



Deteção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreáú, Nordeste do Brasil a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais
Detection of changes in mangroves along the Coreáú River Estuary, Northeastern Brazil from object-oriented classification in orbital images

Suzan Waleska Pequeno Rodrigues¹ & Pedro Walfir Martins e Souza Filho²

¹Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, Campus Darcy Ribeiro, 70910-900, Brasília, Distrito Federal, Brasil

²Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Campus Universitário do Guamá, 66075-110 Belém, Pará, Brasil

E-mails: suzanpequeno@unb.br; walfir@ufpa.br

Recebido em: 15/05/2020 Aprovado em: 23/07/2020

DOI: http://doi.org/10.11137/2020_3_158_169

Resumo

Na América do Sul, o Brasil é o país com maior extensão de manguezal, são aproximadamente 7000 km, partindo do rio Oiapoque, na divisa do Amapá com a Guiana Francesa, até à praia do Sonho, em Santa Catarina. Com o crescimento populacional, houve a expansão de cidades em direção ao litoral e com elas o desenvolvimento da agricultura e aquicultura. Com o advento dos sensores remotos, as mudanças detectadas ao longo dos anos na extensa área de manguezais no Brasil e no mundo, tem sido estudada e quantificada. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as transformações ocorridas na floresta de mangue em um estuário de clima semiárido e quantificar as perdas e ganhos de áreas, influenciados tanto pela ação natural, quanto antrópica. O manguezal do estuário do rio Coreáú passou ao longo dos últimos 28 anos (1985-2013) por pequenas e significativas transformações. Houve um aumento de 3% (7,17 km²) em 2013 em relação ao ano de 1985, estas transformações consistiram no ganho de 55% de área de manguezal, devido ao acréscimo de sedimento lamoso, desenvolvimento da floresta de mangue e regeneração das florestas de mangue após a desativação das fazendas/tanques de camarões, e 45% de perda, correspondendo 38% a perda natural de material lamoso, devido ao crescimento de área de apicum, influência do vento, chuva, vazão e marés, e perda de 7%, relacionada a ação antrópica, representada pelos fazenda de camarões e salinas, construídos ao longo do estuário. A partir do processamento de imagens ópticas foi possível identificar qual a parcela de influência destas transformações (natural e artificial) junto a floresta de mangue e em quais intervalos de anos houve as maiores ou menores alterações.

Palavras-chave: *Sensoriamento Remoto; Manguezal; Carcinicultura*

Abstract

In South America, Brazil is the country with the largest extension of mangroves, covering approximately 7000 km, departing from the Oiapoque River, on the border between Amapá and French Guiana, to Praia do Sonho, in Santa Catarina. With population growth, there was an expansion of cities towards the coast and with them the development of agriculture and aquaculture. With the advent of remote sensors, the changes detected over the years in the extensive area of mangroves in Brazil and in the world, have been studied and quantified. In this context, the objective of this work was to evaluate the transformations occurred in the mangrove in a semiarid climate estuary and to quantify the losses and gains of areas, influenced by both natural and anthropic action. The mangrove of the Coreáú River estuary has undergone small and significant transformations over the past 28 years (1985-2013). There was an increase of 3% (7.17 km²) in 2013 compared to 1985, these transformations consisted of a 55% gain in mangrove area, due to the addition of muddy sediment, development of mangrove forest and regeneration of mangrove forests after the deactivation of the shrimp farms, and 45% loss, corresponding 38% to the natural loss of muddy material, due to the growth of apicum area, influence of wind, rain, flow and tides, and loss of 7%, related to anthropic action, represented by the shrimp farm and salt pans, built along the estuary. From the processing of optical images it was possible to identify the share of influence of these transformations (natural and artificial) near the mangrove and in which intervals of years there were the biggest or smallest changes.

Keywords: *Remote Sensing; Mangrove; Carciniculture*

1 Introdução

O manguezal é um dos ecossistemas mais expressivos e dominantes do litoral costeiro. São característicos de zonas tropicais e subtropicais (Giri *et al.*, 2007) e devido a sua cobertura vegetal, tem sido descrito como “*coastal woodland*”, “*tidal forest*” e “*mangrove forest*” (Saenger *et al.*, 1983). Este ecossistema cresce em condições de altas: temperatura, maré, salinidade e sedimentação (Saenger *et al.*, 1983; Alongi, 2008; Giri *et al.*, 2011) e é um dos responsáveis pela estabilidade da geomorfologia costeira, conservação da biodiversidade e da manutenção de recursos pesqueiros, geralmente utilizados pela população local (Marins *et al.*, 2003).

Uma das primeiras tentativas de estimar a área total de manguezal no mundo foi realizado como parte do Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) em 1980, em que o total mundial foi estimado em 15,6 milhões de hectares (FAO, 2007). Segundo estimativas mais recentes, e utilizando dados de sensoriamento remoto, a área de manguezal em 2000 foi calculada em 137,76 km², destes, aproximadamente 75%, foram encontrados apenas em 15 países, entre os 118 países e territórios em que o manguezal se destaca. Entre os continentes, os que detém a maior percentagem são: Ásia (42%), seguido pela África (21%), Norte e América Central (15%), Oceania (12%) América do Sul (11%) (Giri *et al.*, 2011).

A elevada sensibilidade dos manguezais para a mudança ambiental, incluindo as alterações climáticas, os posicionam entre os ecossistemas mais ameaçados (Mackintosh *et al.*, 2002; Ellison *et al.*, 2010). O crescimento populacional mundial, a expansão das cidades em direção ao litoral e a conversão de manguezais para a agricultura, aquicultura e áreas urbanas, foi e é um dos principais determinantes na perda de manguezal no mundo (Alongi, 2002; Giri *et al.*, 2008, 2011), os países da Ásia, África e América Latina, já sofreram uma perda entre 30% a 70% (Spalding *et al.*, 2010). Segundo pesquisas feitas nas últimas décadas, o manguezal já reduziu drasticamente, a ponto de desaparecer em alguns territórios e/ou países (Alongi, 2002; Gilman *et al.*, 2008).

Na América do Sul, o Brasil é o país com maior extensão de manguezal (Kjerfve & Lacerda, 1993), são aproximadamente 6.800 km, partindo do rio Oiapoque, na divisa do Amapá com a Guiana Francesa, até à praia do Sonho, em Santa Catarina (Schaeffe-Novelli, 1989; Schaeffe-Novelli *et al.*, 2000), possui uma área de 1,071,000 ha de manguezal, quantificados em 2009 (Magris & Barreto, 2010), destes, cerca de 70% estão localizados na Zona Costeira de Macromaré Amazônica (Souza-Filho, 2005). De acordo com as informações do Atlas de manguezais do Nordeste do Brasil elaborado por Maia *et al.* (2006), com base na climatologia e nos critérios geológicos e geomorfológicos da zona costeira, além de sua extensa

linha de costa, o litoral brasileiro pode ser subdividido em quatro setores: Costa Norte Quaternária - caracterizada por extensa planície quaternária dominada por mais de 800.000 ha de florestas de mangue (Herz, 1991); Costa Nordeste Semiárida - caracterizada por pequenas extensões de manguezal principalmente em estuários, em que são afetados por regime de mesomaré (2 a 4 metros), comporta cerca de 60% da área das fazendas/tanques de camarão do país; Costa Nordeste Leste Úmida - caracterizada por mangues de forma expressiva nas desembocaduras dos rios e nas costas protegidas e Costa Granítica Sul - caracterizada pela ocorrência de afloramentos de rochas graníticas que seguem da Serra do Mar até o oceano, formando um litoral independente com várias baías protegidas e com cobertura total de florestas de mangues de cerca de 50.000 há (Soares *et al.*, 2012).

Em relação as atividades agroindustriais que mais se desenvolveram nos últimos anos no Brasil, destaca-se a carcinicultura marinha que, no período entre 1997 e 2003, passou de 3.548 ha para 14.824 ha de viveiros construídos (Rocha *et al.*, 2004), com uma produção anual de aproximadamente 4000 toneladas em 1997 e em estudos mais recentes com uma produção anual de 70.000 toneladas em 2008, representando uma área de aproximadamente 20.000 ha (Rocha, 2010). A rápida expansão da atividade, principalmente no nordeste brasileiro, associada ao histórico de conversão de áreas de manguezal em viveiros de cultivo, desflorestando largas áreas de manguezal e destruindo as áreas hypersalinas, chamadas de Apicum, que estão associados ao manguezal, tem levado a aqüicultura a ser considerada a principal responsável pela diminuição da cobertura de mangue no litoral brasileiro, principalmente na região nordeste (Guimarães *et al.*, 2010).

Para compreender melhor a expansão e/ou redução do manguezal no mundo, foi necessário a utilização de novas técnicas para reconhecimento de áreas extensas e de difícil acesso, assim a fotografia aérea foi a primeira ferramenta do sensoriamento remoto para o mapeamento das zonas húmidas (Seher & Tueller, 1973; Howland, 1980), a partir daí, com a evolução e disponibilização de imagens de sensores ópticos, no início da década de 70, de sensores SAR, e o crescente uso do Sistema de Informação Geográfica (SIG) nos anos 80, houve um maior interesse na utilização destas ferramentas para monitorar e descrever a zona costeira em diversas escalas: global (Spalding *et al.*, 2010; Giri *et al.*, 2011), regional (Hirano *et al.*, 2003; Giri *et al.*, 2007, 2008; Magris & Barreto, 2010; Rodrigues & Souza-Filho, 2011; Nascimento-Jr. *et al.*, 2013) e local (Sery *et al.*, 1995; Ramsey & Jensen, 1996; Fromard *et al.*, 2004; Proisy *et al.*, 2007; Rodrigues & Souza-Filho, 2012). Assim, fazendo-se uso de imagens de sensores orbitais de resoluções espaciais moderadas, este trabalho tem como finalidade reconhecer, classificar e detectar as alterações entre 28 anos (2013 - 1985) no manguezal sem a área de

**Detecção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreaú, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais**
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

apicum, ao longo de um estuário, localizado na região nordeste do Brasil, em que representa o primeiro estado de maior produção de camarões do País.

2 Área de Estudo

O estuário do rio Coreaú (Figura 1) está localizado no litoral oeste do Estado do Ceará e integra a Microrregião litoral de Camocim, com uma extensão de manguezal de aproximadamente 20 km², tendo como ponto de partida o município de Granja até a cidade de Camocim. Segundo Meireles & Silva (2002) o rio Coreaú tem suas nascentes no sopé do Planalto da Ibiapaba e percorre parte da depressão periférica local, até chegar ao litoral onde se encontra o seu baixo curso, tem como principais afluentes os rios São Mateus, do Meio, Imburana e Fortuna, possuem duas grandes ilhas no estuário: ilha dos Amores e ilha Trindade

e uma grande extensão de praia junto à margem direita de sua desembocadura e à margem esquerda um conjunto de falésias vivas e a cidade de Camocim. A morfologia já descrita por Meireles & Silva (2002) é representada por mangues atuais e antigos, bancos areno-argilosos internos ao leito principal, planícies de maré circundadas por vegetação de mangue e entre o contato erosivo com o leito do estuário e o interflúvio tabular (com morfologias localmente denominadas de apicum “mangue” em Tupi-Guarani e salgado), arenito de praia, paleoplatasformas de abrasão, terraços marinhos, falésias mortas (paleofalésias) e vivas. Seu limite flúvio-marinho interior é marcado pela existência de terraços fluviais e vegetação característica de mata de tabuleiro, com a presença marcante de carnaubais. A margem direita está associada a um grande campo de dunas móveis, que migra de nordeste para sudoeste (Meireles & Silva, 2002).

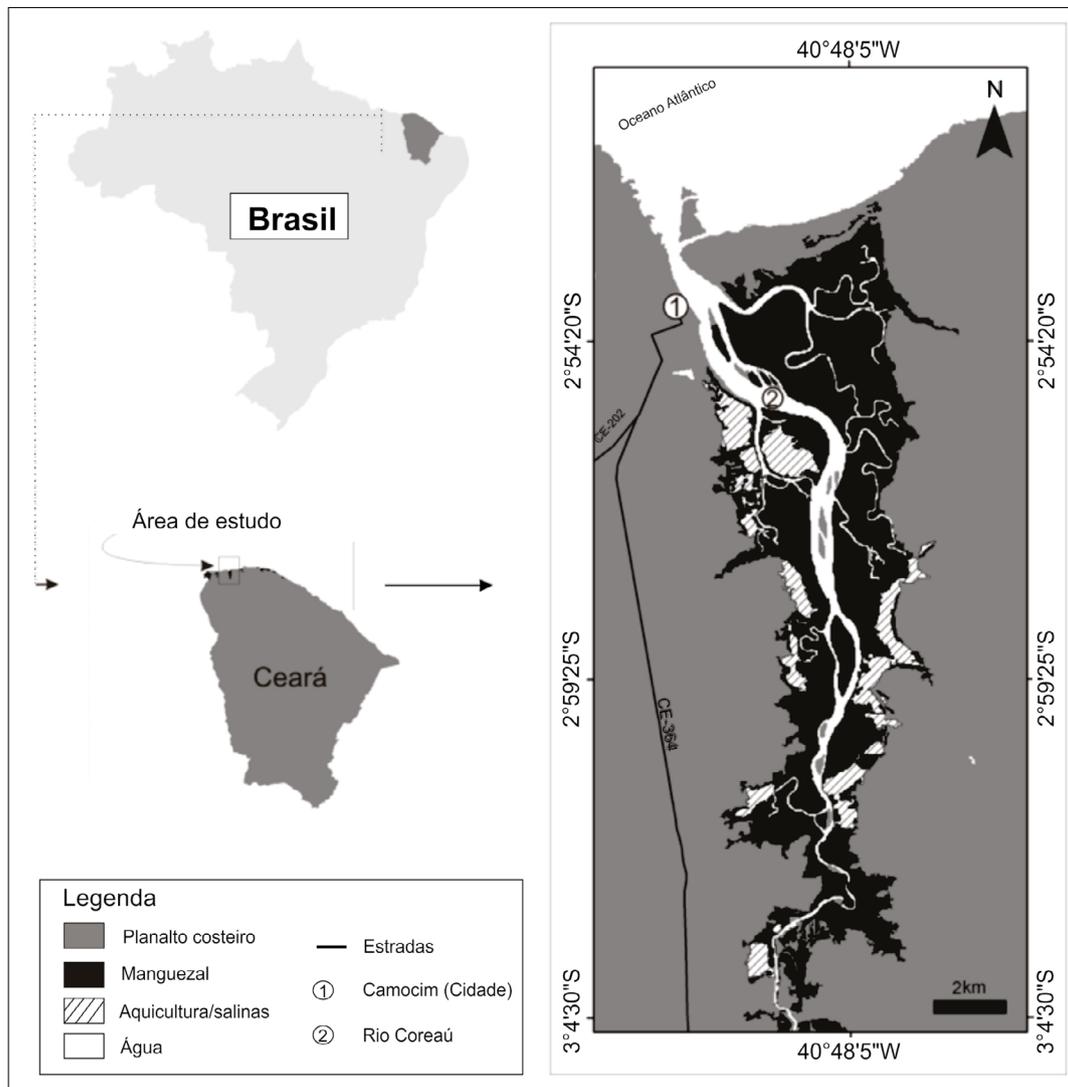


Figura 1 Área de estudo destacando o estuário ao longo do rio Coreaú.

3 Materiais e Métodos

3.1 Dados de Sensoriamento Remoto

Para o reconhecimento das áreas de manguezal subtraídas as áreas de apicum, foram utilizadas 16 imagens orbitais ópticas de resoluções espaciais moderadas. Estas imagens, proveniente dos sensores: *Thematic mapper* (TM), *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM⁺), *Operational Land Imager* (OLI) e *Linear Imaging Self Scanner* (LISS 3) dos satélites Landsat 5/7/8 e ResourceSat-1, respectivamente, foram adquiridas nos sites: *Global Land Cover Facility Project website* (GLCF) e o *U.S. Geological Survey* (USGS) e no catálogo de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE (Tabela 1). Como características importantes, para o melhor processamento destas imagens, levou-se em consideração na aquisição: a cobertura de nuvens inferior a 30% e a resolução espacial de 30 m ou inferior. O período estudado foi de 28 anos (1985 a 2013). O *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) foi utilizado para o processamento das imagens, sendo este reamostrado para 30 m, para melhor concordância com as imagens ópticas utilizadas.

3.2 Processamento das Imagens Digitais

As imagens foram corrigidas radiometricamente a partir da correção atmosférica, seguida por ortorretificação e realce. Para atenuar os efeitos da atmosfera que reduz o contraste espectral nas bandas ETM⁺, a normalização da imagem com ajuste de histograma foi aplicada (Jensen, 1996), método baseado no fato de que os dados de

infravermelho (> 0,7 μm) estão amplamente livres de efeitos de dispersão atmosférica, enquanto a região visível (0,4-0,7 μm) foi realizado um processo de subtração de objetos escuros, portanto os histogramas foram deslocados para a esquerda até que valores zero aparecessem nos dados, reduzindo os efeitos da dispersão atmosférica a um mínimo satisfatório (Chavez, 1988). A ortorretificação com a finalidade de corrigir geometricamente as imagens, representa a correção *pixel a pixel*, das distorções decorrentes do relevo, transformando a imagem de uma projeção cônica para uma perspectiva ortogonal, mantendo a constância da escala em toda a imagem ortorretificada. Para a ortorretificação foram utilizados 40 “*ground control points*” (GCP) em cada imagem, com exceção da imagem do ano de 2006, que já fora adquirida ortorretificada, sendo 20 GCP coletados a partir da imagem base, representada pela imagem do ano de 2006 e 20 GCP coletadas em campanha de campo (janeiro de 2012) a partir de um sistema diferencial de pontos de controle base (DGPS). Como a área apresenta baixo relevo, foi utilizado um esquema de ortorretificação, que assume o modelo de elevação digital (DEM) obtido a partir do SRTM (Rabus *et al.*, 2003). Os resultados da ortorretificação forneceram uma estimativa do erro total de precisão expresso como raiz erro quadrático médio (RMSE), com valores residuais de 26 m a 29 m for TM, ETM⁺, OLI e LISS 3 data. Após a ortorretificação as imagens passaram por um realce (*enhanced by the linear transformation of the Look up table - LUT*) do algoritmo *Librarian* no *software* PCI Geomatics 10.3, com intuito de destacar as feições estudadas. Para a validação da ortorretificação foram utilizados procedimentos de acurácia

Mês/ano	Sensor	Satélite	Resolução espacial	Ângulo de incidência	Maré	Aquisição (Imagens)
Jun 1985	TM	Landsat 5	30 m	Nadir	Alta	INPE
Jul 1987	TM	Landsat 5	30 m		Alta	
Jun 1991	TM	Landsat 5	30 m		Baixa	
Aug 1992	TM	Landsat 5	30 m		Alta	
Aug 1993	TM	Landsat 5	30 m		Baixa	
Jul 1994	TM	Landsat 5	30 m		Alta	
Aug 2000	TM	Landsat 5	30 m		Alta	
Aug 2001	ETM ⁺	Landsat 7	30 m		Baixa	
Jun 2003	TM	Landsat 5	30 m		Baixa	
Aug 2004	TM	Landsat 5	30 m		Alta	
Sep 2005	TM	Landsat 5	30 m		Baixa	
Jul 2006	TM	Landsat 5	30 m		Baixa	
Jun 2007	TM	Landsat 5	30 m		Alta	INPE
Sep 2008	TM	Landsat 5	30 m		Baixa	
Aug 2010	LISS 3	Resource Sat 1	24 m		Alta	
Aug 2013	OLI	Landsat 8	30 m		Baixa	USGS/GLCF

Tabela 1 Características das imagens utilizadas para a detecção de mudança no manguezal.

**Detecção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreáú, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais**
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

exigidos pela *Cartographic Accuracy Standards* (CAS) e *Standard Error* (SE) que classificam o mapa gerado (Tabela 2) segundo análise de tendência e precisão, as médias foram analisadas pelo teste t e qui-quadrado (χ^2) verificar, respectivamente, se a média das discrepâncias é zero e se a variância amostral do erro padrão é a mesma, indicando precisão. As equações usadas para calcular a precisão posicional de acordo com Camargo *et al.* (2007)

são mostradas na Tabela 3. Planialtimétrica a validação foi calculada usando 10 pontos de controle de solo com RMS de 0,40 *pixels* para as imagens ortorretificadas, e os pontos de verificação foram coletados em campo usando o GPS Garmin 72 com Receptor WAAS (precisão de 5 m). A análise de precisão foi realizada para uma escala de 1:100,000, para t39; 0,05 e χ^2 39,10%, para um total de 40 amostras.

Classes	PEC (m)	EP (m)	σ_x (m)
A	0.5	0.3	21,213
B	0.8	0.5	35,355
C	1.0	0.6	42,426

Tabela 2 Padrão de Exatidão Cartográfica e Erro Padrão das classes A, B e C.

A hipótese tes << t >> permite verificar se a discrepância média é zero. As hipóteses a seguir são avaliadas	$H_0: \Delta\bar{X} = 0$ $H_1: \Delta\bar{X} \neq 0$
Intervalo de Confidence é calculado por:	$ tx < t_{(n-1, \frac{\alpha}{2})}$
Hipótese avaliado pelo teste do qui-quadrado:	$H_0: S_{\Delta X}^2 = \sigma^2 X$ $H_1: S_{\Delta X}^2 > \sigma^2 X$
Estatística calculada a partir da variância amostral:	$X^2 x = (n - 1) \frac{S_{\Delta X}^2}{\sigma_{\Delta X}^2}$
Certificar se o valor calculado está dentro do intervalo de aceitação de hipótese nula	$X^2 x \leq X_{(n-1, \alpha)}^2$
Obs.: Se o valor não estiver dentro do intervalo, a hipótese nula é rejeitada, ou seja, o gráfico não atende à precisão estabelecida	

Tabela 3 Fórmulas para análise do PEC (segundo Camargo *et al.*, 2007).

3.3 Segmentação Orientada a Objeto e Classificação Automática

O processo de particionamento em grupo de *pixels* de características numéricas similares e espacialmente adjacentes, aplicado em cada uma das imagens analisadas é chamado de segmentação, este processamento leva-se em consideração a heterogeneidade interna das regiões, em que são calculados primeiramente os coeficientes de heterogeneidade para os atributos cor e forma, seguidos da soma ponderada destes dois coeficientes, esta equação é chamada de similaridade (Baatz *et al.*, 2004). Após o cálculo da similaridade, o valor resultante é comparado com o valor da escala fornecida pelo pesquisador, sendo que, se o valor de escala for menor do que o quadrado do limite de similaridade, os dois sub-objetos analisados serão agrupados. O *software eCognition* necessita de quatro parâmetros (escala, camadas de imagens, pesos, forma e compacidade) para processar a segmentação em uma

imagem (Baatz & Schäpe, 2000). Assim, para todas as imagens analisadas foram utilizados os seguintes valores: Forma (Shape):1, Compacidade (*compactness*): 0.5, escala (*scale*): 10 e pesos para as bandas das imagens (*image layer weights*): banda 5 -10; banda 4- 5 e bandas 1,2,3,7- 1. Para a classificação das imagens foi necessário estabelecer, primeiramente, parâmetros de identificação de linha de costa, devido a região estudada ter sido imageada sob condições de marés distintas que poderiam interferir no resultado final da classificação. Para isso, decidimos utilizar a floresta de mangue como limiar, já que está constantemente em evidência, independente da condição de maré na região estudada. Baseados em trabalho de campo e na utilização do modelo digital de elevação do SRTM, consideramos como intervalo de altura das florestas de mangue entre 8 m a 30 m. Esta técnica tem sido aplicada em diversas áreas no mundo (Simard *et al.*, 2006; Nascimento-Jr. *et al.*, 2013) em que a identificação de linha de costa a partir da praia, antigo limite

de maré alta, escarpa erosiva, entre outros se torna difícil. Sabendo-se os limites de linha de costa a partir da linha de vegetação, foram identificadas 5 classes: (1) manguezal (a partir da floresta de mangue e sem apicum), (2) massa d'água, (3) apicum, (4) área de cultivo (fazendas/viveiros de camarões e salinas presentes nos apicuns que bordejam o estuário) e (5) outros (planalto costeiro, dunas, etc), e classificadas e quantificadas apenas as classes manguezal e área de cultivo, já que o intuito era saber a influência da área de cultivo sobre a classe manguezal (sem a classe apicum) em cada intervalo analisado. Para a classificação utilizou-se o algoritmo de segmentação multiresolução com a seguinte estrutura: (classe manguezal) $[10 * (\text{mean } b5 \text{ TM} / \text{ETM} + / \text{OLI}) + (\text{mean SRTM})]$; (classe área de cultivo) $[10 * (\text{mean } b4 \text{ TM} / \text{ETM} + / \text{OLI}) + (\text{mean SRTM})]$.

O índice *kappa* baseado no modelo de Landis & Koch (1977) foi utilizado para calcular a acurácia das classes. Este índice teve a função de avaliar se as classes foram geradas corretamente ou não. As pesquisas de campo foram realizadas com base em um gráfico gerado pela interpretação prévia das imagens, etapa que foi realizada

com a coleta de pontos de controle da verdade do solo usando GPS, rastreamento e reconhecimento de unidades morfológicas em campo.

3.4 Deteção de Mudanças Baseado na Orientação a Objeto

Com a finalidade de avaliar as alterações no manguezal ao longo do rio Coreau no intervalo de 28 anos, cada sequência de imagens, de anos consecutivos, foi sobreposta e classificada em 3 sites: ganho, perda e não modificado. O mesmo foi aplicado em relação a classe manguezal e a classe área de cultivo, assim foi possível destacar quanto de perda natural e artificial (influenciada pela área de cultivo) foi atribuído em áreas de manguezal para cada ano. Após a classificação, foram calculadas as áreas das classes manguezal e área de cultivo para cada ano estudado. Assim foi possível determinar e quantificar quanto de área de cultivo degradam apenas o manguezal ao longo dos anos. Esse cálculo deve-se a sobreposição da classe "área de cultivo" do ano mais novo sobre o manguezal mais antigo, destacando as áreas em comuns (Tabela 4).

Árvore de Processos (=Process tree)	Processo filho (=Child process)	Algoritmo (= Algorithm)	Nível (=Level)	Função/Condição (Descritor) [=Function/Condition (Descriptor)]
1. Segmentação	(1.1) Segmentação da imagem	Segmentação multiresolução	1	Copiar imagem abaixo do nível 1 (Ano A)
	(1.2) Cópia da segmentação	Copiar imagem objeto	2	Copiar imagem abaixo do nível 2 (Ano B)
	(1.3) Cópia da segmentação	Copiar imagem objeto	3	Significa Ano A=0
2. Classificação	(1.4) Classificar a classe manguezal ano A	Classificação	2	Significa Ano B=0
	(1.5) Classificar a classe manguezal ano B	Classificação	3	Existência de sub-objeto manguezal Ano B=1
	(1.6) Classificar aumento da classe manguezal	Classificação	1	Existência de sub-objeto manguezal Ano A=0
3. Deteção de mudanças	(1.7) Classificar diminuição da classe manguezal	Classificação	1	Existência de sub-objeto manguezal Ano B=0
	(1.8) Classificar não alteração da classe manguezal	Classificação	1	Existência de sub-objeto manguezal Ano A=1 Existência de sub-objeto manguezal Ano B=1 Existência de sub-objeto manguezal Ano A=0

Tabela 4 Árvore de decisão dos processos utilizados para a deteção de mudanças - *change detection* (modificado de Nascimento-Jr. et al., 2013).

4 Resultados

4.1 Manguezal e Área de Cultivo (Tanques de Carcinicultura e Salinas)

Uma vez reconhecido a classe manguezal, e as áreas em que a área de cultivo degrada apenas a manguezal, determinou-se o ganho, a perda natural e artificial do manguezal, ao longo do estuário do rio Coreau (Tabela 5).

Os períodos com maior desenvolvimento do manguezal ocorreram entre 2003-2004, 2008-2010 e 2010-2013, com áreas de 37,739 km², 38,526 km² e 38,745 km² respectivamente, valores acima dos calculados no ano de 1985 com 37,665 km², enquanto que entre os anos 1987-1991, 1991-1992, 1992-1993, 1993-1994, 1994-2000, 2000-2003, houve uma redução de área que, permanecendo em moderado equilíbrio, entre 32,050 km² e 36,510 km². As

Detecção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreáú, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

áreas de cultivo, em contrapartida, sofreram uma evolução significativa, passando de 4,572 km² em 1985 para 13,364 km².

Levando-se em consideração a implementação de tanques de carcinicultura nas áreas de apicum, nota-se que com o passar dos anos, a invasão para áreas de manguezal (floresta de mangue e planície lamosa) foi inevitável, cerca de 1,90 km² foi calculado para o ano de 1987 em relação a 1985, e 1,23 km² para 1991 em relação a 1987. Entre os anos de 1993 a 2010, houve uma redução de aproximadamente 50% em relação a invasão da área de cultivo no manguezal, passando para valores entre 0,12 km² a 0,68 km², com exceção dos anos 1994, 2006 e 2013 com áreas de 0,83 km², 0,72 km² e 0,84 km² respectivamente.

4.2 Análise de Acurácia

Para cada imagem classificada obteve-se um valor de índice *kappa* e exatidão geral que variaram de 0,94 a 0,99 e 0,95 a 0,99, respectivamente (Tabela 6). Estes resultados garantem uma classificação muito boa das imagens, segundo o modelo de Landis & Koch (1977), ou seja, 99% das classes foram muito bem reconhecidas. Os índices analisados foram importantes para a terceira etapa de processamento que corresponde a detecção de mudança, pois uma vez que as imagens estejam com uma boa ortorretificação e uma boa classificação, a sobreposição e análises da classe manguezal entre anos consecutivos fica evidente e confiável. Em relação a acurácia cartográfica foi possível inserir os mapas resultantes em uma escala de 1:100.000, tipo A, atribuindo-os a categoria de mapas tácticos segundo Ministério de Meio Ambiente (MMA/SISNAMA, 2004).

4.3 Detecção de mudanças

A detecção de mudanças foi realizada entre as classes manguezal e área de cultivo entre os anos 1985 e 2013. Como resultado, foi possível identificar a expansão e redução das áreas de manguezal e área de cultivo, assim

como as áreas que permaneceram inalteradas. A Figura 2 ilustra as áreas de floresta de mangue acrescidas, reduzidas e inalteradas para cada intervalo de ano analisado. Os dados de área para cada alteração estão representados na Tabela 7.

O aumento calculado para a área em estudo foi de 3%, este aumento pode estar vinculado a diversos fatores, como: ação das chuvas e marés de quadratura que influenciam no transporte e sedimentação ao longo do rio; a baixa vazão nesta região entre os meses de junho a dezembro, favorecendo a sedimentação; regeneração do manguezal em áreas antes devastadas para a construção de tanques e salinas; a acumulação de sedimentos a partir da liberação de matéria orgânica indiscriminada pelos tanques de carcinicultura, que são despejados atemporalmente no rio Coreáú.

Os maiores “ganhos” de área de sedimentos em um intervalo de 1 ano e 2 anos ocorreram entre 1992-1993 e 2008-2010. O intervalo 1992-1993 destaca um acréscimo de 6,063 km² de manguezal para a área estudada, em contrapartida foi um dos períodos com maior perda artificial devido a construção de tanques de carcinicultura e/ou conversão em salinas (1,23 km²). Durante os anos 1992 e 1993 a pluviosidade total anual era de 847,4 mm e 485,5 mm em um período de *El niño* e vazões médias mensais de 6,42 m/s² e 2,25 m/s², ou seja, condições de pluviosidade abaixo da média anual segundo as medidas calculadas por Silva & Rao (2002) de 860–1230 mm para essa região, e onde se predomina a influência de marés semidiurnas e a liberação de matéria orgânica a partir de tanques de carcinicultura diretamente para o rio. O intervalo 2008-2010 com um ganho de 8,331 km² foi um período de *La niña* nos anos 2008 e 2009 com pluviosidade de 1492,5 mm e 2316,5 mm totais anuais, vazões médias de 13,667 m/s² em 2008 e abaixo da média em 2009 e 2010 segundo SINRH/ANA (2013) com valores chegando a 0 m/s², houve um “stand by” na construção de tanques de carcinicultura entre os anos 2008 e 2010, diminuindo as áreas de erosão artificial para 0,12 km².

Ano	Área Total do manguezal	Área de cultivo no manguezal	Área total natural	Ano	Área Total do manguezal	Área de cultivo no manguezal	Área total natural
1985	37,665	0	37,665	2003	36,510	0,35	36,156
1987	33,953	1,90	32,050	2004	37,739	0,49	37,249
1991	34,226	1,23	32,996	2005	35,660	0,39	35,270
1992	34,068	0,66	33,408	2006	33,870	0,72	33,148
1993	37,074	0,27	36,804	2007	35,903	0,68	35,227
1994	35,104	0,83	34,274	2008	35,344	0,58	34,764
2000	35,312	0,46	34,852	2010	38,526	0,12	38,407
2001	34,965	0,15	34,812	2013	38,745	0,84	37,901

Tabela 5 Detecção de mudanças em áreas de manguezais (km²) na área de estudo.

Deteção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreáú, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

Ano	Índice kappa	Acurácia Geral	Nível de concordância	Ano	Índice kappa	Acurácia Geral	Nível de concordância
1985	0,968	0,977	Muito bom	2003	0,984	0,988	Muito bom
1987	0,992	0,994	Muito bom	2004	0,992	0,994	Muito bom
1991	0,959	0,971	Muito bom	2005	0,992	0,994	Muito bom
1992	0,967	0,977	Muito bom	2006	0,943	0,959	Muito bom
1993	0,967	0,977	Muito bom	2007	0,984	0,988	Muito bom
1994	0,959	0,970	Muito bom	2008	0,951	0,965	Muito bom
2000	0,966	0,972	Muito bom	2010	0,984	0,988	Muito bom
2001	0,959	0,970	Muito bom	2013	0,987	0,991	Muito bom

Tabela 6 Interpretação do *Kappa* para as anos estudados.

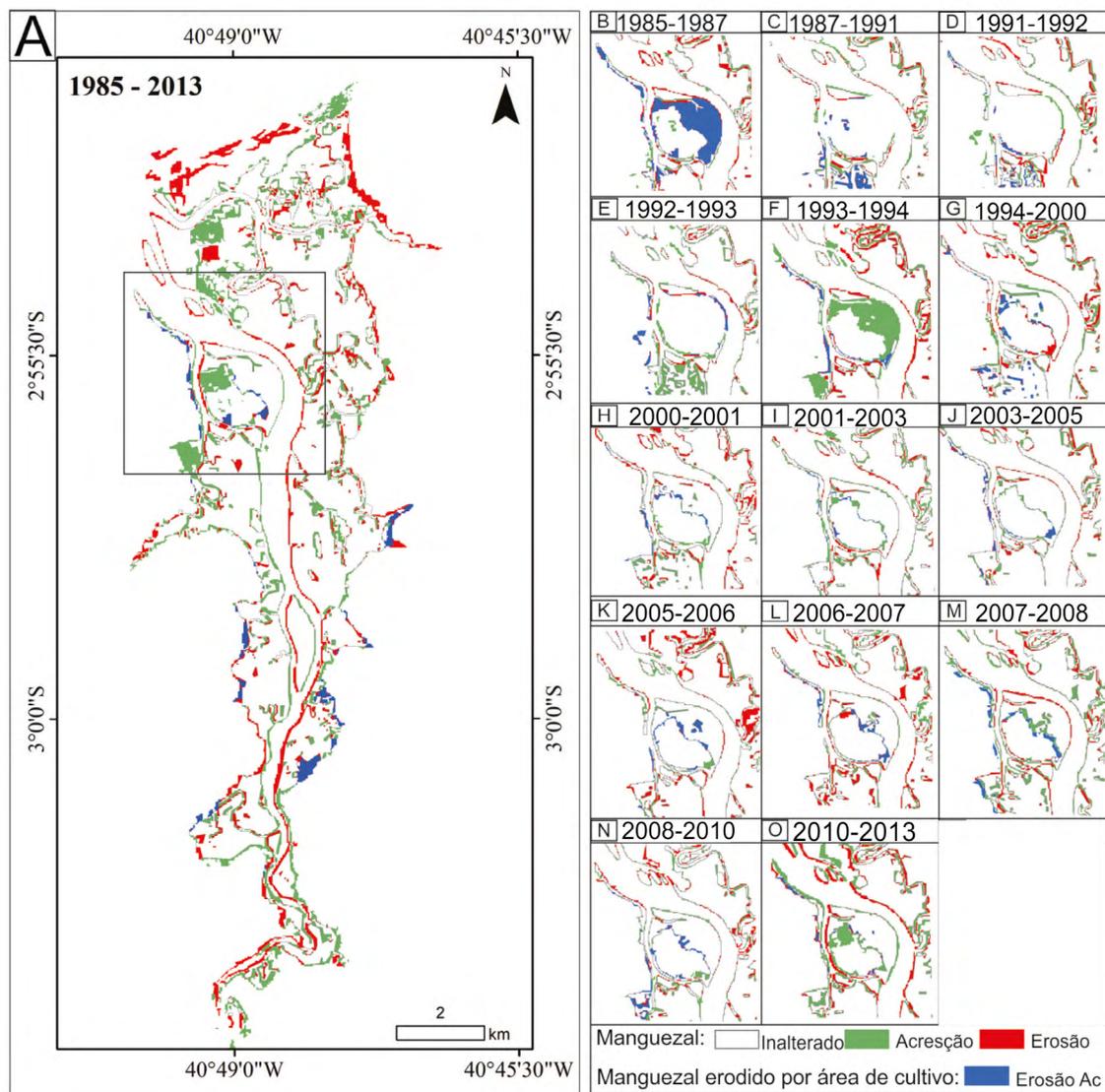


Figura 2 A. Deteção de mudança no manguezal (1985 a 2013). Destaque para os intervalos anuais analisados na Ilha Trindade: B. Intervalo 1985 a 1987; C. Intervalo 1987 a 1991; D. Intervalo 1991 a 1992; E. Intervalo 1992 a 1993; F. Intervalo 1993 a 1994; G. Intervalo 1994 a 2000; H. Intervalo 2000 a 2001; I. Intervalo 2001 a 2003; J. Intervalo 2003 a 2005; K. Intervalo 2005 a 2006; L. Intervalo 2006 a 2007; M. Intervalo 2007 a 2008; N. Intervalo 2008 a 2010; O. Intervalo 2010 a 2013.

**Deteção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreáú, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais**
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

Intervalo	Ganho	Perda Total	Perda Artificial	Perda Natural	Situação Ganho vs perda total
85-87	4,608	8,29	1,90	7,06	Perda
87-91	6,063	5,195	1,23	4,54	Ganho
91-92	4,867	4,841	0,66	4,57	Ganho
92-93	6,001	3,666	0,27	2,84	Ganho
93-94	5,206	7,255	0,83	6,79	Perda
94-00	5,141	4,522	0,46	4,37	Ganho
00-01	4,008	4,839	0,15	4,49	Perda
01-03	5,358	3,752	0,35	3,27	Ganho
03-04	5,448	3,32	0,49	2,93	Ganho
04-05	3,478	6,532	0,39	5,81	Perda
05-06	3,864	5,652	0,72	4,98	Perda
06-07	5,342	3,406	0,68	2,83	Ganho
07-08	3,572	4,131	0,58	4,01	Perda
08-10	8,331	4,85	0,12	4,01	Ganho
10-13	4,506	4,192	0,84	4,192	Ganho

Tabela 7 Alterações naturais e artificiais no manguezal do rio Coreáú em km².

Em relação aos anos com maior perda em um intervalo de 1 ano e 2 anos destacam-se 1993-1994 e 1985-1987. O intervalo 1993-1994 obteve o segundo maior valor de perda total com 7,255 km² e o terceiro maior valor de perda artificial com 0,83 km² de área, este foi um período com pluviosidade de 485,5 mm e 1385,6 mm e vazões médias mensais de 2,25 m/s² e 11,083 m/s², ou seja, anos de transição entre anomalias climáticas. O intervalo 1985-1987 obteve a maior perda total de área de manguezal com 8,29 km² e a maior perda artificial com 1,90 km². A pluviosidade total anual foi acima da média no ano de 1985 devido ao período de *La niña* com 3051 mm e abaixo da média em 1987 com 754 mm e vazões médias mensais de 14,25 m/s² e 7,5 m/s².

5 Discussão

O Manguezal do Nordeste do Brasil foi um dos ecossistemas mais visados para o desenvolvimento de práticas agrícolas e aquicultura em relação as demais regiões litorâneas, devido suas condições climáticas e fácil adaptação da espécie *Litopenaeus vannamei*. Segundo dados da ABCC/MPA (2013), o estado do Ceará, foi o principal produtor de camarões do País em 2011, com uma produção de 3.930,059 toneladas (Rocha, 2013), estes dados explicam o grande desenvolvimento de tanques de carcinicultura, implantados nos apicuns entre 2010 e 2013 na área e estudo. O contrario é visualizado entre os anos

1985 a 2003, assim como a baixa produção e instalação de fazendas/tanques de camarões, devido ao período de adaptação, implementação de leis e início da exportação de produção de camarões no Ceará. O manguezal do rio Coreáú, possui uma razoável extensão de manguezal, comparado aos demais estuários ao longo da costa cearense e é de grande importância, para fauna e flora da região. Neste contexto, a partir do processamento de imagens orbitais, foi possível avaliar o desenvolvimento do manguezal ao longo do rio Coreáú, nas últimas 3 décadas. Houve um aumento de área de 7,17 km², entre os anos 1995 e 2013, mostrando que o manguezal vem se desenvolvendo apesar do clima semiárido, moderada pluviosidade e baixa vazão nos períodos de estiagem. Observou-se a considerável regeneração das áreas de manguezal entre os anos 1994 e 2000 na ilha Trindade e na margem oeste do estuário, na latitude 3° S e longitude de 40°49' W entre os anos 2010 e 2013, assim como a perda natural ao longo da margem leste do estuário e ganho na margem oeste entre os anos 1985 e 2013.

Levando-se em consideração a evolução da carcinicultura no nordeste brasileiro, percebe-se que a prática contribuiu diretamente com a redução de áreas de manguezal na região estudada, mesmo que essa degradação seja considerada de baixa influência, ela foi responsável pela perda de 7% em um período de 28 anos, o que corresponde a uma área de 0,89 km². A partir das classificações geradas para cada ano, foi possível associar o desenvolvimento

dos tanques, com a representatividade da carcinicultura no Brasil e especialmente na região nordeste. Os anos que apresentaram maior desenvolvimento da carcinicultura, coincidiu visualmente com o maior desenvolvimento da classe área de cultivo da região estudada. Segundo dados da ABCC (2004), em 2003 as áreas de carcinicultura no Ceará eram de 3.376 ha com uma produção de 25.915 toneladas, enquanto que em 2011 as áreas representavam 6.580 ha, com uma produção de 31.982 toneladas (Rocha, 2013), posicionando o estado como primeiro produtor e exportador de camarões do Brasil.

A redução, sem influência das áreas de cultivo, ou seja, uma “perda natural” foi influenciada pelo desenvolvimento do apicum ao longo do estuário, assim como a erosão a partir da variação da maré, pluviosidade e vazão nas margens do rio, esta perda correspondeu a 38% das alterações detectadas no manguezal, o que equivale a uma área de 5,06 km². Para o ganho de área de manguezal que, resultou em um acréscimo de 7,17 km², ou seja, 3 % da área inicial, pode estar vinculado a diversos fatores, como: ação das chuvas e marés de quadratura que influenciam no transporte e sedimentação ao longo do rio; a baixa vazão nesta região entre os meses de junho a dezembro, favorecendo a sedimentação; regeneração do manguezal em áreas antes devastadas para a construção de tanques e salinas; a acumulação de sedimentos a partir da liberação de matéria orgânica indiscriminada pelos tanques de carcinicultura, que são despejados atemporalmente no rio Coreáú.

Relacionando os dados processados neste trabalho, com o que acontece no mundo, as fazendas/tanques de camarões foram responsáveis pela redução de mais de 45% de manguezal na Indonésia, Tailândia e Equador, além de contribuir com consideráveis impactos nos manguezais em Sundarbans em Bangladesh e Índia (Giri *et al.*, 2008), mas assim como há grandes degradações, há degradações mínimas, como o que ocorre no como Golfo de Papua-Nova Guiné, que ainda apresenta áreas sem grandes alterações (Sherman, 2010). Estudos que levam a utilização de imagens orbitais para monitoramento e detecção de mudanças provocadas em manguezais tem crescido ao longo das últimas décadas entre elas entendendo e monitorando os processos de colonização de manguezais a partir do mapeamento em escala fina da copa dos manguezais e da topografia sub-copa (Proisy *et al.*, 2009), a revegetação das paredes da lagoa, verificada pelas imagens VHRSR, pode mitigar a liberação de CO₂, pois estima-se que os diques não vegetarianos têm liberação 2,7 vezes maior que os pisos das lagoas (Sidik & Lovelock, 2013) e monitoramento de florestas de mangue após o abandono da aquicultura usando séries temporais de imagens de satélite com resolução espacial de altíssima resolução: um estudo de caso do estuário de Perancak, Bali, Indonésia (Proisy *et al.*, 2017),

deste modo técnicas de sensoriamento remoto tem sido um aliado para entender a interação entre manguezal e aquicultura no mundo.

6 Considerações Finais

A partir de técnicas de processamento de imagens ópticas associadas a técnicas de detecção de mudanças foi possível identificar com precisão, alterações nas florestas de mangue, permitindo melhor análise das influências naturais e artificiais sobre o mesmo. Trabalhos como este podem auxiliar estudos no sentido de tentar explicar de que forma anomalias climáticas, assim como outros agentes: pluviosidade, marés, vento e vazão podem influenciar no ganho e perda de sedimentos, discriminando um componente ou agrupando vários para explicar a percentagem nas alterações, devido as características da imagem, como a resolução temporal, espacial e mesmo horário de passagem que podem ser associados aos horários de maré.

7 Agradecimentos

O presente estudo fez parte de nossos projetos de Ciência Marinha e Universal, apoiados pela CAPES e CNPq (Brasil), respectivamente. Gostaríamos também de agradecer ao Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE) e ao Projeto *Global Facility Land Cover Facility* por nos fornecer imagens.

8 Referências

- ABCC. 2004. Associação Brasileira de Criadores de Camarão. Censo da carcinicultura nacional. Disponível em: <<http://www.abccam.com.br/TABELAS%20CENSO%20SITE.pdf>>. Acesso em: 04 jul. 2014.
- ABCC/MPA. 2013. Associação Brasileira de Criadores de Camarão/Ministério da Pesca e Aquicultura. Levantamento da Infraestrutura Produtiva e dos Aspectos Tecnológicos, Econômicos, Sociais e Ambientais da Carcinicultura Marinha no Brasil em 2011. Convênio ABCC/ MPA-756578/201. Disponível em: <<http://abccam.com.br/site/wpcontent/uploads/2013/12/Levantamento-Da-Infraestrutura-Produtiva.pdf>>. Acesso em: 04 jul. 2014.
- Alongi, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangroves forests. *Environmental Conservation*, 29: 331-349.
- Alongi, D.M. 2008. Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76: 1-13.
- Baatz, M. & Schape, A. 2000. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. In: STRBL, J., BLASCHKE, T. (Eds.), *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung*. Wichmann, Heidelberg, p. 12-23.

**Detecção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreau, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais**
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

- Baatz, M.; Benz, U.; Dehghani, S.; Heynen, M.; Höltje, A.; Hofmann, P.; Lingenfelder, L.; Mimler, M.; Sohlbach, M.; Weber, M. & Willhauck, G. 2004. *e-Cognition professional user guide 4 München*, Germany: Definiens Imaging GmbH, p. 486.
- Camargo, F.F.; Oliveira, C.G.; Florenzano, T.G. & Almeida, C.M. 2007. Avaliação da acurácia posicional da base cartográfica do município de São José dos Campos (SP) por análises de tendência e precisão. In: XXIII Congresso Brasileiro de Cartografia - I Congresso Brasileiro de Geoprocessamento, Rio de Janeiro/RJ. Anais...Rio de Janeiro/RJ: SBC, Artigos, p. 775-780.
- Chavez, P.S. 1988. An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24: 450-479
- Ellison, J.C.; Gilman, E.L.; Duke, N.C. & Field, C. 2010. Mangroves and Climate Change. In World Mangrove Atlas; SPALDING, M.; KAINUMA, M. & COLLINS, L., Eds.; UNEP-WCMC: London, UK, p. 34-35.
- FAO. 2007. Food and Agricultural Organization. Mangroves of South America 1980-2005: country reports Forest Resources Assessment Working Paper No. 139. Rome. Disponível em: <<http://www.fao.org/forestry/site/mangrove/statistics>>. Acesso em 17 ago. 2014.
- Fromard, F.; Vega, C. & Proisy, C. 2004. Half a century of dynamic coastal change affecting mangrove shorelines of French Guiana. A case study based on remote sensing data analyses and field surveys. *Marine Geology*, 208: 265-280
- Gilman, E.L.; Ellison, J.; Duke, N.C. & Field, C. 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: A review. *Aquatic Botany*, 89: 237-250.
- Giri, C.; Pengra, B.; Zhu, Z.; Singh, A. & Tieszen, L. 2007. Monitoring mangrove forest dynamics of the sundarbans in Bangladesh and India using multi-temporal satellite data from 1973e 2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: 91-100.
- Giri, C.; Zhu, Z.; Tieszen, L.L.; Singh, A.; Gillette, S. & Kelmelis, J.A. 2008. Mangrove forest distributions and dynamics (1975 e 2005) of the tsunami-affected region of Asia. *Journal of Biogeography*, 35: 519-528.
- Giri, C.E.; Ochieng, L.L.; Tieszen, Z.; Zhu, A.; Singh, T.; Loveland, J.; Masek, N. & Duke, N. 2011. "Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data". *Global Ecology and Biogeography*, 20(1): 154-159.
- Guimarães, A.S.; Travassos, P.; Souza-Filho, P.W.M.; Gonçalves, F.D. & Costa, F.R. 2010. Impact of aquaculture on mangrove areas in the northern Pernambuco Coast (Brazil) using remote sensing and geographic information system. *Aquaculture Research*, 41: 828-838.
- Herz, R. 1991. *Manguezais do Brasil*. São Paulo: Instituto Oceanográfico USP/CIMR, p. 227.
- Hirano, A.M.; Madden, M. & Welch, R. 2003. Hyperspectral image data for mapping wetland vegetation. *Wetlands*, 23: 436-448.
- Howland, W.G. 1980. Multispectral aerial photography for wetland vegetation mapping. *Photogramm Engenier Remote Sensing*, 46: 87-99.
- Jensen, J.R. 1996. Introductory digital image processing: A remote sensing perspective second edition. Series *In: Geographic Information Science*, New Jersey, Prentice Hall, p. 318.
- Kjerfve, B. & Lacerda, L.D. 1993. *Mangroves of Brazil*. In: LACERDA, L.D. (Ed.). Conservation and sustainable utilization of mangrove forest in Latin America and Africa regions. Okinawa: ITTO/ISME, cap 1, 272p.
- Landis, J.R. & Koch, G.G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33: 159-74.
- Macintosh, D.J. & Ashton, E.C.A. 2002. *Review of Mangrove Biodiversity Conservation and Management*. Centre for Tropical Ecosystems Research, University of Aarhus, Denmark, 86 p.
- Magris, R.A. & Barreto, R. 2010. Mapping and assessment of protection of mangrove habitats in Brazil. *Pan-american Journal of Aquatic Sciences*, 5(4): 546-556.
- Maia, L.P.; Lacerda, L.D.; Monteiro, L.H.U. & Souza, G.M. 2006. Atlas dos manguezais do Nordeste do Brasil: avaliação das áreas de manguezais dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Semace, Fortaleza. SEMACE, Fortaleza, 125 p.
- Marins, R.V.; Lacerda, L.D.; Abreu, I.M. & Dias, F.J.S. 2003. Efeitos da açudagem no Rio Jaguaribe. *Ciência Hoje*, 33(197): 66-70.
- Meireles, A.J.A. & Silva, E.V. 2002. Abordagem geomorfológica para a realização de estudos integrados para o planejamento e gestão em ambientes flúvio-marinhos. *Scripta Nova. Revista electrónica de geografía y ciencias sociales, Universidad de Barcelona*, 6: 118 p.
- MMA/SISNAMA. 2004. Ministério do Meio Ambiente/ Sistema Nacional de Meio Ambiente. Conferência Nacional de Meio Ambiente. Deliberações 2003. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/delibera/_arquivos/deliberacoes_1cnma.pdf>. Acesso em 7 de jul. 2014.
- Nascimento-Jr., W.R.; Souza-Filho, P.W.M.; Proisy, C.; Lucas, R.M. & Rosenqvist, A. 2013. Mapping changes in the largest continuous Amazonian mangrove belt using object-based classification of multisensor satellite imagery. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 117: 83-93.
- Proisy, C.; Coueron, P. & Fromard, F. 2007. Predicting and mapping mangrove biomass from canopy grain analysis using Fourier-based textural ordination of IKONOS images. *Remote Sensing of Environment*, 109: 379-392.
- Proisy, C.; Gratiot, N.; Anthony, E.J.; Gardel, A.; Fromard, F. & Heuret, P. 2009. Mud bank colonization by opportunistic mangroves: a case study from French Guiana using lidar data. *Continental Shelf Research*, 29: 632-641.
- Proisy, C.; Viennois, G.; Sidik, F.; Andayani, A.; Enright, J.A.; Guitet, S.; Gusmawati, N.; Lemonnier, H.; Muthusankar, G.; Olagoke, A.; Prosperi, J.; Rahmania, R.; Ricout, A.; Soulard, B. & Suhardjono. 2017. Monitoring mangrove forests after aquaculture abandonment using time series of very high spatial resolution satellite images: A case study from the Perancak estuary, Bali, Indonesia. *Marine Pollution Bulletin*. pii: S0025-326X (17): 30442-3.
- Rabus, B.; Eineder, M., Roth, A. & Bamler, R. 2003. The shuttle radar topography mission—a new class of digital elevation

**Detecção de Mudanças no Manguezal ao Longo do Estuário do Rio Coreáú, Nordeste do Brasil
a partir da Classificação Orientada a Objeto em Imagens Orbitais**
Suzan Waleska Pequeno Rodrigues & Pedro Walfir Martins e Souza Filho

- models acquired by spaceborne radar. *ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing*, 57: 241-262.
- Ramsey, E.W. & Jensen, J.R. 1996. Remote sensing of mangrove wetlands: relating canopy spectra to site-specific data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(8): 939-48.
- Rocha, I.P.; Rodrigues, J. & Amorim, L. 2004. A carcinicultura brasileira em 2003. *Revista da ABCC*, 6(1): 30-36.
- Rocha, I.P. 2010. Shrimp farming in Brazil: burgeoning industry recovering, future holds potential. *Global aquaculture advocate*, September/October, 13: 43-45.
- Rocha, I.P. 2013. A importância da aquicultura e da carcinicultura no contexto produção mundial de pescado: desafios e oportunidades para o Brasil. *Revista da ABCC*, 15(2): 16-24.
- Rodrigues, S.W.P. & Souza-Filho, P.W.M. 2011. Use of multi-sensor data to identify and map tropical coastal wetlands in the Amazon of Northern Brazil. *Wetlands*, 31: 11-23.
- Rodrigues, S.W.P. & Souza-Filho, P.W.M. 2012. Environmental sensitivity index mapping to oil spill from Landsat TM images: a study case in the amazon coastal plain. *Revista Brasileira de Geofísica* (Impresso), 30: 1-12.
- Saenger, P.E.; Hegerl, E.J. & Davie, J.D.S. 1983. Global status of mangrove ecosystems. *Commission on Ecology Papers: IUCN*, 3(3):1-88.
- Schaeffer-Novelli, Y. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, São Paulo, 7:1-16.
- Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón-Molero, G.; Soares, M.L.G. & De-Rosa, T. 2000. Brazilian mangroves. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 3(4): 561-570.
- Seher, J. & Tueller, P. 1973. Color aerial photography for marshland. *Photogram Engineering*, 39: 489-499.
- Sery, F.; Ducrot, D.; Mougín, E. & Fromard, F. 1995. Mapping on mangrove forest of French Guyana using multisource data. In *Proceedings of the IGARSS '95, IEEE 95CH35770*, Florence, Italy, 10-14 July 1995, 2:1122-4.
- Shearman, P. 2010. Recent Change in the Extent of Mangroves in the Northern Gulf of Papua, Papua New Guinea. *AMBIO: Journal of the Human Environment*, 39: 181-189.
- Sidik, F. & Lovelock, C.E. 2013. CO2 efflux from shrimp ponds in Indonesia. *PLoS One*, 8 (6): 66329.
- Silva, F.A.S.E. & Rao, T.V.R. 2002. Regimes pluviais, estação chuvosa e probabilidade de ocorrência de veranicos no Estado do Ceará. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 6(3): 440-446.
- SNIRH/ANA. 2013. Sistema Nacional De Informação Sobre Recursos Hídricos/Agência Nacional De Águas (ANA). Hidroweb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb>>. Acesso em: 20 set. 2013.
- Simard, M.; Zhang, K.; Rivera-Monroy, V.H.; Ross, M.S.; Ruiz, P.L.; Castaneda-Moya, E.; Twilley, R.R. & Rodriguez, E. 2006. Mapping height and biomass of mangrove forests in everglades national park with SRTM elevation data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 72: 299-311.
- Soares, M.L.G.; Estrada, G.C.D.; Fernandez, V. & Tognella, M.M.P. 2012. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 101: 44-53.
- Souza-Filho, P.W.M. 2005. Costa de Manguezais de Macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. *Revista Brasileira de Geofísica*, 23: 427-435.
- Spalding, M.; Kainuma, M. & Collins, L. 2010. *World Atlas of mangroves*. Earthscan publishing for a Sustainable Future, London. UK, 319 p.