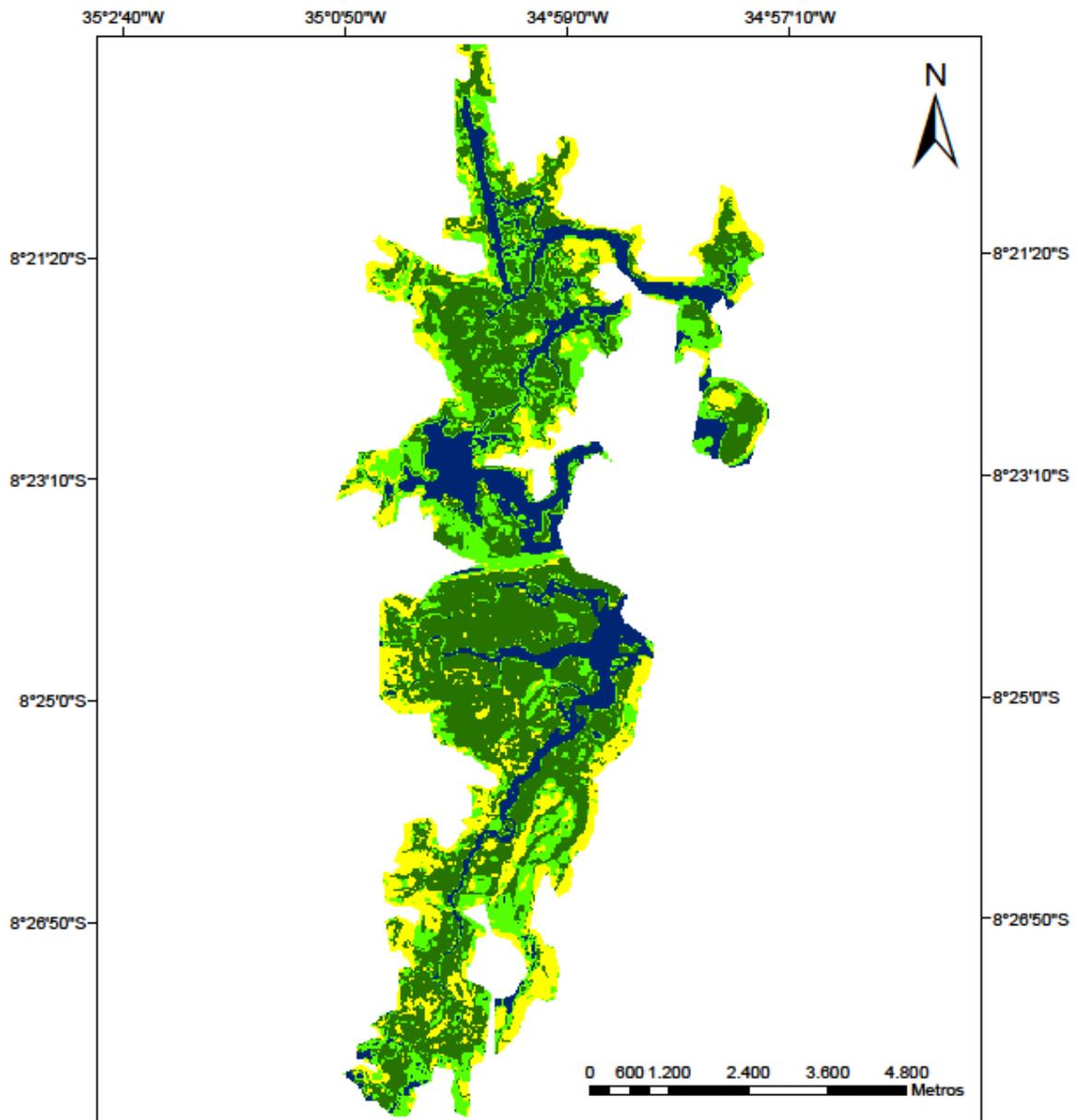
Estuário Ipojuca

O estuário apresentou aumento da vegetação de mangue em 212,2 hectares (Tabela 07). O incremento da vegetação foi em decorrência do adensamento das áreas existentes em todo estuário (Figuras 24 a 26). De acordo com Lins (2010) o rio Ipojuca desde a década de 1970 vem sofrendo modificações significativas, onde a maior delas foi o fechamento da comunicação da Baía de Suape com o Atlântico quase em sua totalidade para a construção do porto de Suape contribuindo para modificações significativas em sua batimentria. Diante da condição de área abrigada e pouca profundidade o processo natural de adensamento da vegetação de mangue foi se desenvolvendo.

Tabela 07: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1989	1996	2010
MANGUE	1.709,0	1.811,7	1.921,2
OUTRO TIPO VEG.	447,2	344,3	593,2
SOLO EXP./ÁREA URBANA	1.080,8	1.305,7	952,8

Figura 24: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Ipojuca ano 1989.

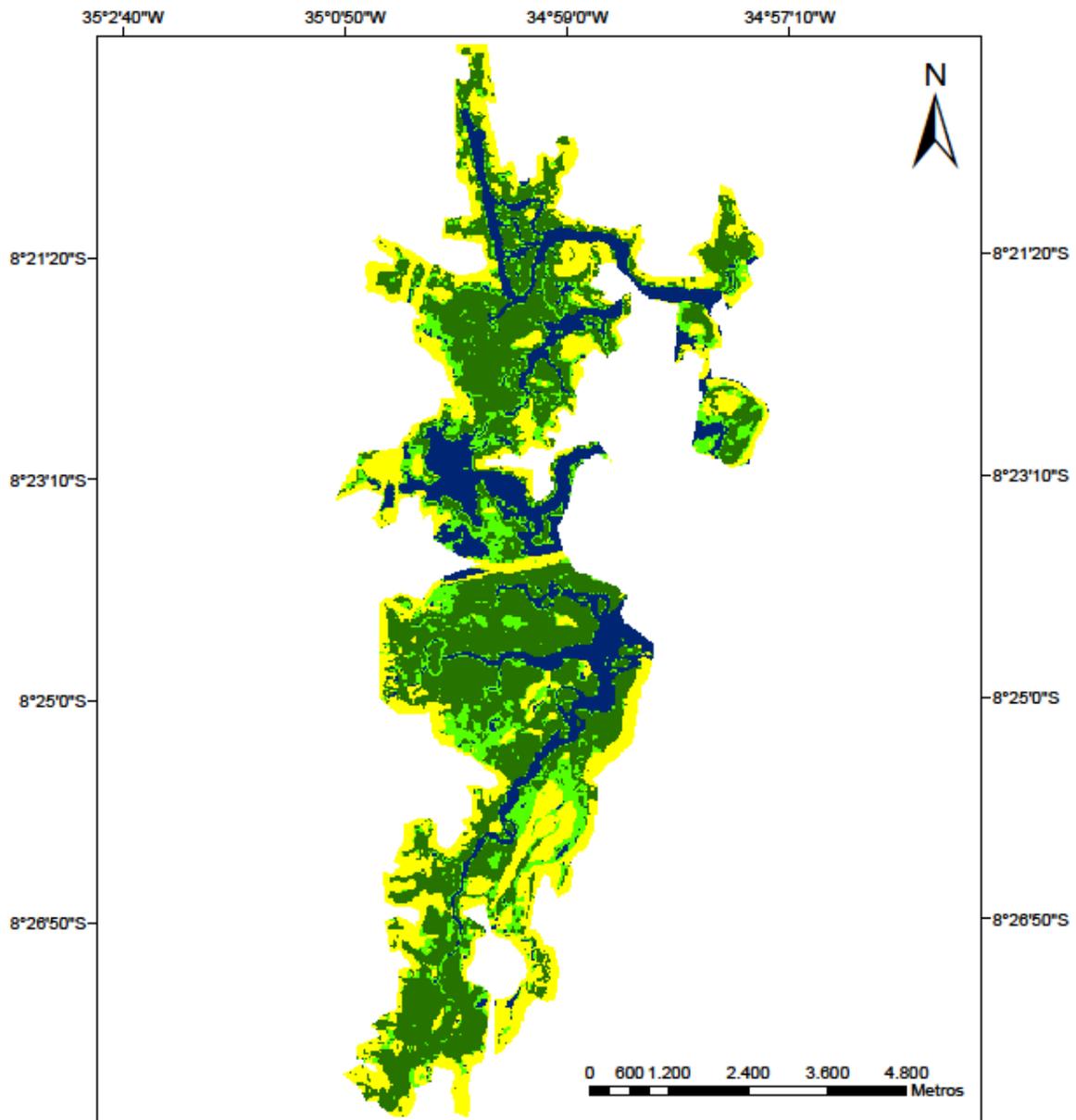


Legenda

Projeção UTM - South American Datum 1969

- ÁGUA
 - SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA
 - MANGUE
 - OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO
- 06.09.2010

Figura 25: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Ipojuca ano 1996.



Legenda

Projeção UTM - South American Datum 1969

ÁGUA

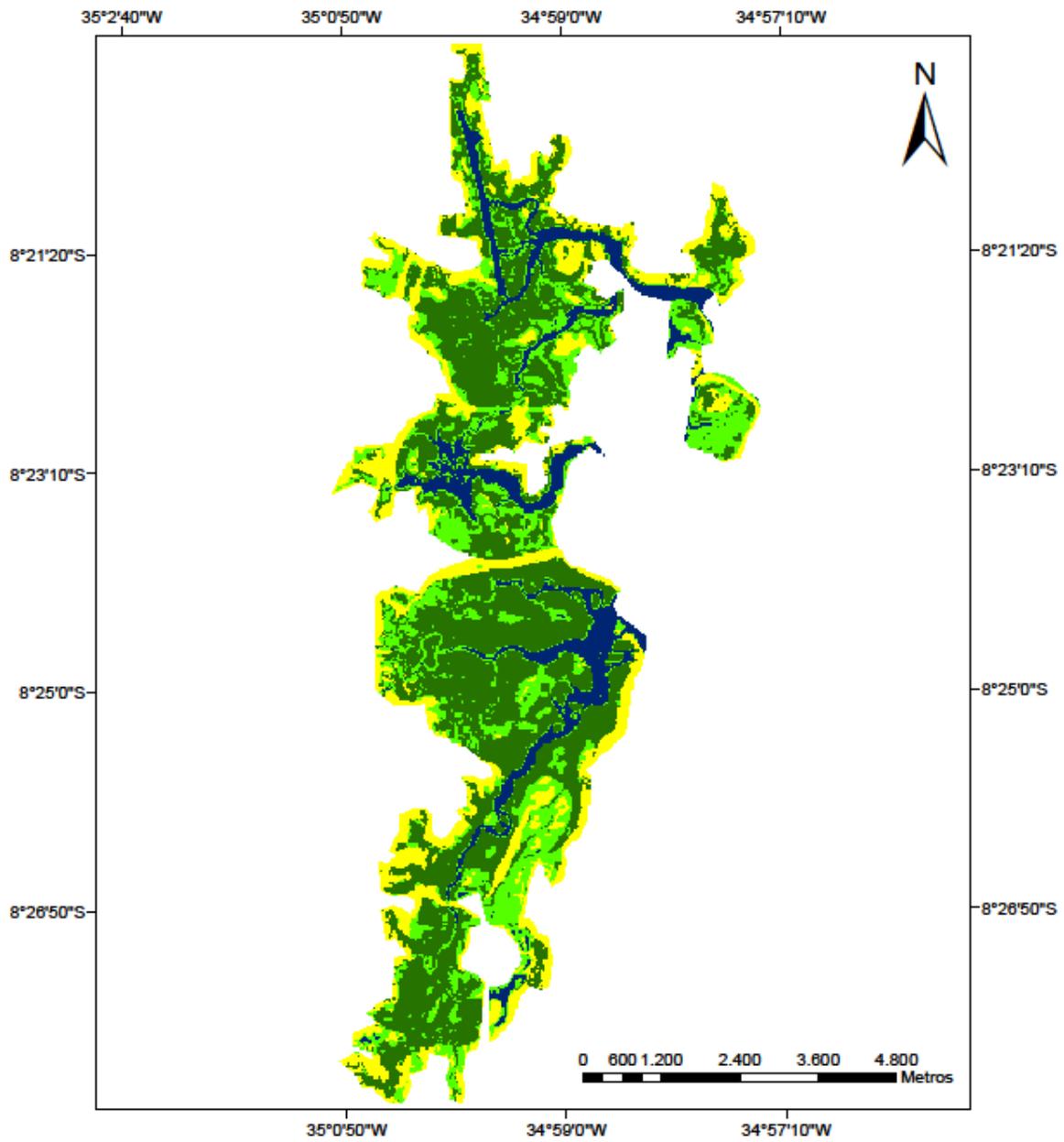
SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA

14.08.1996

MANGUE

OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO

Figura 26: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Ipojuca ano 2010.



Legenda

- Projeção UTM - South American Datum 1969 06.09.2010
- ÁGUA
 - MANGUE
 - OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO
 - SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA

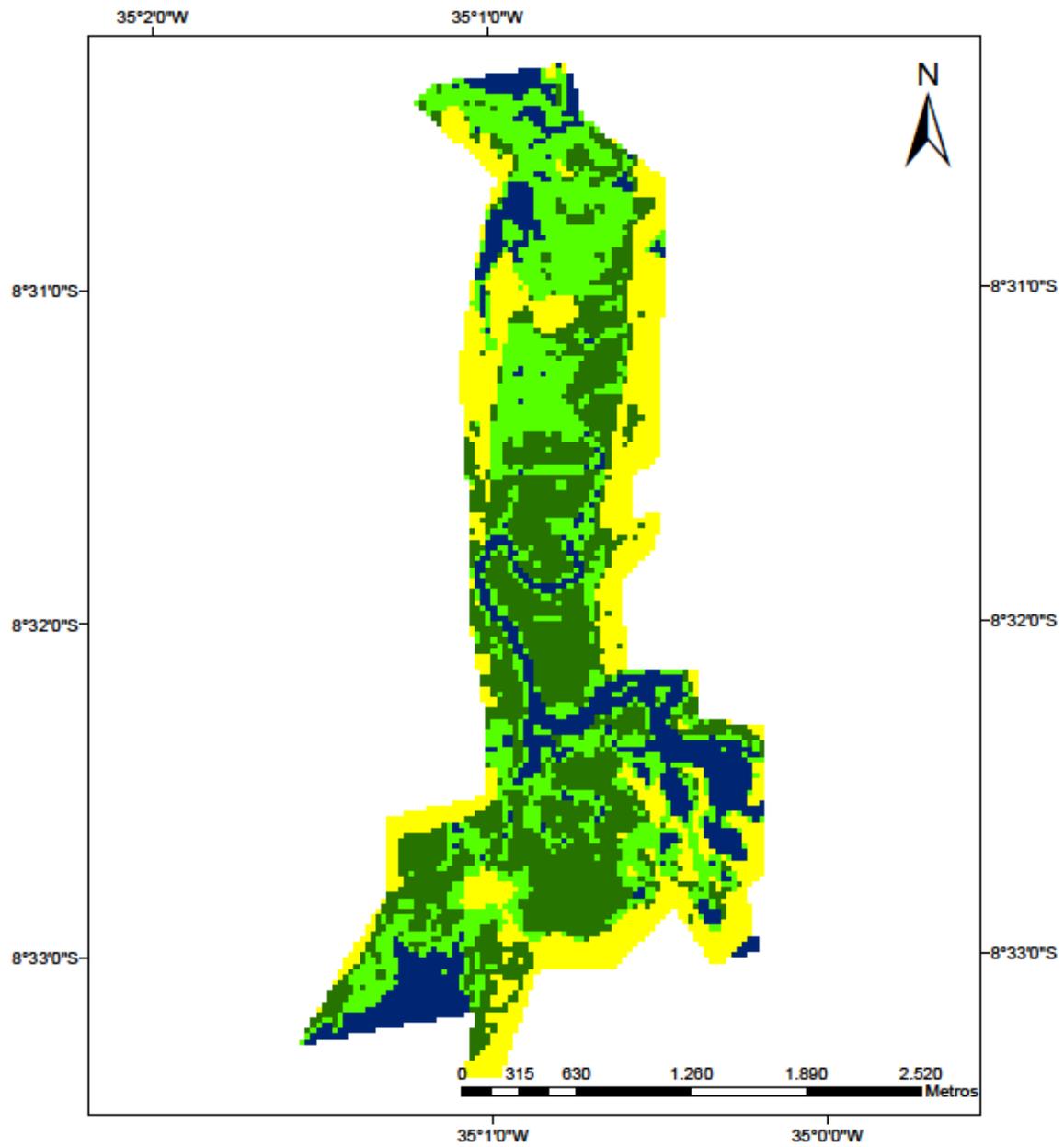
Estuário Maracaípe

Este estuário apresentou aumento um pequeno da vegetação de mangue da ordem de 2,67 hectares nos últimos 21 anos de acordo com a Tabela 08. Tal acréscimo foi em decorrência do adensamento das áreas de mangue já existentes (Figuras 27 a 29). De acordo com Andrade et al. (2010) o estuário do Maracaípe é isento de poluição e tem seu regime hidrológico associado as descargas pluviais. Outro fator que favoreceu o aumento da vegetação foi a parceria com o Projeto Hippocampus de preservação do Cavalo Marinho em 2001 que, através de estratégias de preservação do ambiente manguezal, educação ambiental para a comunidade, barqueiros e turísticas busca a preservação do estuário como um todo (<http://www.projetohippocampus.org/index.html>).

Tabela 08: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1989	1996	2010
MANGUE	279,36	268,02	281,97
ALAGADO	115,65	146,52	133,20
SOLO EXP./ÁREA URBANA	279,36	170,91	150,39

Figura 27: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Maracaípe ano 1989.



Legenda

Projeção UTM - South American Datum 1969

ÁGUA

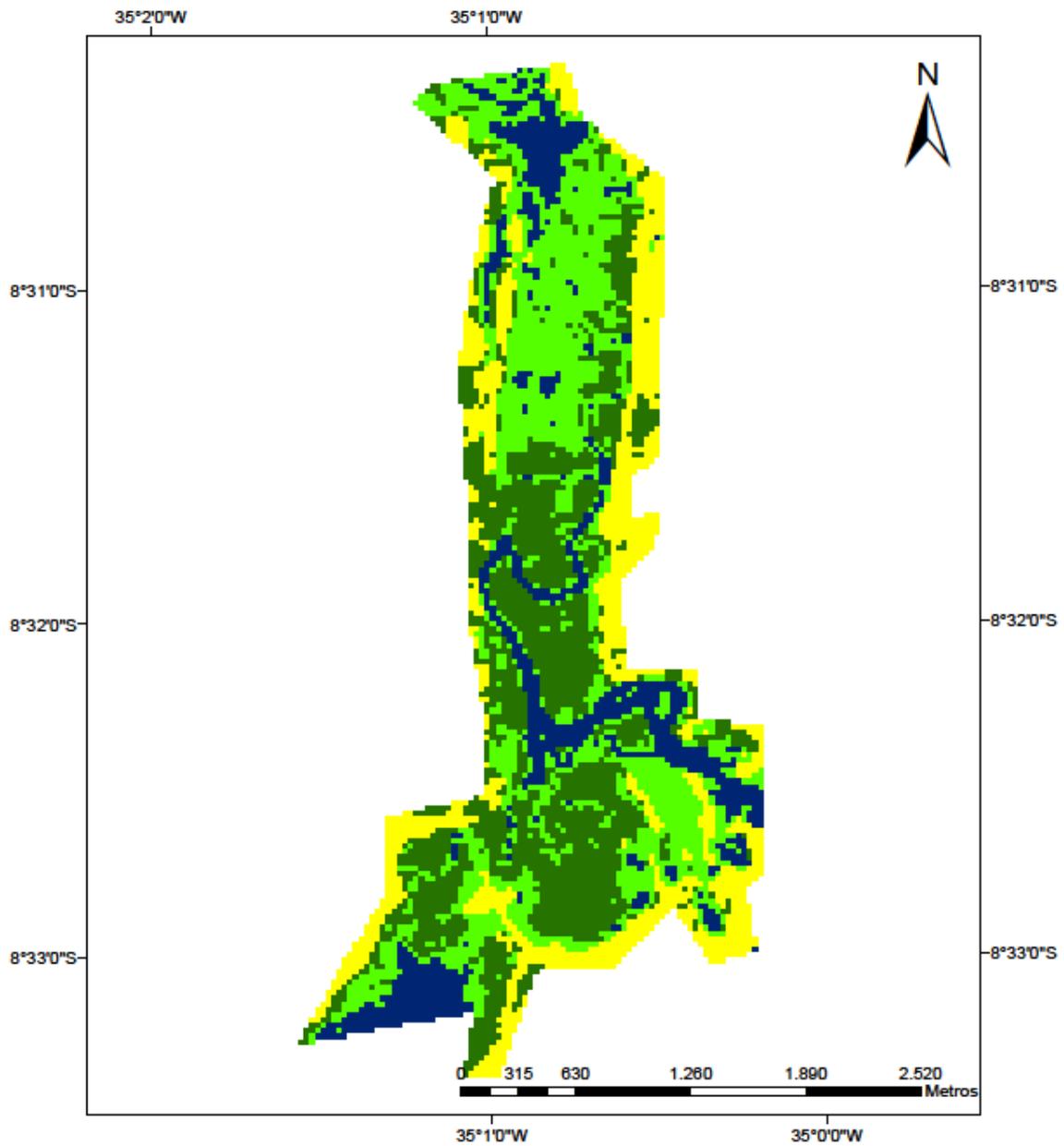
SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA

10.07.1989

MANGUE

OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO

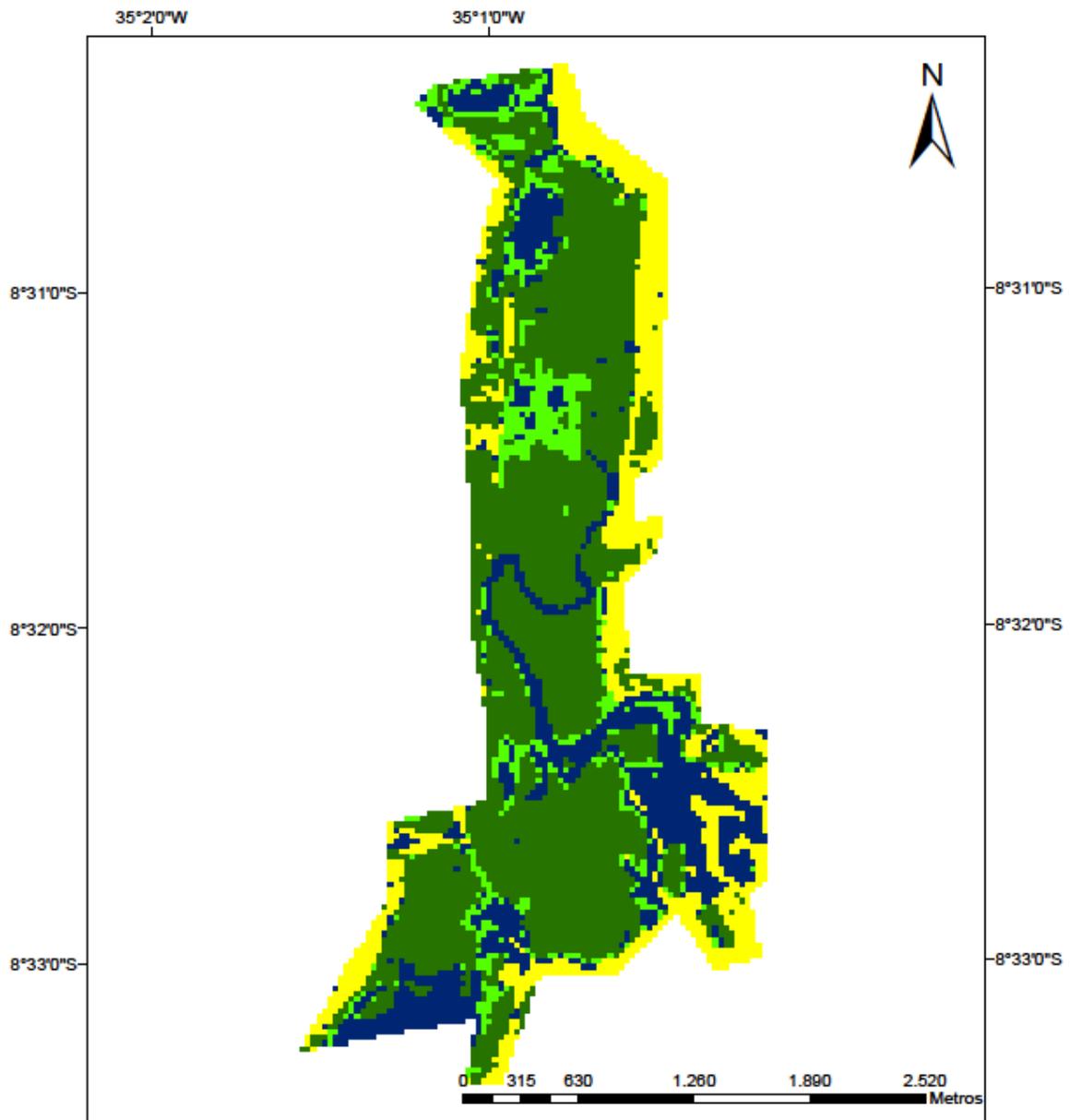
Figura 28: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Maracaípe ano 1996.



Legenda Projeção UTM - South American Datum 1969 14.08.1996

ÁGUA	SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA
MANGUE	
OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO	

Figura 29: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Maracaípe ano 2010.



Legenda

- ÁGUA
- MANGUE
- OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO

Projeção UTM - South American Datum 1969

SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA

06.09.2010

Estuário do Sirinhaém

A vegetação de mangue neste estuário apresentou redução de 58,4 hectares entre os anos de 1989-96 em decorrência do surgimento de clareiras na parte norte e central. Entre 1996 a 2010 houve recuperação da área perdida na porção central devido ao adensamento da vegetação, contudo na porção norte houve aumento de outro tipo de vegetação em substituição a de mangue (Tabela 09 e Figuras 30 a 32). De acordo com dados da AMBITEC (2008) são 1.778 hectares de manguezais elevando em 221 hectares o valor encontrado neste estudo.

Quanto à colonização e ou adensamento da vegetação de mangue essa é um reflexo da vazão não muito elevada na Bacia em função da brusca variação de precipitação entre a nascente e a foz bem como um regime apresentando uma estação seca e outra chuvosa, além de eventos extremos de cheias e estiagens rigorosas de acordo com dados fluviométricos do Baixo Sirinhaém.

Tabela 09: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1989	1996	2010
MANGUE	1.557,3	1.498,9	1.557,8
ALAGADO	110,7	316,2	138,1
SOLO EXP./ÁREA URBANA	362,9	391,3	252,6
OUTRO TIPO VEG.	423,0	390,2	392,2

Figura 30: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Sirinhaém ano 1989.

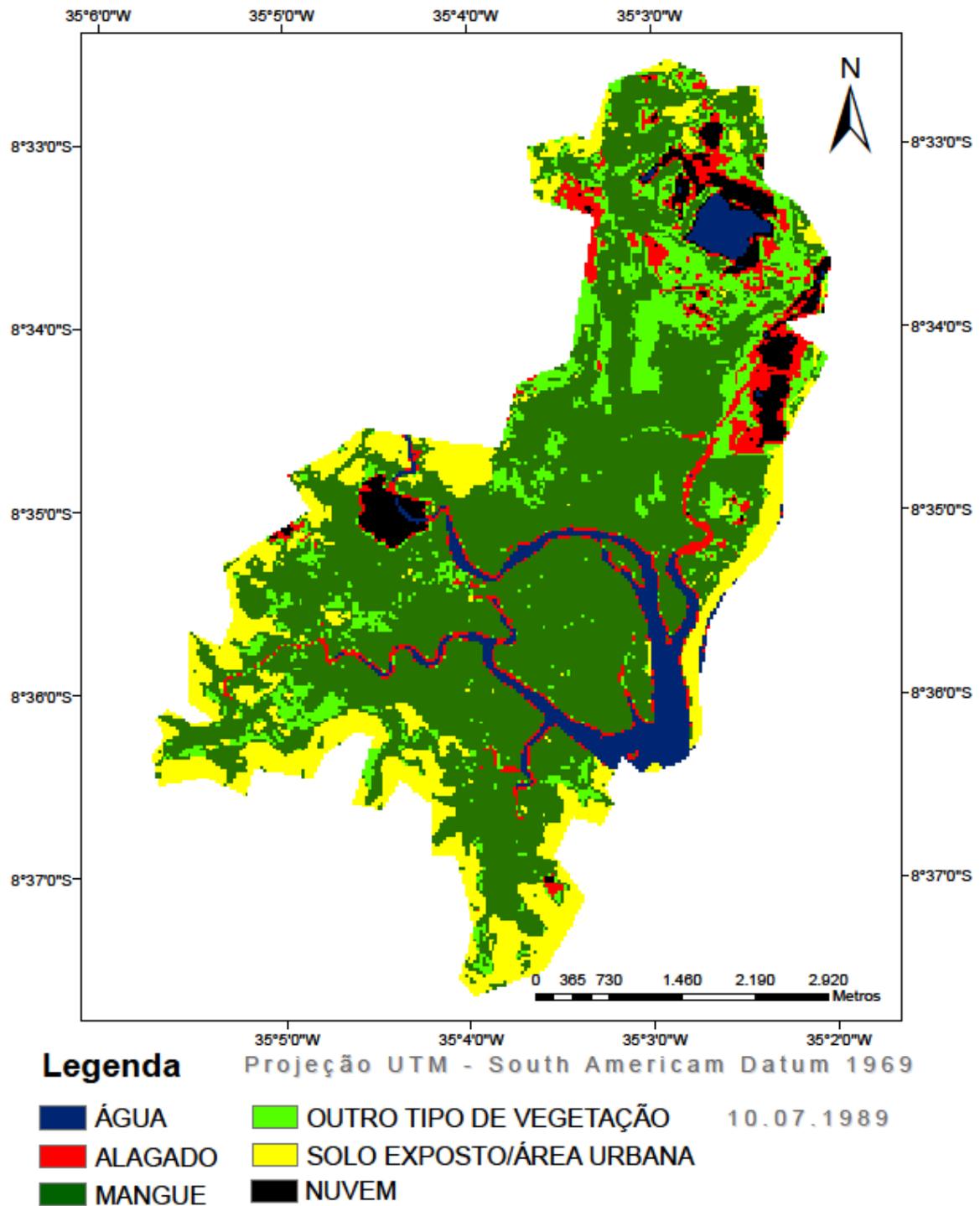
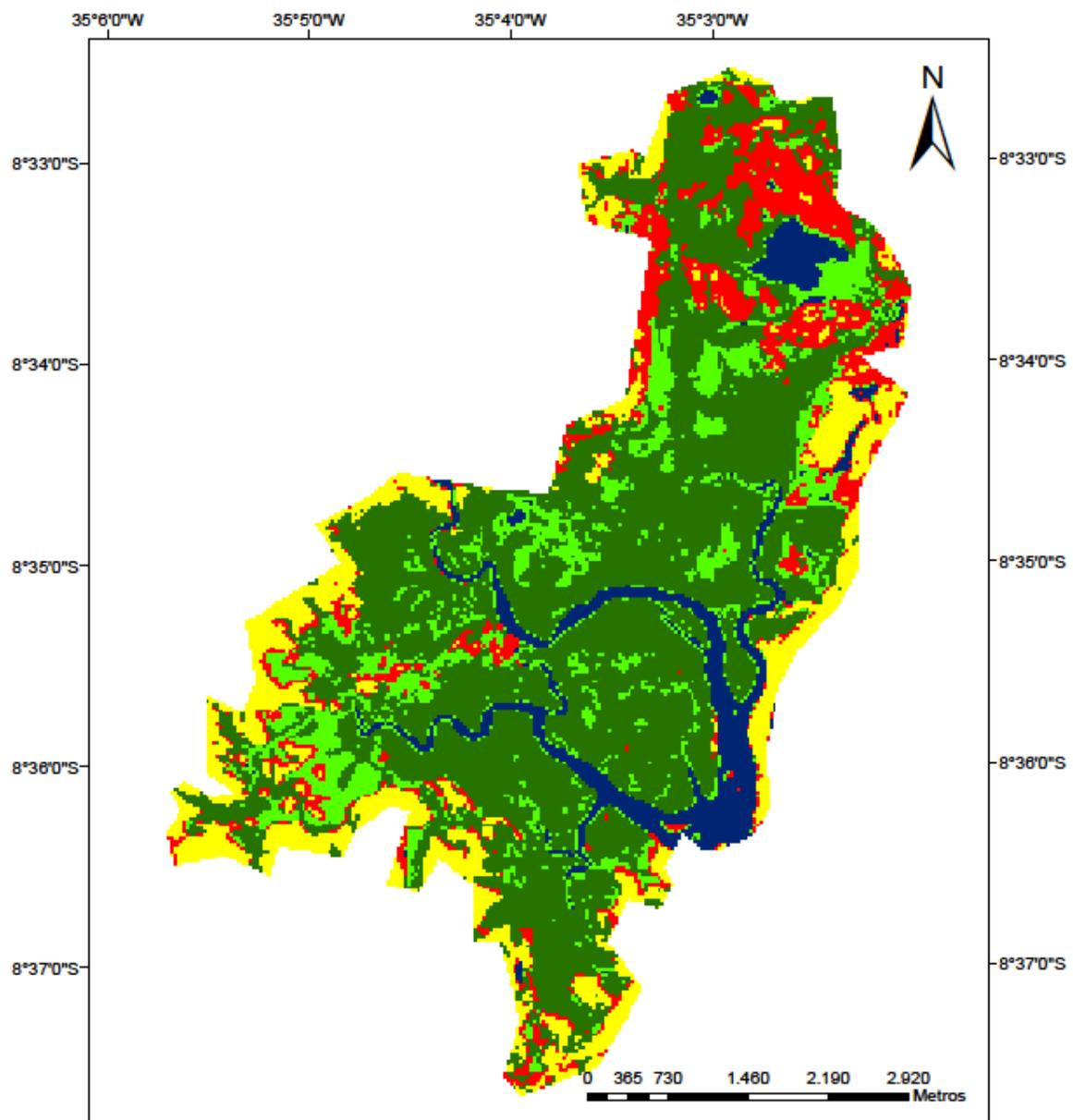


Figura 31: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Sirinhaém ano 1996.



Legenda

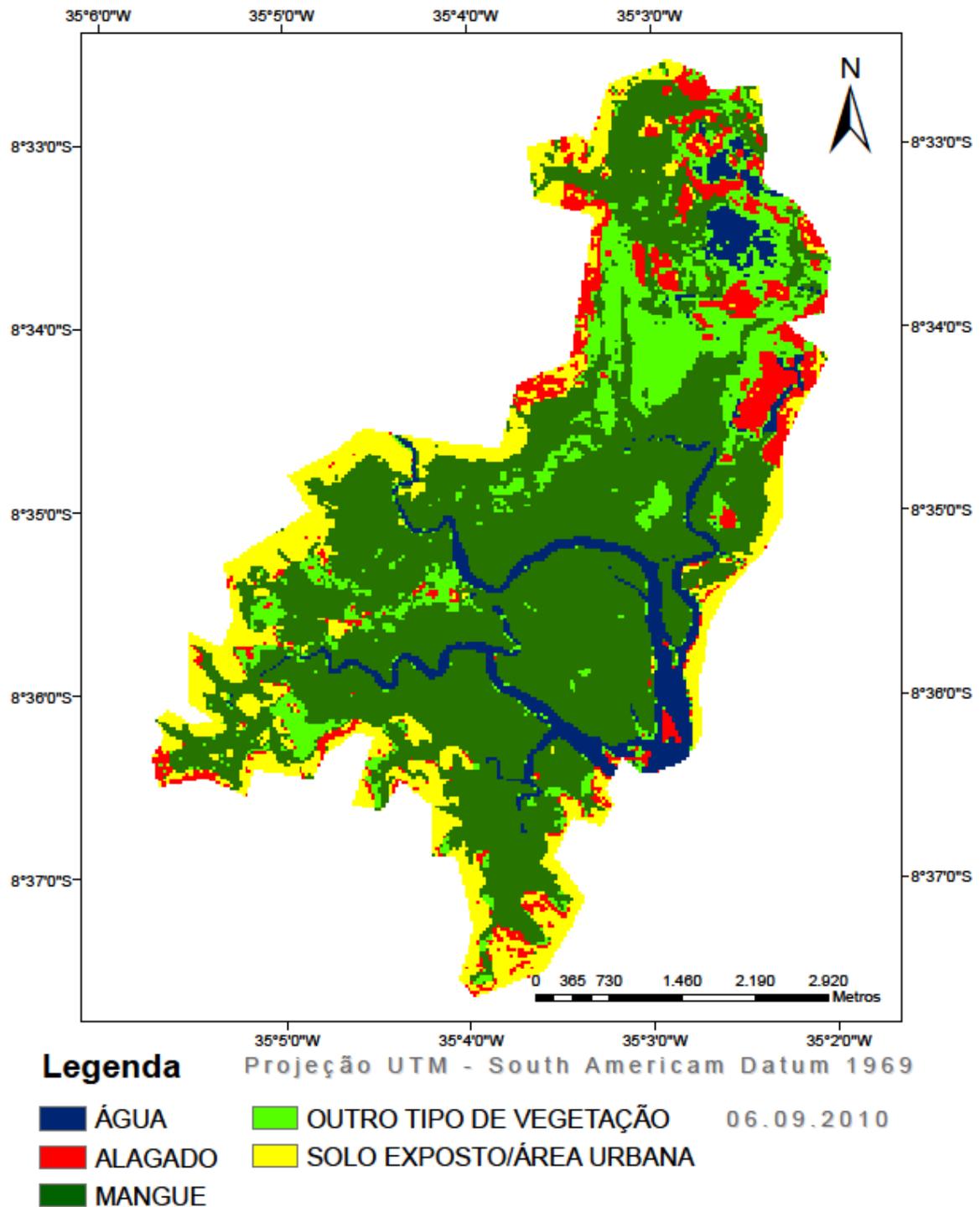
- ÁGUA
- ALAGADO
- MANGUE

Projeção UTM - South American Datum 1969

- OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO
- SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA

14.08.1996

Figura 32: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Sirinhaém ano 2010.



Estuário Formoso

Inicialmente entre as décadas de 1989 e 1996 houve uma redução de 25,6 hectares para a vegetação de mangue em detrimento do aumento das áreas de apicuns, contudo, essa foi recuperada e acrescida em 10,26 hectares (Tabela 10). De acordo com a análise das Figuras 33 a 35 o mangue colonizou áreas antes identificadas como solo exposto tanto a norte quanto a sul do estuário.

De acordo com Lira et al. (1979) quase 12 milhões de metros cúbicos são despejados no estuário atingindo 24 milhões nas marés de sizígia, gerando um equilíbrio hidrológico de mistura das águas favorecendo a estabilidade da vegetação de mangue quando não impactado pelo homem, explicando assim o baixo incremento da vegetação de mangue quando comparado ao estuário do Goiana-PE.

Tabela 10: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1989	1996	2010
MANGUE	1.562,6	1.537,0	1.572,9
ALAGADO	231,0	429,6	669,6
SOLO EXP./ÁREA URBANA	549,0	387,2	300,2

Figura 33: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Formoso ano 1989.

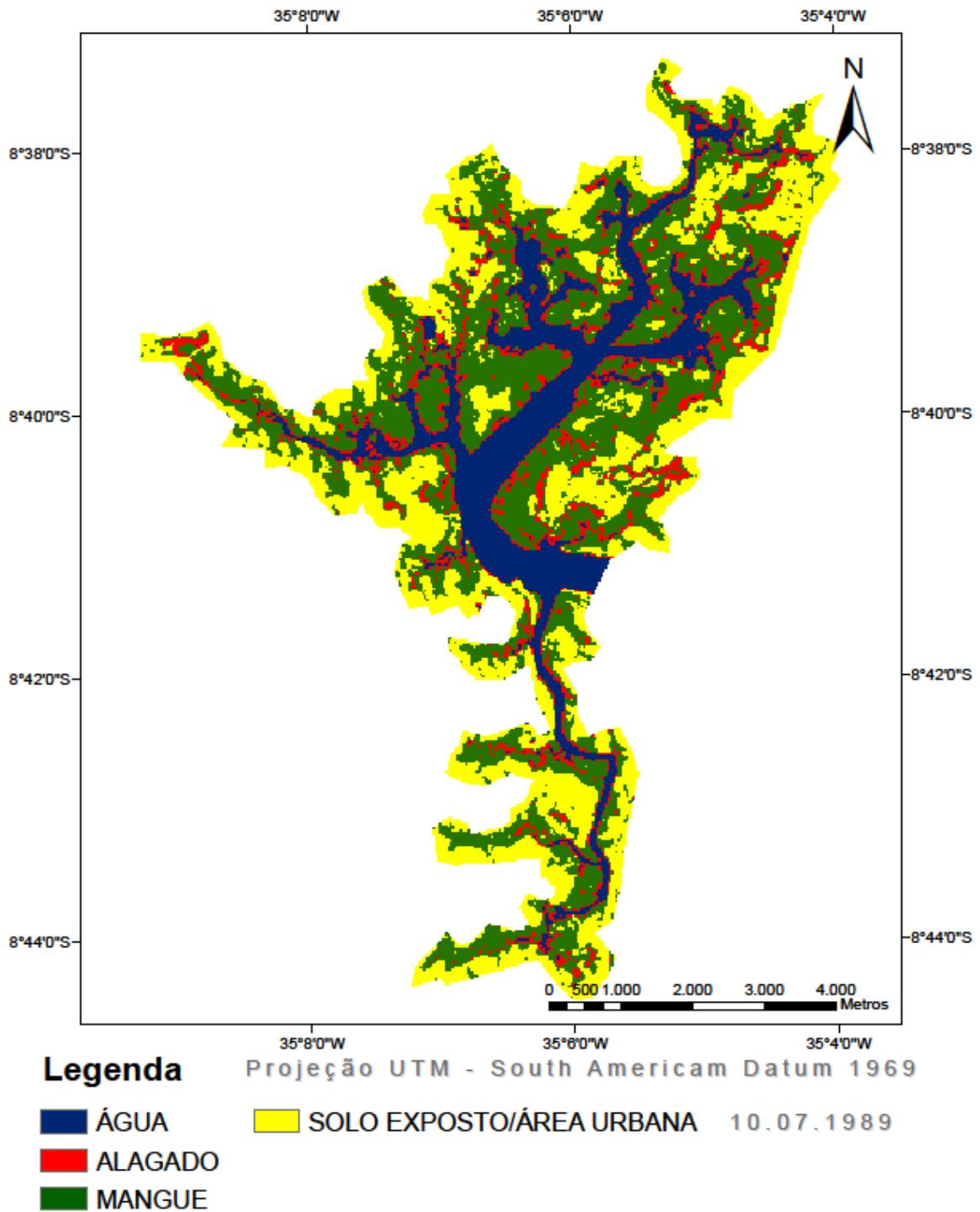
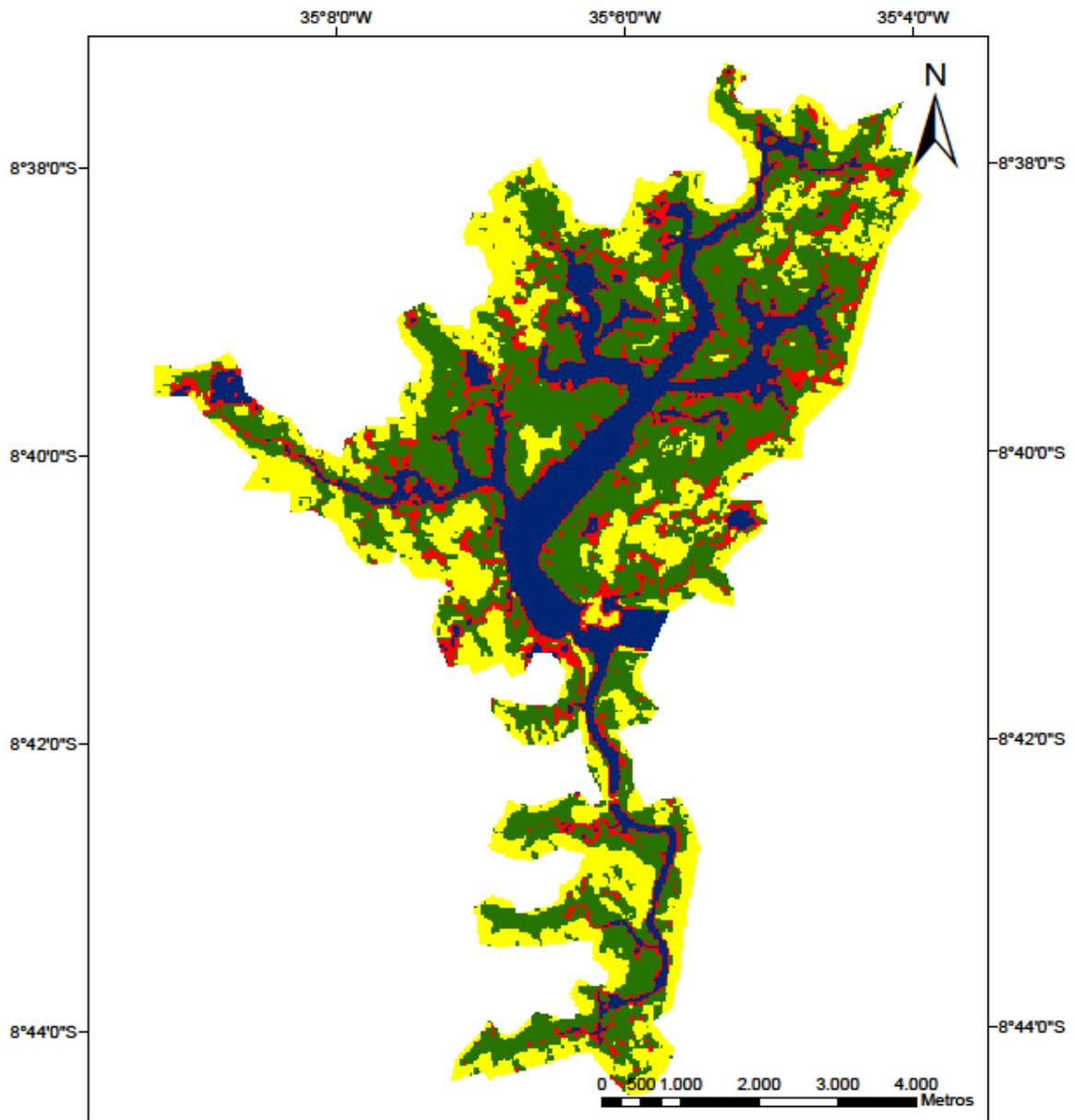


Figura 34: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Formoso ano 1996.



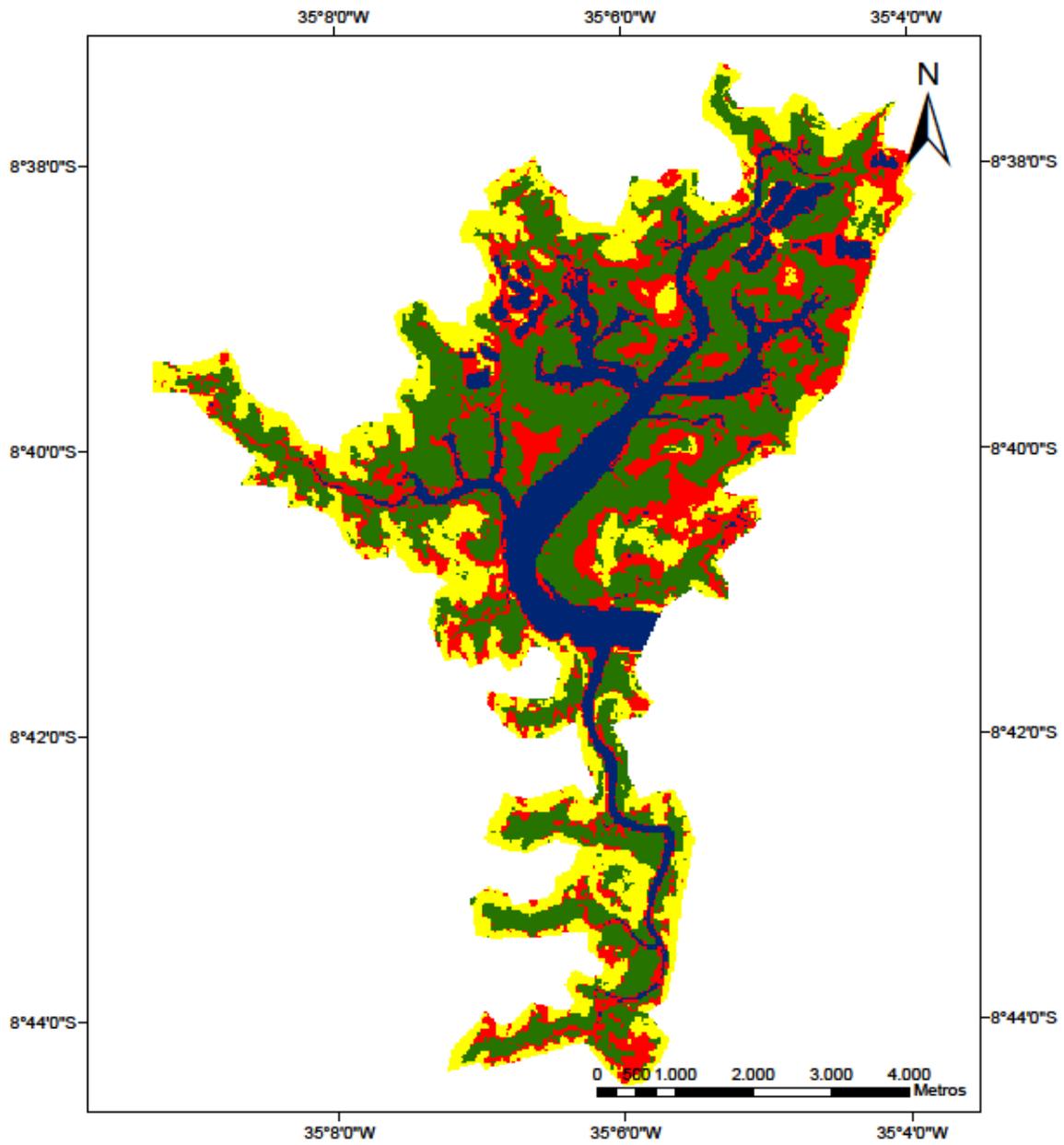
Legenda

- ÁGUA
- ALAGADO
- MANGUE

Projeção UTM - South American Datum 1969

SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA 10.05.1996

Figura 35: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Formoso 2010.



Legenda

- ÁGUA
- ALAGADO
- MANGUE

Projeção UTM - South American Datum 1969

SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA 06.09.2010

Estuário Una

De acordo com a Tabela 11 o estuário do Una apresentou redução da vegetação de mangue de aproximadamente 43,2 hectares entre 1989 e 1996, recuperaram-se entre 1996 e 2010 com 23,3 hectares entre 1996 e 2010. Ainda assim apresentou uma redução para os últimos 21 anos de 19,9. As áreas de recomposição da vegetação de mangue são identificáveis nas porções norte e sul do estuário. Contudo, na porção centro oeste houve a supressão em detrimento do aumento da mancha urbana da comunidade de Várzea do Una constatada em visita de campo (Figuras 36 a 38).

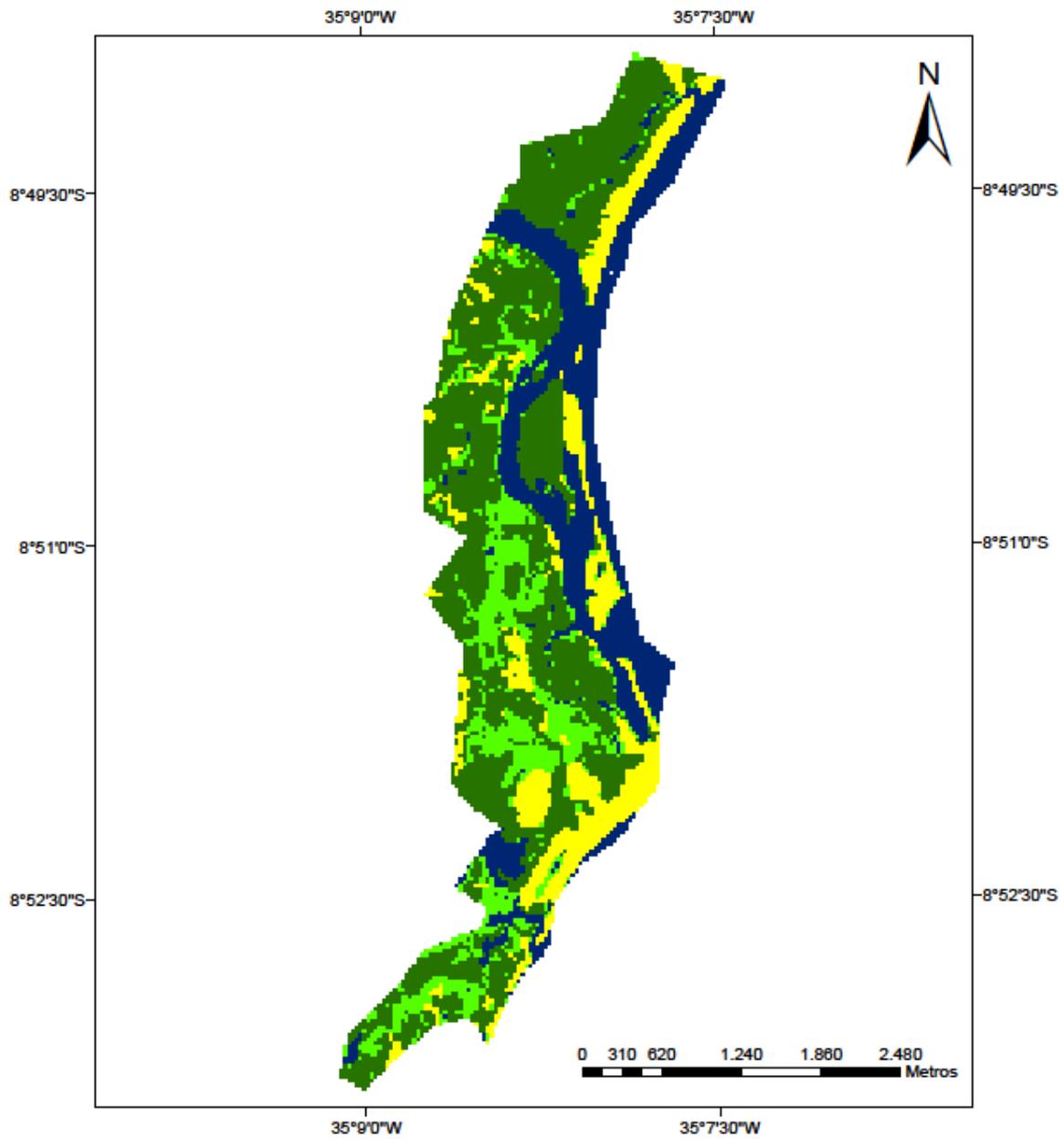
De acordo com a CPRH (2001) o rio Una banha as cidades de São Bento do Una (importante centro de produção avícola), Cachoeirinha (tradicional centro produtor de queijo e de derivados de couro) e as cidades de Palmares e Barreiros (maiores centros urbanos da Mata Meridional Pernambucana) que juntamente com algumas usinas constituem-se em fonte de poluição desse importante curso de água do Litoral Sul.

De acordo com Silva et al. (2011) a depender da estação do ano há denotada variação na descarga fluvial que modifica a geometria da barra ou de sua entrada, pois quando há aumento significativo da descarga hídrica a barra desaparece reconfigurando-se nos períodos de seca. Tal dinâmica age também na remodelagem da paisagem contribuindo para o surgimento ou desaparecimento de áreas colonizadas por mangue.

Tabela 11: Valor em hectares para cada classe de acordo com cada ano analisado.

CLASSE (Hectares)	ANO		
	1989	1996	2010
MANGUE	445,0	401,7	425,0
OUT. TIPO VEG.	143,7	209,4	166,8
SOLO EXP./ÁREA URBANA	147,7	145,3	211,3

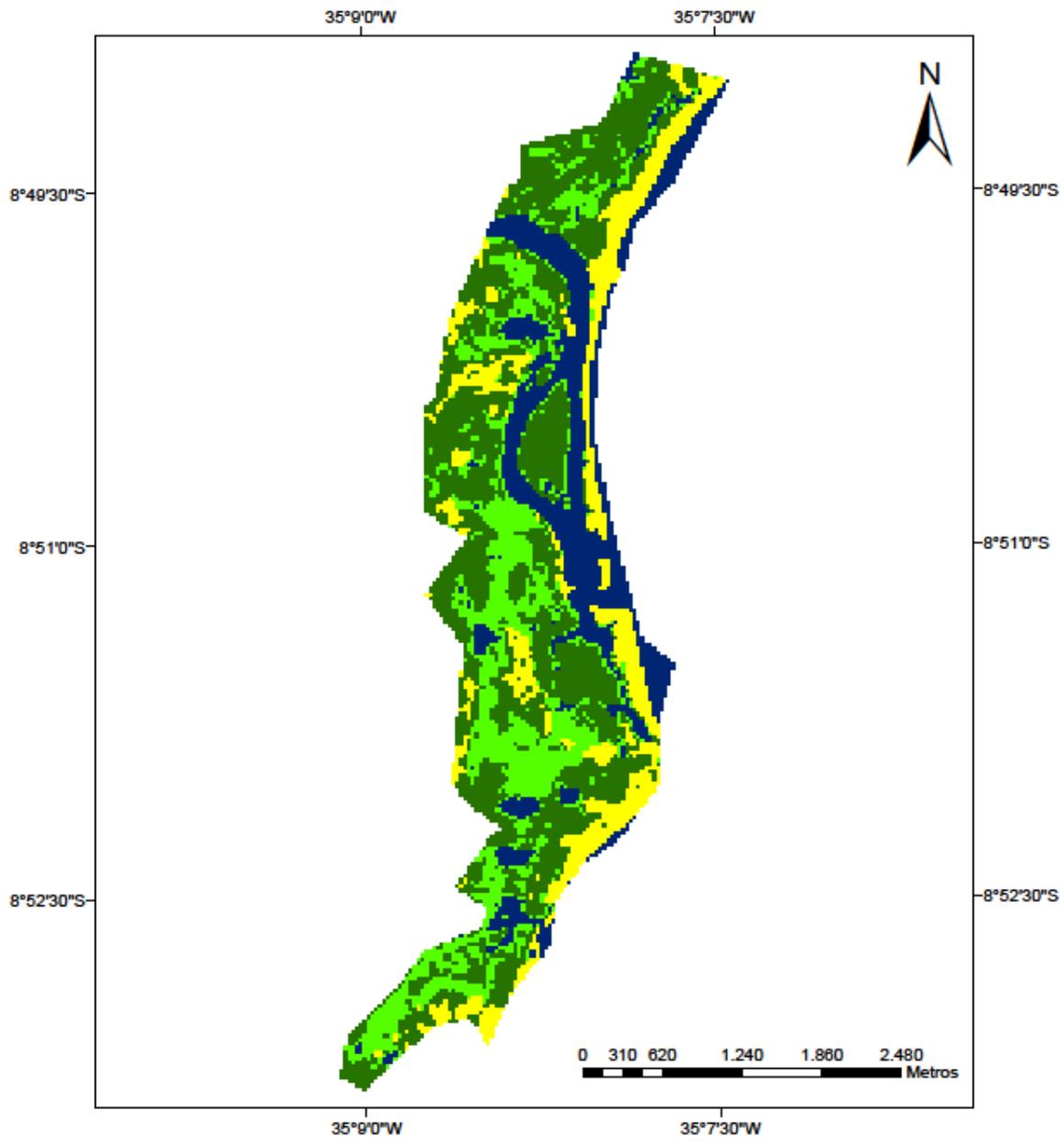
Figura 36: Mapa de uso e ocupação Da terra do estuário do Una ano 1989.



Legenda Projeção UTM - South American Datum 1969

ÁGUA	SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA	10.07.1989
MANGUE		
OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO		

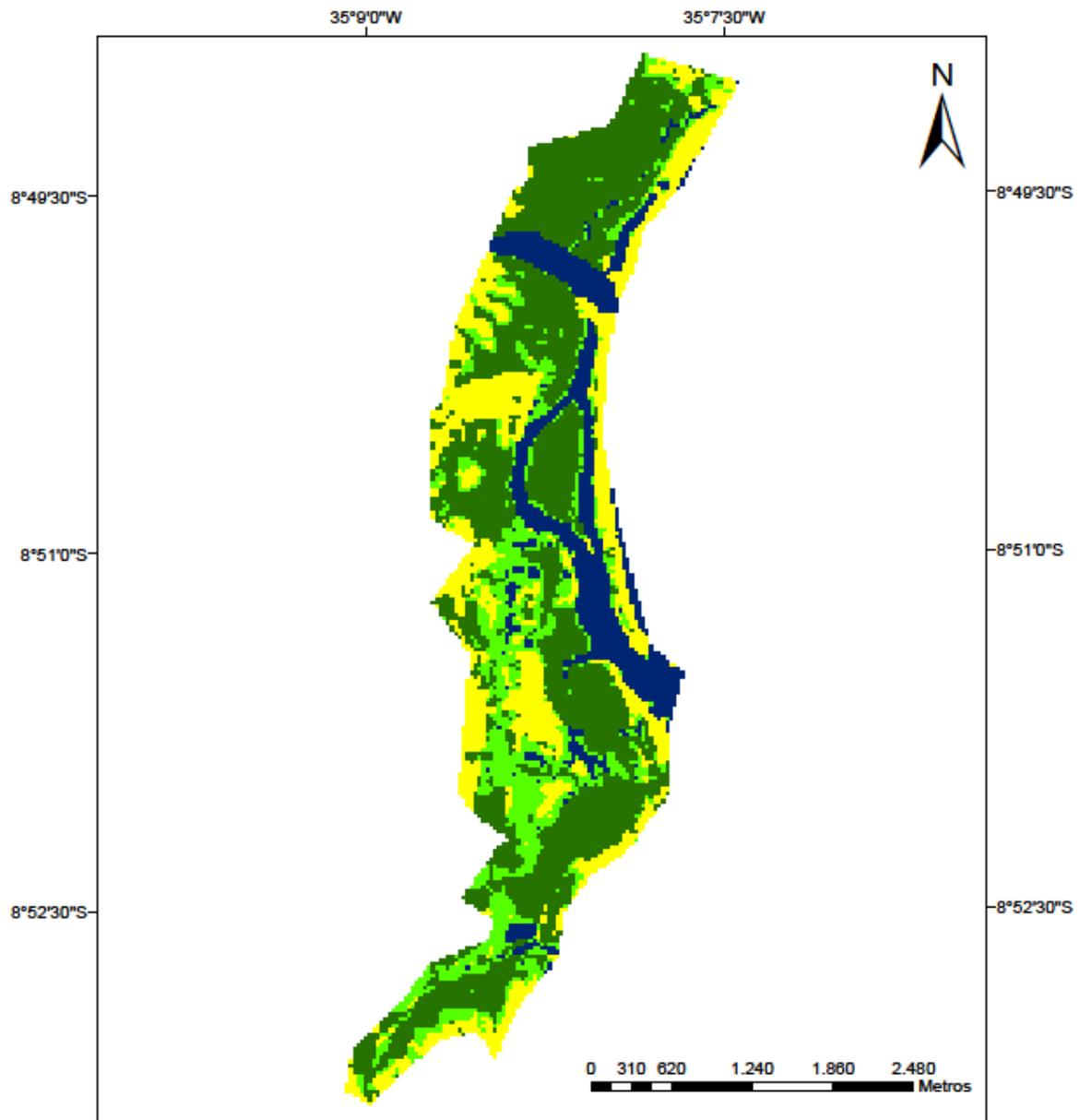
Figura 37: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Una ano 1996.



Legenda Projeção UTM - South American Datum 1969

ÁGUA	SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA	10.05.1996
MANGUE		
OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO		

Figura 38: Mapa de uso e ocupação da terra do estuário do Una ano 2010.



Legenda

- | | | |
|---|--|------------|
|  ÁGUA |  SOLO EXPOSTO/ÁREA URBANA | 06.09.2010 |
|  MANGUE | | |
|  OUTRO TIPO DE VEGETAÇÃO | | |

Projeção UTM - South American Datum 1969

0 310 620 1.240 1.860 2.480 Metros

Na análise dos onze estuários oito apresentaram aumento da vegetação de mangue, sendo duas condições distintas: adensamento da vegetação existente e colonização de novas áreas.

Os estuários onde se identificou adensamento da vegetação de mangue foram do Goiana, Jaboatão/Pirapama, Ipojuca e Maracaípe. Essa condição pode retratar um aumento relativo do nível do mar, pois a colonização ocorreu em áreas mais elevadas dominadas por outro tipo de vegetação ou de solo exposto que passaram a ser inundados pelas águas das marés. Afinal, o manguezal é um ecossistema de alta resiliência, pois segundo Carpenter et al. (2001) e Nystron & Folke (2001) essa qualidade é derivada da migração natural da vegetação em direção à terra como resposta ao aumento do nível do mar em detrimento da inundação dessas áreas pelas águas salgadas..

A colonização da vegetação de mangue sobre as áreas identificadas como apicuns ocorreu no Canal de Santa Cruz e do Formoso. De acordo com Lovelock & Elisson (2007) as espécies de mangue apresentam diferenças no tempo necessário para colonizar o habitat recentemente disponibilizado a partir da inundação recente e periódica das marés, predominando então um bosque monoespecífico. Snedaker (1995) identificou a formação de apicuns em função da redução da pluviosidade ou redução do aporte de água doce resulta na diminuição das áreas de mangue e da diversidade sendo convertidas em áreas de apicuns, contudo neste estudo houve a redução das áreas de apicuns suscitando o contrário.

As reduções na vegetação de mangue nos estuários de Itapessoca, Sirinhaém e Una se deram em detrimento das ações antrópicas voltadas a expansão urbana e em detrimento da instalação de fazendas de camarão, seja diretamente na supressão e aterro ou como tensor. De acordo com Lugo (1978) o tensor é tudo aquilo que causa aumento nos gastos de energia. Em Itapessoca observou-se aumento na inclinação do terreno e isolamentos de áreas que barraram a inundação pelas marés o que gradualmente reduziu a vegetação a franjas estreitas ou mesmo isolamento de indivíduos.

2.4 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Na análise dos onze estuários ao longo dos últimos 22 anos contabilizou-se um aumento de 910,4 hectares.

Os estuários que apresentaram aumento foram os dos rios Goiana, Canal de Santa Cruz, Timbó, Jaboatão/Pirapama, Ipojuca, Maracaípe e Rio Formoso. Enquanto Itapessoca, Sirinhaém e Una apresentaram redução.

O fator principal que propiciou o aumento da vegetação de mangue foi a expansão das áreas de inundação pelas águas de marés suscitando um aumento relativo do nível do mar.

As reduções da vegetação de mangue ocorreram em detrimento da expansão de núcleos urbanos, desmatamento e instalação de fazendas de camarão.

Sugere-se que sejam estabelecidas estações fluviométrias em consonância com marégrafos para monitoramento dos aportes de água doce bem como a variação do nível do mar. Além de projetos que priorizem as medições de alcance das marés e o monitoramento da expansão natural da vegetação de mangue nos estuários que apresentaram acréscimo por colonização de novas áreas.

2.5 REFERÊNCIAS

ALLEN, R. G.; TREZZA, R. & TASUMI, M. **Surface energy balance algorithms for land - Advance training and users manual**. v.1.0, p. 98, 2002.

AMBITEC. **Laudo Biológico para Determinação da Área de Influência do Estuário do Rio Sirinhaém-PE**. 2008. Disponível em: www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/o.../estudoambiental.pdf. Acesso em 04 de novembro de 2011.

BATISTA, P. I. S. & TUPINAMBÁ, S. V. **A carcinicultura no Brasil e na América Latina: o agronegócio do camarão**. 2001. Disponível em <http://www.fase.org.br/projetos/clientes/noar/noar/UserFiles/20/File/Outras%20publicacoes/carcinicultura.pdf>. Acesso em 10 de outubro de 2011.

BASTIAANSEN, W. G. M.; MENENTI, M.; FEDDES, R. A. & HOLTSLAG, A. A. M. **A remote sensing surface energy balance algorithm for land (SEBAL) 1. Formulation**. Journal of Hydrology, v. 212-213, p. 198-212, 1998.

BRYON, M. E. Q. **Desenvolvimento Urbano x Meio Ambiente – A Relação de Ocupação do Espaço Urbano com os Recursos Naturais Remanescentes – O Caso das Áreas Estuarinas da Região Metropolitana do Recife** – UFPE Recife, 1994. 194 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Urbano e Regional) – Departamento de Arquitetura e Urbanismo, Universidade Federal de Pernambuco, 1994.

CINTRÓN-MOLERO, G. & SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1992. **Ecology and management New World mangroves**. Pp. 233-258. In: U. Seeliger (ed.). Coastal plant communities of Latin America. San Diego, Academic Press.

CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO, **Lei nº 4771** de 1960.

COELHO, P. A. & TORRES, M. F. A.. **Áreas Estuarinas de Pernambuco**. Trab. Oceanográfico. Universidade Federal de Pernambuco. p. 67 - 80. 1982.

CONGALTON, R. G. & GREEN, K. **Assessing the accuracy of remote ly sensed data: principles and practices**. New York: Lewis Publishers, 1999. 136 p.

CORREIA, F. W. S.; ALVALÁ, R. C. S. & GIELOW, R.. **Albedo do pantanal sul matogrossense durante o período de transição seco-úmido de 2001-2002**. XII Congresso Brasileiro de Meteorologia, Foz de Iguaçu-PR, 2002.

CPRH. GOVERNO DO ESTADO DE PERNAMBUCO. COMPANHIA PERNAMBUCANA DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Norte de Pernambuco**. Recife (PE): CPRH/GERCO, 2003a. 211p.

_____ **Diagnóstico Socioambiental do Litoral Sul de Pernambuco**. Recife (PE): CPRH/GERCO, 2003b. 87 p.

DUGAN, P. J (ed). **Conservación de Humedales – Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias**. UICN, Gland, Suiza, 1992, 100 p.

ELLISON, J. C. & D. R. STODDART. **Mangrove ecosystem collapse during predicted sea-level rise: Holocene analogues and implications**. Journal of Coastal Research 7: 151-165. 1991.

FAO¹B- ORGANIZATION UNITED NATIONS. **Mangroves of South America 1980-2005**. Forest Resources Assessment Programme Working. Paper 139. Rome-Italy, 2007.

FAO²-ORGANIZATION UNITED NATIONS. **Mangroves of Africa 1980-2005**. Forest Resources Assessment Programme Working. Paper 135.Rome-Italy, 2007.

FAO³- ORGANIZATION UNITED NATIONS. **Mangroves of Asia 1980-2005**. Forest Resources Assessment Programme Working. Paper 136.Rome-Italy, 2007.

FIDEM. **Proteção das Áreas Estuarinas**, Série de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife, 1987, 40p.

FORD, G. E. & ZANELLI. **Systematic and random variation in thematic mapper digital radiance data**. Photogrammetric Engineering digital and remote sensing. Vol. 51. n° 9. P. 1427-1434. 1985.

FRANKS, T. & FALCONER R. **Developing procedures for the sustainable use of mangrove systems**. Agriculture Water Management. 40: 59-64. 1999.

GIANASI, B. L.; OLIVEIRA, A. O.; PEREIRA FILHO, W. & MARGARETH DA SILVA COPERTINO, M. S. **Caracterização Espectral da Água e da Vegetação Aquática Submersa no Estuário da Lagoa dos Patos (RS, Brasil)**. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE,p.7051

GILMAN, E. L.; ELISSON, J.; DUKE, N. C. & FIELD, C. **Review Threats to mangroves from climate change and adaptation options**. AQBOT-2097; No of Pages 14. 2008.10.1016/j.aquabot.2007.12.009.

GIONGO, P. R.; PADOVANI, C. R. & VETTORAZZI, C. A.. **Variabilidade espacial e temporal do albedo obtido a partir de imagens MODIS na região do Pantanal**. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 4715-4722.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M. & OLIVEIRA, T. L.. **Distribuição de apicuns e de manguezais na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil**. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p. 4606-4714.

HADLICH, G. M.; OLIVEIRA, T. L.; YAMAGUCHI, F. Y. & UCHA, J. M.. **Utilização de imagem CBERS e do programa Spring para identificação de manguezais na área norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil.** Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 925-927.

HASSAN, Q. K.; BOURQUE, C. P. A. & MENG, F. R. **Application of Landsat-7 ETM+ and MODIS products in mapping seasonal accumulation of growing degree days at an enhanced resolution.** Journal of Applied Remote Sensing, Vol. 1, 2007.

HERZ, R. **Manguezais do Brasil.** São Paulo: Edusp, 1991, 227 p. ITTO/ISME, (1993). **The World of Mangroves Part I.** Japan, pp. 163

HUETE, A. R. et al. **A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS.** Remote Sensing of Environment, v. 59, p. 440 – 451, 1997.

KATHIRESAN, K. & BINGHAM, B.L. **Biology of mangrove and mangrove ecosystems.** Advances. Marine Biology. V.40 : 81-251. 2001.

KAMPEL, M.; AMARAL, S. & SOARES, M. L. G. **Imagens CCD/CBERS e TM/Landsat para análise multi-temporal de manguezais no Nordeste brasileiro. Um estudo no litoral do Estado do Ceará.**

KJERFVE, B.; LACERDA, L. A. **Mangroves of Brazil.** In: LACERDA, L.D.; FIELD, C.D. (ed.) Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions. Part I. Latin America. ITTO/ISME, Okinawa, p. 245-272, 1993.

HUETE, A. R.; LIU, H.; BATCHILY, K. & W. VAN LEEUWEN, **A Comparison of Vegetation Indices Over a Global Set of TM Images for EOS-MODIS.** Remote Sensing Environment. 59: 440-451. 1997.

HUNT, G. R. **Electromagnetic radiation: the communication link in remote sensing.** In: SIEGAL, B.S.; GILLESPIE, A.R. Remote sensing in geology. New York : J. Wiley & Sons, p.5-45. 1980.

LACERDA, L. D.; MAIA, L. P.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M.; BEZERRA, L. J. C.; MENEZES, M. O. T. **Manguezais do Nordeste e mudanças ambientais.** *Ciência Hoje*, v. 39, n. 229, p.25-29, 2006.

LEIVAS, J.; FONTANA, D.; BERLATO, M. & CARDOSO, L. **Variação diária do albedo sobre uma superfície vegetada sobre um lago na estação experimental da UFRGS-RS.** XV Congresso Brasileiro de Agrometeorologia –02 a 05 de julho de 2007 – Aracaju – SE. Disponível em <http://www.ufrgs.br/leaa/arquivos/Artigos%20em%20Eventos%20Cient%C3%ADficos/Leivas%20Fontana%20Berlato%20Cardoso%20CBA%202007.pdf>. Acessado em agosto de 2011.

LINS, P. A. M.. **Hidrologia e hidrodinâmica do baixo estuário do rio Ipojuca, PE.** Disponível em: file:///C:/Doutorado_2011_2/TESE/evolu%C3%A7%C3%A3o_mangue/Hidrologia%20Hidrodin%C3%A2mica%20Do%20Baixo%20Estuario%20Do%20Rio%20Ipojuca%20Pe.htm Acesso em 30 de outubro de 2010.

LOPES, F. B.; MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M. BARBOSA, C. C. F.; CAITANO, R. F. E CHAVES, L. C. G.. **Avaliação da reflectância espectral da água do açude Santo Anastácio, através de técnicas de espectroscopia de campo.** Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE. p.8508

LOVELOCK, C. E. & ELLISON, J. C. 2007, 'Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the Great Barrier Reef to climate change', in J.E. Johnson and P.A. Marshall (eds), **Climate Change and the Great Barrier Reef: A Vulnerability Assessment, Great Barrier Reef Marine.** Park Authority and Australian Greenhouse Office, Australia.

LUGO, A. E. & SNEDAKER, S. C. **The ecology of mangroves.** *Annual Review of Ecology and Systematics*, (5): p. 39-64. 1974.

LUNETTA, R. S.; CONGOLTON, R. C.; FERSTERMAKER, L. K.; JENSEN, J. R.; MAGWIRE, K. C. & TINNEY, L.R. **Remote sensing and geographic information system data integratio: Error sources and Researche Issues.** *Photogrammetric Engeneering digital and remote sensing*. Vol. 57.nº 6. P. 677-687. 1991.

MACÊDO, S. J., FLORES-MONTES, M. J. & LINS, Y. C. (2000). Características abióticas da área. In: Barros, H.M., Eskinazi-Leça, E., Macedo, S.J. & Lima, T. **Gerenciamento Participativo de Estuários e Manguezais**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, p. 7-25.

MAIA, L. P., LACERDA, L. D., MONTEIRO, L. H. U. & SOUZA G. M. **Estudo das áreas de manguezais do nordeste do Brasil: Avaliação das áreas de Manguezais dos Estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco**. Universidade Federal do Ceará - Instituto de Ciências do Mar / Sociedade Internacional para Ecossistemas de Manguezal – ISME-BR. Fortaleza, Documento Técnico, maio de 2005.

MARKHAM, B. L., BARKER, J. L. **Thematic Mapper Band Pass Solar Exoatmospherical Irradiances**. International Journal of Remote Sensing, v. 8, n. 3, p.517-523, 1987.

MARTINUZZI, S.; GOULD, W. A.; GONZALEZ, O. M. R.; ROBLES, A. M.; MALDONADO, P. C.; PÉREZ-BUITRAGO, N. & CABAN, J. J. F. **Mapping tropical dry forest habitats integrating Landsat NDVI, Ikonos imagery, and topographic information in the Caribbean Island of Mona**. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 56 (2): 625-639, June 2008.

McLEOD, E. & SALM, R. V. **Managing Mangroves for Resilience to Climate Change**. IUCN, Gland, Switzerland. 64pp. 2006.

MELO, P. A. M. C.; NEUMANN-LEITÃO, S.; GUSMÃO, L. M. O. & PORTO NETO, F. F. **Variação nictemeral do macrozooplâncton na barra orange - Canal de Santa Cruz, estado de Pernambuco (Brasil)**. Rev. Bras. Enga. Pesca 3(2), jul. 2008.

NOERNBERG, M. A.; CALTABIANO, A. C. V.; FERREIRA, E. M. V. M.; GONÇALVES JÚNIOR, J. D. C. & DORIA, C. R. C. **Relação entre profundidade Secchi e fator de reflectância da água de ambientes aquáticos lênticos em Cachoeira Paulista, SP**. Anais do VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Salvador, BA, Brasil, 14 a 19 de abril de 1996, INPE. p.933-939.

PAIVA, M. V. C.; SILVA, J. B. & FERNANDES, J. G. **Estuário do rio Timbó/PE: Territorialidade da pesca e impactos ambientais.** Revista de Geografia. Recife: UFPE – DCG/NAPA, v. 26, n. 2, mai/ago. 2009.

ROGERS, K.; SAINTILAN, N. & HEIJNIS H. **Mangrove encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria, the role of sedimentation, subsidence, and sea level rise.** Estuaries v. 28, p. 551–559, 2005.

ROUSE, J. W., R. H. HAAS, J. A. SCHELL, D. W. DEERING, J. C. HARLAN. **Monitoring the vernal advancement of retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation.** NASA/GSFC, Type III, Final Report, Greenbelt, MD, 1974, 371 p.

SAINTILAN, N. & WILLIAMS R. J. **Mangrove transgression into saltmarsh environments in south-east Australia.** Global Ecology and Biogeography v.8, p. 117–123, 1999.

SANTOS, A. M. **Impactos das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Goiana – Pernambuco:** / Antonio Marcos dos Santos. – Recife: O Autor, 2010. 115 folhas: graf., fig., tab.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal: Ecossistema que ultrapassa suas próprias fronteiras.** In: Congresso Nacional de Botânica, v. 53, Recife, p34-37. 2002.

SILVA, B. B. DA.; LOPES, G. M. & AZEVEDO, P. V. **Balço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5 – TM.** Revista Brasileira de Meteorologia, v. 20, n. 2, p. 243-252, 2005.

SILVA, J. B.; GALVÍNCIO, J. D. CORRÊA, A. C. B.; SILVA, D. G. & MACHADO, C. C. C. **Classificação Geomorfológica dos Estuários do Estado de Pernambuco (Brasil) com Base em Imagens do LANDSAT 5/TM.** Revista Brasileira de Geografia Física.v.01, p. 118-133, 2011.

SILVA, J. S.; OLIVEIRA, T. H. & TORRES, M. F. A. **Utilização de imagens aéreas na análise temporal de ambientes impactados: Estudo de caso - Estuário do rio Jaboatão - Pernambuco – Brasil.** Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, Natal, Brasil. 25 a 30 de abril de 2009, INPE. p. 8257-8263.

SILVA, J. B.: **Territorialidade da pesca no estuário de Itapessoca - PE: técnicas, petrechos, espécies e impactos ambientais.** Dissertação de Mestrado em Geografia. UFPE, Recife, p. 83. 2006.

SILVA, J. B.; PEREIRA, E. C. G. & TORRES, M. F. A. T. **Reconhecimento de Impactos Ambientais por Comunidades Pesqueiras no Estuário do Rio Itapessoca PE/Brasil.** In: Alcindo José de Sá; Antônio Carlos de Barros Corrêa. (Org.). Regionalização e Análise Regional. 1 ed. Recife: Universitária, 2007, v. 01, p. 125-138.

SNEDAKER, S. C. **Mangroves and climate change in the Florida and Caribbean region: scenarios and hypotheses.** Hydrobiologia. v.295, p 43-49, 1995.

SOARES, M. L. G. Zonação e as Marés. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal Ecosistema Entre a Terra e o Mar.** Caribbean Ecological Research. São Paulo, 1995. p 61.

TRENTIN, A. B.; TRENTIN, C. B.; WACHHOLZ, F.; KRAMER, G. & PEREIRA FILHO, W. **Caracterização espectral das águas do reservatório passo real – RS/Brasil.** [http://egal2009.easyplanners.info/area04/4014_Biasoli Trentin Aline.pdf](http://egal2009.easyplanners.info/area04/4014_Biasoli_Trentin_Aline.pdf) em agosto de 2011.

UNEP-United Nations Environment Programme.. **Assessment and monitoring of climatic change impacts on mangrove ecosystems.** UNEP Regional Seas Reports and Studies. Report no. 1994

WARING, R. H., & RUNNING, S. W. **Forest ecosystems analysis at multiple scales.** (2nd ed.). Seattle, WA: Academic Press. 1998.

CAPÍTULO II

SENSORIAMENTO REMOTO PARA ZONAÇÃO DE ESPÉCIES DE MANGUE

RESUMO

O mapeamento refinado da vegetação de mangue é uma demanda crescente por ser um importante instrumento de gestão, manutenção e conhecimento do próprio ecossistema frente às ações antrópicas. O uso de imagens de sensoriamento remoto multiespectral, aliado às informações hiperespectrais não imageadoras, vem se tornando um importante meio para o mapeamento temporal e espacial atingindo o nível de espécies, além de contribuir com importantes estimativas das condições químicas desde o bosque à própria árvore. Este trabalho analisou a resposta espectral de três espécies comuns nos estuários de Pernambuco (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*) através de espectrorradiometria no estuário de Itapessoca no litoral norte do Estado. Foram aplicados índices para estimar as clorofilas **a** e **b**, atividades fotossinteticamente ativas e suas correlações com valores observados em campo. Houve alta correlação entre o SAVI (espectrorradiometria) e SAVI (Landsat), que através de regressão desenvolveu o modelo (índice) HSAVI, que se apresenta promissor para uso de zonação das espécies *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*. O HSAVI apresentou uma estimativa mais coerente do que o SAVI com a realidade da altura e densidade do bosque.

PALAVRAS CHAVE: Hiperespectral; HSAVI; ClorofiLOG; Mangue; Mapeamento.

CHAPTER II

ABSTRACT

Refined mapping of mangrove vegetation is a growing demand as it is an important tool for management, maintenance and knowledge of the ecosystem itself in the face of human actions. The use of multispectral remote sensing images, combined with hyperspectral not imagery information, has becoming an important means for mapping the temporal and spatial reaching the level of species. Futhermore, it contributes to important figures of the chemical conditions from the forest to the tree itself. This study analyzed the spectral response of three common species in the estuaries of Pernambuco (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia. Racemosa* and *Aviccenia. Schaueriana*) through spectroradiometry in the Itapessoca estuarine, located on the northern coast of the state. Indexes were applied to estimate the chlorophyll a and b, photosynthetically active activities and their correlation with observed values in the field. There was high correlation between the SAVI (spectroradiometry) and SAVI (Landsat), which developed through regression model (index) HSAVI, which appears promising for the use of zonation of the species *R. mangle*, *L. racemosa* and *A. schaueriana*. The HSAVI presented an more consistent estimate than the SAVI with the actual height and density of the forest.

Keywords: Hyperspectral; HSAVI; ClorofiLOG; Mangrove; Mapping.

3.1 INTRODUÇÃO

A vegetação é parte fundamental nos ciclos da água e do carbono por controlar as trocas de energia entre a atmosfera e a superfície da Terra (BACOUR et al., 2002). Seu estudo é de fundamental importância na manutenção, manejo e preservação dos ecossistemas.

O sensoriamento remoto (SR) se apresenta como importante alternativa para esses estudos da vegetação uma vez que é possível quantificar áreas (PRENZEL, 2004), analisar as mudanças espaço temporais (SMALL, 2011), estimar estresse hídrico (BOEGH et al., 2002; GITELSON et al., 2005), senescência (DORAISWAMY et al., 2004) e até a identificação e diferenciação espacial de espécies (HUANG & ASNER, 2009).

Nas últimas décadas a produção científica no mundo relacionada aos estudos da vegetação com SR tem crescido significativamente. Esse importante aumento ocorreu em consequência do baixo custo financeiro, rapidez de obtenção da informação e em especial o avanço na abrangência de pesquisas nas diversas áreas do conhecimento.

Darvishzadeh (2008), utilizando medidas hiperespectrais, examinou a performance de diferentes técnicas de predição de pigmentos, como a clorofila e a estimativa do índice de área foliar, utilizando análise uni e multivariada em diferentes escalas espaciais e espectrais. O autor concluiu que a junção dos dados de campo e hiperespectrais contribuem para um melhor entendimento das características biofísicas e bioquímicas da vegetação.

Estudos com dados hiperespectrais são fundamentais em prover informações essenciais para quantificação bioquímica (DARVISHZADEH, 2008; FERWERDA, 2005; MUTANGA et al., 2005; BROGE & LEBLANC, 2001; GITELSON & MERZLYAK, 1997; GAMON et al., 1992; PETERSON et al., 1988) e biofísica (MUTANGA & SKIDMORE, 2004; BLACKBURN, 1998; ELVIDGE & CHAN, 1995; LEE et al., 2004; GONG et al., 1992) das características da vegetação.

Em geral, os parâmetros químicos e físicos da vegetação são obtidos com Índices de Vegetação (IV), principalmente com dados multiespectrais, sendo os mais comuns o Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) e o Soil Adjust Vegetation Index (SAVI). Nos últimos anos muitos outros índices foram desenvolvidos,

particularmente com o surgimento de sensores hiperespectrais, por exemplo, o Index of Pigment for Simple Reason (PSRR) e Structure Index for Pigment Insensitive (SIPI).

O objetivo dos IV é extrair e ampliar as informações do pixel acerca da vegetação, combinando duas ou mais faixas espectrais (JACKSON & HUETE, 1991).

Com o desenvolvimento dos espectrorradiômetros para coleta de dados em campo e em laboratório foram favorecidos estudos pontuais de análise dos indicadores biofísicos e bioquímicos da vegetação, com avanços na precisão dos estudos relacionados ao conhecimento da vegetação.

Lucena et al. (2011) investigaram a anatomia foliar de espécies de mangue no Estado de Pernambuco e propuseram relações envolvendo estruturas e reflectância espectrais da folha.

Dados hiperespectrais contêm informações sobre propriedades bioquímicas da vegetação (KOKALY, 2001; McDONALD, 2003 & VAIPHASA, 2006).

Estudos que se utilizam de dados multi e hiperespectrais têm sido priorizados nos últimos anos, na busca do aumento da melhor precisão nos resultados. Assim, a partir da análise de imagens de satélites em consonância aos espectrorradiômetros tem-se buscado o aprimoramento das técnicas de monitoramento e identificação dos ecossistemas da Terra, dentre eles, o manguezal. Este é composto principalmente por plantas lenhosas que habitam a faixa de entremarés principalmente nas regiões tropical e subtropical, até a latitude de 30° (TOMLINSON, 1994; HUTCHINGS & SAENGER, 1987).

De acordo com Duke (1992), os manguezais ocorrem em duas regiões biogeográficas distintas: Indo-oeste do Pacífico (Ásia, Austrália, Oceania, costa oriental da África) e Costa leste do Pacífico (que abrange as Américas e costa ocidental da África). Kathiresan (2010), ao analisar os trabalhos de Tomlinson (1986) e Duke (1992), reconheceu 65 espécies de mangue de 22 gêneros e 16 famílias no mundo.

Trabalhos para mapeamento utilizando sensoriamento remoto e identificação da vegetação de mangue, bem como das espécies, variam de acordo com a disponibilidade dos sensores orbitais e da escala de trabalho. O monitoramento temporal do manguezal em escala mundial foi realizado por Ramirez-Garcia et al. (1998) e Ramachandran et

al. (1998), enquanto Chavaud et al. (1998), Gao, (1998) e Green et al. (1998) mapearam a vegetação de mangue e ecossistemas associados.

Já Ramsey & Jensen 1996, Proisy et al. (2000) e Thevand et al. (2003) desenvolveram estudos das populações de mangue em nível de sites identificando espécies e densidade, por exemplo, enquanto Vaiphasa (2006) utilizou dados de espectrorradiometria para estudo de espécies de mangue na Tailândia.

Contudo, recentes e escassas são as análises conjuntas que utilizam imagens orbitais e dados espectrorradiométricos para estudo do ecossistema manguezal no Brasil. Acredita-se que essa junção possa avançar na precisão e validação do mapeamento em termo de identificação e diferenciação de espécies.

Para tanto, a depender do objetivo e escala de trabalho, juntamente com a forma de obtenção da informação e suas resoluções são fatores primordiais. A exemplo tem-se o trabalho de Reis (2006), que ao variar a escala cartográfica para mapeamento do uso e ocupação do solo associando-o ao espaço geográfico representado numa área de manguezal da Área de Proteção Ambiental (APA) de Garapimirim (RJ) levaram a resultados distintos.

Embora o sensoriamento remoto incluindo imagens hiperespectrais já venha se firmando no uso do mapeamento da vegetação de mangue em escalas regionais (ASCHBACHER et al., 1995; GAO, 1999; DEMURO & CHISHOLM, 2003), há uma necessidade crescente por mapeamentos mais refinados em nível de espécies que possam subsidiar o monitoramento e compreensão desses ambientes frente às mudanças climáticas.

Diante de todas as discussões expostas acima e dos resultados obtidos no Capítulo I, percebeu-se a importância de se estudar os manguezais de Pernambuco considerando as análises de dados multiespectrais e hiperespectrais em conjunto. Assim, o objetivo principal deste estudo foi definir um modelo para a zonação de espécies de mangue considerando as análises bioquímicas da vegetação e demonstrar o potencial dos dados hiperespectrais em conjunto com os multiespectrais para esse fim.

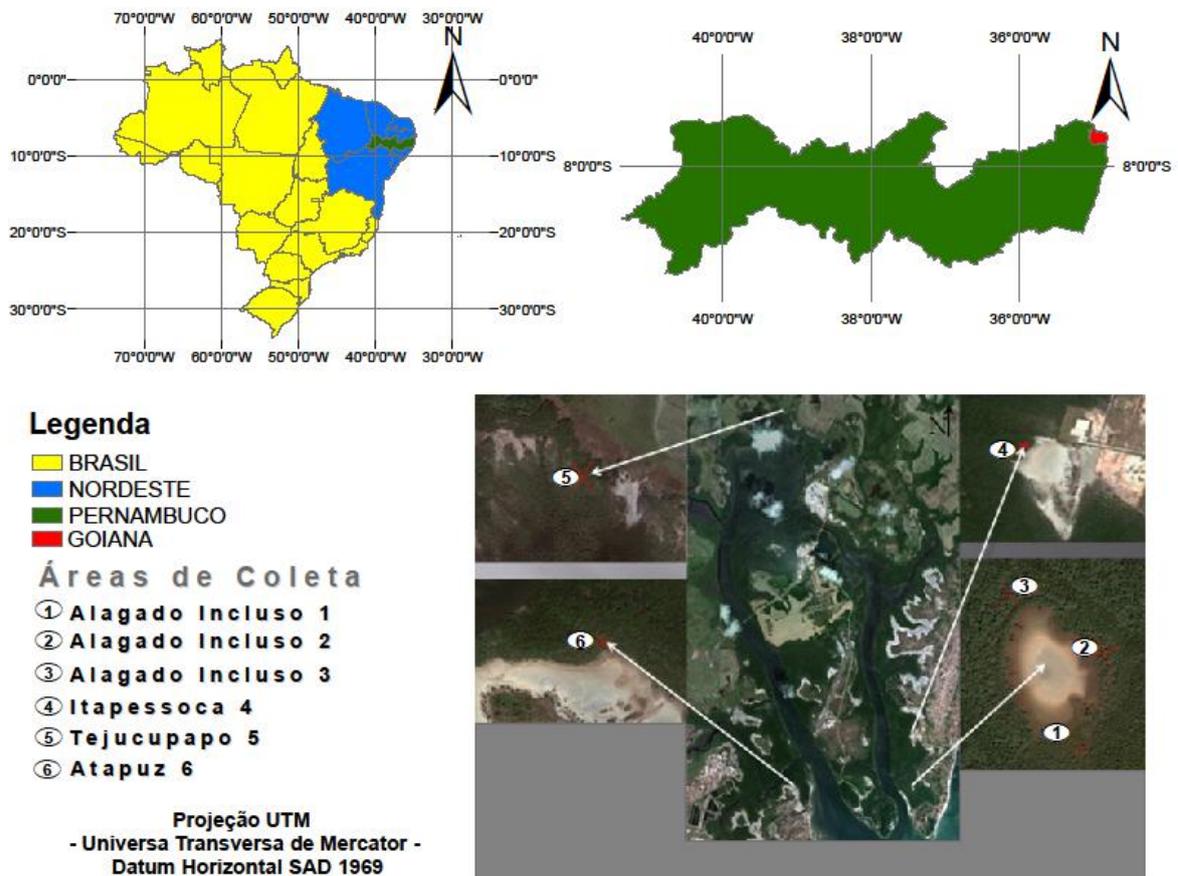
Para tanto bucou-se obter as respostas espectrais utilizando espectrorradiômetro de cada espécie; Identificou-se as faixas espectrais em que as espécies de mangue mais se diferenciavam; Calculou-se os valores máximo, mínimo e a média da reflectância

para cada espécie; Calculou-se e correlacionou-se os índices de vegetação espectrais com dados bioquímicos de campo; Identificou-se a zonação das espécies; Validou-se em campo o mapa de zonação.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no estuário de Itapessoca, localizado no município de Goiana, litoral norte do estado de Pernambuco no Nordeste do Brasil (Figura 01). O clima na área é quente e úmido, com temperaturas médias anuais em torno de 25,1°C. Os meses de julho a agosto são considerados os menos quentes do ano, enquanto dezembro, janeiro e fevereiro são os mais quentes, com 26,3°C. Sua classificação geomorfológica, segundo Silva et al. (2011) é do tipo *ria* de origem tectônica de morfologia irregular onde seus tributários drenam as regiões adjacentes.

Figura 01: Localização espacial das áreas de coletas no estuário de Itapessoca-PE.



Foram realizadas coletas entre os dias 22 a 27 de agosto de 2011, em seis áreas distintas do estuário de Itapessoca (Figura 01). As escolhas das áreas de coleta se deram em função das condições de acessibilidade.

As áreas 1, 2 e 3 estão localizadas no apicum incluso (não é inundado em sua porção central nas marés de quadratura e denominado Incluso (INC) 1, 2 e 3); a área 4, denominada Itapessoca (Ita) está localizada a norte do apicum incluso na porção mais mediana do estuário e próximo do leito do rio, com regime de inundação diário mesmo nas marés de quadraturas, de características fisiográficas denominados de apicum de borda; a área 5, está localizada ao norte do estuário e recebe o nome da comunidade do entorno Tejucupapo (Tejuc); a área 6 está localizada na comunidade de Atapuz (Ata) apresentando características de bosque de franja contido entre o rio Sirigí e o apicum.

As coletas das folhas tiveram por objetivo coletar folhas das espécies que existissem na parcela ou transsecto definida numa área de 30x30 m, ou seja, 900 m², que representa um pixel do satélite Landsat5 TM. A parcela de 900 m² foi dividida em duas seções: a borda considerou os primeiros 15 m e a faixa interna os 15 m seguintes. Foram coletadas 10 folhas das espécies existentes nos seis pontos de coletas. Os números de indivíduos variaram entre 0 e 3 (Tabela 01). Todos os indivíduos foram georreferenciados com GPS GarmimEtrex Vista.

Tabela 01: Folhas de acordo com a espécie e número de indivíduos coletados em diferentes pontos no estuário do rio Itapessoca-PE.

Pontos de coleta	Localidade	Espécies					
		<i>Avicennia schaueriana</i> (Stapf & Leechman) (AVI)		<i>Laguncularia racemosa</i> L. (LAG)		<i>Rhizophora Mangle</i> L. (RM)	
		Indivíduos		Indivíduos		Indivíduos	
		Borda	Interno	Borda	Interno	Borda	Interno
1	Incluso 2	3	-	-	3	-	-
2	Incluso 3	3	3	-	-	-	-
3	Incluso 4	3	3	-	-	-	-
4	Atapuz	3	3	3	-	-	2
5	Tejucupapo	3	-	2	-	2	3
6	Itapessoca	2	3	3	-	2	3
Total de indivíduos = 52		17	12	8	3	4	8

As dez folhas de cada indivíduo foram coletadas entre 30 e 40 cm do ápice do ramo exposto ao Sol, com características similares, utilizando os critérios para escolha das folhas: adultas, aspecto saudável e indivíduos de maior porte e volume de copa. O horário de coleta ocorreu entre 06:00 e 09:00 e 14:30 e 16:00 para todas as áreas. As folhas foram envolvidas individualmente em papel filme e colocadas em sacos plásticos de cor preta. Depois foram acondicionadas em caixa térmica com gelo, onde permaneceram até as 18:00 quando se iniciou a captura da resposta espectral.

A coleta dos valores de clorofila **a** e **b** foi realizada utilizando o medidor eletrônico de teor de clorofila ClorofiLOG CFL-1030. O procedimento foi realizado no ato da coleta da folha em campo e anotado numa tabela.

A captura da resposta espectral foi realizada utilizando o equipamento FieldSpec Handheld/A103000 com comprimento de onda entre 325-1075 nm da empresa ASD Inc. of Boulder, Colorado.

A imagem de satélite utilizada foi do TM Landsat 5 adquirida no sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As informações correspondentes a imagem consta na Tabela 02. A escolha da imagem foi em função da ausência ou menor presença de nuvens sobre a área de estudo.

Tabela 02: Imagem utilizada, respectiva data, ângulo de elevação, sen E e dr.

ESTUÁRIO	DATA IMAGEM	Ângulo de elevação Sol		
			sen E	dr
ITAPESSOCA	08.10.2010	63.2127	0.8926	0.999121

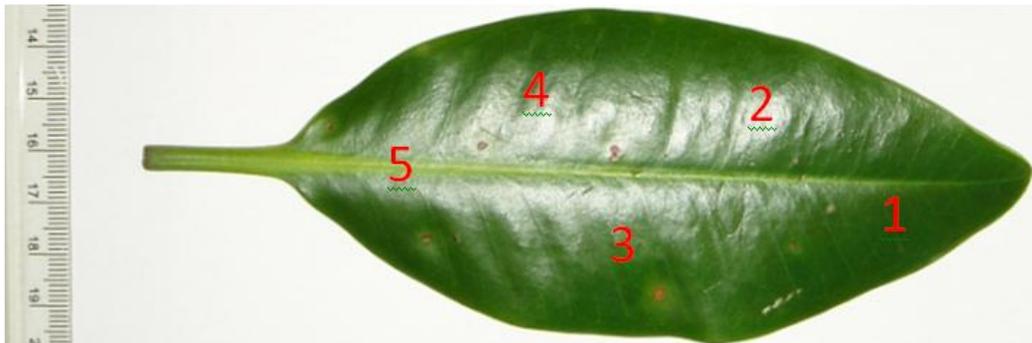
A captura do comportamento espectral foi realizada com a pistola diretamente sobre a folha em laboratório (Figura 02) para evitar efeitos do ambiente como flutuações de luz e iluminação que podem gerar ruídos nos sensores (LILLESAND & KIEFER, 2000; VAIPHASA, 2006) sobre os dados, onde em cada folha foram obtidas cinco capturas (Figura 03). A cada quinze minutos e foi realizado a calibração do instrumento com uso da placa de referência branca.

Para o processamento da reflectância e exportação dos dados para o Excel utilizou-se o programa ViewSpec Pro 5.6 que acompanha o FieldSpec Handheld. Os índices de vegetação foram elaborados a partir dos valores médios das cinco capturas em pontos distintos de cada folha. Em seguida, calculou-se a média das dez folhas de cada indivíduo para cada espécie de acordo com cada ponto de coleta.

Figura 02: Aquisição de dados da espectrorradiometria na folha de mangue.



Figura 03: Detalhe da folha de mangue mostrando os pontos de coleta de dados espectrorradiométricos.



Índices de Vegetação com base em dados de espectrorradiometria

Os Índices de Vegetação foram utilizados para identificar as condições da vegetação como estrutura (SIPI), conteúdo de água (WI) e pigmentos fotossintéticos (PRI, PSSRa, PSSRb, NDVI e SAVI) (Quadro 01).

Quadro 01. Índices de vegetação e equações relacionadas.

Índice	Sigla	Equação	Referência
Structure Insensitive Pigment Index	SIPI	$(R800 - R445)/(R800 - R680)$	Penuelas et al. (1995)
Pigment Specific Simple ratio Chla	PSSRa	$R800/R680$	Blackburn (1998)
Pigment Specific Simple ratio Chlb	PSSRb	$R800/R635$	Blackburn (1998)
Pigment Specific Simple ratio Cars	PSSRc	$R800/R470$	Blackburn (1998)
Photochemical Reflectance Index	PRI	$(R531 - R570)/(R531 + R570)$	Gammon et al. (1992)
Water Index	WI	$R970/R900$	Penuelas et al. (1997)
Normalized Diferent Vegetation Index	NDVI	$R(NIR - RED)/R(NIR + RED)$	Rouse et al. (1973)
Soil Ajust Vegetation Index	SAVI	$(1+L)*(NIR - RED)/(L+NIR+RED)$	Huete (1988)

O processamento estatístico dos dados teve por objetivo encontrar relação entre os índices de vegetação. Para tanto, foi aplicada a análise de correlação multivariada Spearman's rho. Ainda aplicou-se a correlação multivariada dos índices de clorofila obtidos com espectrorradiometria e os obtidos com o ClorofiLOG. Para essas correlações dos valores de clorofila a e b com os IVs utilizaram-se onze indivíduos dos cinquenta e dois coletados, pois foram selecionadas as folhas com maiores valores de clorofila e sendo essas consideradas as mais saudáveis.

Após as análises de correlação foi aplicada a análise de regressão linear com o objetivo de encontrar uma equação que estimasse a clorofila a e b utilizando apenas dados de reflectância.

Com intuito de relacionar os dados hiperespectrais (espectrorradiometria) com os multiespectrais (imagens do satélite Landsat 5 TM) foi efetuado o mapeamento da zonação de espécies de mangue usando imagens de satélite e o índice SAVI. Posteriormente obtiveram-se os valores do SAVI nos seis pontos de coleta para que fosse possível correlacionar o SAVI obtido com Landsat e o SAVI obtido com a espectrorradiometria.

O Processamento da imagem de satélite foi realizado de acordo com os processos abaixo:

Empilhamento

Foi realizado o empilhamento das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7 e a reprojeção de WGS 84 para SAD 69, Datum SAD 69 e coordenadas UTM.

Registro da imagem

Foi realizado utilizando-se a ferramenta *Raster – set drop point* do Erdas Img., onde a partir de um ponto referência de uma imagem já registrada foi possível proceder a ortorretificação.

Calibração radiométrica

Segundo a equação de Markham & Baker (1987):

$$L_{\lambda_i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{255} ND \quad (1)$$

em que a e b são as radiâncias espectrais mínima e máxima ($Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$); ND é a intensidade do pixel; e i corresponde às bandas (1, 2, 3, 4, 5 e 7) do satélite Landsat 5 TM; L_{λ_i} é a radiância espectral.

Cálculo da reflectância

Segundo a equação de Allen et al. (2002):

$$\rho_{\lambda_i} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda_i}}{k_{\lambda_i} \cdot \cos Z \cdot d_r} \quad (2)$$

em que L_{λ_i} é a radiância espectral de cada banda, k_{λ_i} é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($\text{Wm}^{-2} \mu\text{m}^{-1}$), Z é o ângulo zenital solar e d_r é o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol (r_0) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DSA), que de acordo com Iqbal (1983), é dada por:

$$d_r = 1 + 0,033 \cos(DSA \cdot 2\pi / 365) \quad (3)$$

Em que DSA representa o dia sequencial do ano e o argumento da função \cos está em radianos.

A reflectância é definida como a razão entre o fluxo de radiação solar refletida e o fluxo da radiação solar incidente (Bastiaanssen et al., 1998; Allen et al., 2002; Silva et al., 2005). É computada em porcentagem (JENSEN, 2009). Contudo, quando da classificação supervisionada da reflectância os valores de porcentagem foram convertidos em valores absolutos.

Índice de Vegetação Ajustada ao Solo (SAVI)

Índice que busca amenizar os efeitos do “background” do solo segundo a expressão (HUETE, 1988):

$$SAVI = \frac{(1+L)(\rho_{IV} - \rho_V)}{(L + \rho_{IV} + \rho_V)}$$

em que ρ_{IV} e ρ_V equivalem às bandas 4 e 3 do Landsat 5 TM e o L com valor que pode variar entre 0,1 a 0,5. Nesta pesquisa utilizaram-se três valores de L : 0,10; 0,16 e 0,50.

Classificação supervisionada

Inicialmente procedeu-se a classificação não supervisionada e depois se supervisionou. Todo o processo de classificação foi realizado utilizando o Erdas 2011 do Laboratório de Cartografia Digital, Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Campina Grande. O Erdas 2011 usa o algoritmo ISODATA (Iterative Self-Organizing Data Analysis Technique) para realizar uma classificação não-supervisionada através do processamento temático de cada raster e recalcula estatisticamente através de análise de agrupamento (clusters) cada classe, promovendo assim uma auto-organização de cada classe. O método de agrupamento ISODATA utiliza a fórmula da distância mínima espectral para formar os grupos. O número de interação utilizado nas análises foi seis, que a cada nova interação desloca o meio desses grupos. Ainda de acordo com o tutorial do Erdas este número de interações é suficiente pois gera uma percentagem máxima de pixels inalterados. O limiar de convergência foi de 0,95, significando que 95% ou mais dos pixels devem ficar no mesmo cluster entre a interação. Após a classificação no Erdas 2011 exportou-se para o ArcGis 10 para arte final, esse também com licença do Laboratório de Cartografia Digital, Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Campina Grande.

Validação das estimativas

Para validar as equações de Chl **a** e Chl **b** obtidas nesta pesquisa foram coletadas 20 folhas de *R. mangle* e 20 folhas de *L. racemosa* no estuário do rio Jaboatão e obtidas às clorofilas **a** e **b** com ClorofiLOG e com espectrorradiômetro.

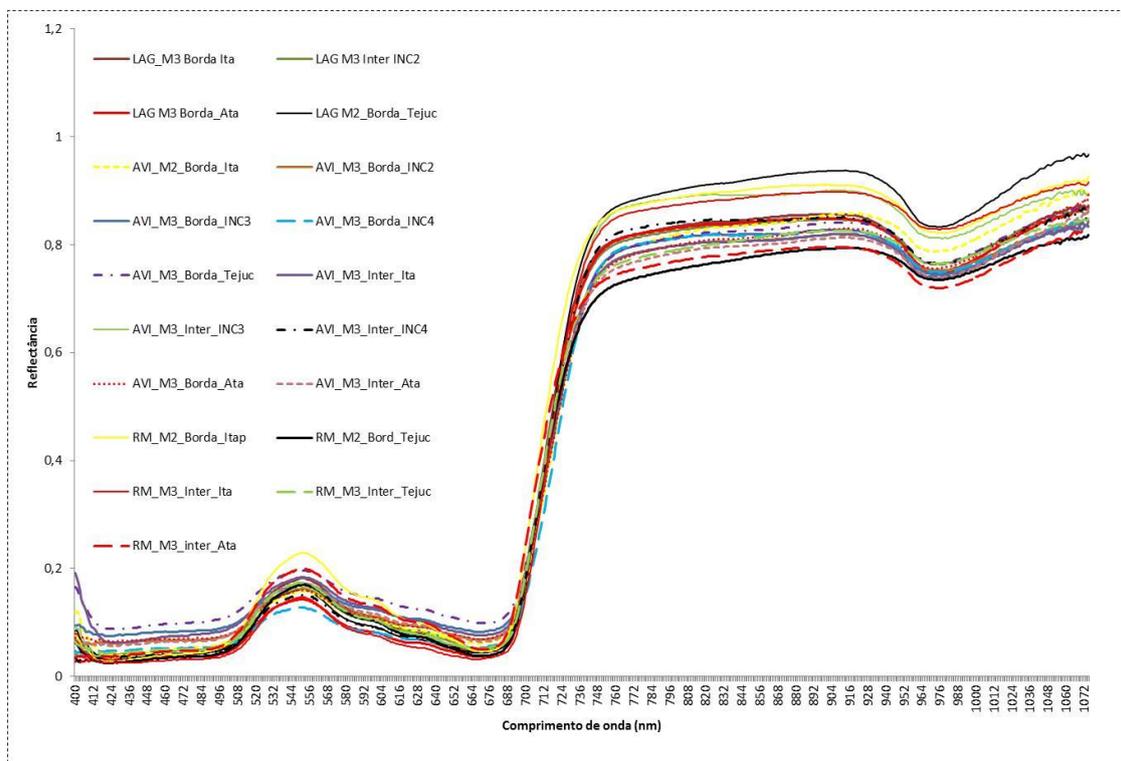
Calibração do modelo HSAVI

Foram utilizadas dez folhas de seis indivíduos em cada uma das cinco localidades de coleta, totalizando 300 capturas de espectrorradiometria. Para verificação do modelo HSAVI foram visitadas, fotografadas e filmadas seis localidades e em cada localidade se percorria uma área de no mínimo 1800 m², ou seja, dois pixels na imagem Landsat, totalizando 12 pixels para verificação do mapa HSAVI apresentado na Figura 17.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 04 apresenta a resposta espectral média das três espécies de mangue (*R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa*) em diferentes áreas do estuário de Itapessoca no Estado de Pernambuco. Em geral, na região no visível (verde) a reflectância foi maior na borda do que nas áreas internas dos bosques analisados. No infravermelho próximo as áreas internas foram as que apresentaram maiores reflectâncias. Valores semelhantes foram encontrados por Vaiphasa (2006) ao estudar espécies da família Rhizophoraceae na Tailândia.

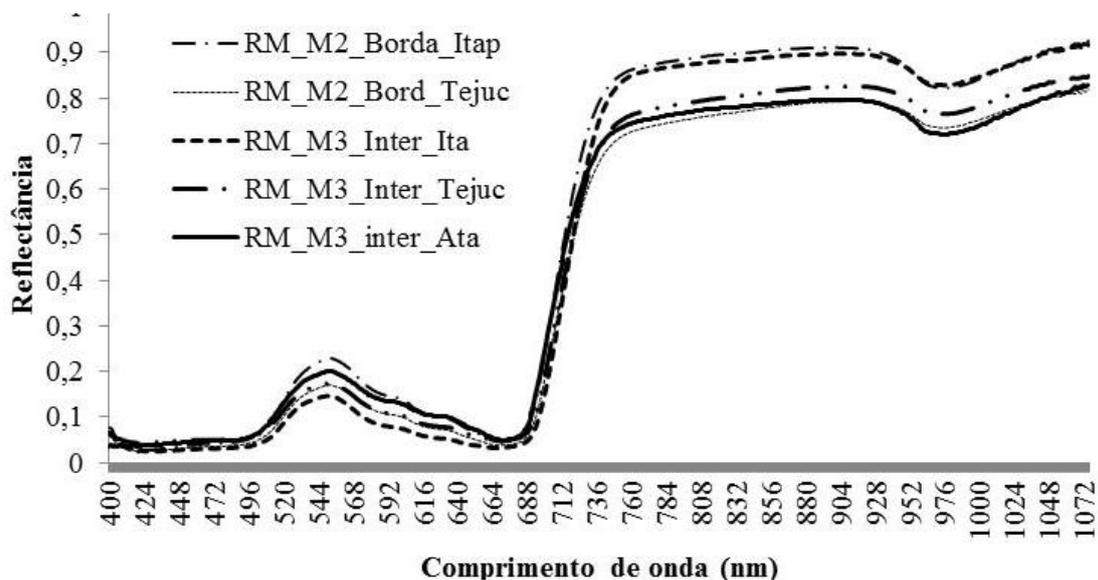
Figura 04: Resposta espectral das espécies *L. racemosa* (LAG), *A. schaueriana* (Avi) e *R. mangle* (RM) no estado de Pernambuco. Na legenda M é a média e 3I ou 2I são os números de indivíduos encontrado na Borda (B) ou Interior (Inter) dos bosques das localidades de Itapessoca (ITA), Atapuz (ATA), Tejucupapo (TEJUC) e Incluso (INC). Este último com três áreas de coletas.



A Figura 05 apresenta a média do comportamento espectral da espécie *R. mangle* nos cinco pontos estudados. Nota-se que as respostas espectrais no

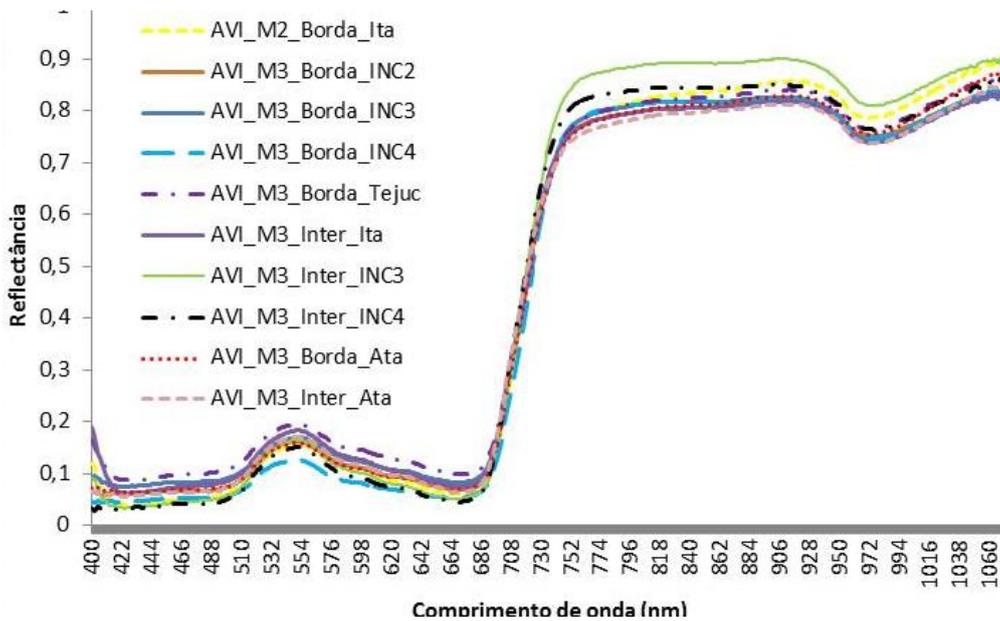
infravermelho próximo foram semelhantes em cada ponto e diferentes entre os pontos de coletas. Já na região do visível (verde) foi possível perceber diferença em todos os pontos. A diferença entre a maior e menor reflectância no verde em relação à média foi de 4%. Comparando *R. mangle* que se encontra na parte interna com a da borda em Itapessoca nota-se que a borda apresenta menos absorção no verde do que a interna em função do maior teor de clorofila **a** e **b** do que a borda.

Figura 05: Comportamento espectral médio (n=5) da espécie *R. mangle*.



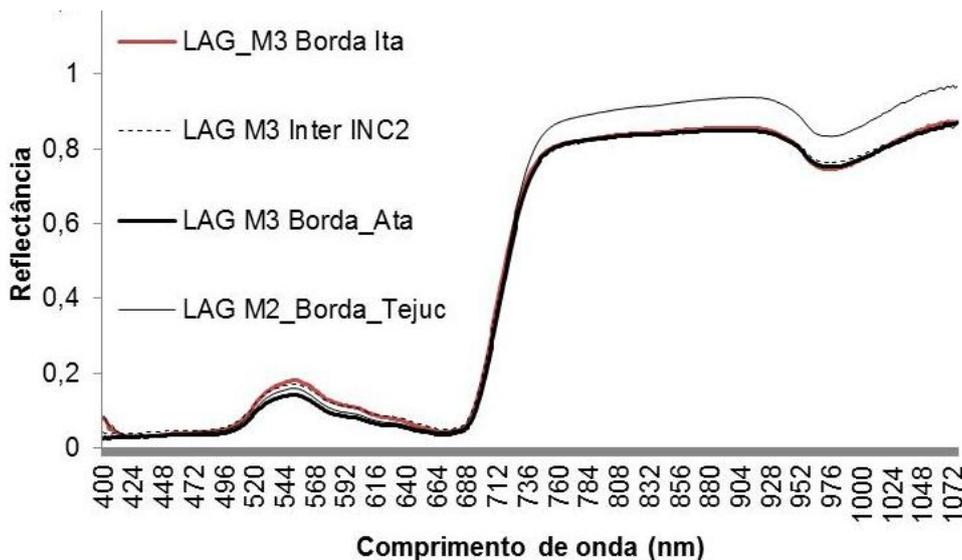
A Figura 06 apresenta a média do comportamento espectral da espécie *A. schaueriana* nos seis pontos estudados. As respostas espectrais no infravermelho próximo (NIR) foram semelhantes em cada ponto, com poucas variações entre as áreas de coletas, com exceção da média do INC3 interno. Já na região do visível (verde) não houve diferenças entre as espécies coletadas nas bordas e as internas com o apicum INC4 apresentando a maior reflectância.

Figura 06: Comportamento espectral médio (n=10) da espécie *A. schaueriana*.



A Figura 07 apresenta a média do comportamento espectral da espécie *L. racemosa* que ocorreu apenas em quatro dos seis pontos estudados. Para três áreas as respostas foram idênticas no NIR com média de 0,82; a exceção foi o ponto Borda Tejudcupapo com média de 0,9. Na região do visível (verde) as diferenças são sutis em todos os pontos entre as espécies coletadas nas bordas e as internas.

Figura 07: Comportamento espectral médio (n=4) da espécie *L. racemosa*.



Quando comparada as respostas espectrais das três espécies tem-se que a *R. mangle* apresenta valores de reflectância no NIR entre 0,8 a 0,9 (Figura 05), *A. schaueriana* tem sua média entre 0,78 e 0,85 (Figura 06) enquanto *L. racemosa* tem

seus valores em média 0,82 (Figura 7). Na região do verde o comportamento das três espécies é semelhante.

Jones et al. (2004), ao estudarem através de espectrorradiometria duas espécies de mangue no Vietnã observaram valores de reflectância no NIR e verde respectivamente de 0,5 e 0,1 para a *R. conjugata* e de 0,35 e 0,05 para *A. marina* valores bastante inferiores quando comparados às espécies deste estudo. No entanto esses autores ressaltam em seu estudo a importância dos pigmentos como propriedades de grande relação com a reflectância.

Foram calculados os valores dos Índices de vegetação de PSSR **a** e **b**, PRI, WI e SIPI para as espécies de *R. mangle* e *A. schaueriana* em conjunto, e isoladamente os valores de *L. racemosa* por esta não ocorrer simultaneamente na faixa de borda e interna.

Quanto aos valores de PSSR **a** e **b** as áreas internas em geral foram as que apresentaram os maiores valores (Figuras 08 e 09) e os menores valores de reflectâncias no visível, (Figura 4) para as três espécies. De acordo Peñuelas et al. (1995), o comprimento de onda de 800 nm minimiza os efeitos entre as interações da radiação e a superfície da folha, enquanto os comprimentos de 650 nm e 675 nm absorvem a radiação em função da clorofila (CHAPPELLE et al., 1992).

Figura 08: Valores de clorofila **a** estimadas com o índice PSSRa para áreas de Borda (B) e Internas (I).

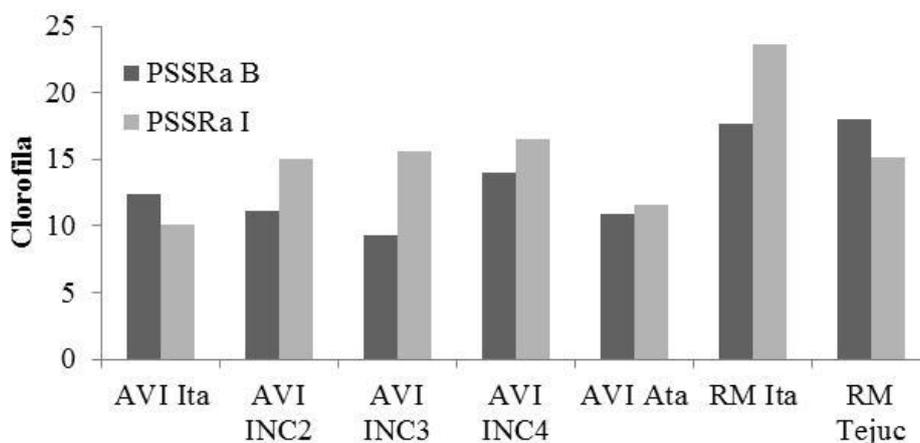
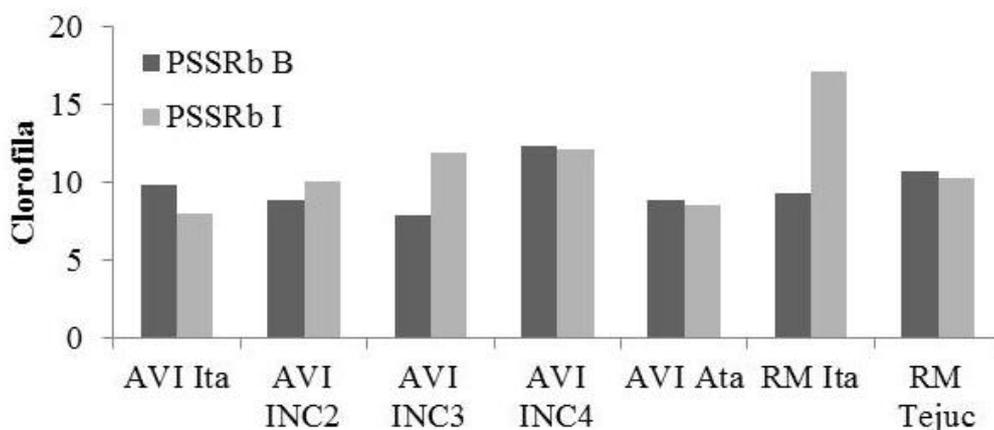
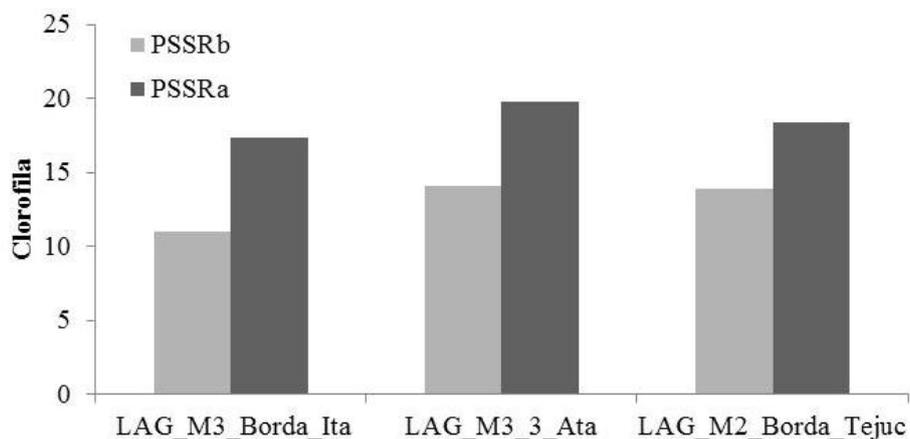


Figura 09: Valores de clorofila **b** estimadas com o índice PSSRb para áreas de Borda (B) e Internas (I) para *A. schaueriana* e *R. mangle*.



A Figura 10 mostra a variação das clorofilas **a** e **b** em três áreas amostradas para a espécie *L. racemosa*. Nota-se que os resultados da comparação entre a clorofila **a** e **b** entre as áreas foram semelhantes aos apresentados na Figura 8. A área de Atapuz foi a que apresentou maiores valores de clorofila **a** e **b** para essa espécie. Quando comparados os valores de clorofila **a** esta apresentou valores inferiores em relação a *R. mangle* (8) e superiores a *A. schaueriana* (8).

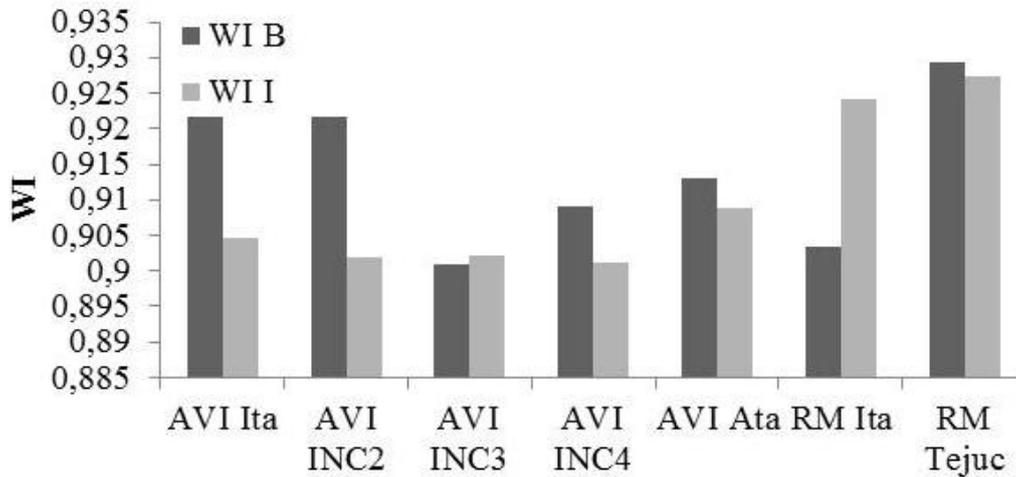
Figura 10: Valores de clorofila **a** e **b** estimadas com o índice PSSR para *L. racemosa*



Os valores de WI foram maiores nas áreas de borda dos bosques (Figura 11) e foi possível perceber que o maior WI ocorreu em Tejucupapo e o menor no Incluso 3 (INC3). Peñuelas et al. (1997) ressaltaram a importância do uso do WI para quantificação de água principalmente em ambientes estresse por perda de água e sujeitos ao fogo. Eles ainda encontraram uma forte correlação negativa entre a altitude e

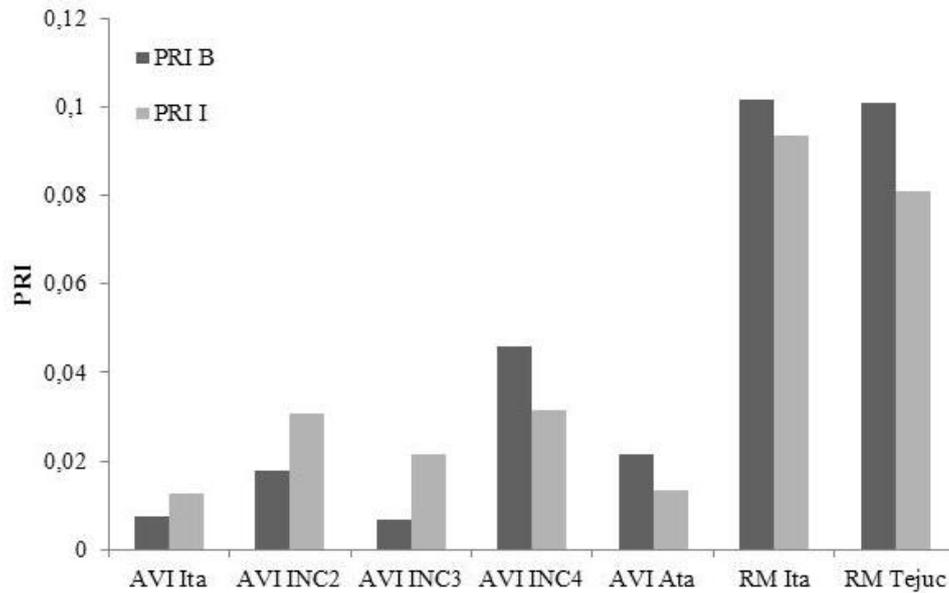
o WI. Segundo Serrano et al. (2000), isso ocorre em função da absorção de água nos comprimentos de onda no IRp diminuindo seu valor à medida que perde água, ressaltando a importância da aplicação do índice na variação sazonal da temperatura.

Figura 11 – Valores estimados de WI para áreas de Borda (B) e Internas (I).



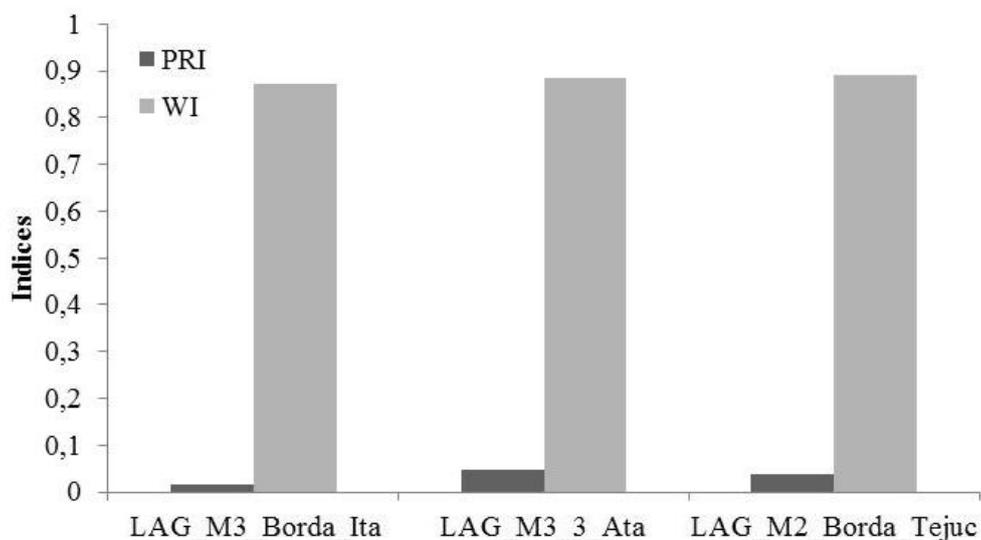
Os maiores valores de PRI foram encontrados nas áreas bordas do bosque, (Figura 12), onde ocorreram as maiores atividades fotossintetizantes devido à maior exposição ao sol. Noomen & Skidmore (2009) também encontraram maior atividade fotossinteticamente ativa (PRI) quando a planta estava mais exposta à luz solar. Segundo Gamon et al. (1992), o PRI correlaciona-se com processos fisiológicos relacionados com a regulação da fotossíntese, podendo variar aspectos como verdor e brilho ao longo do dia em função dos movimentos dos cloroplastos com valor do índice variando entre -0.2 a 0.2.

Figura 12: Valores estimados de PRI para áreas de Borda (B) e Internas (I).



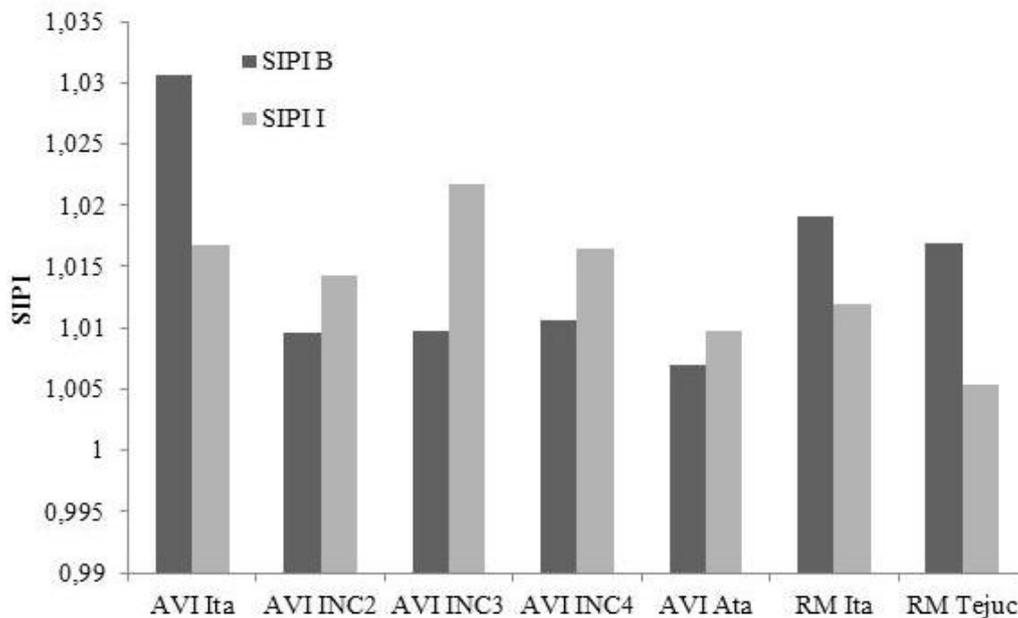
A Figura 13 mostra os valores de WI e PRI para *L. racemosa*. Para o WI nota-se que não ocorreu praticamente variação em torno de 0,85, valor inferior quando comparado com *A. schaueriana* com 0,92 e *R. mangle* com 0,925. O maior valor de PRI foi 0,05, maior valor de *R. mangle* com 0,1, (Figura 12), e maior de *A. schaueriana* com 0,05.

Figura 13: Valores estimados de PRI e WI para *L. racemosa*.



Os valores de SIPI se apresentaram maiores no interior do bosque (Figura 14). Quando se considera a estrutura da vegetação, comparando a área borda com a interna nota-se que a estrutura da folha na parte interna do bosque também é alterada apresentando SIPI em geral maior, e variando entre 0,01 a 1. Segundo Penuelas et al. (1995), é comum o SIPI de vegetação verde variar entre 0,8 a 1,8. Tal variação sugere que uma maior quantidade de clorofila está relacionada a uma maior estrutura dos cloroplastos onde, segundo Blackburn (1998), o potencial fotossintético da folha apresenta forte relação com seu estado fisiológico. Ainda foi possível perceber que dentre as amostras analisadas as menores quantidades de clorofila e o menor SIPI se deu na área de Atapuz (Figuras 8, 9 e 14). Tais valores podem refletir estresse na vegetação, pois o SIPI, segundo Carter (1993), é um índice frequentemente utilizado para esse fim independente da espécie e suas causas.

Figura 14 – Valores estimados de SIPI para áreas de Borda e Internas.



As relações estatísticas entre os índices são mostrados na Tabela 03. Nota-se que existe uma forte correlação ($r=0,74$) entre o teor de clorofila (PSSRa) e a atividade fotossinteticamente ativa (PRI). Os demais índices não apresentaram correlações com

significância. Ao correlacionar os índices encontrou-se alta correlação positiva entre o PSSRa e o PRI e correlação média entre o PSSRb e o PRI, enquanto entre o SIPI e o PRI e o WI não houve correlação significativa. Bannariet al. (2007) encontraram uma relação de $R^2 = 0,62$ entre o SIPI e a clorofila **a** e **b** e uma tendência linear positiva para o SIPI e o PRI também não significativa.

Lakkaraju et al. (2010), ao utilizarem índices de vegetação e suas relações com o sequestro de carbono, identificaram que os índices PSSR **a** e **b** apresentaram padrão semelhantes ao SIPI com forte correlação negativa ($r = -0,86$).

Tabela 03: Correlação entre os índices de vegetação obtidos para as espécies *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana* para o estuário de Itapessoca-PE.

Spearman'srho	SIPI	PSSRa	PSSRb	PRI	WI
SIPI	1,000	0,318	0,126	0,042	-0,253
PSSRa	0,318	1,000	0,821**	0,744**	-0,182
PSSRb	0,126	0,821**	1,000	0,492*	-0,170
PRI	0,042	0,744**	0,492*	1,000	0,190
WI	-0,253	-0,182	-0,170	0,190	1,000

* Correlação significativa ao nível 0,05. **. Correlação significativa ao nível 0.01.

Correlação entre a clorofila estimada com espectrorradiometria e observada com o ClorofiLOG (ICF)

As Figuras 15 e 16 apresentam a relação entre a clorofila **a** e **b** observadas com ClorofiLOG e estimadas com espectrorradiometria (PSSRa e PSSRb), respectivamente.

Obteve-se alta correlação ($r = 0,96$ para a clorofila **a** e $r = 0,85$ para a clorofila **b**) entre as clorofilas observadas e estimadas.

Figura 15: Relação entre a clorofila **a** observada e estimada entre as espécies de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.

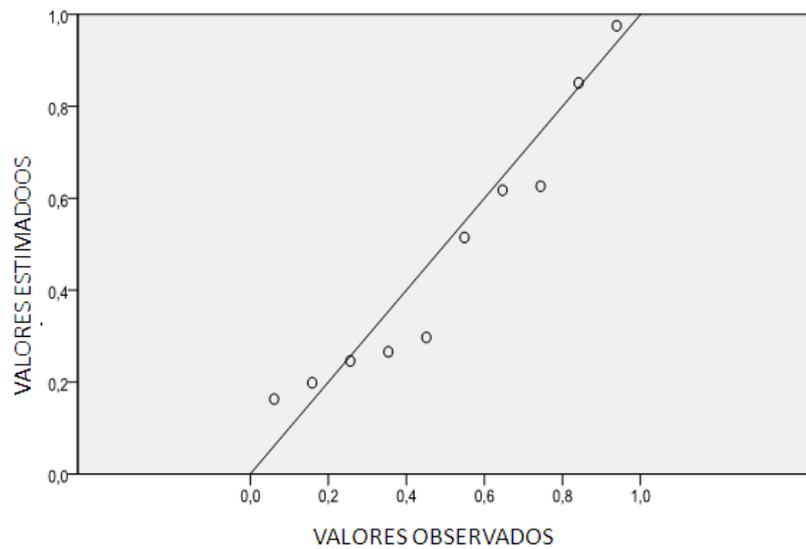
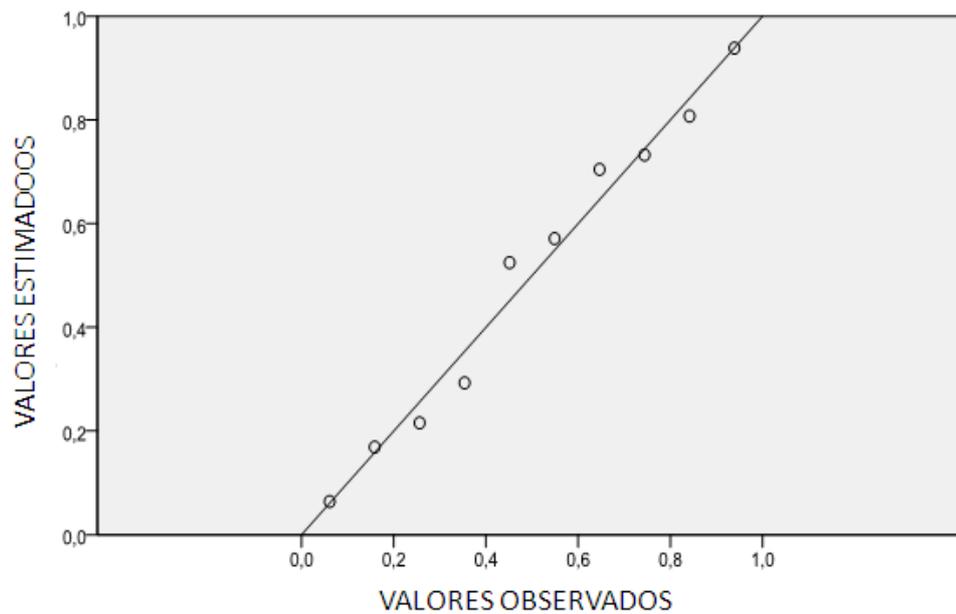


Figura 16: Relação entre a clorofila **b** observada e estimada entre as espécies de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*.



Após obter alta correlação entre as clorofilas estimadas e observadas foram obtidas as equações de regressão para estimativa da clorofila:

$$\text{Chl a} = 0,574 (R_{800}/R_{680}) + 31,09 \quad (\text{ICF}) \quad (6)$$

e

$$\text{Chl b} = 1,264 (R_{800}/R_{635}) + 8,384 \quad (\text{ICF}) \quad (7)$$

O ICF é a unidade de clorofila estimada com o equipamento ClorofiLOG.

Validação do modelo (índice de clorofila)

Os resultados mostraram uma alta correlação ($r = 0,90$) entre as clorofila **a** estimada pelo modelo desenvolvido e obtidas com o ClorofiLOG da espécie *L. racemosa* e alta correlação ($r=0,81$) entre a clorofila **a** estimada e observada para *R. mangle*.

Para a clorofila **b** os resultados apresentaram uma correlação 0,83 para a *L. racemosa* e 0,67 para *R. mangle*.

Os valores de clorofila para *R. mangle* foram de 36 ICF e de 16 ICF de clorofila **a** e **b**, respectivamente. Para *L. racemosa* foram de 39 ICF e 20 ICF de clorofila **a** e **b**, respectivamente. No estudo de Silva et al. (2011) um ICF correspondeu a aproximadamente $10 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{folha}$. Ou seja, *R. mangle* apresentou $360 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{folha}$ e $160 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{folha}$ de clorofila **a** e **b**, respectivamente e *L. racemosa* apresentou $390 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{folha}$ e $200 \mu\text{mol}/\text{m}^2\text{folha}$ de clorofila **a** e **b**, respectivamente.

Premazzi & Monteiro (2002) avaliando as respostas do Tifton-85 à aplicação de N no solo, em vasos mantidos em casa de vegetação obtiveram valores máximos de leituras do clorofilometro entre 39,4 e 44,2 e, portanto, similar aos aqui observados.

Relação SAVI (Espectrorradiometro) e SAVI (Landsat 5 TM)

Ao se calcular a correlação de Pearson entre o SAVI (espectrorradiometria) e SAVI (Landsat) foi obtido uma correlação de $r = 0,714$ com nível de significância de 0,17. Aplicou-se a regressão linear e obteve-se a equação:

$$HSAVI = (2,290 * SAVI) + 0,774$$

Ao aplicar a equação do HSAVI considerando $L=0,1$ e posteriormente efetuando a classificação supervisionada considerando apenas as áreas vegetadas do estuário, a zonação das espécies *R. mangle* ocorreu quando o HSAVI variou de 0,852 a 0,875, *L. racemosa* entre 0,845 a 0,851 e *A. schaueriana* entre 0,83 a 0,844 (Figura 17). Comparando o HSAVI com o SAVI (Figura 18) visualiza-se que há diferenças sutis entre as figuras entre as zonações de espécies. No entanto, os valores estimados de HSAVI são 97% maiores do que os valores estimados com o SAVI. Como os índices de vegetação variam de 0 a 1 ou 0 a 100% de cobertura vegetal e sabendo-se que as áreas em estudo visitadas em campo apresentavam-se com alta e densa cobertura vegetal (Figura 19: A, B, C, D, E e F), entende-se que o HSAVI apresentou uma estimativa mais coerente do que o SAVI com a realidade da altura e densidade do bosque.

Figura 17: Zonação das espécies de mangue do rio Itapessoca com HSAVI.

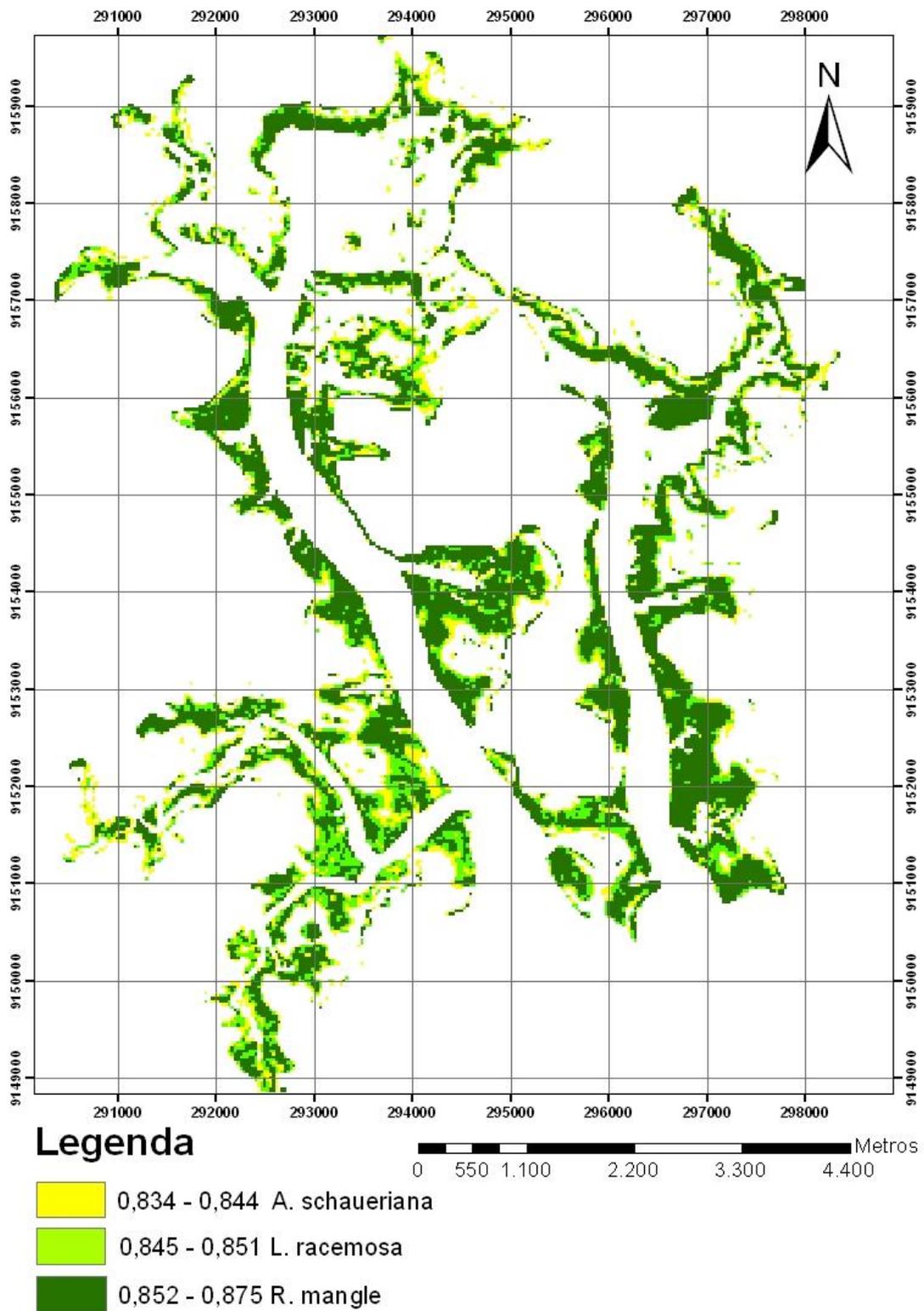


Figura 18: Zonação das espécies de mangue do rio Itapessoca com SAVI.

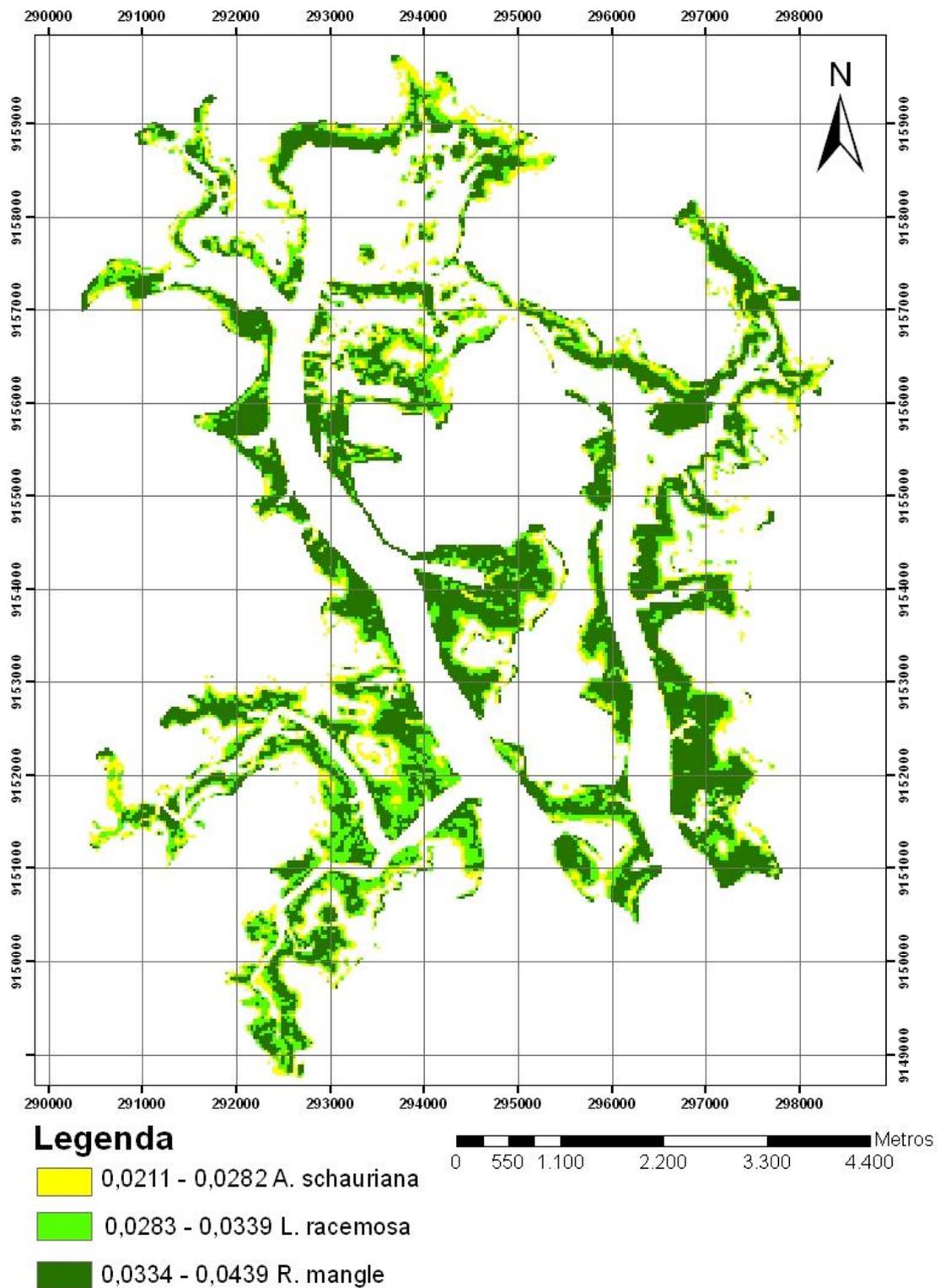


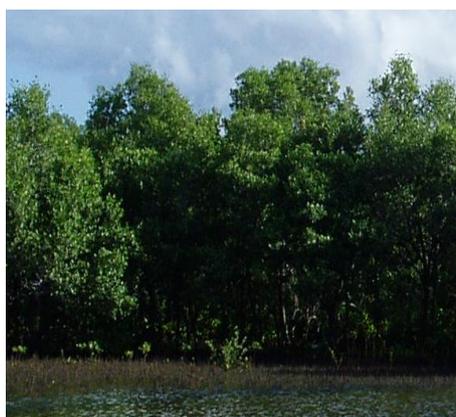
Figura 19: Vegetação de Mangue em diferentes localidades no estuário de Itapessoca-PE: A: INC1; B: INC2; C-;INC3; D- ITAPESSOCA; E- TEJUCUPAPO e F-ATAPUZ.



A: Incluso 1



B: Incluso 2



C: Incluso 3



D: Itapessoca



E: Tejucupapo



F: Atapuz

Lee et al. (2004), utilizando dados multiespectral e hiperspectral para estimar o índice de área foliar em quatro diferentes biomas, concluíram que o número de bandas é a principal vantagem do dado hiperspectral.

É importante ressaltar que o modelo HSAVI aqui apresentado foi calibrado e verificado apenas para a zonação das espécies *R. mangle*, *A. schaueriana* e *L. racemosa*, desconsiderando os outros alvos existentes na imagem.

Para estudo com outros tipos de espécies vegetais é importante verificar sua utilidade considerando diversos fatores, tais como: estrutura da copa (forma e tamanho), sazonalidade da vegetação, densidade da vegetação, diversidade de espécies, angulação das folhas, índice de área foliar e valor de interferência do solo no efeito de background, dentre outros.

Ismail et al. (2010) mapearam espécies de mangue para o Delta de Kelantan na Malásia, utilizando imagens do Landsat TM e índices de vegetação. Os autores identificaram oito espécies típicas de mangue. O melhor resultado foi obtido para o SAVI com o $L=0,16$, apresentando maior acurácia (79,17) e o maior valor de Kappa (0,73).

Diversos autores afirmaram que o manguezal apresenta fortes relações com as áreas adjacentes (MACNAE, 1968; CLOUGH, 1982; SEMENIUK, 1983; TOMLINSON, 1994; HOGARTH, 1998), favorecendo assim uma zonação entre as espécies (VAIPHASA, 2006) inerentes ao solo, a salinidade e a periodicidade de inundação (PANNIER & PANNIER, 1987).

A salinidade no ambiente manguezal é reconhecidamente o estressor potencial tanto para limitar o avanço de espécies de ecossistemas adjacentes sobre o mangue, bem como regulador fisiológico de crescimento, altura, sobrevivência e zonação entre as espécies (LIN & STERNBERG, 1993). De acordo com Bibier (2006), as espécies de mangue toleram de forma diferente a salinidade do ambiente, respondendo de maneira diferente ao longo do tempo quanto ao desenvolvimento e zonação, sendo a condução estomática inversamente proporcional ao aumento da salinidade.

A predominância no estuário de Itapessoca da *R. mangle* (Figuras 17 e 18) sugerem uma menor salinidade do ambiente Matthijs et al. (1999), ao estudarem a zonação de manguezais no Kenya, relacionaram apenas a presença de *R. mucronata* a

salinidade baixa e solo saturado de água, enquanto outras duas espécies *A. marina* e *C. tagal*, por ocorrerem em solos de elevada salinidade.

A colonização de áreas de bordas por *A. schaueriana* em detrimento de *R. mangle*, reflete a zonação onde a condição salina do ambiente, segundo Field (1995), diminui a produtividade primária líquida de crescimento afetando a sobrevivência das plântulas e as árvores apresentam maiores níveis de sal em seus tecidos (Figura 20). De acordo com Chen & Twilley (1998), a *R. mangle* tem menor tolerância à salinidade quando comparadas as demais.

Figura 20: Cristais de sal excretado pela folha da *A. schaueriana* na borda da área INC2 em Itapessoca-PE.



No Capítulo I, ao analisar o apicum incluso identificou-se uma diminuição da área e o aumento da vegetação, que de acordo com Saintilan & Wilto (2001) e Rogers et al. (2005), geralmente é favorecida pela aumento da precipitação ou diminuição da salinidade que favorece a colonização dessas áreas pela vegetação de mangue.

3.4 CONCLUSÕES

A *R. mangle* apresenta os mais altos valores de reflectância no NIR quando comparada com *A. schaueriana* e *L. racemosa*. Na região do verde o comportamento das três espécies é semelhante.

Existe uma forte correlação entre o teor de clorofila (PSSRa) e a atividade fotossinteticamente ativa (PRI).

Há alta correlação entre a clorofila **a** e **b** observadas com ClorofiLOG e estimadas no modelo proposto neste estudo com espectrorradiometria.

Há alta correlação entre o SAVI (espectrorradiometria) e SAVI (Landsat).

O modelo (índice) HSAVI desenvolvido neste estudo apresenta-se promissor para uso de zonação das espécies *R. Mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*. O HSAVI apresentou uma estimativa mais coerente do que o SAVI com a realidade da altura e densidade do bosque.

Dados hiperespectrais se mostram com potencial para identificação de espécies de mangue. Além disso, apresenta-se como ótimo indicador das propriedades biofísicas e bioquímicas da vegetação. Outras análises variando as escalas temporais e espaciais são necessárias para validar os métodos aqui propostos.

Enfim, conclui-se que a junção de dados multiespectrais com hiperespectrais apresentam potencial para efetuar zonação de espécies de mangue. Essa junção se torna promissora na precisão do monitoramento espacial e temporal das condições bioquímicas e biofísicas da vegetação de mangue.

3.5 REFERÊNCIAS

ALLEN, R.G.; TASUMI, M.; TREZZA, R. **SEBAL (Surface Energy Balance Algorithms for Land). Advance Training and Users Manual** – Idaho Implem. version 1.0, 97p. 2002.

ASCHBACHER, J., TIANGCO, P., GIRI, C.P., OFREN, R.S., PAUDYAL, D.R., ANG, Y.K. **Comparison of different sensors and analysis techniques for tropical mangrove forest mapping.** Proceedings of the International Conference IGARSS: 2109-2111.1995.

BACOUR, C; JACQUEMOUD; TOURBIER, Y.; DECHAMBRE, M & FRANGI, J. P. **Design and analysis of numerical experiments to compare four canopy reflectance models.** Remote Sensing of Environment. 79 72– 83, 2002.

BANNARI, A.; KHURSHID, K. S.; STAENZ, K. & SCHWARZ J. W.A **Comparison of Hyperspectral Chlorophyll Indices for Wheat Crop Chlorophyll Content Estimation Using Laboratory Reflectance Measurements.** IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, Vol. 45, N°. 10, october, 2007.

BASTIAANSEN, W. G. M.; PELGRUM, H.; WANG, J.; MORENO, Y. M. J.; ROERINK, G.J. & VAN DER WAL, T. **The Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL) 2. Validation.** Journal of Hydrology, v. 212-213: p. 213-229, 1998.

BIBER, P. D. **Measuring the effects of salinity stress in the red mangrove, Rhizophora mangle L.** African Journal of Agricultural Research Vol. 1 (1), pp. 001-004, August 2006.

BLACKBURN, G. A. **Spectral indices for estimating photosynthetic pigment concentrations: a test using senescent tree leaves.** International Journal of Remote Sensing 19, 657–675. 1998.

BLACKBURN, G. A. **Hyperspectral remote sensing of plant pigments.** Journal of Experimental Botany, Vol. 58, No. 4, pp. 855–867, 2007.

BOEGH, E.; SOEGAARD, H. & THOMSEM, A. **Evaluating evapotranspiration rates and surface conditions using Landsat TM to estimate atmospheric resistance and surface resistance.** Remote Sensing of Environmental, v.79, p.329-343, 2002.

BROGE, N. H. & LEBLANC, E. **Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density.** Remote Sensing of Environment v. 76 156-172. 2000.

CARPENTER, S. R., B. WALKER, J. M. ANDERIES & N. ABEL. 2001. **From metaphor to measurement: resilience of what to what?** *Ecosystems* 4:765-781.

CARTER, G. A. **Responses of leaf spectral reflectance to plant stress.** *American Journal of Botany* 80, 239–243. 1993.

CHAPPELLE, E.W.; KIM, M.S. & MCMURTREY III, J.E., **Ratio analysis of reflectance spectra (RARS): an algorithm for the remote estimation of the concentrations of chlorophyll A, chlorophyll B, and the carotenoids in soybean leaves.** *Remote Sensing of Environment*. V.39, 239–247. 1992.

CHAUVAUD, S.; BOUCHON, C. & MANIÈRE, R. **Remote sensing techniques adapted to high resolution mapping of tropical coastal marine ecosystem.** *International Journal of Remote Sensing*, v. 19, p. 3625-3639, 1998.

CHEN, R. & TWILLEY R. R. **A gap dynamics model of mangrove forest development along the gradients of soil salinity and nutrient resources.** *J. Ecol.* 86: 37–51. 1998.

CLOUGH, B. F., ANDREWS T. J. & COWAN, I. R. **Primary productivity of mangroves.** In Clough, B. F. Ed. **Mangrove Ecosystems in Australia- structure function and management.** AIMS with ANU press, Canberra, Australia. 1982.

DARVISHZADEH, R. **Hyperpectral remote sensing of vegetation parameters using statistical and physical models.** Thesis the doctor. International Institute for Geo-information Science e Earth observation, Enschede the Netherlands (ITC). Netherlands, 2008.

DORAISWAMYA, P. C.; HATFIELD B, J. L.; JACKSONA T. J.; AKHMEDOVA, B.; PRUEGER, J. & STERNA, A. **Crop condition and yield simulations using Landsat and MODIS.** *Remote Sensing of Environment* v. 92 548–559p., 2004.

DEMURO, M. & CHISHOLM, L. **Assessment of Hyperion for characterizing mangrove communities.** *Proceedings of the International Conference the AVIRIS 2003 workshop: 18-23.* 2003.

DUKE N. C. **Mangrove floristics and biogeography.** Pages 63–100 in Robertson A. I., Alongi D. M., eds. *Tropical Mangrove Ecosystems.* American Geophysical Union. 1992.

ELVIDGE, C.D.& CHEN, Z. **Comparison of broad-band and narrow-band red and near-infrared vegetation indices.** Remote Sensing of Environment, v.54, p.35-48, 1995.

FERWERDA J.G. **Charting to quality of forage. Mapping and measuring the chemical composition of foliage using hyperspectral remote sensing.** Ph.D. thesis, ITC-Wageningen, Enschede, Netherlands. 2005.

FIELD, C. D. **Impacts of expected climate change on mangroves.** Hydrobiologia 295(1-3):75-81. 1995.

GAMON, J. A.; PEÑUELAS, J. & FIELD, C.B. **A Narrow-Waveband Spectral Index That Tracks Diurnal Changes in Photosynthetic Efficiency.** Remote Sensing of Environment 41:35-44. 1992.

GAO, J. **A hybrid method toward accurate mapping of mangroves in a marginal habitat from Spot multispectral data.** International Journal of Remote Sensing, v. 19, p. 1887-1899, 1998.

GAO, J. **A comparative study on spatial and spectral resolutions of satellite data in mapping mangrove forests.** International Journal of Remote Sensing 20, 2823-2833p, 1999.

GITELSON, A. A. & MERZLYAK, M. M. **Remote estimation of chlorophyll content in higher plant leaves.** International journal of remote sensing, 18, 2691-2697p. 1997,

GITELSON, A. A.; VIÑA, A.; CIGANDA, V. DONALD C. RUNDQUIST, D. C.; GREEN, E. P.; CLARK, C. D.; MUMBY, P. J.; EDWARDS, A. J. & ELLIS, A. C. **Remote sensing techniques for mangrove mapping.** International Journal of Remote Sensing, v. 19, p 935-956, 1998.

GONG, P.; PU, R. & MILLER, J. R. **Correlating leaf area index of ponderosa pine with hyperspectral data.** Canadian Journal of Remote Sensing, 18 (4), 275-282, 1992.

HOGARTH, P. J. **The Biology of Mangroves.** Oxford University Press, Oxford. 1999.

HUANG, C. & ASNER G. P. **Applications of Remote Sensing to Alien Invasive Plant Studies.** *Sensors* 2009, 9, 4869-4889; doi:10.3390/s90604869.

HUETE, A. R. & JACKSON, R. D. **Soil and atmosphere influences on the spectra of partial canopies.** *Remote Sensing of the Environment*, 25, 89-105. 1988.

HUTCHINGS P. & SAENGER, P. **Ecology of mangroves.** Queensland (Australia): University of Queensland Press. 1987.

ISMAIL, M. H.; OTHMAN, C. K. A. C. K. & USALI, N. **Performance of intrinsic and soil line-based vegetation indices to mangrove mapping in Malaysia.** *Journal of Biodiversity and Ecological Sciences*. No.1, Vol.1, 2010.

IQBAL, M. **An introduction solar radiation.** Academic press, NY, 1983.

JACKSON, R. D. & HUETE, A. R. **Interpreting vegetation indices.** *Preventive veterinary Medicine*, 11 185-200. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, 1991.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** São José dos Campos: Parêntese, 2009.

JONES, J.; DALE, P. E.; CHANDICA, A. L. & BREITFUSS, M. J. **Changes in distribution of grey mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) using large scale aerial color infrared photographs: Are changes related to habitat modification for mosquito control?** *Estuar. Coast. Shelf Sci.* V. 61, 45-54. 2004.

KATHIRESAN, K. **Biology of Mangroves.** Centre of Advanced Study in Marine Biology Annamalai University. Disponível em <http://ocw.unu.edu/international-network-on-water-environment-and-health/unu-inweh-course-1-mangroves/Biology-of-mangroves.pdf>. Acesso em 01 de dezembro de 2011.

KOKALY, R. F. **Investigating a physical basis for spectroscopic estimates of leaf nitrogen concentration.** *Remote Sensing of Environment* 75, 267-287. 2001.

LAKKARAJU, V. R.; ZHOU X.; APPLE, M. E.; AL CUNNINGHAM C.; DOBECK, L. M.; KADIE GULLICKSON, K. & SPANGLER, L. H. **Studying the vegetation response to simulated leakage of sequestered CO₂ using spectral vegetation indices.** *Ecological Informatics* 5/379-389, 2010.

LEE, K. S.; COHEN, W. B.; KENNEDY, R. E.; MAIERSPERGER, T. K. & GOWER, S. T. **Hyperspectral versus multispectral data for estimating leaf area index in four different biomes.** Remote sensing of environment. 91 (3-4): 508-520, 2004.

LIN, G. & STERNBERG, L. **Effects of salinity fluctuation on photosynthetic gas exchange and plant growth of the red mangrove (*Rhizophora mangle*).** Journal of Experimental Botany. 44: 9-16. 1993. *In* BIBER, P. D. Measuring the effects of salinity stress in the red mangrove, *Rhizophora mangle* L. African Journal of Agricultural Research Vol. 1 (1), pp. 001-004, August 2006.

LILLESAND, T. M. & KIEFER, R. W. **Remote sensing and image interpretation.** Wiley, Chichester. 2000.

LUCENA, I.; MACIEL, V. E. O.; SILVA, J. B.; GALVÍNCIO, J. D. & PIMENTEL, R. M. M. **Leaf structure of mangrove species to understand The spectral responses.** Journal of Hyperspectral Remote Sensing 02 (2011) 019-031.

LUGO, A. E. & SNEDAKER, S. C. **The ecology of mangroves.** Annual Review of Ecology and Systematics, 5: 39-64. 1974.

MACNAE, W. **A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region.** Advances in Marine Biology 6, 73-270. 1968.

McDONALD, M. S. **Photobiology of higher plants.** Wiley, Chichester. 2003.

MARKHAM, B. L. & BARKER, J. L. **Thematic mapper band pass solar exoatmospherical irradiances.** International Journal of Remote Sensing, v. 8, n. 3, p.517-523, 1987.

MATTHIJS, S.; TACK, J.; VAN SPEYBROECK, D. & KOEDAML, N. **Mangrove species zonation and soil redox state, sulphide concentration and salinity in Gazi Bay (Kenya), a preliminary study.** Salt Marshes 3: 2-t3-2.t9. 1999.

MENEZES, M.; BERGER, U. & WORBES M. **Annual growth rings and long-term growth patterns of mangrove trees from the Bragança peninsula, North Brazil.** Wetlands Ecology and Management 11: 233-242. 2003.

MUTANGA O., SKIDMORE A. K., KUMAR L. & FERWERDA J. **Estimating pasture quality at canopy level using band depth analysis with continuum removal in the visible domain.** *Int. J. Remote Sens.* 26(6), 1093–1108. 2005.

MUTANGA, O. & SKIDMORE, A. K. **Integrating imaging spectroscopy and neural networks to map grass quality in the Kruger National Park, South Africa.** *Remote Sensing of Environment.* 90, 104-115. 2004.

NYSTROM, M. & FOLKER, C. 2001. **Spatial resilience of coral reefs.** *Ecosystems.* 4: 406-417.

NOOMEN, M. F. & SKIDMORE, A. K. **The effects of high soil CO₂ concentrations on leaf reflectance of maize plants.** *International Journal of Remote Sensing* 30, 481–497. 2009.

PANNIER, F. & PANNIER, R. F. **Interpretacion fisiológica de ladistribución de manglar em las costas del continente sulamericano.** *Interciências,* 2(3): 153-161, mai / jun. 1987.

PEÑUELAS, J., BARET, & FILELLA, I. **Semi-Empirical Índice to Assessarotenoids/Chlorophyll-a Ratio from Leaf Spectral Reflectance.** *Photosynthetica* 31: 221-230. 1995.

PEÑUELAS, J.; PIÑOL J.; OGAYA, R. & CREA, I. F. **Estimation of plant water concentration by the reflectance Water Index WI (R₉₀₀/R₉₇₀).** *Remote Sensing,* vol. 18, no. 13, 2869±2875, 1997.

PETERSON, D. L.; ABER, J. D.; MATSON, P. L.; CARD, D. H.; SWANBERG, N.; NESSMAN, C. A. & SPAMER, M. **Remote sensing of forest canopy and leaf biochemical contents.** *Remote Sensing of Environment,* v.24: 85-108. 1988.

PREMAZZI, L.M. & MONTEIRO, F.A. **Produção do capim Tifton 85 submetido a doses e épocas de aplicação de nitrogênio após o corte.** *B. Ind. Animal,* 59:1-16, 2002.

PRENZEL, B. **Remote sensing-based quantification of land-cover and land-use change for planning.** *Progress in Planning* 61: 281–299. 2004.

PROISY, C.; MOUGIN, E.; FROMARD, F. & KARAM, M.A. **Interpretation of polarimetric radar signatures of mangrove forests.** *Remote Sensing of Environment*, v. 71, p. 56-66, 2000.

RAMACHANDRAN, S.; SUNDARAMOORTHY, S.; KRISHNAMOORTHY, R.; DEVA SENAPATHY, J. & THANIKACHALAM, M. **Application of remote sensing and CIS to coastal wetland ecology of Tamil Nadu and Andaman and Nicobar group of islands with special reference to mangroves.** *Current Science*, v. 75, p. 236-244, 1998.

RAMIREZ-GARCIA, P.; LOPEZ-BLANCO, J. & OCAÑA, D. **Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using Landsat TM imagery.** *Forest Ecology and Management*, v. 105, p. 217-229, 1998.

RAMSEY III, E. W. & JENSEN, J. R. **Remote sensing of mangrove wetlands: relating canopy spectra to site-specific data.** *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 62, 939-948. 1996.

REIS, C. H. **Caracterização espacial do uso da terra em áreas de manguezais utilizando diferentes sistemas orbitais - um caso aplicado aos manguezais da APA Guapimirim.** Tese – Universidade Federal do Rio de Janeiro, IGEO (IGEO/UFRJ, D. Sc. , Geografia, 2006.

ROGERS, K., SAINTILAN, N. & HEIKNIS H. **Mangroves encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria: The role of sedimentation, subsidence, and sea-level rise.** *Estuaries* 28 (4): 551-559. 2005.

ROUSE J. W., HAAS, R. H, SCHELL, J. A. & DEERING D. W. **Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ETRS.** *In: Third ETRS Symposium, NASA SP353, Washington, DC. 1: 309-317. 1973.*

SAINTILAN, N. & WILTON, K. **Changes in the distribution of mangroves and saltmarshes in Jervis Bay, Australia.** *Wetlands Ecology and Management* 9 5:409–420. 2001.

SEMENIUK, V. **Mangrove distribution in northwestern Australia in relationship to regional and local freshwater seepage.** *Vegetation* 53, 11-31. 1983.

SERRANO, L.; USTIN, S. L.; ROBERTS, D. A.; GAMON, J. A. & PEÑUELAS, J. **Deriving Water Content of Chaparral Vegetation from AVIRIS Data.** Remote Sensing Environment. 74: 570–581. 2000.

SILVA, B. B. DA; LOPES, G. M. & AZEVEDO, P. V. de. **Determinação do albedo de áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5 TM.** Revista Brasileira de Agrometeorologia, v. 13, n. 2, p. 201-211, 2005.

SILVA, J. B.; GALVÍNCIO, J. D.; CORRÊA, A. C. B.; SILVA, D. G. & MACHADO, C. C. C. **Classificação Geomorfológica dos Estuários do Estado de Pernambuco (Brasil) com Base em Imagens do LANDSAT 5/TM.** Revista Brasileira de Geografia Física 01. 118-133, 2011.

SILVA, R. V. M. M.; ROSSIELO, R. O. P; MORENZ, M. J. F. BARBARIERI JÚNIOR, E.; GOMES, R. L. T. & CAMARGO FILHO, S. T. **Uso de clorofilometro na avaliação da adubação nitrogenada e potássica no capim Tifto 85.** Revista Brasileira Saúde Produção Animal. Salvador, V12, n.3, p.828-839. Jul/set, 2011.

SMALL, C. **Spatiotemporal dimensionality and time-space characterization of vegetation phenology from multitemporal MODIS EVI.** MultiTemp, 978-1-4577-1203-6/11/\$26.00-IEEE, 2011.

THEVAND, A.; FROMARD, F.; PROISY, C. & COUTERON, P. **Structural features and dynamics of mangrove forests in the Amazonian coastal region. A case study in the Kaw River estuary, French Guiana, using field measurements and high resolution remote sensing techniques.** In: Mangrove 2003 Conference, Salvador, Bahia (Brasil), 2003.

TOMLINSON, P. B. **The botany of mangroves.** Cambridge University Press, Cambridge. 1994.

VAIPHASA, C. **Remote Sensing Techniques for Mangrove Mapping.** International Institute for Geo-information Science & Earth Observation, Enschede, The Netherlands 2006.

CAPÍTULO III

RELAÇÃO ENTRE COMPONENTES FÍSICOS E QUÍMICOS DOS SEDIMENTOS SUPERFICIAIS DE APICUNS E SUAS RESPOSTAS ESPECTRAIS

RESUMO

O manguezal não se restringe ao espaço coberto pela vegetação, mas engloba áreas geralmente arenosas à sua volta denominadas de apicuns. Os solos de apicum têm por característica a alta salinidade, relevos internos mais elevados ou bordeando as áreas de mangue, sendo geralmente desprovido de vegetação (o que lhe atribui a característica de solo exposto), inundados apenas pelas marés de maior amplitude (sizígia). Esse trabalho teve por objetivo analisar alguns componentes físicos (cor e granulometria) e químicos (pH, P, Mg, Ca, K, Na) dos solos de apicum e correlacioná-los com suas respostas espectrais e definir qual o regime hidrodinâmico do estuário de Itapessoca, Pernambuco, Brasil. As metodologias utilizadas foram: coletas de solos, análises estatísticas, análises laboratoriais, captura das respostas espectrais através de espectrorradiometria. Os resultados identificaram que o sensoriamento remoto hiperespectral pode auxiliar na identificação das áreas de apicuns e inferir sobre as propriedades físicas e químicas do solo; que várias faixas espectrais respondem a identificação de componentes físicos como as correlações entre o silte com o violeta e areia grossa com o amarelo; entre as correlações químicas as significantes foram: potássio com a faixa do verde e do fósforo com a laranja. Mesmo com grande variação na hidrodinâmica estuarina as relações estatísticas e físicas da reflectância com as propriedades físicas e químicas dos solos foram de média a alta significância. No entanto, mais pesquisas devem ser realizadas, especialmente com um conjunto maior de dados.

Palavras chave: Sensoriamento remoto; manguezal; apicuns; análise de correlação; espectrorradiômetro.

CHAPTER III

ABSTRACT

Mangrove is not only restricted to the area covered by vegetation, but also is surrounded by sandy areas called salt flats. The salt flats soils are by nature high salinity, higher internal reliefs or bordering the mangrove areas, which are generally devoid of vegetation (which gives it the characteristic of exposed soil), only inundated by the tides of higher amplitude (syzygy). This study aimed to analyze some physical components (color and granulometry) and chemical (pH, P, Mg, Ca, K, Na) of salt flat soils and correlate them with their spectral response and, therefore, establish the hydrodynamic regime of the Itapessoca estuarine, Pernambuco, Brazil. The methods used were: soil sampling, statistical analysis, laboratory analysis, capture of the spectral responses through spectroradiometry. The results indicate that hyperspectral remote sensing can assist in identifying areas of salt flats and infer the physical and chemical properties of soil; the spectral bands that showed high correlation to infer the physical components were the band of the violet with silt and the band of yellow with sand; between the chemical correlations were significant: potassium with the band of green and phosphorus with orange. Even with wide variation in estuarine hydrodynamics, statistical and physical relationships of reflectance with physical and chemical properties of soils were medium to high significance. However, more research should be conducted, especially with a larger set of data.

Keywords: Remote sensing; mangroves; salt flats; correlation analysis; spectroradiometer.

4.1 INTRODUÇÃO

Ao longo dos últimos cinco séculos a humanidade vem ocupando de forma irracional as faixas litorâneas em todo o mundo, principalmente na faixa intertropical. No Brasil, as mudanças ambientais ocasionadas pela ação antrópica têm impactado de maneira contundente os ecossistemas de transição entre terra e mar, dentre os quais o manguezal. Esse ambiente apresenta uma grande produção de biomassa tornando-se assim uma área de diversidade de espécies aquáticas e terrestres muito importante para a manutenção da pesca artesanal e outras atividades econômicas.

Um manguezal não se restringe ao espaço coberto pela vegetação, mas engloba áreas arenosas à sua volta (apicum) (CREPANI & MEDEIROS, 2003). O Apicum pode ser totalmente desprovido de vegetação em função da alta salinidade, apresentando a característica de solo exposto ou abrigar espécies vegetais herbáceas halófitas que colonizam a área arenosa diante de menor salinidade. De acordo com Pellegrini (2000) e Prost (2001), os apicuns ocorrem nas bordas ou no interior do mangue nos limites médios das marés máximas.

Tal feição vem nos últimos anos passando por processos antrópicos de conversão de suas áreas para a atividade de carcinocultura. Em países como a Austrália e Senegal o impacto sobre as planícies hipersalinas é derivado da implantação da rizicultura ou outras atividades antrópicas (DUKE, 2006; LEBIGRE, 2007). No Brasil têm-se estudos diversos, onde no Nordeste podem-se destacar os estudos de Cavalcanti et al. (2007); Meireles (2004); Crepani & Medeiros (2003); Oliveira et al. (2000); Coelho Jr. & Schaeffer-Novelli (2000), evidenciando a implantação da carcinocultura como responsável pela supressão de mangues e apicuns.

Em todo o mundo são realizadas pesquisas nesses ambientes nas mais diversas áreas do conhecimento, sejam para caracterizar o ecossistema (RUIVO et al., 2002; UCHA et al., 2005; YASUE et al., 2007), identificar processos de degradação (ALI et al., 2009; RIDD & STIEGLITZ, 2002; HADLICH et al., 2007), entendimento das marés (AUCAN & RIDD, 2000; HOLLINS & RIDD, 1997), análise dos componentes físicos e químicos (PELLEGRINE, 2000; RUIVO et al., 2005; RUIVO et al., 2002; LEÃO et al., 2008; HADLICH et al., 2010), distribuição espacial (HADLICH et al., 2009) e análise espaço-temporal (KAMPEL et al., 2005; JESUS & HADLICH, 2009; SANTANA, 2010).

Estudos para mapeamentos de solos salinos vêm sendo desenvolvidos com base em análise visual de imagens orbitais impressas (VERMA et al., 1994), imagens multiespectrais, de micro-ondas e hiperespectrais (METTERNICHT & ZINCK, 2003; WENG, 2010). Em função da distribuição dos sais ao longo da superfície dos solos e da variação espacial, quantitativa, sazonal ou qualitativa dos componentes salinos, esses podem dificultar a identificação, pois essas propriedades interferem na reflectância (METTERNICHT & ZINCK, 2008).

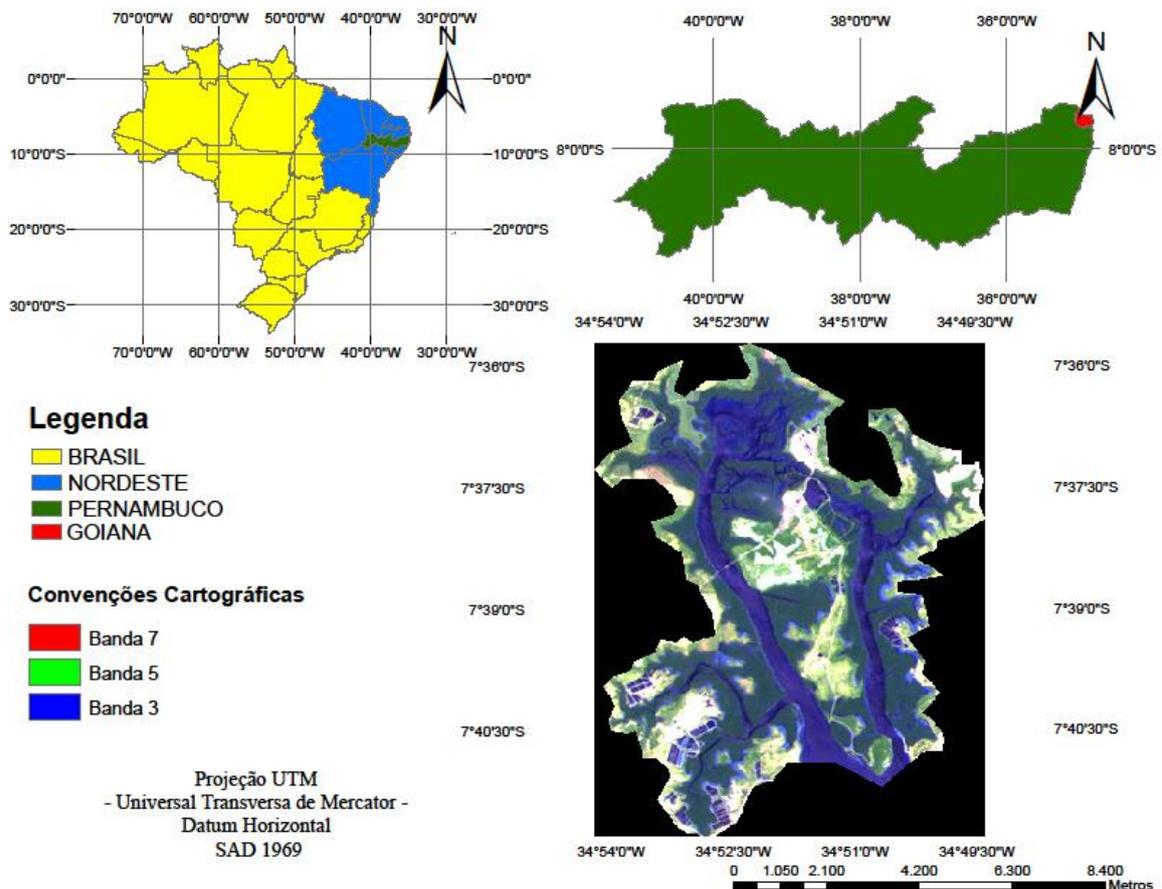
Os estudos para identificação das propriedades dos solos através da espectrorradiometria vêm sendo realizados desde a última década e têm contribuído para o avanço das técnicas e o monitoramento do ambiente. Dehaan & Taylor (2002) utilizaram o espectrômetro de mão na determinação do espectro de uma série de solos salinizados. Taylor & Day (2008) analisaram a sazonalidade como um importante parâmetro a ser considerado na análise dos solos salinos, bem como, os comprimentos de onda onde estes são melhores identificados. Summers et al. (2009) realizaram pesquisas através do uso de espectrorradiômetro na Austrália e evidenciaram a potencialidade de medição e predição dos teores de argila, carbônico orgânico no solo, teor de ferro e carbonato.

Este trabalho objetivou analisar componentes físicos (cor e granulometria) e químicos (pH, P, Mg, Ca, K, Na) dos solos de apicuns e correlacioná-los com suas respostas espectrais com o intuito de criar possíveis identificações desses componentes através de espectrorradiometria e definir o regime hidrodinâmico atuante.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no estuário de Itapessoca, localizado no município de Goiana, litoral norte do Estado de Pernambuco, no Nordeste do Brasil (Figura 01). O clima é quente e úmido, com temperaturas médias anuais em torno de 25,1°C. Os meses de julho a agosto são considerados os menos quentes do ano, enquanto dezembro, janeiro e fevereiro são os mais quentes com 26,3° C.

Figura 01: Localização do estuário de Itapessoca-PE.



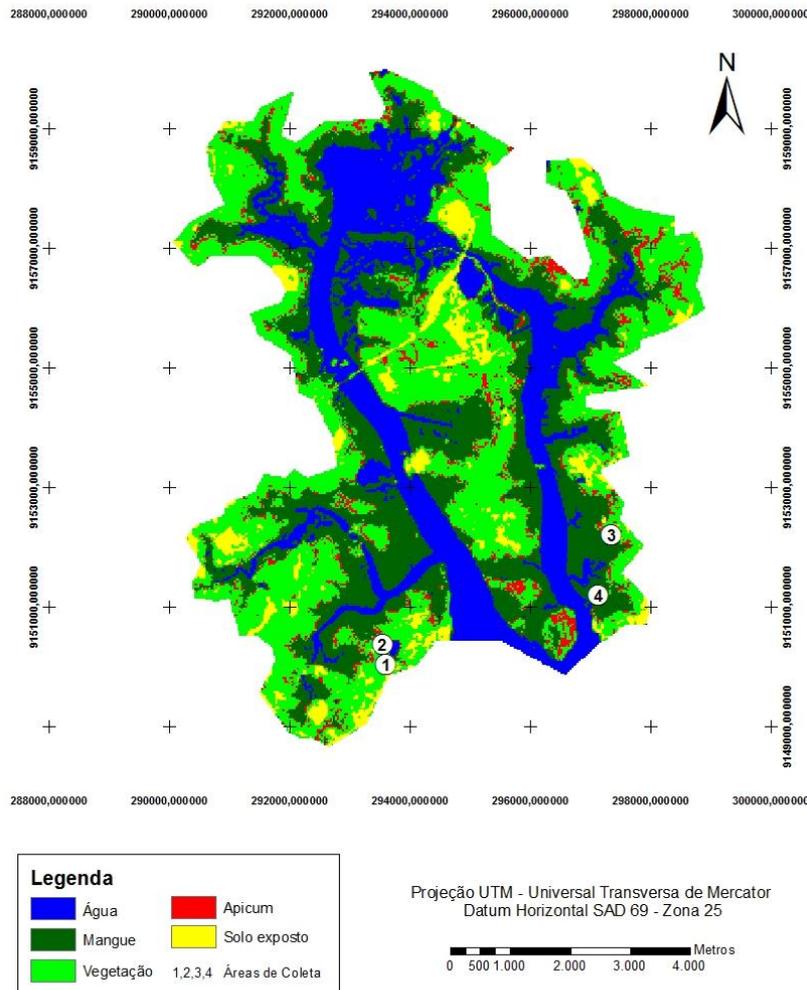
A drenagem estuarina resulta da confluência de pequenos rios litorâneos com nascentes na vertente dos tabuleiros ao norte e a oeste da Ilha de Itapessoca. Dentre os tributários do estuário tem-se o Itapessoca, Sirigi, Ibeapicu e Guariba (CPRH, 2003), todos de drenagem exorréica e rede fluvial perene (CONDEPE, 1980).

O relevo é constituído por Planícies Marinhas e Flúvio–Marinhas. Quanto à geologia, esta se caracteriza por quatro unidades denominadas de Depósitos de Mangue, Formação Maria Farinha, Gramame e Barreiras (CPRH, 2003).

Áreas de coletas foram em quatro apicuns: P1, P2, P3 e P4 (Figura 02) distribuídos em Itapessoca. Os dois primeiros, denominados P1 e P2, localizam-se distantes dos rios (Sirigi e Ibeapicu), o que define um regime de inundação apenas nas marés de sizígia. Outro critério foi a proximidade entre eles, facilitando uma comparação das áreas. O apicum P3 está localizado no lado oposto aos P1 e P2 e relativamente próximo do leito

do rio Itapessoca e apresenta área menor que os anteriores, com regime de inundação diário mesmo nas marés de quadraturas, de características fisiográficas denominados de apicum de borda. O P4 destoa dos demais, pois é um apicum do tipo incluso, ou seja, encravado no meio da vegetação de mangue, mas com mesmo regime de inundação que P3.

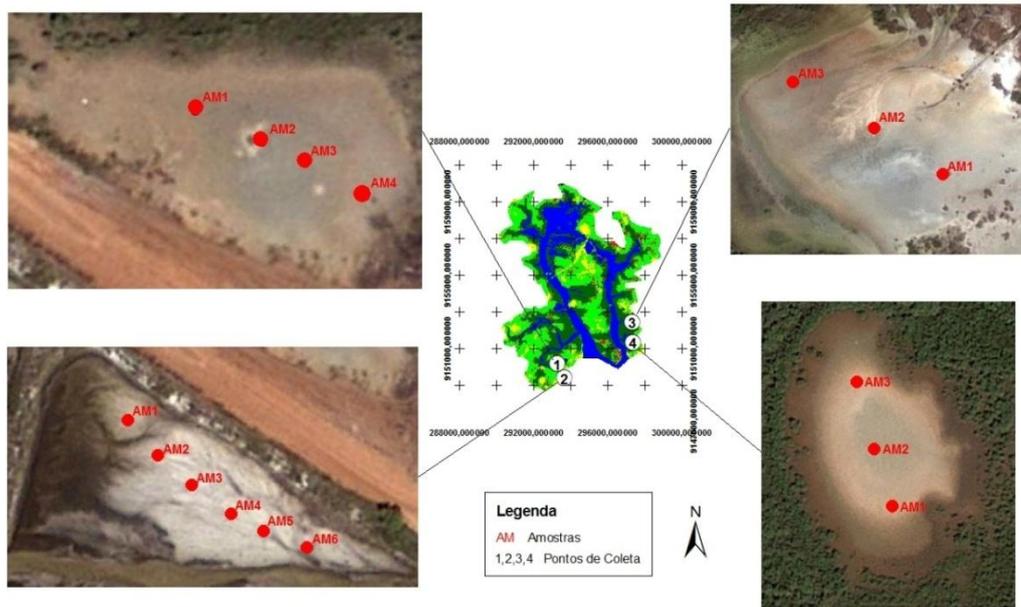
Figura 02: Localização dos apicuns estudados no estuário de Itapessoca-PE.



As coletas das amostras de sedimentos foram realizadas em quatro apicuns diferentes no estuário de Itapessoca entre os dias 17 a 19 de maio de 2010. A seleção das áreas de coleta foi definida com base na classificação de uso do solo para o estuário a partir da imagem TM Landsat 5 de 18 de setembro de 1997, ponto 214 e órbita 65, devido à sua proximidade com a foz do estuário.

A maré no dia da coleta foi de quadratura com a máxima de 0,00 m a 1,1 m (DHN, 2010). Os números de amostras variaram de acordo com a extensão dos apicuns (Figura 03).

Figura 03: Pontos de coletas nas áreas P1, P2, P3 e P4 no estuário de Itapessoca-PE.



CORRIGIR LEGENDA

Na maior área, denominada P2, obteve-se seis amostras, seguidos pela P1 com quatro e P3 e P4 com três cada um. Em cada ponto de coleta se obteve suas coordenadas registradas com o GPS eTrex Garmin (Tabela 01). O critério adotado foi iniciar a coleta a cada 30 metros da borda de cada apicum para que a mesma representasse um pixel do TM Landsat 5 e a partir de então, definir o valor da largura medindo-se a distância das margens direita e esquerda utilizando-se o Hipsômetro/Clinômetro Eletrônico à Laser HCL - 400/999.

Tabela 01: Amostras e suas coordenadas em UTM nos apicuns localizados no estuário de Itapessoca-PE.

AMOSTRA	X	Y
P1AM1	292462	9148930
P1AM2	292437	9148972
P1AM3	292420	9149010
P1AM4	292403	9149032
P2AM1	293949	9150018
P2AM2	293929	9150000
P2AM3	293903	9149980
P2AM4	293879	9149952
P2AM5	293860	9149928
P2AM6	293840	9149904
P3AM1	297017	9153008
P3AM2	297001	9153024
P3AM3	296981	9153048
P4AM1	297236	9151288
P4AM2	297201	9151236
P4AM3	297194	9151266

A cada ponto de coleta de solo se demarcou um quadrado de 5 cm de profundidade e 15 cm² de área de onde foi coletado o sedimento com uma pá e disposto o material em saco plástico apropriado (Figura 04), etiquetado e acondicionado. O tipo de amostra foi terra solta.

Figura 04: Coleta e armazenamento do sedimento de apicum.



O equipamento utilizado para captura do comportamento espectral das amostras foi o FieldSpec Handheld /A103000 da empresa ASD Inc. of Boulder, Colorado com comprimento de onda entre 325-1075 nm.

Todas as dezesseis amostras apresentavam 100% de umidade (condição de coleta). A captura do comportamento espectral foi realizado durante o dia, com iluminação artificial da lanterna com lâmpada alógena (que acompanha o equipamento) num ângulo de 35,951°. A cada quinze minutos foi realizada a calibração do instrumento com uso da placa de referência branca. O “Bare Fiber” (pistola) ficou a 3,5 cm do solo e 6 cm da placa branca com 25° de IFOV. A área de abertura correspondia a 2,66cm; quando este estava capturando a reflectância do solo a área de reflectância correspondia a 1,89 cm.

A área de reflectância foi obtida através da formula:

$$\text{Tg}\alpha = \text{CO} \div \text{CA}$$

Tg α : Tangente; CO: Cateto oposto; CA: Cateto adjacente

$$\text{Tg}12,5^\circ = \text{CO}/3,3 \sim 1,89 \text{ cm}$$

Foram coletadas cinco capturas com intervalos de 10 segundos para cada uma das dezesseis amostras, na velocidade de 320 milesegundos. Contudo, observou-se que não houve variação entre as capturas, adotando-se a primeira para todas as análises. Para o processamento da reflectância e geração do gráfico do comportamento espectral utilizou-se o programa ViewSpec Pro 5.6 que acompanha o FieldSpec Handheld.

Os dados espectrais foram exportados para o formato bloco de notas, em seguida separados no Excel de acordo com o intervalo do espectro para as faixas do violeta (400 a 446 nm), azul (446 a 500 nm), verde (500 a 578 nm), amarelo (578 a 592 nm), laranja (592 a 620 nm), vermelho (620 a 700 nm) e infravermelho próximo (700 a 1.100 nm).

As análises da cor e das composições físicas e químicas do solo das dezesseis amostras foram analisadas quanto à cor em laboratório com o solo apresentando as condições naturais do dia da coleta (100% de umidade). Para a determinação da cor utilizou-se o Sistema de Cores de Munsell, também conhecida como Carta de Munsell, que classifica a cor do o solo através de três parâmetros: Matiz, Valor e Cromo.

A Matiz refere-se a cor do solo (comprimento da onda no espectro), o Valor diz respeito a tonalidade ou brilho, e o Cromo é a pureza da cor e representa diferentes proporções de cinza no Matiz (DALMOLIN et al., 2011).

As análises físicas e químicas foram realizadas nos laboratórios de Física e Fertilidade dos Solos da Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária-IPA. A metodologia utilizada para o processamento foi a mesma adotada pela Empresa

Brasileira de Pesquisa Agropecuária-EMBRAPA (SILVA, 2009). Para este estudo foram utilizados apenas os valores de: Magnésio (Mg), Sódio (Na), Cálcio (Ca), Fósforo (P), Potássio (K) e potencial Hidrogeniônico (pH).

O intuito das análises das composições químicas e físicas das amostras foi exclusivamente para correlacioná-las com a resposta espectral.

A análise granulométrica para inferência da hidrodinâmica para as frações areia das amostras foi realizada no Laboratório de Geografia Física Aplicada-LABGEFA do Departamento de Geografia da Universidade Federal de Pernambuco, segundo metodologia descrita por Suguio (1973). As amostras foram secas em estufa a 60°C e quarteadas. As frações grossa e fina foram separadas por peneiramento em malha de 0,062 mm. As frações silte e argila foram definidas através de análises realizadas no IPA. Os grãos menores que 16 μ m e maiores que 0,062 mm foram analisados através do método da “Escala de Wentworth”, onde foram peneirados em um jogo de peneiras seguindo intervalos de 0,5 μ m de abertura de malha.

O método de peneiramento utilizado foi o proposto por Folk e Ward (1954). Os dados dos tamanhos dos grãos foram processados no software (Sysgran3®) para aplicação do diagrama de Perjrup (1988) com o objetivo de caracterizar a distribuição sedimentar e a energia no meio.

De acordo com Dias (2004), a areia é o elemento principal da classificação de Perjrup. Contudo, este considera a razão silte/argila como elementos estruturantes obtendo assim quatro grupos hidrodinâmicos classificados como: baixo, moderado, alto e muito alto.

Processamento estatístico dos dados referentes à cor das dezesseis amostras de solo foram correlacionados com os dados espectrais, físicos e químicos.

Para os dados referentes ao comportamento espectral utilizaram-se as médias das faixas do espectro eletromagnético do violeta (400-446 nm), azul (447-500 nm), verde (501-578 nm), amarelo (579-592 nm), laranja (593-620 nm), vermelho (621—700 nm). Os valores médios foram padronizados e aplicados os testes de normalidade.

O tratamento estatístico das análises de grupos, R-quadrado/distância, variância (ANOVA), K-Means e estatística F foram realizadas de forma a identificar grupos homogêneos dos dados das análises químicas e físicas, realizou-se uma análise de classificação de grupos hierárquicos por dendograma (Analyze Classify hierarchical cluster dendogram) através do método de Ward.

No método de Ward não são calculadas distâncias e os grupos são formados de modo a minimizar a soma dos quadrados dos erros. Em cada um dos passos do algoritmo, os grupos retidos são aqueles, dentre todos os possíveis, com a menor soma de quadrados dos erros. A medida de semelhança utilizada foi à distância euclidiana quadrada.

Como critério de decisão sobre o número de grupos a reter, utilizaram-se a Distância entre grupos e o R-quadrado como descrito em Maroco (2007), tendo-se escolhido a solução do menor número de clusters que reteve uma fração considerável da variância total (superior a 80%).

A classificação dos índices nos grupos retidos foi posteriormente refinada com o procedimento não-hierárquico k-Means, como descritos em Maroco (2007). Neste método k-means, as amostras são agrupadas de modo a que dentro dos grupos estes sejam tão próximos quanto possível e fora dos clusters sejam tão distantes quanto possível.

A Análise de Variância (ANOVA) é um teste de hipóteses de médias de duas ou mais amostras e visa fundamentalmente verificar se existe uma diferença significativa entre as médias e se os fatores exercem influência em alguma variável dependente. Dessa forma, permitem que vários grupos sejam comparados a um só tempo. Esses fatores podem ser de origem qualitativa ou quantitativa, mas a variável dependente deverá necessariamente ser contínua. O teste é paramétrico (a variável de interesse deve ter distribuição normal) e os grupos têm que ser independentes.

A estatística F foi usada para fins descritivos, afinal os grupos foram escolhidos para maximizar as diferenças entre os casos em grupos diferentes, onde os níveis de significância observados não são corrigidos, portanto, não interpretados como teste de hipótese de que os recursos de grupos são iguais.

As análises de dados não paramétricos e da correlação das 16 amostras de solo e das 18 variáveis dos componentes físicos, químicos e comportamento espectral foram padronizados, pois apresentavam unidades de medidas distintas para os componentes, que de acordo com Vicine (2005) essa padronização remove a influência da unidade de medida. Em seguida foi aplicado o teste de normalidade para escolher o método de correlação. Como no teste da normalidade todos os dados não apresentaram uma distribuição normal, aplicou-se o teste de Spearman's rho que correlaciona dados não paramétricos. O objetivo da análise estatística de correlações foi primeiro identificar

quais desses componentes mais interferem nas regiões espectrais. Depois identificar correlações entre os constituintes físicos e químicos do solo.

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Matiz, Valor e Cromo das amostras estudadas estão apresentados na Tabela 2, enquanto que a cor (Matiz) não foi correlacionada por apresentar-se muito semelhante em todas as amostras.

Nota-se que no Matiz não apresentou variação (5Y); já o Valor esteve entre 4 e 7 e o Cromo entre 1 a 3. Tais valores caracterizam todas as amostras de solos de cor amarela (5Y), variando entre tonalidades de clara (7/1) a escura (4/1). Os sedimentos depositados nos apicuns de Itapessoca apresentam a cor amarela provavelmente em função dos sedimentos carregados das adjacências das Formações Beberibe de cor avermelhadas, marrom ou creme e das Formações Gramame e Maria Farinha de cor original cinza e cor aflorante creme (OLIVEIRA et al., 2000).

Tabela 02: Valores de Matiz, Valor e Cromo das dezesseis amostras.

AMOSTRA	Matiz	Valor	Croma
P1AM1	5Y	4	2
P1AM2	5Y	5	3
P1AM3	5Y	6	3
P1AM4	5Y	4	1
P2AM1	5Y	7	1
P2AM2	5Y	6	2
P2AM3	5Y	6	2
P2AM4	5Y	5	3
P2AM5	5Y	4	2
P2AM6	5Y	6	2
P3AM1	5Y	5	3
P3AM2	5Y	5	3
P3AM3	5Y	5	2
P4AM1	5Y	5	3
P4AM2	5Y	5	3
P4AM3	5Y	6	3

Hadlich & Ucha (2009) encontraram para os apicuns da Baía de Todos os Santos (BTS) cores variando entre bruno claro acinzentado (10 YR 6/3) e bruno cinza muito escuro (10 YR 3/1) devido à predominância de folhelhos argilosos e arenitos do Grupo Brotas.

As análises químicas das amostras estudadas têm seus resultados expostos na Tabela 03. Para todas as áreas entre os dezesseis pontos de coleta, os valores de pH apresentou-se em torno de 8. De acordo com Chaves (2004), este é um indicador das alterações nos processos do solo que implica na disponibilidade e absorção dos nutrientes pelas plantas. De acordo com Carvalho et al. (2005), o aumento do pH traz transtornos fisiológicos interferindo na absorção de nutrientes.

O fósforo apresentou valores baixos (7-13 ppm). A área P3 apresentou valores significativamente menores (3-5) em relação às outras áreas. De acordo com a Adapta Sertão (2011), solos arenosos devem apresentar um teor mínimo de 21 ppm de fósforo para que uma planta possa se desenvolver. Esse nutriente é crucial ao metabolismo da planta (GRANT et al., 2001), sendo o segundo elemento que mais limita o desenvolvimento da vegetação (GATIBONI, 2003). Logo, para os valores apresentados nas quatro áreas espera-se que havendo estabelecimento de uma vegetação essa inicialmente ocorra em P2, seguida por P4, P1 e por fim P3.

O cálcio apresentou valores entre 0,9 a 2,55 cmolckg^{-1} , não destoando significativamente entre os pontos de coleta em cada área. A importância do Ca está na redução da acidez e da toxicidade do solo. De acordo com Ritchey et al. (1982), esse nutriente é importante no crescimento radicular das raízes das plantas.

O magnésio apresentou concentrações entre 4,44 a 12,5 cmolckg^{-1} . Esperava-se que os valores de Mg se apresentassem menores que o Ca por ser esse mais solúvel e as áreas em estudo serem constantemente lixiviadas pela maré. A importância do Mg é na constituição da clorofila e sua redução causa o amarelo das folhas (GISMONTI, 2009).

O sódio apresentou valores entre 0,48 a 3,53 cmolckg^{-1} . Apesar do efeito da salinidade em geral ser negativo às plantas, pois prejudicam seu crescimento, existem espécies classificadas como halófitas que se desenvolvem em condições de solos salinos como as espécies do mangue.

Os valores de potássio variaram entre 0,34 a 2,02 cmolckg^{-1} . Essas concentrações são irrisórias, uma vez as necessidades das plantas para seu pleno desenvolvimento seriam entre 31 a 60 cmolckg^{-1} em condição mediana (ADAPTA SERTÃO, 2011).

Portanto, conforme os resultados obtidos (Tabela 3) nota-se um certo equilíbrio nutricional dos elementos químicos para suportar uma vegetação.

De acordo com Brady (1989), o fósforo, potássio, cálcio e o magnésio são considerados macronutrientes importantes no desenvolvimento das plantas.

Tabela 03: Concentração de componentes químicos (P, Ca, Mg, K,Na) das amostras coletadas em Itapessoca de acordo com a metodologia.

Amostra	pH (H2O)	P	Ca	Mg	K	Na
		PPM		cmolckg ⁻¹		
P1AM1	8,3	10	0,9	14	2,02	0,48
P1AM2	8,4	9	1,55	12,5	0,64	3,23
P1AM3	8,4	8	1,75	10,95	0,49	2,62
P1AM4	8,2	7	1,15	13,8	0,46	2,62
P2AM1	8,4	13	2,3	10,45	0,34	2,42
P2AM2	8,5	11	2,05	9,2	0,48	2,31
P2AM3	8,6	10	2,35	7,1	0,36	1,91
P2AM4	8,4	10	2,55	8,5	2,02	2,82
P2AM5	8,2	11	1,75	8,25	0,6	2,12
P2AM6	8,4	12	1,85	9,65	0,55	3,53
P3AM1	8,4	5	2,25	10,7	0,71	2,72
P3AM2	8,5	4	2,05	9,35	0,56	1,81
P3AM3	8,7	3	2,2	7,35	0,4	1,71
P4AM1	8,4	10	1,35	9,9	0,47	3,23
P4AM2	8,3	11	1,5	6,45	0,48	1,51
P4AM3	8,3	11	1,35	4,55	0,37	1,21
MÉDIA	8,4	9	1,8	9,54	0,68	2,26

A média dos valores das análises químicas para os apicuns do estuário de Itapessoca destoaram daqueles encontrados por Hadlich et al. (2010), ao analisarem a Baía de Todos os Santos (BTS)-BA e de Ruivo et al. (2005) que estudaram um apicum na Ilha de Algodal/Maiandeuá no Pará (Tabela 04). Os valores de Itapessoca, quando comparados aos da BTS, este último apresentou valores maiores para o Ca, Mg, K e Na e valores inferiores de pH e P. Para a comparação com o apicum paraense onde foram analisadas apenas (pH, Ca e Mg) três componentes, sendo que o Ca de Itapessoca foi quase o dobro, o pH mais de 1/3, enquanto o Mg quase não foi encontrado (Tabela 04). Para ambos os estuários tais valores podem ser em função do número de amostras, sazonalidade e regime hídrico no estuário E do material de origem do sedimento.

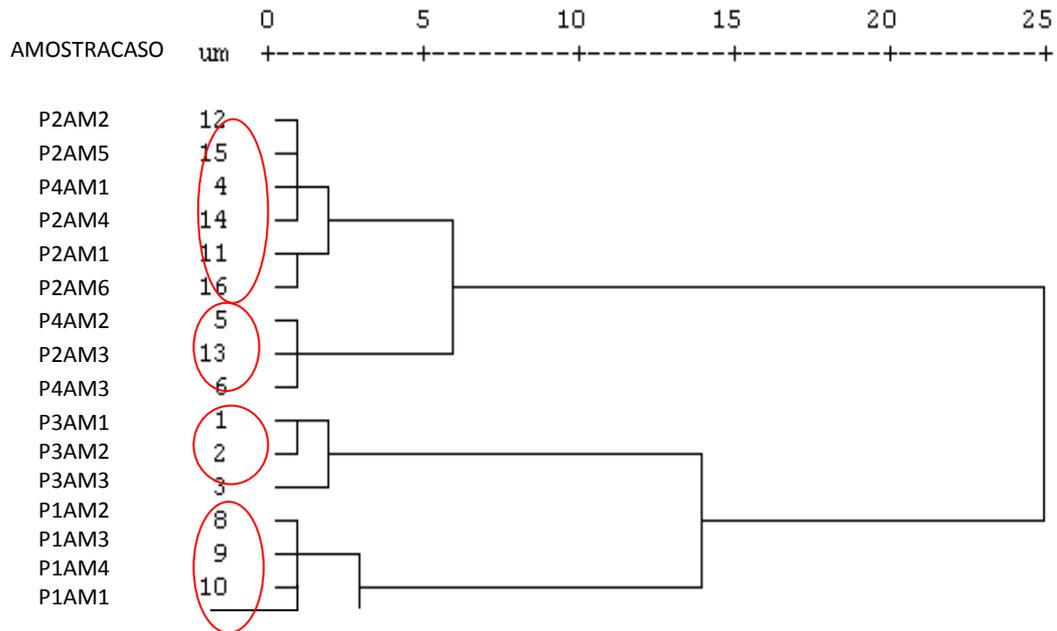
Tabela 04: Valores médios das análises químicas para os apicuns de Itapessoca-PE, BTS-BA e Ilha de Algodal/Maiandeuá Pará.

Apicum	pH	P	Ca	Mg	K	Na
		PPM	cmolckg ⁻¹			
Itapessoca	8,4	9	1,8	9,54	0,68	2,26
BTS	6,15	3,95	3,01	11,06	2,75	80,05
Pará	5,2	----	5,25	0,75	----	-----

Quando do tratamento estatístico, retirou-se o pH, pois este variou cerca de 0,5 entre as amostras, não apresentando significância estatística. A análise de grupos sobre as distâncias euclidianas quadradas entre as amostras através do método de Ward produziu o dendograma da Figura 05. De acordo com o critério da distância entre grupos e R-quadrado, foram retidos 4 grupos que explicam 81,21% (R-sq = 0,8121) da variância total (Figura 06).

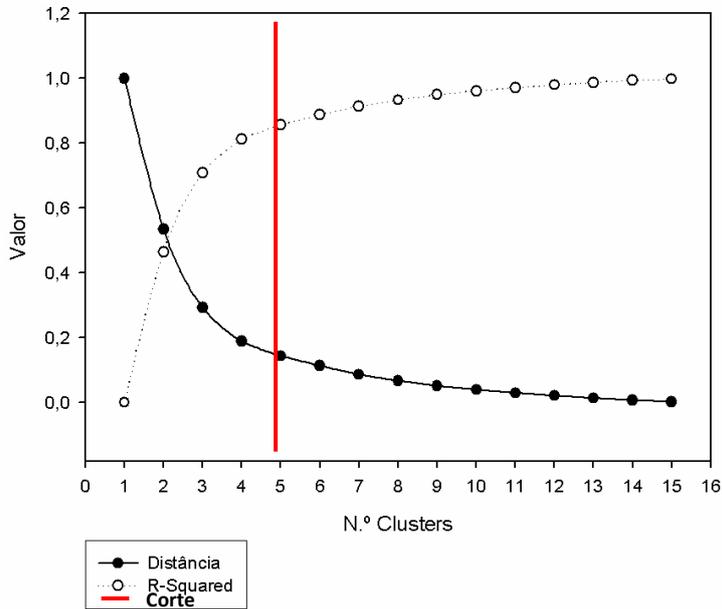
O dendograma da Figura 05 exibe que as amostras podem ser agrupadas em quatro grupos distintos, embora a amostra P2AM3 tenha se misturado com o grupo P4 em função dos valores de Mg e Na se aproximarem mais deste grupo. A amostra P4AM1, em função dos valores do Na, K, pH e Mg estarem muito próximos das do grupo P2 e distante dos valores do seu grupo, se misturou a esse. É importante destacar que existe uma grande distância entre os grupos P1 com P2, embora essas áreas sejam geograficamente mais próximas do que em relação às áreas de coleta P3 e P4 (Figura 02). Acredita-se que o regime de inundação, em detrimento da microtopografia, pode ser o fator chave na diferença entre as áreas P1 e P2. O grupo P3 não se misturou com os demais.

Figura 05: Dendrograma da Análise de Grupos com o método de Ward e usando a distância euclidiana quadrada como medida de semelhança. Os círculos estão delimitando os grupos isolados após realizar o método k means com k=4.



Uma análise estatística conjunta do R-quadrado (R^2) e da Distância permite concluir que os ganhos de variabilidade conseguidos por mais do que 4 grupos são relativamente pequenos quando comparados com a evolução de 1 para 4 grupos, reafirmando o número de 4 clusters previamente retidos na Análise de Grupos identificados através da Figura 06.

Figura 06: Gráfico da Distância entre grupos e do R-quadrado, utilizados como critérios para definir o número de grupos a reter da Análise de Grupos realizada.



A classificação dos índices R-quadrado e Distância tem por objetivo reforçar a análise de grupos na solução refinada com o método k-Means disposto na Tabela 05, desta forma corroborando o número de 4 grupos.

Tabela 05: Classificação dos índices em 4 grupos pelo método k-Means com k=4.

Grupos	Amostra	Distância ao centro do grupo
1	P4AM2	0,58835
	P4AM3	1,603295
	P2AM3	1,448731
	P1AM1	2,866883
2	P1AM2	1,199633
	P1AM3	2,084855
	P1AM4	1,904539
	P3AM1	1,973449
3	P3AM2	0,365331
	P3AM3	2,083947
	P4AM1	1,551922
	P2AM1	2,214579
4	P2AM2	0,547565
	P2AM4	1,998807
	P2AM5	1,272423
	P2AM6	1,218727

De acordo com a estatística F, as variáveis que permitiram uma maior discriminação entre os grupos foram o P com 31,017 e o Mg com 17,084, apresentando maior variância com valor médio quadrado de P=37,479 e Mg=26,732, enquanto as demais variáveis contribuíram minimamente (Ca: F=2,995 e P=0,485; Na: F=1,1779 e P=1,004; K: F=0,532 e P=0,166) (Tabela 06), pois quanto maior o valor de F maior o ajuste da equação.

Tabela 06: Estatística F para cada variável – ANOVA.

Variáveis	Grupos		Erro			
	Média ao quadrado	DF	Média ao quadrado	df	F	Sig.
P	37,479	3	1,208	12	31,017	0,000
Ca	0,485	3	0,162	12	2,995	0,073
Mg	26,732	3	1,565	12	17,084	0,000
Na	1,004	3	0,565	12	1,779	0,205
K	0,166	3	0,311	12	,532	0,669

As variações nas composições químicas são resultantes dos processos de intemperismo atuantes na área sobre as formações Barreiras, Gramame, Beberibe e Maria Farinha.

A análise física tem as composições granulométricas expostas na Tabela 07. Utilizaram-se apenas as informações das composições granulométricas de areia grossa, areia fina e silte, se descartando a argila, pois os valores foram os mesmos para as dezesseis amostras. Para os químicos, o pH foi descartado por ter valores variando até 0,5 não contribuindo estatisticamente, utilizando-se apenas o P, Ca, Mg, Na e K.

Identificou-se que a maior concentração nas amostras é de areia grossa com 58 a 76% em detrimento da fina com 15 a 34%, nas áreas de apicuns, indicando que as marés atuam sobre estas áreas carreando os sedimentos mais finos, inclusive revelando nas amostras a quase inexistente argila e silte.

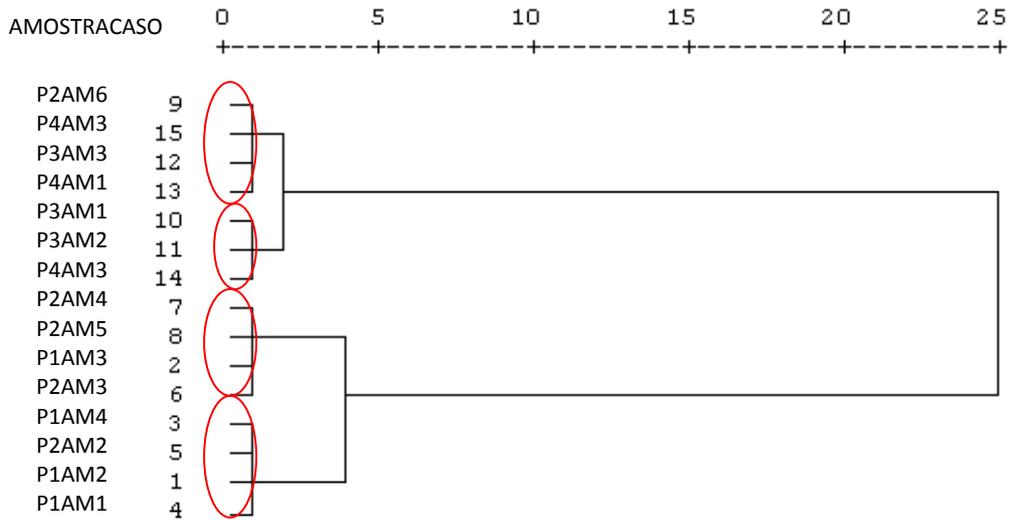
Tabela 07: Composição granulométrica das 16 amostras nas áreas de apicuns em Itapessoca-PE.

AMOSTRA	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila
	%			
P1AM1	61	28	2	9
P1AM2	58	31	2	9
P1AM3	63	26	2	9
P1AM4	59	29	3	9
P2AM1	57	34	0	9
P2AM2	58	30	3	9
P2AM3	61	28	2	9
P2AM4	65	26	0	9
P2AM5	66	24	1	9
P2AM6	69	21	1	9
P3AM1	75	15	1	9
P3AM2	76	15	0	9
P3AM3	70	18	3	9
P4AM1	71	16	4	9
P4AM2	73	16	2	9
P4AM3	69	21	1	9

Hadlich et al. (2008), ao estudarem os apicuns da Baía de Todos os Santos encontraram a predominância de sedimentos finos de areia, cerca de 51,5 a 58,7%, em detrimento de grossos, entre 10,6 a 23,4%. Pellegrini (2000), ao estudar um apicum na Baía de Sepetiba-RJ, também encontrou a predominância de sedimentos de areia fina (77,87 a 98,04%) em relação a grosso (1,89 a 22,13%). Hadlich et al. (2010), ao analisarem os sedimentos dos apicuns da BTS, encontraram a predominância de areia fina, seguida por areia grossa, argila e silte, justificado pelos tipos de sedimentos e por as amostras serem de áreas mais superficiais.

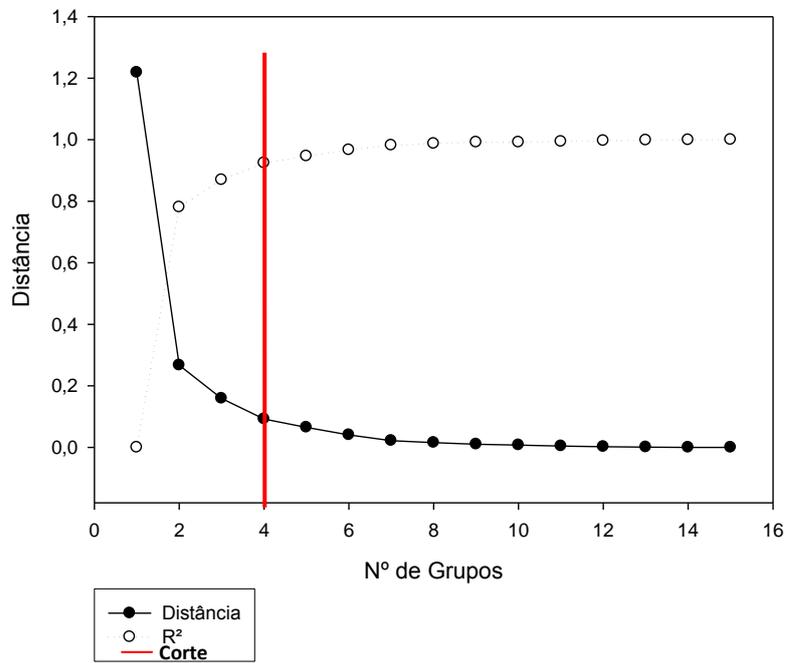
A análise de grupos sobre as distâncias euclidianas quadradas entre as amostras com o método de Ward produziu o dendograma da Figura 07, que de acordo com o critério da Distância entre Grupos e R-quadrada, os 4 grupos retidos explicam 92,45% ($R-sq = 0,924478$) da variância total.

Figura 07: Dendograma da Análise de Grupos com o método de Ward e usando a distância euclidiana quadrada como medida de semelhança. Os círculos isolam os grupos.



Aplicando-se a estatística conjunta do R-quadrado (R^2) e da Distância pode-se observar que os ganhos de variabilidade obtidos por mais do que 4 grupos são relativamente baixos, pois não há uma evolução na distância entre os grupos após o corte dos grupos 4 no eixo do X, quando comparados com a evolução de 1 para 4 Grupos (também no eixo X) identificado na Figura 08. Uma análise conjunta de ambos permite concluir que os ganhos de variabilidade conseguidos por mais do que 4 grupos são relativamente pequenos quando comparados com a evolução de 1 para 4 grupos).

Figura 08: Gráfico da Distância entre grupos e do R-quadrado (R^2), (critérios para definir o número de grupos a reter da Análise de grupos realizada).



Nota-se que as amostras apresentam características heterogêneas mesmo pertencendo à mesma área de coleta. A classificação de cada um dos índices na solução refinada com o método k-Means com $k=4$ encontra-se na Tabela 8.

Tabela 08: Classificação dos índices em 4 grupos pelo método k-Means.

Número de casos	AMOSTRA	Grupos	Distância
1	P1AM1	1	1,871
2	P1AM3	1	1,225
3	P2AM3	1	1,871
4	P2AM4	1	3,082
5	P3AM1	2	1,541
6	P3AM2	2	2,894
7	P4AM1	2	3,588
8	P4AM2	2	0,935
9	P2AM5	3	3,937
10	P2AM6	3	0,707
11	P3AM3	3	3,674
12	P4AM3	3	0,707
13	P1AM2	4	0,000
14	P1AM4	4	2,449
15	P2AM1	4	3,742
16	P2AM2	4	1,414

De acordo com a estatística F, as variáveis que permitiram uma maior discriminação entre os grupos são a areia grossa (61,89) e areia fina (59,97) em detrimento do Silte (0,133) (Tabela 9).

Tabela 9: Estatística F para cada variável-ANOVA.

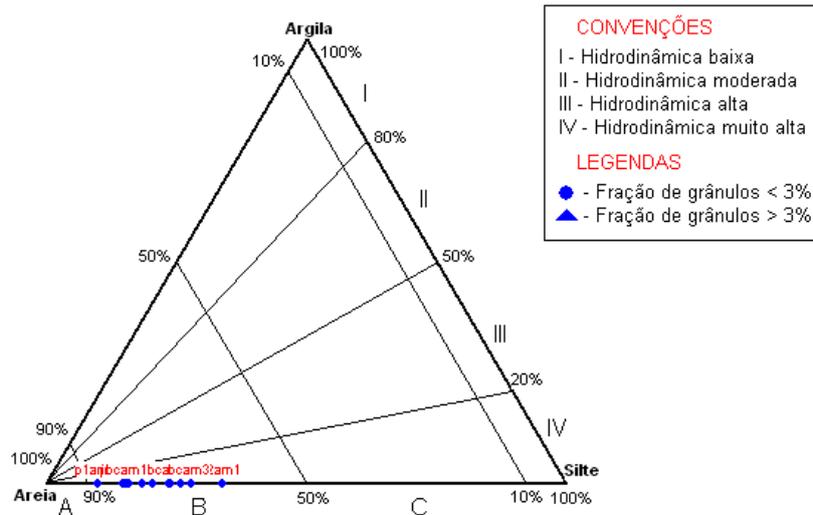
Variáveis	Grupo		Erro		F	Significância
	Média ao quadrado	DF	Média ao quadrado	DF		
Areia_grossa	189,563	3	3,063	12	61,898	0,000
Areia_fina	184,917	3	3,083	12	59,973	0,000
Silte	0,229	3	1,729	12	0,133	0,939

As diferenciações granulométricas ao longo dos dezesseis pontos se dão em função do regime hídrico atuante e possivelmente da microtopografia.

Quando da análise da hidrodinâmica através da granulometria areia foi a fração predominante para as 16 amostras nas quatro áreas de coletas, com teores superiores a 57%. De acordo com o diagrama de Perjrup (Figura 9), todas as áreas apresentam a mesma energia, ou seja, hidrodinâmica muito alta para o estuário de Itapessoca.

O diagrama de Perjrup é bastante utilizado para análise da hidrodinâmica das áreas estuarinas nos canais trabalhados pelas correntes de marés e descargas dos rios ou em áreas que apresentem uma periodicidade de inundação nas marés de sizígia traduzida como importante atuação marinha.

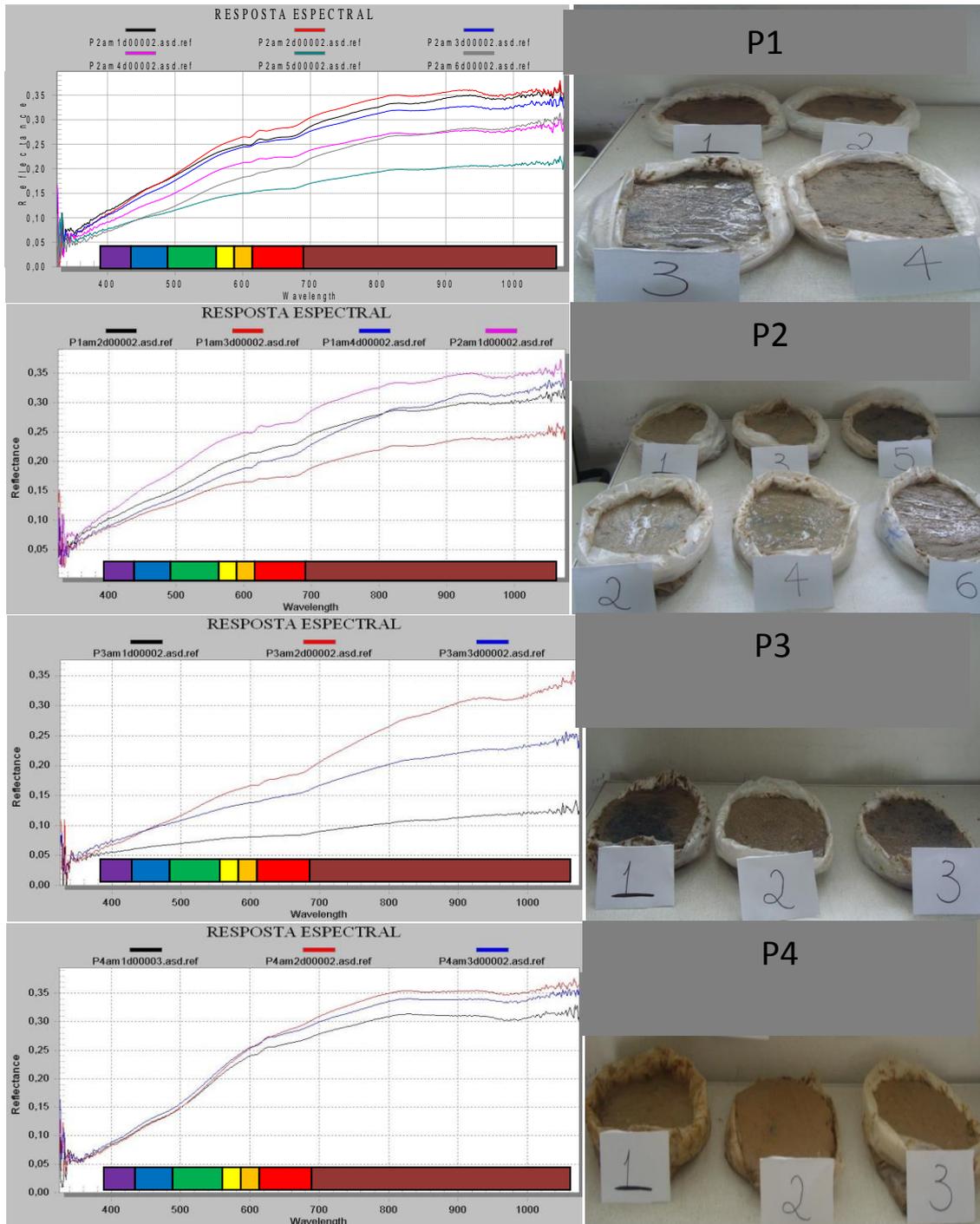
Figura 09: Diagrama de Perjrup indicando hidrodinâmica muito alta para o estuário de Itapessoca-PE.



Valores acima de 50% para a fração areia foram encontrados por Antiquiera & Calliari (2005) utilizando a mesma metodologia para a Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul em sedimentos de fundo e identificaram condição similar de deposição de sedimentos arenosos nas regiões mais rasas em decorrência da ação das ondas impedindo a deposição dos sedimentos mais finos. Corrêa (2005), ao estudar o estuário da Baía de Marajó, no Pará, encontrou hidrodinâmica distinta ao longo de todo o canal, justificados pelas descargas fluviais e correntes de marés influenciadas pela morfologia de fundo, com valores superiores a 50% para a areia. Contudo, a hidrodinâmica aqui identificada é apenas para os cinco primeiros centímetros de solos, apresentando uma dinâmica recente dos últimos anos no estuário, não sendo aplicadas a maiores escalas de tempo.

Em relação ao comportamento espectral em geral as amostras apresentaram padrões normais de reflectância do solo, ou seja, aumentando do violeta para o infravermelho próximo (Figura 10).

Figura 10: Respostas espectrais e fotografias das quatro das dezesseis amostras extraídas nas áreas (P1, P2, P3 e P4).



As áreas P1 e P2 apresentam similaridades entre as amostras do mesmo grupo e entre as áreas. O grupo P4 apresentou similaridade entre as amostras e diferença entre os grupos, enquanto P3 apresentou diferença entre amostras e os grupos. De acordo com Liu (2006) os menores valores de reflectância para solos estão nas faixas entre o violeta e o azul, corroborando com os valores encontrados neste estudo.

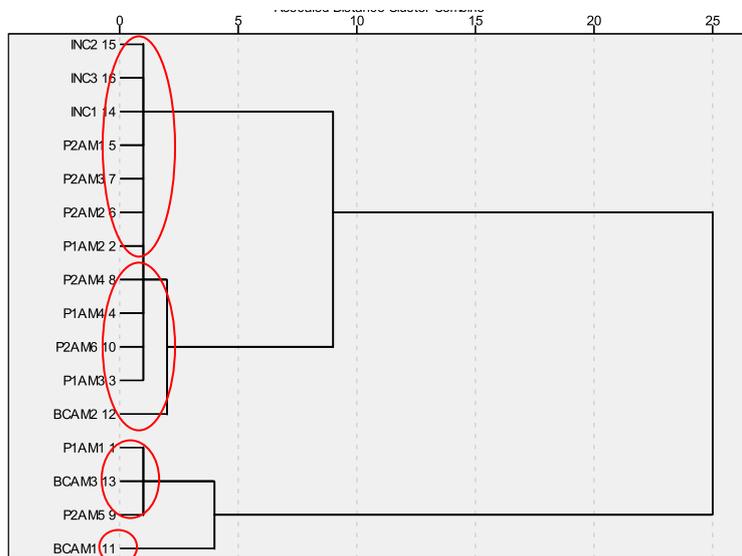
O fator umidade foi o que mais contribuiu para diminuição da reflectância, pois de acordo com Jensen (2010) e Dalmolin et al. (2005), solos úmidos se tornam mais escuros e conseqüentemente absorvem mais radiação, enquanto solos secos refletem mais (cerca de 10 a 50% a mais) à medida que os comprimentos de onda aumentam.

De acordo com Kampel et al. (2005), que realizaram uma análise temporal das áreas de manguezal do litoral do Ceará, o solo de uma maneira geral refletiu mais na faixa do vermelho, diminuindo no infravermelho próximo, condição não apresentada neste estudo. A diferença está na presença de vegetação esparsa no apicum do Ceará.

De acordo com Netto (2001) e Centeno (2003), em todos os comprimentos espectrais a reflectância do solo deriva de seus constituintes minerais, orgânicos e fluidos que o compõem criando assim uma diversidade de solos em função de uma mistura complexa de elementos com propriedades químicas e físicas distintas, onde cada uma contribui de maneira diferente para o comportamento espectral do solo no geral. De acordo com as análises químicas e físicas realizadas neste trabalho era esperado tais diferenças no comportamento espectral.

Para análise do comportamento espectral em detrimento da cor se obteve o dendograma apresentado na Figura 11. De acordo com o critério da Distância entre Grupos e R-quadrado, foram retidos 4 grupos que explicam 89,25% ($R-sq = 0,8925$) da variância total.

Figura 11: Dendrograma da Análise de grupos relacionados ao comportamento espectral com o método de Ward e usando a distância euclidiana quadrada como medida de semelhança. Os círculos isolam os Grupos.



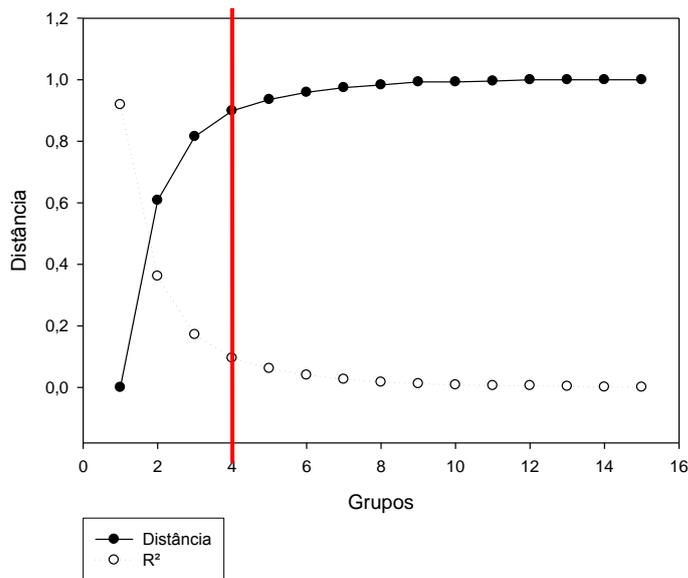
Nota-se que as amostras apresentam comportamentos espectrais heterogêneos mesmo pertencendo a mesma área de coleta. A classificação de cada um dos índices na solução refinada com o método k-Means com $k=4$ encontra-se na Tabela 10.

Tabela 10: Classificação dos índices em 4 grupos pelo método k-Means com $k=4$

Número de Grupos			
Caso	Amostra	Grupos	Distância
1	P1AM1	1	0,22
2	P2AM5	1	0,20
3	P3AM3	1	0,025
4	P2AM1	2	0,029
5	P2AM2	2	0,041
6	P2AM3	2	0,025
7	P4AM1	2	0,036
8	P4AM2	2	0,036
9	P4AM3	2	0,019
10	P3AM1	3	0,000
11	P1AM3	4	0,44
12	P1AM2	4	0,036
13	P3AM2	4	0,073
14	P2AM4	4	0,039
15	P2AM6	4	0,045
16	P1AM4	4	0,021

Na análise estatística conjunta da Distância e do R-quadrado(R^2) pode-se observar que os ganhos de variabilidade obtidos por mais do que 4 Grupos são relativamente baixos, pois não há uma evolução na distância entre estes após o corte a partir do grupo 4 no eixo do X, quando comparados com a evolução de 1 para 4 grupos também no eixo X identificado na Figura 12.

Figura 12: Gráfico da Distância entre grupos e do R-quadrado (R^2).



De acordo com a estatística F, as faixas espectrais que permitem uma maior discriminação entre os grupos são o Laranja com 105,171, o vermelho com 97,966 e o amarelo com 55,152, enquanto as demais variáveis contribuíram minimamente (Verde: 37,688; Infravermelho: 34,993; Azul: 12,311; Violeta: 5,705) (Tabela 11).

Tabela 11: Estatística F para cada variável-ANOVA.

Variáveis	Grupos		Erro		F	Significância
	Média ao quadrado	DF	Média ao quadrado	DF		
VIOLETA	,001	3	,000	12	5,705	,012
AZUL	,003	3	,000	12	12,311	,001
VERDE	,007	3	,000	12	37,688	,000
AMARELO	,008	3	,000	12	55,152	,000
LARANJA	,014	3	,000	12	105,171	,000
VERMELHO	,017	3	,000	12	97,966	,000
INFRA VERMELHO	,020	3	,001	12	34,993	,000

Tais variações nos comportamentos espectrais são justificáveis inicialmente em função das tonalidades (Valor) e a contribuição do cinza (Croma) na cor do solo de cada amostra (Tabela 02).

A análise de correlação através do teste de Spearman's rho entre as médias das faixas do espectro eletromagnético do violeta, azul, verde, amarelo, laranja, vermelho e infravermelho próximo com as variáveis físicas, químicas e de cor estão apresentadas na Tabela 12.

Nota-se que há correlações estatísticas forte a muito forte com coeficiente de significância entre 0,01 a 0,05 apenas para cinco das dezoito variáveis, são elas: areia grossa, silte, valor, P e K destacados em vermelho na Tabela 12.

Tabela 12: A análise de correlação através do teste de Spearman's rho entre as médias das faixas do espectro eletromagnético do violeta, azul, verde, amarelo, laranja, vermelho e infravermelho próximo com as variáveis físicas, químicas e de cor.

		Areia grossa	Areia fina	Silte	Valor	Matiz	P	Ca	Mg	Na	K	
Spearman's rho	Violeta	Coefficiente de correlação	0,526*	-0,194	-0,718**	0,719**	0,098	0,475	0,197	-0,141	0,194	-0,476
		Significância	0,036	0,470	0,002	,002	0,717	0,063	0,463	0,602	0,471	0,063
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Azul	Coefficiente de correlação	0,582*	-0,100	-0,609*	0,614*	0,073	0,515*	0,180	-0,238	0,156	-0,489
		Significância	0,018	0,711	0,012	0,011	0,789	0,041	0,505	0,374	0,564	0,055
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Verde	Coefficiente de correlação	0,579*	-0,055	-0,405	0,412	0,056	0,513*	0,149	-0,379	-0,032	-0,589*
		Significância	0,019	0,839	0,119	0,113	0,837	0,042	0,582	0,147	0,905	0,016
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Amarelo	Coefficiente de correlação	0,545*	0,130	-0,220	0,224	-0,062	0,493	0,134	-0,376	-0,019	-0,452
		Significância	0,029	0,632	0,414	0,404	0,819	0,053	0,620	0,151	0,944	0,079
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Laranja	Coefficiente de correlação	0,523*	0,075	-0,273	0,285	0,015	0,563*	0,025	-0,441	-0,100	-0,490
		Significância	0,038	0,784	0,307	0,285	0,956	0,023	0,927	0,087	0,712	0,054
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Vermelho	Coefficiente de correlação	0,438	0,156	-0,134	0,148	0,091	0,490	-0,103	-0,391	-0,135	-0,467
		Significância	0,089	0,565	0,620	0,585	0,738	0,054	0,704	0,134	0,617	0,068
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
	Infra vermelho próximo	Coefficiente de correlação	0,385	0,107	-0,044	0,068	-0,033	0,284	-0,044	-0,341	-0,242	-0,457
		Significância	,141	,693	,871	,803	,903	,287	,871	,196	,367	,075
		Número de amostras correlacionadas	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16

** . A correlação é significativa ao nível de 0.01; * . A correlação é significativa ao nível de 0.05

Ainda de acordo com a Tabela 12, a Areia grossa apresentou correlação forte e positiva nas quatro faixas do espectro, a saber: violeta, azul, verde, amarelo e laranja.

Isso significa que quanto maior a quantidade de areia grossa maior será a reflectância do solo nessas faixas. O silte apresentou correlação negativa muito forte para as faixas do violeta e do azul, onde quanto menor a presença deste maior a reflectância para essa faixa.

O P apresentou forte correlação positiva para as faixas do azul, verde e laranja, enquanto o K apresentou correlação forte e negativa para a faixa do verde.

O sódio (Na) não apresentou correlação estatística significativa embora apresentasse altos teores deste sal na área de acordo com as análises químicas (Tabela 3). De acordo com Cisllag et al. (1993), sensores orbitais muitas vezes não detectam o efeito da salinização que pode estar inibida, contudo, Farifteh (2007) relata que quando os sais estão mais pronunciados na superfície no solo exposto o uso de imagens de satélites são mais aplicáveis ao mapeamento.

De acordo com Rao et al. (1995), grande parte dos solos afetados por sais podem ser identificados por uma crosta de sal branco que se formará na superfície do solo. Assim, esses solos tendem a ter maior reflectância no visível e NIR, contudo, Verma et al. (1994) afirmam que solos com grande conteúdo de areia apresentam comportamentos análogos nessas faixas espectrais as crostas de sal. Peng (1988) identificou áreas salinas utilizando imagem do Landsat TM levando em consideração a alta reflectância por banda quando esta apresentava a cor branca, enquanto Santana et al. (2011), ao analisarem espaço temporalmente os apicuns de Itapessoca (Brasil) utilizando imagens do Landsat TM, conseguiram identificar tal feição, contudo essas foram identificadas por serem áreas de solos arenosos expostos sem qualquer relação com a salinidade.

Neste trabalho não foram encontradas relações estatísticas significativas entre o Sódio (Na) e as faixas espectrais analisadas. Ormeci & Ekercin (2008) utilizaram as faixas do azul, verde, vermelho, infravermelho e infravermelho de onda curta (SWIR-1.550 a 1750 nm) para analisar a umidade e salinidade do Salk Lake na Turquia utilizando espectrorradiometria de campo. Nos resultados observaram que para as faixas do azul até o SWIR há correlações diretas com a camada superficial do solo quando este estava coberto por uma camada de sal, contudo para a superfície do solo salino nu apenas a faixa do azul apresentou forte correlação.

Weng et al. (2010), ao estudarem solos salinos de várzea na região do delta do rio Amarelo (river Yellow) utilizando espectrorradiometria na China, identificaram que

apenas a partir das faixas 1.376 a 2.254 nm houve correlações entre solos salinos e o comportamento espectral.

As distribuições do tamanho das partículas no solo influem na resposta espectral deste, onde solos de textura arenosa acabam por refletir mais em detrimento da presença do quartzo e do baixo teor de matéria orgânica (DALMOLIM et al., 2005). Contudo, os solos de apicum são geralmente encharcados devido à variação das marés, embora alguns sejam apenas alagados nos períodos de marés de sizígia, há a ascensão do lençol freático em muitas áreas. Essa condição de solo encharcado leva a uma absorção do espectro e consequente diminuição da reflectância na faixa entre 1400 a 1900 nm que é a características de absorção da água (BOWERS & HANKS, 1965) tornando-os mais escuros.

Analisando os resultados de correlações entre o comportamento espectral, a cor e as variáveis físicas e químicas das dezesseis amostras comparando-os com o gráfico da reflectância (Figura 11) para cada uma delas podem ser feitas algumas considerações.

A área P3 apresentou diferenças espectrais para as três amostras. P3AM1 foi a que menos refletiu em todas as faixas. No violeta e no azul o que contribuiu para essa queda foi o maior valor do Silte, já que os valores de argila, Valor e P contribuem para um aumento da reflectância, pois P3AM 2 e 3 apresentaram menores valores de Silte. Na faixa do verde P3AM 2 e 3 apresentaram um aumento na reflectância quando comparado do P3AM 1, isso deve-se ao aumento de K que levou a uma diminuição da reflectância. Para as faixas do amarelo e laranja a correlação de um aumento da Areia grossa e do P propiciam um aumento da reflectância (Tabela 12). Um fator não perceptível nas análises estatísticas foi a tonalidade escura ao centro da amostra quando da captura do comportamento espectral que provavelmente tenha interferido pra uma queda significativa da amostra (Figura 11).

A partir da análise da Tabela 12 identificaram-se os componentes que apresentaram correlação significativa mais alta em relação ao comportamento espectral e aplicou-se regressão linear.

A análise de regressão é aplicada comumente na busca de estimativa de uma condicional onde $Y = ax + b$, sendo Y a variável dependente (de resposta); x a variável independente (explanatória) e b uma constante. Para tanto se encontraram as seguintes equações:

$$SILTE = -34,319x\lambda_{violeta} + 5,335 (R^2=0,502);$$

$$AREIAGROSSA = 21,078x\lambda_{azul} - 2,638 (R^2=0,346);$$

$$FÓSFORO = 0,031x\lambda_{laranja} + 0,2 (R^2=0,345)$$

$$POTÁSSIO = -6,5147x\lambda_{verde} + 3,335 (R^2=0,0695).$$

O R² encontrado nas equações representa o coeficiente de determinação e varia entre +1 (correlação forte) e -1 (anti-correlação) e R=0 sem correlação. Embora as equações acima tenham apresentado R² entre 0,5 e 0,07, o que pode inicialmente ser interpretado como baixo ou nenhum significado estatístico, neste estudo o interesse nos coeficientes concentrou-se no significado físico deles. Galvínio (2003), ao estudar os impactos dos eventos El Niño na precipitação da bacia do rio São Francisco não encontrou correlação estatística para seus dados, mas identificou significado físico nesses coeficientes.

Apesar das baixas correlações estatísticas este estudo contribui de forma relevante para a caracterização física e química de solos de Apicuns, usando somente dados de sensoriamento remoto.

4.6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

1. O sensoriamento remoto hiperespectral pode auxiliar na identificação das áreas de apicuns e inferir sobre as propriedades físicas e químicas do solo;
2. A melhor faixa do espectro eletromagnético para identificação do silte e o Valor é do violeta ao azul;
3. A areia grossa foi melhor identificada no intervalo do espectro eletromagnético do violeta ao amarelo;
4. Existe uma relação negativa entre o silte e a faixa do violeta;
5. A maior relação do potássio é com a faixa do verde e essa relação é negativa;
6. A melhor relação do Fósforo é com a faixa do laranja
7. É possível melhorar o mapeamento de solos de apicuns com dados hiperespectrais;

8. O uso da espectroradiometria para realizar o mapeamento de solos de apicuns é promissor. Mesmo com grande variação na hidrodinâmica estuarina as relações estatísticas e físicas da reflectância com as propriedades físicas e químicas dos solos foram de média a alta significância. No entanto, mais pesquisas devem ser realizadas, especialmente com um conjunto maior de dados..

4.7 REFERÊNCIAS

- ADAPTA SERTÃO, 2011. <http://www.adaptasertao.net/> Acesso em outubro de 2011.
- ALI, A.; ALFARHAN, A.; ERNEST ROBINSON, E. & ALTESAN, W. **Soil Quality of Die off and Die Back Mangrove Grown at Al-Jubail Area (Saudi Arabia) of the Arabian Gulf**. American Journal of Applied Sciences 6 (3): 498-506, 2009.
- AMARAL, I. G.. **Caracterização de solos de uma topo sequência na Ilha do Algodal/Maaiandeuá-PA**. Dissertação de mestrado. Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. 86p. 1998.
- ANTIQUERA, J. A. F., CALLIARI, L. J. **Características Sedimentares da desembocadura da Laguna dos Patos**. Gravel, Porto Alegre, v.3, p. 30-46, 2005.
- AUCAN, J. & RIDD, P. V. **Tidal asymmetry in creeks surrounded by saltflats and mangroves with small swamp slopes**. Wetlands Ecology and Management 8: 223–231, 2000. Kluwer Academic Publishers.
- BOTELHO, M. R.; DALMOLIM, R. S. D.; PEDRON, F. A.; AZEVEDO, A. C. RODRIGUES, R. B. & MIGUEL, P. **Medida da cor em solos do Rio Grande do Sul com a carta de Munsell e por colorimetria**. Ciência Rural, Santa Maria. V36, nº4, p.1179-1188, jul-ago, 2006.
- BOWERS, S. A. & HANKS, R. J. **Reflectance of radiant energy from soils**. Soil Science. Baltimore, 1965.
- BRADY, N. C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 7. Ed. 898 p. 1989.
- CARVALHO, J. C. R.; SOUSA, C. S. & SOUSA, C. S. **Fertilizantes e Fertilização**. Universidade Federal da Bahia. Escola de Agronomia. Departamento de química agrícola e solos. Cruz das Almas – BA. 2005.

- CAVALCANTI, D. R.; CARVALHO, E. V. T.; ZAGAGLIA, C. R.; BARRETO, R. & SANTOS, R. N. DE A. **Detecção de viveiros de carcinicultura e de salinas com imagens CBERS-2 e Landsat, localizados na APA Delta do Parnaíba.** Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13., 2007, Florianópolis. Anais... São José dos Campos: INPE, 2007. p. 3813-3819. CD-Rom.
- CENTENO, J. A. S. **Sensoriamento Remoto e Processamento de Imagens Digitais.** Departamento de Geomática - UFPR. Curitiba-PR. 210 p. 2003.
- CHAVES, L. H. G.; TITO, G. A.; CHAVES, I. B.; LUNA, J. G. & SILVA, P. C. M. **Propriedades químicas do solo aluvial da ilha de assunção – Cabrobó (Pernambuco).** Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 28, p. 431-437, 2004.
- COELHO JÚNIOR, C. & SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Considerações teóricas e práticas sobre o impacto da carcinicultura nos ecossistemas costeiros brasileiros, com ênfase no ecossistema manguezal.** In: International Conference Mangrove 2000, 2000, Recife. Anais... Recife, 2000. CD-Rom.
- CONDEPE – Agência estadual de Pesquisa e planejamento de Pernambuco. **Perfil fisiográfico das bacias de Pernambuco.** Recife. v. 1, 257p. 1980.
- CORRÊA, I. C. S. **Aplicação do Diagrama de Pejrup na Interpretação da Sedimentação e da Dinâmica do Estuário da Baía de Marajó-PA.** Pesquisas em Geociências, 32 (2): 109-118, 2005. Instituto de Geociências, UFRGS. Porto Alegre, RS-Brasil.
- CREPANI, E. & MEDEIROS, J. S. **Carcinicultura em apicum no litoral do Piauí: uma análise com sensoriamento remoto e geoprocessamento.** Anais XV SBSR, Belo Horizonte. 2003 p. 1541-1548.
- CREPANI, E. & MEDEIROS, J. S. **Carcinicultura em apicum no litoral do Piauí: uma análise com sensoriamento remoto e geoprocessamento.** In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 11., 2003, Belo Horizonte Anais... São José dos Campos: INPE, 2003. Artigos, p. 1541-1548. CD-Rom.
- CSILLAG, F.; PAZTOR, L. & BIEHL, L. **Spectral band selection for the characterization of salinity status of soil.** Remote Sensing of Environment, 43: p. 231-242, 1993.
- DALMOLIM, R. S. D.; GONÇALVES, C. N.; KANT, E. & DICK, D. P. **Relações entre os constituintes do solo e seu comportamento espectral.** Ciência Rural. Santa Maria, V. 5, n. 2, p. 481-489, 2005.

DALMOLIN, R. S. D.; BOTELHO, M. R.; MIGUEL, P. & AZEVEDO, A. C. **Medidas da cor do solo sob diferentes abordagens metodologias: Carta de Munssel e colorimetria.**

http://w3.ufsm.br/ppgcs/congressos/CBCS_RECIFE/G%20CANESE,%20MORFOL.%20E%20CLASSIFICA%C7%C3O%20DE%20SOLOS/pdf/Ricardo%20Simao%20Diniz%20Dalmolin.pdf. 21 de março de 2011.

DEHAAN, R. L. & TAYLOR, G. R. **Field-derived spectra of salinized soils and vegetation as indicators of irrigation-induced soil salinization.** Remote Sensing of Environment, Volume 80, Issue 3, June 2002, Pages 406-417.

DHN – Departamento de Hidrografia e Navegação. <https://www.mar.mil.br/dhn/dhn/index.html>. Acesso das tábuas de marés em 02 de maio de 2010.

DIAS, A. **A análise sedimentar e o conhecimento dos sistemas marinhos** (versão preliminar) (2004). Disponível em <http://www.ebah.com.br/content/ABAAAANHMAJ/a-analise-sedimentar-conhecimentos-dos-sistemas-marinhos>. Acesso em abril de 2011.

DUKE, N. Australia's mangroves. **The authoritative guide to australi's mangrove plants.** Brisbane: University of Queensland, 2006. 200 p.

FAFIFTEH, J.; VAN DER MEER, F.; ATZBERGER, C. & CARRANZA, E. J. M. **Quantitative analysis of salt-affected soil reflectance spectra: A comparison of two adaptive methods (PLSR and ANN).** Remote Sensing of Enviroment, 110: p. 58-79, 2007.

FOLK, R. J. & WARD, W. C. **Brazos river bar: A study in the significance of grais size parameters.** Journal of Sedimentary Petrology. 27:3-27, 1954.

GALVÍNCIO, J. D. **Impactos dos eventos de El Niño na precipitação da Bacia do Rio São Francisco.** Dissertação de Mestrado. Departamento de Ciências Atmosféricas. Pós graduação em Meteorologia. Universidade federal da Paraíba. Campina Grande, 2000.

GATIBONE, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas.** UFSM. Tese de Doutorado. PPGA Santa Maria, RS, Brasil 2003.

GRANT, C. A.; FLATEN, D. N.; TOMASIEWICZ, D. J. & SHEPPARD, S. C. **A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta.** Informações agronômicas, nº 95. Setembro de 2001. Disponível em [http://www.ipni.org.br/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/\\$FILE/Page1-5-95.pdf](http://www.ipni.org.br/ppiweb/brazil.nsf/87cb8a98bf72572b8525693e0053ea70/d5fbc829a2f54298832569f8004695c5/$FILE/Page1-5-95.pdf). Acesso em abril de 2011.

GISMONTI. **OS NUTRIENTES DAS PLANTAS (3) - o cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S).** Publicado no Recanto das Letras em 20/01/2009 Código do texto: T1394531 <http://www.recantodasletras.com.br/tutoriais/1394531>. Acesso em abril de 2011.

HADLICH, G. M.; CELINO, J. J. & UCHA, J. M. **Diferenciação físico-química entre apicuns, manguezais e encostas na Baía de Todos os Santos, Nordeste do Brasil.** São Paulo, UNESP, Geociências, v. 29, n. 4, p. 633-641, 2010.

HADLICH, G. M.; OLIVEIRA, T. L.; YAMAGUCHI, F. Y.; UCHA, J. M. **Utilização de imagem CBERS e do programa Spring para identificação de manguezais na área norte da Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil.** Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 925-927.

HADLICH, G. M.; UCHA, J. M.; OLIVEIRA, T. L. **Distribuição de apicuns e de manguezais na Baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil.** Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Natal, Brasil, 25-30 abril 2009, INPE, p.4607-4614.

HADLICH, G. M. & UCHA, J. M. **Apicuns: aspectos gerais, evolução recente e mudanças climáticas globais.** Revista Brasileira de Geomorfologia. v. 10, nº 2 (2009).

HOLLINS S, RIDD P. **Evaporation over a tropical tidal saltflats.** Mangroves Salt Marshes v1:95–102p. 1997.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: Uma perspectiva em recursos terrestres.** Editora Parêntese. 598p, 2009.

JESUS, R. S. & HADLICH, G. M. **Análise multitemporal de apicuns em Madre de Deus e Saubara, Bahia.** In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. (SBSR), 2009, Natal. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2009. p. 5881-5886. DVD, On-line. ISBN 978-85-17-00044-7. Disponível em: <<http://urlib.net/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.17.13.01>>. Acesso em: 05 de janeiro 2012.

- KAMPEL, M.; AMARAL, S. & SOARES, M. L. G. **Imagens CCD/CBERS e TM/Landsat para análise multi-temporal de manguezais no Nordeste brasileiro.** Um estudo no litoral do Estado do Ceará.. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 12, 2005, Goiânia. Anais. São José dos Campos: INPE, 2005. Artigos, p. 979-986, 2005. Disponível: http://www.obt.inpe.br/cbers/cbers_XIISBSR/408_KAS_XIISBSR_Final.pdf. Acesso em 03 de janeiro de 2011.
- KERFVE, B. & LACERDA, L. A. **Mangroves of Brazil.** In: LACERDA, L.D.; FIELD, C.D. (ed.) Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions. Part I. Latina America. ITTO/ISME, Okinawa, p: 245-272, 1993.
- LEÃO, C. S.; QUEIROZ, A. F. S.; CELINO, J. J.; HADLICH, G. M. (2008) **Metais traços no ecossistema manguezal da Baía de Aratu.** In: Queiroz, A. F. S.; Celino, J. J. (Org.). Avaliação de ambientes na Baía de Todos os Santos: aspectos geoquímicos, geofísicos e biológicos. Recupetro-Proamb, EDUFBA, Bahia, p. 233-245.
- LEBIGRE, J. M. **Les marais à mangrove et lês tannes.** Disponível em: http://www.futurasciences.com/fr/print/comprendre/dossiers/doc/t/geographie/d/lesmarais-a-mangrove-et-les-tannes_683/c3/221/p1/. Acesso em: 01 nov. 2007.
- LIU, W. T. H. **Aplicações de sensoriamento remoto.** Editora Uniderp. 881p., 2006.
- MARIUS, C. **Mangroves du Senegal et de la Gambie: ecologie – pédologie – géochimie, mise en valeur et aménagement.** Paris: ORSTOM, 1985. (Collection Travaux et Documents, 193).
- MAROCO, J. **Análise estatística com utilização do SPSS.** Edições Sílabo, Lisboa (3ª ed.). 2007.
- MEIRELES, A. J. A. **Análise dos impactos ambientais originados pelas atividades de carcinocultura na área de influência direta da comunidade indígena Tremembé – Distrito de Almofala – Itarema/CE.** UFC, Fortaleza, 2004. 38 p. (Parecer Técnico).
- METTERNICH, G. & ZINCK J. A. **Remote sensing of soil salinity: Potentials and constraints.** Remote Sensing of Environment, 85: 1-20, 2003.
- METTERNICH, G. & ZINCK J. A. **Spectral behavior of salt types.** In: Metternich, G. & Zinck J. A eds. Remote Sensing of Soil Salinization: Impact on Land Management. Boca Raton, CRC Press, 2008. p.21-37.

- NETTO, J. D. S. M. **Comportamento Espectral dos Solos**. In: (Ed.). Mesense, P.R., Madeira Netto, J. S. (org) - Sensoriamento Remoto: reflectância dos alvos naturais. Brasília-DF: Universidade de Brasília-UnB, Embrapa Cerrados, p.127-154, 2001.
- OLIVEIRA, A.; BESSA, C. N. & MOREIRA, I. C. DE N. **Aqüicultura estuarina no Estado do Maranhão**. In: International Conference Mangrove 2000, 2000, Recife. Anais... Recife. CD-Rom.
- ORMECI, C. & EKERCIN, S. **Use of real time remote sensing data for evaluating soil mixture and salinity effects on light penetration depth**. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. Vol. XXXVII. Part B2. Beijing 2008.
- PELLEGRINI, J, A, C. **Caracterização d aplanície hipersalina (apicum) associada a um bosque de mangueem Garatiba, Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro-RJ**. Dissertação de mestrado em Oceanografia Biológica. Instituto oceanográfico-Universidade de São Paulo. São Paulo, 2000.
- PENG, W. **Synthetic Analysis for Extracting Information on Soil Salinity Using Remote Sensing and GIS: A Case Study of Yanggao Basin in China** *Environmental Management*. Springer-Verlag New York Inc. Vol. 22, No. 1, pp. 153–159 r 1998.
- PERJRUP, M. The triangular diagram used classification of estuarine sediments: a new approach. In Boer, In P. L.; Vangelder, A.; Nio, S. D. (Ed). **Tide-influenced Sedimentary Environments and Facies**. D. Reidel, Doudrecht, p. 289-300, 1988.
- PROST, M. T. (Coord.). **Manguezais paraenses: recursos naturais, usos sociais e indicadores para a sustentabilidade**. Belém: MCT/Museu Paraense Emilio Goeldi, SECTAM, 62 p. + mapas, 2001. (Relatório Final, FUNTEC Convênio 063/98 - Programa de Estudos Costeiros, PEC).
- RAO, B. R. M., SANKAR, T. R., DWIVEDI, R. S., THANINIAPPA, S. S., VENKATARATNAM, L., SHARNIA, R. C., DAS, S. N., **Spectral behavior of salt-affected soils**. *International Journal of Remote Sensing*, 16(12), 2125-2136. 1995.
- RIDD, P. V. & STIEGLITZ, T. **Dry season salinity changes in arid estuaries fringed by mangroves and saltflats**. *Estuary Coast. Shelf Science*. v.54, 1039-1040p. 2002.

RITCHEY, K. D. & SILVA, J. E.; Costa, U. F. **Calcium deficiency in clayey B horizons of savanna oxisols.** Soil Science, v.133, p.378-382, 1982.

RUIVO, M. L. P.; AMARAL, I. G.; RIBEIRO, E. L. C.; & GUEDES, A. L. **Os solos de uma topossequências na ilha do algodoal Maiandeuá, nordeste do estado do Pará, Brasil: Composição química e produção de matéria orgânica.** Acta Amazônica, 32 (2): 257-266, 2002.

RUIVO, M. L. P.; AMARAL, G. I.; FARO, M. P. S.; RIBEIRO, E. L. C.; GUEDES, A. L. S. & SANTOS, M. M. L. S. **Caracterização Química da Manta Orgânica e da Matéria Orgânica Leve Caracterização Química da Manta Orgânica e da Matéria Orgânica Leve.** Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, sér. Ciências Naturais, Belém, v. 1, n. 1, p. 227-234, jan-abr. 2005.

SANTANA, N. M. G.; GALVÍNCIO, J. D.; TORRES, M. F. A.; PASSOS, P. F.; SILVA C. A. V.; SILVA, H. A.; CAVALCANTI, E. R. A.; TEIXEIRA, J. L.; PAZ, D. M.; SILVA, J. B. & LIRA, D. R.. **Distribuição Espaço Temporal do Ecossistema Manguezal no Estuário do Rio Itapessoca-Goiana/PE.**

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Manguezal: Ecossistema que ultrapassa suas próprias fronteiras.** In: Congresso Nacional de Botânica, 53, Recife, p34-37. 2002.

Silva, A. P.. Física do solo LSO0310. Universidade de São Paulo: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Departamento de Ciência do Solo. Material extraído do livro **The Nature and Properties of Soils.** Nyle C. Brady, Ray R. Weil. 13ª ed. Editora Prentice Hall Piracicaba 2010. <http://www.ebah.com.br/fisica-do-solo-esalq-pdf-a55763.html> em 06 de abril de 2011.

SILVA, F. C. Editor Técnico. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizante.** 2ª edição revista e ampliada. Brasília: DF, 2009.

SOARES, M. L. G. Zonação e as Marés. In: Schaeffer-Novelli, Y. **Manguezal Ecossistema Entre a Terra e o Mar.** Caribbean Ecological Research. São Paulo, 1995. 61p.

SUGUIO, K. Introdução à sedimentologia. São Paulo-SP: Edgard Blücher. 1973
Summers, D.; Lewis, M.; Ostendorf, B.; Chittleborough, D.. **Visible near-infrared reflectance spectroscopy as a predictive indicator of soil properties.** Eco. Indi. (2009), doi: 10.1016/j.ecolind. 2009.05.001.

TAYLOR, G & DAY, M.. **Hyperspectral soil mineral mapping—a new tool for mapping soil salinity**. 2nd International Salinity Forum Salinity, water and society—global issues, local action, 2008.

UCHA, J. M.; SANTANA, P. S.; GOMES, A. S. R.; BARRETO, E. DO N.; VILAS-BOAS, G. DA S. & RIBEIRO, L. P. **Apicum: gênese nos campos arenosos e degradação dos manguezais em dois municípios baianos**. E.T.C. – Educação, Tecnologia e Cultura, v. 3, p. 26-27, 2005.

VICINI, L. **Análise multivariada: da teoria à prática**. Monografia de especialização da UFSM, 2005. Disponível em <http://w3.ufsm.br/adriano/livro/Caderno%20dedatico%20multivariada%20-%20LIVRO%20FINAL%201.pdf>. Acesso em abril de 2011.

VERMA, K. S., SAXENA, R. K., BARTHWAL, A. K. & DESHMUKH, S. N.. **Remote sensing technique for mapping salt affected soils**. International Journal of Remote Sensing, 15(9), 1901- 1914. 1994.

WENG, Q. **Remote sensing and GIS integration theories, methods and applications**. Mc Graw Hill. New York. Ed. 6. 433p. 2010.

YASUE, M.; PATTESON, A. & DEARDEN, P. **Are saltflats suitable supplementary nesting habitats for Malaysian Plovers Charadrius peronii threatened by beach habitat loss in Thailand?** Bird Conservation International, 17:211–223, 2007.

YONG-LING, W.; PENG, G; ZHI-LIANG, Z. **A Spectral Index for Estimating Soil Salinity in the Yellow River Delta Region of China Using EO-1 Hyperion Data**. Pedosphere 20(3): 378–388, 2010.

5. CONCLUSÃO GERAL

Para o mapeamento, análise temporal e espacial, identificação da qualidade do ambiente e identificação de espécies do manguezal o sensoriamento remoto apresenta grande contribuições.

Os manguezais do estado de Pernambuco apresentam acréscimo em sua área de mangue, contudo essas áreas como identificado neste estudo vem sofrendo supressão em função das ações humanas. O que revela o descumprimento da Estadual Lei 9.931 que define as áreas de mangue como Reserva da Biosfera da Mata Atlântica.

Os avanços das técnicas e instrumentos de sensoriamento remoto, bem como sua utilização pelas diversas áreas das ciências culminam com o aprimoramento e refinamento das estimativas para obtenção de informações da vegetação sem necessitar impactar o meio ou mesmo desprender investimentos financeiros exorbitantes. Como resultado foi criado o modelo HSAVI que atua no nível de identificação de espécies de mangue.

Um fator relevante foi o início dos estudos voltados a feição apicum para os manguezais de Pernambuco. Até o momento não havia trabalhos voltados à aplicação do sensoriamento remoto para análise dessa feição.

Logo, diante dos resultados o sensoriamento remoto se firma de maneira importante e promissora no mapeamento seja nas escalas espaciais, temporais e espectrais para estudo dos manguezais para gestão e manutenção desses.

ANEXOS