

Condição ecológica e biomassa da floresta de mangal da baía de quionga no contexto das alterações climáticas (Norte Moçambique)

A condição ecológica e a biomassa da floresta de mangal da Baía de Quionga, Distrito de Palma Norte da Província de Cabo Delgado foram estudadas. A amostragem foi feita entre outubro de 2013 e julho de 2014, onde foram estabelecidas 60 quadrículas de 10x10 m, caracterizando o mangal em cada um dos estratos inferior, intermédio e superior da floresta incluindo todos os indivíduos juvenis em regeneração e adultos dentro da quadrícula, sendo a biomassa sido estimada com base em métodos indirectos, recorrendo a equação de Komiyama (2005) na integração de parâmetros estruturais. Foram identificadas 6 espécies, onde a *Rizophora mucronata* (40%) e *Ceriops tagal* (20%) registaram a maior abundância comparativamente a *Xylocarpus granatum* (8%) e *Bruguiera gymnorhiza* (5%), sendo que a maior densidade de indivíduos foi das espécies *Rizophora mucronata* (1360 ind/ha), *Ceriops tagal* (630 ind/ha) e *Avicennia marina* (310 ind/ha) caracterizadas por não serem indivíduos de grande porte (2.1 cm). O mangal da Baía de Quionga encontra-se bem conservado justificado por 70% de indivíduos da floresta serem intactos, 20% com cortes parciais, 4% transformados em cepos e 5% mortos naturalmente. O maior número de indivíduos apresentou diâmetro entre 10 e 20 cm, sendo que a fisionomia foi de 65% de indivíduos com caules erectos, 17% caules ramificados e 18% com caules muito ramificados. Esta floresta apresentou níveis de regeneração satisfatórios, sendo 40% propágulos ($h \leq 40\text{cm}$) 35% em transição de propágulos para arbustos ($40.1 \leq h \leq 150\text{cm}$) e 25% arbustos ($150.1 \leq h \leq 300\text{cm}$) verificados em *Rizophora mucronata* e *Ceriops tagal*.

Palavras-chave

mangal
estrutura
conservação
biomassa
carbono
Baía de Quionga

Ezídio Cuamba ^{1*}

Luís Vieira ²

Fernando Morgado ³

¹ Faculdade de Ciências Naturais, Universidade Lúrio. Pemba, Cabo Delgado, Moçambique

² Universidade do Porto, CIIMAR & ICBAS: CIIMAR - Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research, Research Group of Ecotoxicology, Stress Ecology and Environmental Health, University of Porto; ICBAS - Institute of Biomedical Sciences of Abel Salazar, University of Porto, Department of Populations Study, Laboratory of Ecotoxicology, Porto, Portugal

³ Cesam & Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, Portugal

* ntchamby@gmail.com



INTRODUÇÃO

As florestas de mangal encontram-se entre os ecossistemas biologicamente mais produtivos, pois providenciam importantes bens e serviços para a humanidade assim como para os sistemas marinhos e costeiros. Estão associados à alta produtividade das pescarias, contribuem para a estabilização da linha da costa e redução do impacto de desastres naturais, constituem berçário e refúgio para espécies pelágicas marinhas, fornecem alimentos, produtos medicinais, combustível lenhoso e material de construção para as comunidades locais e são responsáveis pela exportação significativa do Carbono fixado para as zonas costeiras (Mcleod, 2011; Kathiresan e Bigham, 2001). Estimativas da extensão global do mangal revelam uma variação entre 14 a 24 milhões de hectares, as mais recentes sugerindo níveis mais baixos desta taxa, o que pode ser reflexo tanto do desenvolvimento de técnicas de estimação e ou perdas associadas com a desflorestação e conversão dos mangais (Giri et al. 2011; Kaufman e Donato, 2012). África contém aproximadamente 21% da cobertura do mangal no mundo (Murdiyarsa et al., 2011), equivalente ao total do que cobre a Indonésia (Giri et al. 2011), sendo que Moçambique possui uma cobertura vegetal de mangal de cerca de 2909km² (Fatoyimbo et al., 2008). Embora reconhecida a sua importância, nos últimos 50 anos, o mangal tem registado uma crescente perda, impactada pelos fatores antropogénicos (exploração de produtos florestais, erosão, sedimentação, dinâmica hidrológica, e conversão) estimando-se entre 30 a 50% desde 1961, 25 a 35% de 1980 a 2000 e 36% desde 1990, com estimativa de perda anual de cerca de 1 a 2% (Jones et al., 2014; Ong, 2002). Em Moçambique, a área de mangal reduziu de 408,000 ha em 1972 para 357,000 ha em 2004, com uma perda total de 51,000 ha num período de 32 anos (Barbosa et al., 2001; MICOA, 2008; Marzoli, 2007), o que contribuiu de forma significativa para a emissão de Carbono para atmosfera (Fatoyimbo et al., 2008; Jones et al., 2014). As estimativas sugerem que os mangais são capazes de sequestrar 1.5 toneladas de carbono por hectare por ano e a camada superior dos sedimentos de mangal (< 5m) contém uma taxa elevada de carbono armazenando cerca de 10% (Ong, 2002). Estima-se que a quantidade de Carbono sequestrado e depositado nas florestas de mangal seja tão grande que o torna num importante factor para a mitigação das mudanças climáticas (Koufman e Donato, 2012), porém, informação com quantificações globais destes depósitos contínua escassa (Murdiyarsa et al., 2009; Spaninks e Beukering, 1997; FAO, 2007; UNEP e GPA, 2003).

A degradação e deflorestação do mangal resultam num aumento substancial das emissões dos Gases de Efeito Estufa (GEE), porém, a maior parte do mangal remanescente encontra-se globalmente degradado, e se o cenário for progressivo, este remanescente tornar-se-á funcionalmente desvalorizado (Jones et al., 2014). A desflorestação a contribuir com cerca de 17% das emissões de Carbono, a conservação das florestas existentes tem sido sugerida como uma das formas menos custosas para mitigar as mudanças climáticas. Devido a estas consequências, existe a necessidade de monitorizar as áreas onde decorrem estes processos (Kairo et al., 2002). Globalmente, a importância coletiva e o valor dos ecossistemas de mangal tem sido reconhecida a nível mundial, atendendo ao valor e à taxa de perda, pelo que a obtenção de informação atualizada representando e descrevendo a extensão e o estado de conservação do mangal é crucial para uma gestão efetiva e tomada de decisão (Fatoyimbo et al., 2008; Jones et al., 2014). Estimar a biomassa e o carbono sequestrado pelos mangais pode ter uma larga importância para o desenvolvimento de estratégias de mitigação das mudanças climáticas, assim como beneficiar de incentivos económicos pela conservação e

preservação dos mangais, tais como do mecanismo da Redução das Emissões pelo Desmatamento e Degradação das Florestas (REDD+), sendo, por isso, necessário determinar o carbono sequestrado pelos diferentes ecossistemas florestais. Dadas as ameaças a este ecossistema, torna-se crucial determinar com precisão, a extensão da paisagem, distribuição e biomassa do mangal, numa perspetiva científica e económica de gestão (Adame et al., 2013; Murdiyarto et al., 2011). Deste modo, o presente estudo pretende avaliar a estrutura e o estado de conservação e estimar a quantidade de carbono sequestrado pela componente arbórea do mangal da Baía de Quionga, Norte de Moçambique. Esta pesquisa permitirá obter informação de base sobre o mangal de Quionga e a qualidade ambiental, informação pioneira sobre “stocks” de Carbono, como contributo para a tomada de decisões inerentes à gestão eficaz desta região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O distrito de Palma está localizado a nordeste da Província de Cabo Delgado, confinado a Norte com rio Rovuma, que estabelece fronteira com a Tanzânia, a Oeste com o distrito de Nangade, a sul com o distrito de Mocimboa da Praia e a Oeste com o oceano Índico. Com uma superfície de 3.561 km² este distrito têm uma densidade populacional de 14.7 hab/km². A região apresenta um clima sub-húmido seco, com temperatura média de cerca de 25° C. As planícies costeiras da região são dissecadas por alguns rios e/ou seus braços, que sobem da costa para o interior, que gradualmente passa para um relevo mais dissecado com encostas mais declivosas intermédias da zona subplanática de transição para a zona litoral. A zona caracteriza-se pelos seus solos arenosos, lavados a moderadamente lavados, predominantemente amarelos a castanho-acinzentados, tanto os da cobertura arenosa do interior, como os das dunas arenosas costeiras. Economicamente, as atividades dominantes são a agricultura e a pesca, que envolvem quase todos os agregados familiares da região.

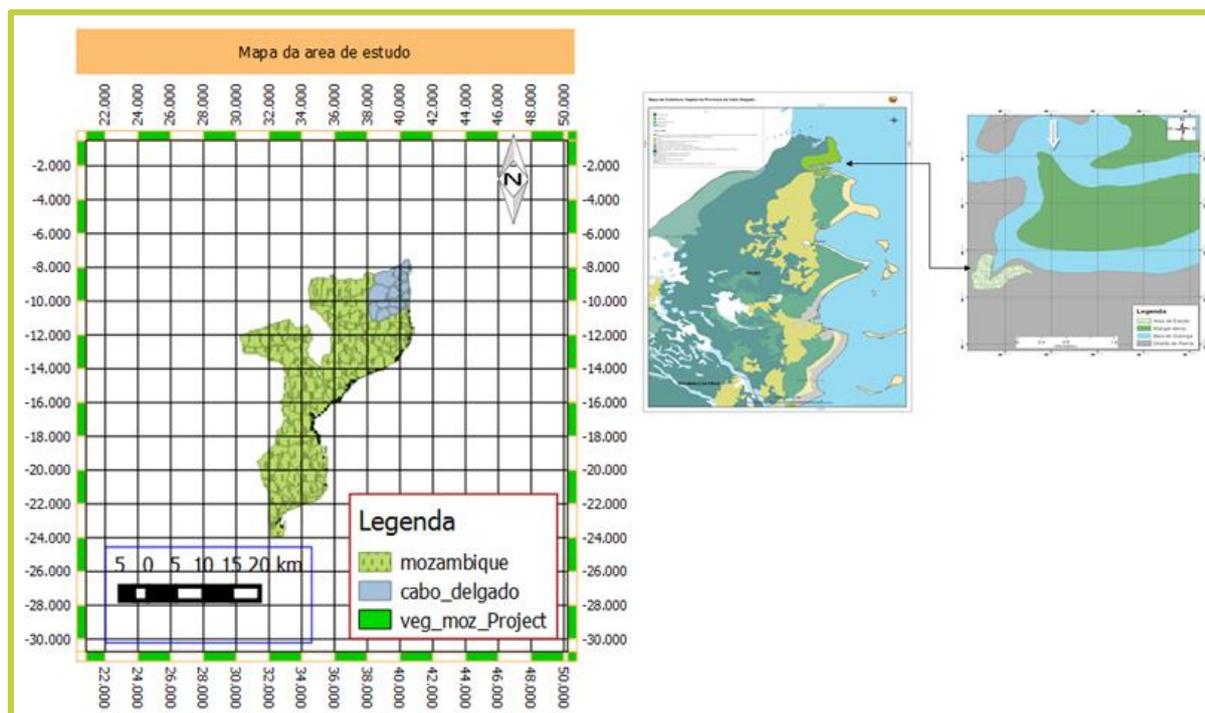


FIGURA 1: Ilustração da área de estudo, Quionga - Palma.

O ecossistema florestal do mangal da Baía de Quionga ocupando uma vasta área que se estende em toda a Baía de Quionga incluindo a ilha Suafo, numa extensão acima de 300 metros, principalmente na margem norte. Apresenta grande abundância de árvores indígenas, tais como a Massassa e a Umbila, que são a principal fonte local de energia e de madeira de construção, facto que em princípio não propicia a sobre-exploração da floresta mangal, dado que grande parte da população está concentrada nas zonas costeiras. Recentemente, com desenvolvimento de atividades de prospeção de hidrocarbonetos em Moçambique, nomeadamente o gás, a zona costeira do norte do país tem sido o potencial reservatório destes recursos, sendo o distrito de Palma uma das principais zonas de atuação e referenciadas para a colocação de infraestruturas e plataformas para a exploração destes hidrocarbonetos, o que poderá criar impactos negativos sobre a floresta de mangal de Quionga tanto através do aumento demográfico assim como pelos efeitos dos efluentes industriais e derrames na contaminação dos sedimentos (metais pesados).

Metodologia

O estudo foi realizado com base numa escala de biodiversidade gama, efetuando a recolha de dados estruturais das árvores da floresta e caracterização do habitat. Foram estabelecidos transectos perpendiculares á linha da costa com separação de 100 metros entre si, onde foram demarcadas quadrículas de 10x10m. A composição específica foi determinada usando guias de identificação (Richmond, 2002 e 2006; Beentje e Bandeira, 2007), incluindo a cor e textura do solo (por análise visual). A zonação das espécies de mangal foi avaliada por estratos, o inferior (próximo do mar), o intermédio (na zona intermédia) e o superior (próximo do continente), agrupando as espécies encontradas nestes estratos em comunidades. O estado de conservação consistiu na contagem e agrupamento das espécies de arvores em categorias de níveis de corte (FAO, 1994; Cunningham, 2001; Macamo et al., 2008), Intacto, Corte parcial, Corte profundo, Cepo e Morte por causas naturais. O estado de conservação da floresta foi considerado como bom quando a percentagem de indivíduos intactos e parcialmente cortados correspondeu a 50%. Foi classificado como aceitável se ambos níveis corte corresponder entre 40 a 50%, considerado intermédio se o intacto e parcialmente cortado corresponder entre 30 a 40%, e mau abaixo de 30%. A morfologia das árvores amostradas foi determinada pela classificação dos troncos com as seguintes categorias: caules eretos, caules semi-erectos e caules muito ramificados. Na regeneração natural, em cada quadrícula foram observados e quantificados os indivíduos adultos e jovens. Nos indivíduos adultos, os que apresentaram a medida do diâmetro do tronco igual ou superior 2.5cm e altura superior 300 cm, foram medidos o diâmetro e a altura do peito (DAP) com auxílio duma fita dimétrica e estimada a sua altura (Kairo et al., 2002). Para o caso da espécie *Rizophora mucronata*, o DAP foi medido 30 cm acima das raízes pneumatóforas, enquanto para as *Avicénias* que apresentaram caules ramificados abaixo de 130 cm como ramos individuais, foram considerados caules separados. A regeneração ou plantas com o DAP inferior a menos de 2,5 cm e altura abaixo de 300 cm (Kairo et al., 2002; Azyleah et al., 2014) foi quantificada por espécie e classificada em três subcategorias que refletem o seu estágio de regeneração, nomeadamente: altura inferior a 40 cm (propágulos); altura entre 40,1-150 cm (transição de propágulos a arbustos); e altura entre 150,1-300 cm (arbustos).

Determinação da biomassa e stocks de carbono

Este estudo foi desenvolvido com o recurso a métodos indiretos, caracterizando a biomassa e carbono acima do substrato (árvore) e abaixo do substrato (raízes). As estimativas de biomassa acima (*Ba*) e abaixo do substrato (*Br*) foram efetuadas usando a equação alométrica desenvolvida por Komiyama et al. (2005), tendo como variáveis preditivas o diâmetro da altura do peito (DAP) e a densidade específica da madeira, com um coeficiente de determinação (R^2) de 0.979 e 0.954, respetivamente, métodos próximos de equações alométricas derivadas do método direto (Azyleah et al., 2014). A densidade da madeira usada foi obtida da densidade específica de madeira produzida por Bosire et al. (2012) para o mangal do delta do Zambeze (Tabela I).

TABELA I: Densidade específica da madeira.

| Espécies | Peso húmido | DP | Volume (cm ³) | DP | Densidade da madeira | Desvio Padrão |
|-----------------------------|-------------|------|---------------------------|--------|----------------------|---------------|
| <i>Avicennia marina</i> | 119,7 | 50,0 | 129,276 | 54,605 | 0,9 | 0,0 |
| <i>Bruguiera gymnorhiza</i> | 72,5 | 32,2 | 52,061 | 20,417 | 1,3 | 0,1 |
| <i>Ceriops tagal</i> | 56,3 | 29,9 | 47,242 | 24,393 | 1,1 | 0,0 |
| <i>Heriteira littoralis</i> | 52,5 | 25,5 | 54,648 | 23,614 | 0,8 | 0,1 |
| <i>Rhizophora mucronata</i> | 52,6 | 23,8 | 46,892 | 19,687 | 1,1 | 0,1 |
| <i>Sonneratia alba</i> | 140,9 | 69,3 | 160,602 | 69,785 | 0,8 | 0,0 |
| <i>Xylocarpus granatum</i> | 41,6 | 21,5 | 44,321 | 18,583 | 0,8 | 0,1 |

Para cada espécie de mangal foi estimada a biomassa específica recorrendo as equações alométricas específicas (tabela II).

TABELA II: Equações alométricas específicas usadas para a estimativa do carbono nos mangais.

| Espécies | Fonte | Equações | DAP máximo (cm) |
|-----------------------------|---------------------------|--------------------------------------|-----------------|
| <i>Avicennia marina</i> | Comley e McGuinness, 2005 | $W = 0,308 * D^{2,11}$ | 42 |
| <i>Bruguiera gymnorhiza</i> | Comley e McGuinness, 2005 | $W = 0,10^{(-0,73091)} + D^{2,3055}$ | 2 - 24 |
| <i>Ceriops tagal</i> | Comley e McGuinness, 2005 | $W = 10^{(0,7247)} + D^{2,3397}$ | 18 |
| <i>Rhizophora mucronata</i> | Komiyama et al., 2005 | $W = 0,251 * 0,701^{(D^{2,46})}$ | 5,0 - 48,9 |
| <i>Sonneratia alba</i> | Komiyama et al., 2005 | $W = 0,251 * 0,475^{(D^{2,46})}$ | 5 - 48,9 |
| <i>Xylocarpus granatum</i> | Komiyama et al., 2005 | $W = 0,251 * 0,528 * D^{2,46}$ | - |

Os valores da biomassa foram somados para todas as quadrículas e calculadas as médias, que foram convertidas em toneladas por hectare (ton/ha). A estimativa do “stock” de carbono foi efetuada com base na conversão dos valores de biomassa obtidos para árvores e raízes, usando fatores de conversão de biomassa para carbono, 0.48 para árvores e 0.39 para as raízes (Kauffman e Donato, 2012), e o carbono total sequestrado obtido pela soma do carbono obtido nas raízes e nas árvores, sendo que, a quantidade de carbono sequestrado foi convertida em toneladas de Carbono por hectare (tonC/ha). A estimativa do peso seco e biomassa das árvores foi calculada através da equação (Komiyama et al., 2005):

$$psa = 0.251 * \rho DAP^{2.46} \quad e \quad Ba = \frac{\sum(Psa)_i}{Ap}$$

Onde: Psa = peso seco das árvores; P = Densidade da madeira; DAP = dominância relativa; $\sum(Psr)i$ = Somatório do peso seco total das árvores (dentro de cada parcela i) (ton); Ap = Área da parcela (ha); Ba = Biomassa das raízes (ton/ha).

A determinação do peso seco e biomassa das raízes foi calculada através da equação (Komiyama et al., 2005):

$$psr_{(t/ha)} = 0.199 * p^{0.899} * DAP^{2.22} \quad e \quad Ba = \frac{\sum(Psa)i}{Ap}$$

Onde: Psr = Peso seco das raízes (raízes); P = densidade da madeira (kg./ l); DAP = Diâmetro a altura do peito (cm); $\sum(Psr)i$ = Somatório do peso seco total das raízes (dentro de cada parcela i) (ton); Ap = Área da parcela (ha); Bri = Biomassa das raízes (ton/ha).

Caracterização de parâmetros fitossociológicos

Os parâmetros fitossociológicos calculados neste estudo foram: Densidade Relativa (DRel) e Absoluta (DAbs), Dominância Relativa (DomR) e Absoluta (DomAb), Frequência Relativa (FR) e Absoluta (FR) e Índice de Valor de Importância (IVI). O cálculo da Frequência absoluta (FA) foi efectuado segundo a equação:

$$FA_i = \left(\frac{NP_i}{NP_t} \right) * 100\%$$

Onde: NP_i = número de parcelas onde ocorreu a i -ésima espécies; NP_t : número total de parcelas; FA_i = frequência absoluta da i -ésima espécies.

O cálculo da Frequência Relativa (FR) foi efetuado segundo a equação:

$$FR_i = \frac{FA_i}{\sum_{i=1}^s FA_i} * 100\%$$

Onde: FA_i = frequência absoluta da i -ésima espécies; FR_i = frequência relativa das espécies.

O cálculo da Abundância Absoluta (Aabs) foi efetuado segundo a equação:

$$Aabs = \frac{Ne}{Nha}$$

Onde: Ne = número de árvores de cada espécie; Nha = área amostrada em hectares; $Aabs$ = abundância absoluta.

O cálculo da Abundância Relativa (AR) foi efectuado segundo a equação

$$AR = \frac{Aabs}{Ntpha} * 100\%$$

Onde: AR = abundância relativa da i -ésima espécies; $Ntpha$ = número total de árvores encontradas na área amostrada em hectares; $Aabs$ = abundância absoluta conforme descrito acima.

O cálculo da Dominância (Dom) foi efetuado segundo a equação:

$$Dom_{abs} = \frac{g_i}{ha} \quad e \quad g_i = \left[\frac{1}{4} (\pi * DAP^2) \right]$$

Onde: Dom abs = dominância absoluta (m²/ha); Dom rel = dominância relativa; DAP: = Diâmetro a altura do peito (1.30 m) e $\pi = 3.14159$; g_i/ha = Área basal da espécie i por unidade de área em hectares; G/ha = Área basal de todas as espécies por unidade de área em hectares.

O cálculo do Índice do Valor de Importância (IVI) foi efectuado segundo a equação:

$$IVI = AR + Dom_{rel} + FR$$

Onde: IVI = Índice de Valor de Importância; AR= abundância a relativa; Dom_{rel} = dominância relativa; FR = frequência relativa.

O cálculo do Índice de Shannon-Wiener (H') foi efetuado segundo a equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \ln \left(\frac{n_i}{N} \right) \quad e \quad E = \frac{H'}{H_{max}}$$

Onde: H' = índice de diversidade específica de Shannon-Wiener; s = número de táxons; n_i = número de indivíduos do táxon i; N = número total de indivíduos; E = coeficiente de equitabilidade do índice de Shannon-Wiener; H_{max} = número total de espécies na amostra.

RESULTADOS

Composição florística e diversidade

As seis espécies de mangal identificadas foram pertencentes a quatro famílias, nomeadamente *Avicennia marina* (Avicennaceae), *Bruguiera gymnorhiza*, *Ceriops tagal* e *Rhizophora mucronata* (Rhizophoraceae), *Sonneratia alba* (Sonneratiaceae) e *Xylocarpus granatum* (Meliaceae) (Tabela III). A espécie *Rhizophora mucronata* foi a que teve maior abundância relativa e maior índice de valor de importância com 60% e 38,3%, respetivamente, sendo *Sonneratia alba* a dominante (29%) e também importante na estrutura florestal (20,2%). O nível de abundância variou nas restantes espécies, *Ceriops tagal* com 13%, *Avicennia marina* com 10%), *Xylocarpus* com 4% e *Bruguiera gymnorhiza* com 3%, porém, apresentaram valores de dominância próximos entre algumas espécies, *X. granatum* e *A. marina* (14%), *R. mucronata* e *B. gymnorhiza* (16%). O índice de Shannon-Wiener mostrou uma baixa diversidade nesta comunidade (H' = 0,61), o que denota uma uniformidade na abundância dos indivíduos.

A tabela IV mostra a distribuição das espécies em diferentes estratos e as comunidades que formam, sendo as espécies *A. marina* e *X. granatum* comuns no estrato superior, *R. mucronata*, *B. gymnorhiza* e *C. tagal* abundantes no estrato intermédio e a *S. alba* no estrato inferior.

TABELA III: Valores da frequência, abundância, dominância e índice de valor de importância.

| Família | Espécies | FA | FR (%) | Aabs | AR (%) | DomA | DoR (%) | IVI (%) |
|----------------|-----------------------------|--------------|----------|---------------|----------|-------------|----------|------------|
| Avicenniaceae | <i>Avicennia marina</i> | 42 | 0,18 | 184,8 | 0,10 | 2,2 | 0,14 | 13,9 |
| | <i>Bruguiera gymnorhiza</i> | 9 | 0,04 | 48,5 | 0,03 | 2,5 | 0,16 | 7,3 |
| Rizophoraceae | <i>Ceriops tagal</i> | 27 | 0,12 | 236,4 | 0,13 | 2,1 | 0,13 | 12,5 |
| | <i>Rizophora mucronata</i> | 91 | 0,39 | 1130,3 | 0,60 | 2,5 | 0,16 | 38,3 |
| Sonneratiaceae | <i>Sonneratia alba</i> | 52 | 0,22 | 187,9 | 0,10 | 4,6 | 0,29 | 20,2 |
| Meliaceae | <i>Xylocarpus granatum</i> | 12 | 0,05 | 81,8 | 0,04 | 2,2 | 0,14 | 7,7 |
| TOTAL | | 233,3 | 1 | 1869,7 | 1 | 16,1 | 1 | 100 |

TABELA IV: Comunidades de mangal distribuídas por diferentes estratos.

| | Estrato | Comunidade | Solo | |
|----------------|------------|---|-----------------|----------------|
| | | | Cor | Textura |
| Quionga | Inferior | <i>S. alba</i> | Castanho escuro | Argilo-arenoso |
| | Intermédio | <i>R. mucronata</i> , <i>B. gymnorhiza</i> e <i>C. tagal</i> | Preta | Argilo-arenoso |
| | Superior | <i>A. marina</i> e <i>X. granatum</i> | Castanho | Arenoso |

Estrutura da floresta

As espécies *Rizophora mucronata* e *Ceriops tagal* apresentaram o maior número de indivíduos por hectare, com a espécie *Sonneratia alba* apresentando uma área basal maior, sendo que em cada hectare os caules das árvores cobriram uma média de cerca de 16,1 m² de área basal (Tabela V).

TABELA V: Variação da densidade média das espécies e sua área basal na Baía de Quionga. Am= *Avicennia marina*; Bg= *Bruguiera gymnorhiza*; Ct= *Ceriops tagal*; Rm= *Rizophora mucronata*; Sa= *Sonneratia alba*; Xg= *Xylocarpus granatum*.

| Quionga | Densidade média (Nr de indivíduos/ha) | | | | | | |
|----------------|---------------------------------------|-----|-----|------|-----|-----|-------|
| | Am | Bg | Ct | Rm | Sa | Xg | Total |
| | 310 | 180 | 630 | 1360 | 390 | 270 | 1 780 |
| | Área basal média (m ² /ha) | | | | | | |
| | 2,2 | 2,5 | 2,1 | 2,5 | 4,6 | 2,2 | 16,1 |

A relação entre o número de indivíduos e o aumento do diâmetro a altura do peito (DAP) caracterizou-se por ser fraca entre o DAP e a altura, consistindo na diminuição do número de indivíduos com o aumento do DAP (Figura 2), sendo que a maioria das estacas teve entre 10 e 20 cm de diâmetro, 25 e 30 cm e entre 40 e 45 cm (Figura 3).

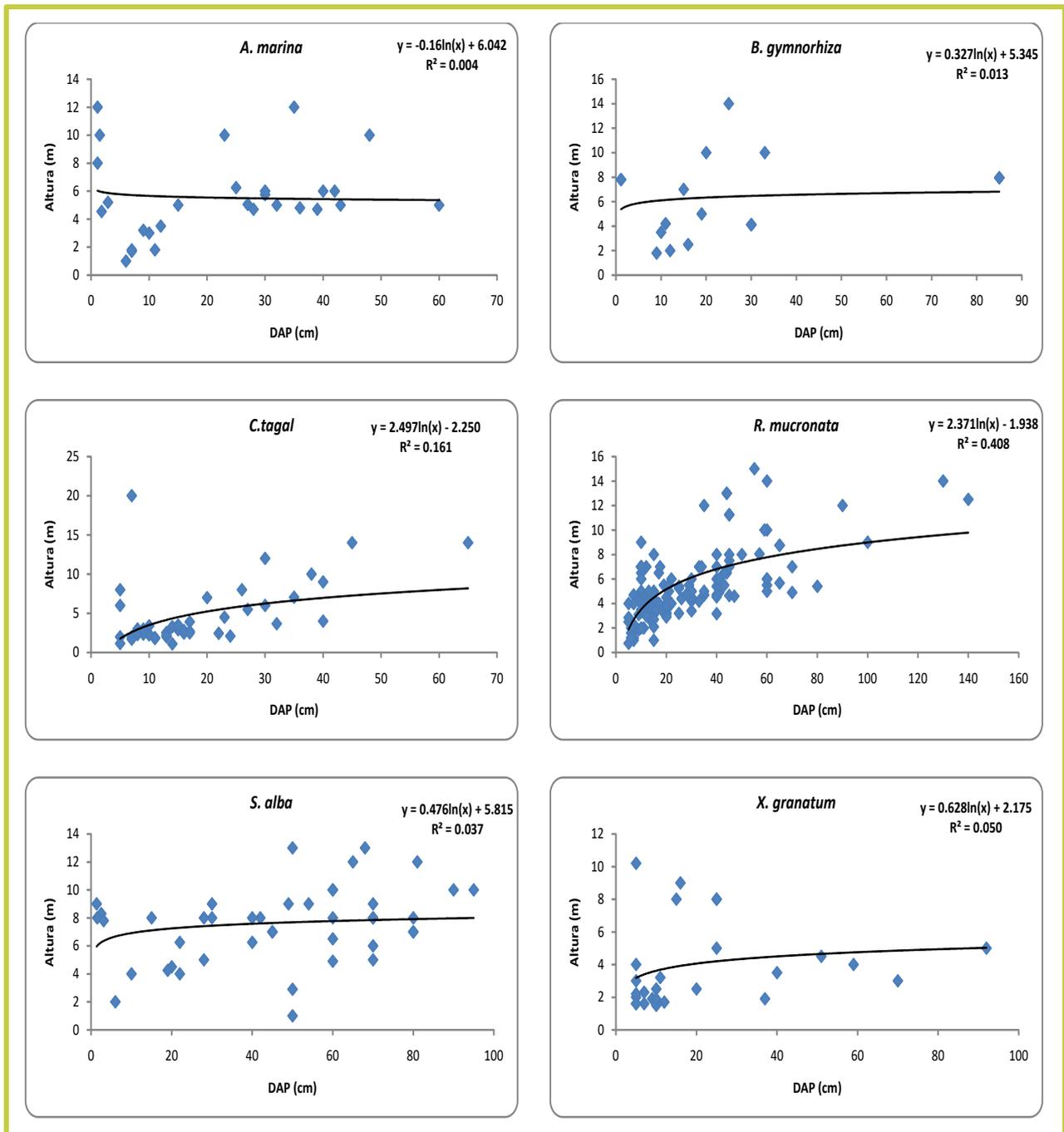


FIGURA 2: Relação entre altura e diâmetro das espécies de mangal da baía de Quionga.

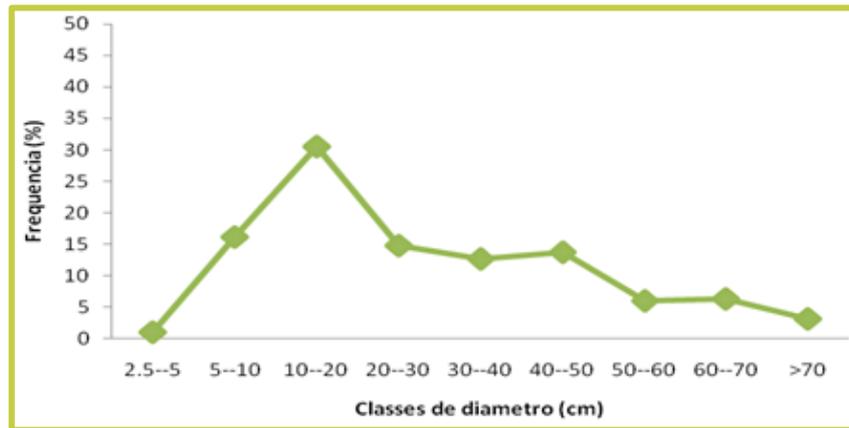


FIGURA 3: Distribuição das classes de diâmetro na floresta de mangal de Quionga.

Estado de conservação

Constatou-se que 70% das árvores se apresentaram intactas, sem nenhum sinal de corte, sendo que apenas 20% destas tinham ramos parcialmente cortados. Houve um número reduzido de árvores mortas naturalmente (4,35%) e árvores reduzidas a cepo (4,23%) (Figura 4). Todas espécies de mangal identificadas apresentaram sinais de corte parcial, com maior incidência para *A. marina* (34%), *B. gymnorhiza* (33,3%), *C. tagal* (43,5%) e *R. mucronata* (45,3%), e com menos impacto para a espécies *S. alba* (17,7%) e *X. granatum* (25,9%). As espécies *A. marina* (2,7%) e *R. mucronata* (3%) tiveram maior número de indivíduos com corte profundo, diferindo da *X. granatum*, *S. alba*, *R. mucronata* e *C. tagal* com o maior número de indivíduos intactos (acima de 60%). Os indivíduos cujo tronco foi completamente cortado (cepo) foram da *A. marina* (18,8%), *B. gymnorhiza* (11,1%), *C. tagal* (4,76%) e *R. mucronata* (4,37%).

Os indivíduos mortos naturalmente pertenceram às espécies *A. marina* (11,1%), *B. gymnorhiza* (4,72%) e *S. alba* (13,33%) (Figura 5).

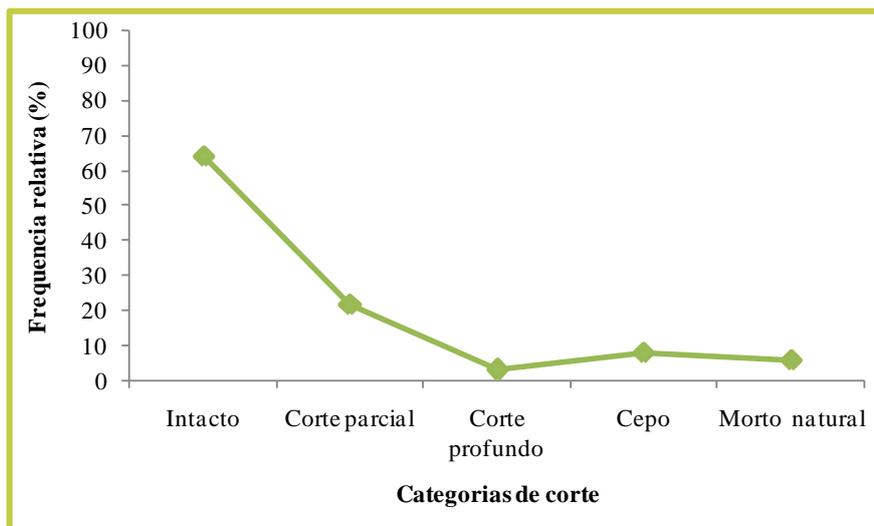


FIGURA 4: Categorias de degradação de mangal de Quionga.

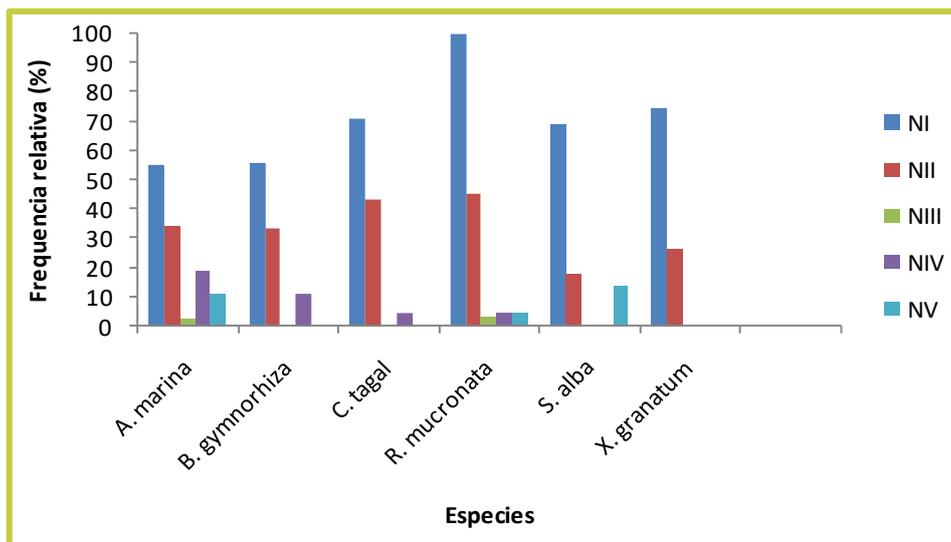


FIGURA 5: Distribuição das frequências de indivíduos mortos nas espécies do mangal de Quionga.

O diâmetro dos cepos variou entre 1,80 e 75 cm. As classes de diâmetros preferidos para o corte foram de 2,5 cm a 5 cm (26%), 30 a 35 cm (36%), 40 cm a 45 cm (35%) e 60 cm a 65 cm (31%), sendo que as classes de 50 cm a 55 cm (14%) e maiores que 75 cm (13%) representaram o alvo de corte menos preferido, diferindo da classe de 10 cm a 15 cm (70%) que constituiu o principal alvo de corte (Figura 6).

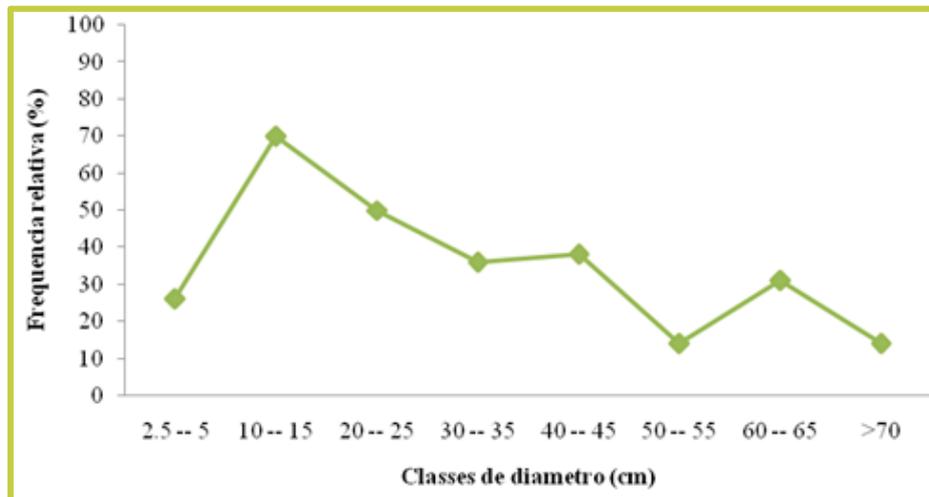


FIGURA 6: Variação dos diâmetros dos cepos do mangal de Quionga.

Fisionomia das árvores

Foi observado que indivíduos com caules erectos foram dominantes, perfazendo 66%, sendo que os indivíduos com caules semi-erectos e muito ramificados foram com 17 e 18%, respetivamente (Figura 7). A nível específico, as categorias fisionómicas incidiram para todas as espécies, exceto a *Bruguiera gymnorhiza* que apresentou apenas indivíduos muito ramificados (1%), *X. granatum* que não apresentou indivíduos erectos, e a *S. alba* apenas com indivíduos erectos (6,31%) e muito ramificados (7,2%).

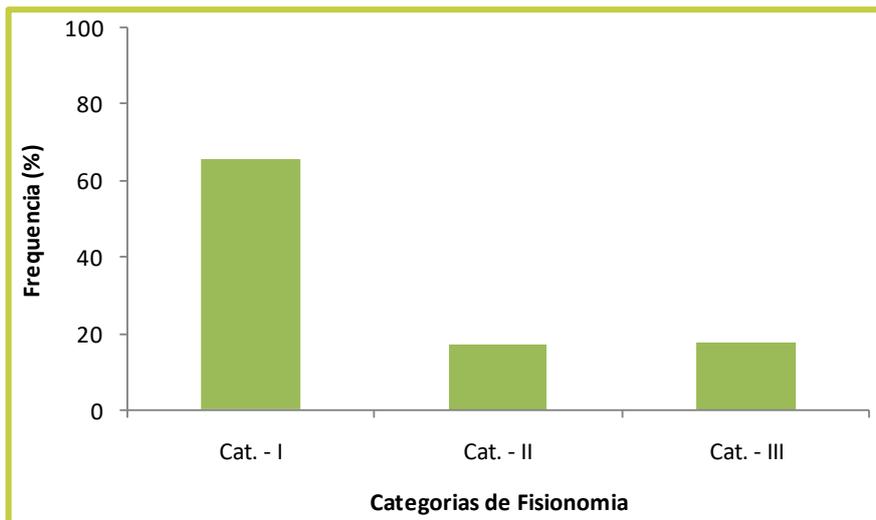


FIGURA 7: Categorias das estacas de mangal abundantes em Quionga.

A *R. mucronata* teve a maioria das árvores com caules eretos (87,3%), semi-eretos (52%) e muito ramificados (70,9%). *A. marina* teve maioritariamente indivíduos semi-eretos (18,56%), sendo que a *C. tagal* teve indivíduos muito ramificados (7,27%) (Figura 8).

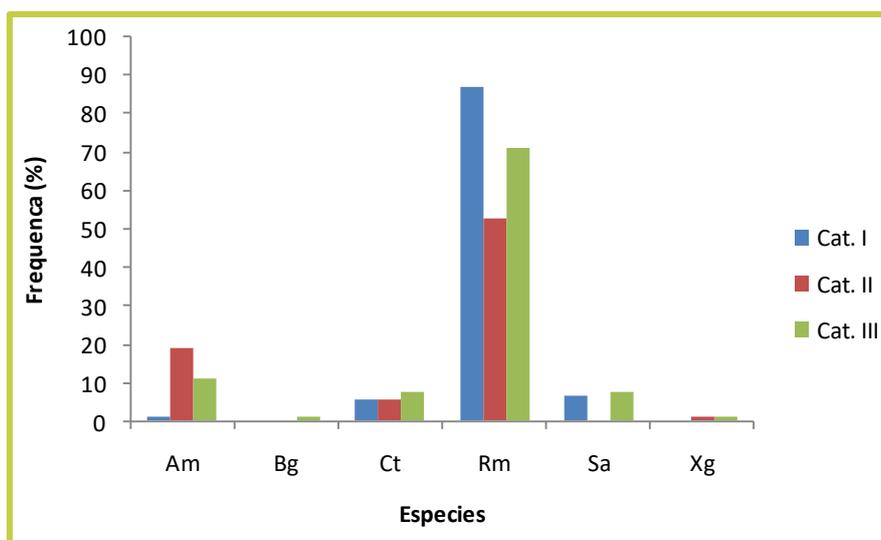


FIGURA 8: Categorias das estacas de mangal abundantes em Quionga distribuídas por cada espécie. Cat.I= Caules erectos; Cat. II= Caules semi-erectos; Cat. III= Caules muito ramificados; am= *Avicenia marina*; bg= *Bruguiera gimnorrhiza*; ct= *Ceriops tagal*; rm= *Rizophora mucronata*; sa= *Soneratia alba*. Xg= *Xylocarpus granatum*.

Regeneração natural

A quantidade de indivíduos em regeneração variou de uma quadrícula para a outra. A figura 9 apresenta a percentagem de regeneração natural das espécies no local de estudo, subdivididos em categorias, onde predominaram os propágulos (Cat – I), com 39%, seguidos de árvores jovens em transição de propágulos para arbustos (Cat – II) com 35% e finalmente os arbustos (Cat – III) com 26%.

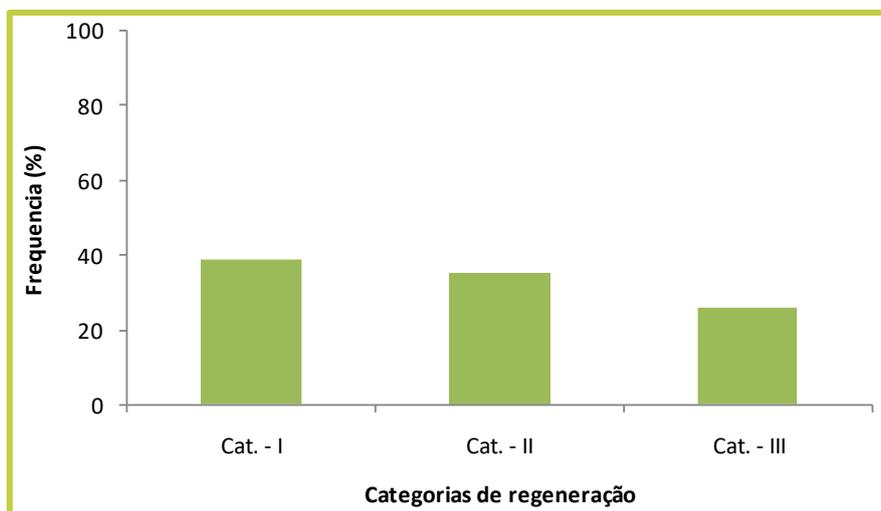


FIGURA 9: Classes de regeneração natural do mangal de Quionga.

Todas espécies foram impactadas pelas diferentes categorias de regeneração natural, diferenciando cada uma no sucesso do seu estabelecimento em cada estágio. A *Cerriops tagal* apresentou maior número de indivíduos jovens na categoria de propágulos (54%) e menos arbustos (16,5%), diferenciando da *Rizophora mucronata* que teve menos propágulos (34,5%) e mais arbustos (77,4%), porém tiveram valores simétricos nos jovens em transição (46,3 e 46,8% respetivamente). A *Avicennia marina* foi a espécie com os níveis de regeneração mais insignificantes na área de estudo (Figura 10).

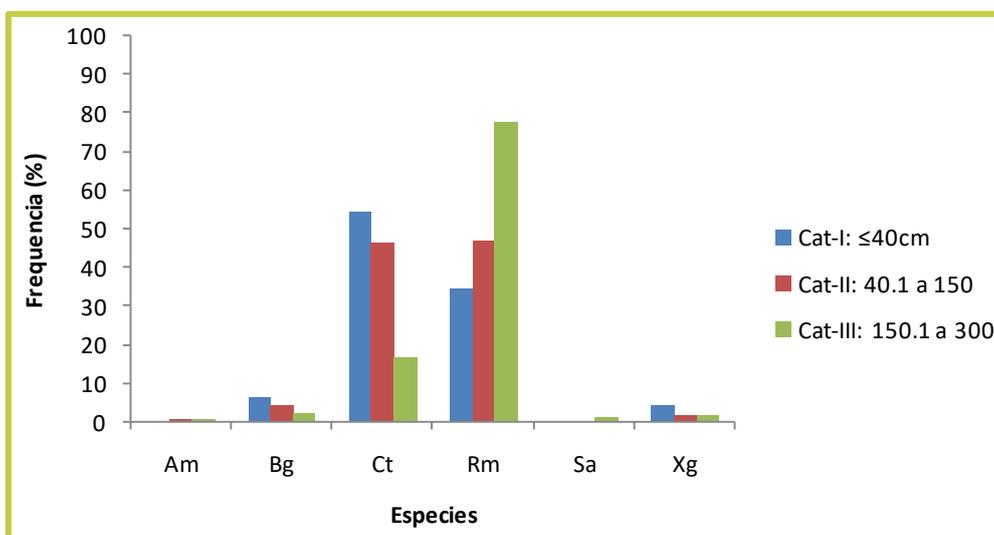


FIGURA 10: Classes de regeneração natural do mangal de Quionga distribuídas por cada espécie. Cat. I= Propágulos ($H \leq 40\text{cm}$); Cat. II= Transição entre propágulos e arbustos ($40.1\text{cm} \leq 150\text{cm}$); Cat. III= Arbustos ($150.1\text{cm} \leq 300\text{cm}$); am= *Avicennia marina*; bg= *Bruguiera gymnorrhiza*; ct= *Cerriops tagal*; rm= *Rizophora mucronata*; sa= *Soneratia alba*; Xg= *Xylocarpus granatum*.

Estimativa da biomassa e stocks de Carbono

O carbono das árvores foi estimado em 62,02 tonC/ha e nas raízes 15,25 tonC/ha. A quantidade total de biomassa registada foi de 168,29 ton/ha e carbono num total de 77,27 tonC/ha. As espécies de mangal da

baia de Quionga tiveram uma influência diversificada na quantidade de biomassa e Carbono sequestrado e depositado, tanto pelas árvores assim como pelas raízes. A *Rizophora mucronata* foi a espécie que teve maior quantidade de biomassa nas árvores (57,65%; 73,23 to/ha), assim como nas raízes (58%; 22,3 to/ha), coincidindo com a quantidade elevada de Carbono sequestrado pelas árvores (57,7%; 35,15 tonC/ha), e raízes (58,02%; 8,68 tonC/ha) (Figura 11). A tabela VI ilustra a variabilidade das quantidades totais de biomassa e carbono, onde se observa que na componente acima do solo (árvores), um total de biomassa estimado em 129.20 ton/ha e na componente abaixo do solo (raízes) estimada em 39,09 ton/ha. As espécies *Sonneratia alba*, *Avicennia marina* e *Ceriops tagal* foram as que sequencialmente seguiram a nível de alta influência quantitativa de biomassa e consequente Carbono sequestrado pelas árvores e raízes. A espécie *Xylocarpus granatum* caracterizou-se por ser a menos influente, com biomassa reduzida nas árvores (3,11%; 3,95 ton/ha) e raízes (3,1%; 1,19 ton/há), e carbono nas árvores (3,12%; 1 ton C/ha) e raízes (3,07%; 0,46 ton C/ha) (Tabela VII).

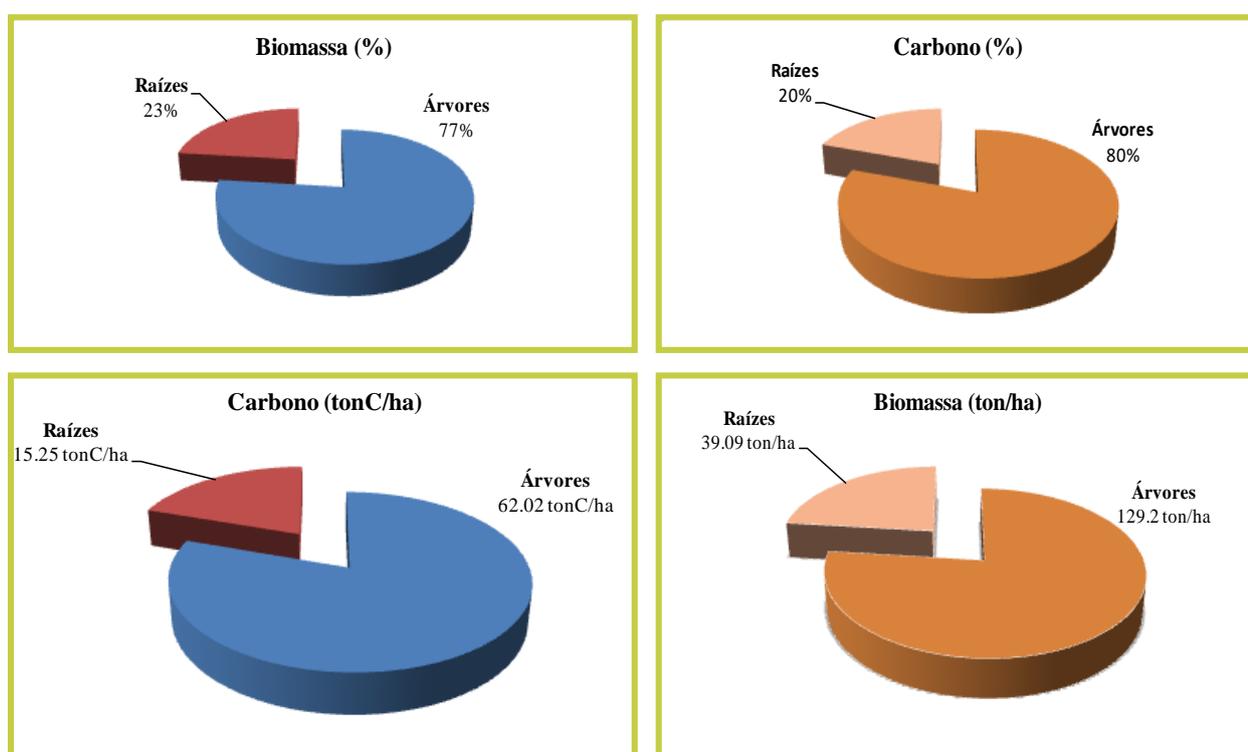


FIGURA 11: A quantidade total de Biomassa e Carbono sequestrado e depositado nas árvores e raízes nas espécies de mangal da Baía de Quionga.

TABELA VI: Variação da biomassa e carbono no mangal de Quionga.

| Componente | Biomassa (ton/ha) | Biomassa (%) | Carbono (tonC/ha) | Carbono (%) |
|--------------|-------------------|--------------|-------------------|-------------|
| Árvores | 129,20 | 76,77 | 62,02 | 80,26 |
| Raízes | 39,09 | 23,23 | 15,25 | 19,74 |
| Total | 168,29 | 100 | 77,27 | 100 |

TABELA VII: Variação da biomassa e carbono nas espécies do mangal de Quionga.

| Espécie | Biomassa | | | | Carbono | | | |
|-----------------------------|------------|------------|--------------|---------------|--------------|------------|--------------|------------|
| | Arvore | | Raízes | | Arvores | | Raízes | |
| | ton/ha | % | ton/ha | % | tonC/ha | % | tonC/ha | % |
| <i>Avicennia marina</i> | 12,16 | 9,57 | 3,6 | 9,39 | 5,84 | 9,58 | 1,4 | 9,36 |
| <i>Bruguiera gymnorhiza</i> | 5,5 | 4,33 | 1,56 | 4,07 | 2,64 | 4,33 | 0,61 | 4,08 |
| <i>Ceriops tagal</i> | 10,57 | 8,32 | 3,39 | 8,84 | 5,07 | 8,32 | 1,32 | 8,82 |
| <i>Rizophora mucronata</i> | 73,22 | 57,65 | 22,26 | 58,04 | 35,15 | 57,66 | 8,68 | 58,02 |
| <i>Sonneratia alba</i> | 21,6 | 17,01 | 6,35 | 16,56 | 10,37 | 17,01 | 2,48 | 16,58 |
| <i>Xylocarpus granatum</i> | 3,95 | 3,11 | 1,19 | 3,10 | 1,9 | 3,12 | 0,46 | 3,07 |
| Total | 127 | 100 | 38,35 | 265,35 | 60,96 | 100 | 14,96 | 100 |

DISCUSSÃO

A floresta de mangal de Quionga é uma importante fonte de combustível lenhoso, alimento e medicina para a comunidade local, que para além da pesca nos canais, a madeira é regularmente explorada para o fabrico de barcos e casas (*X. granatum*), objectos de artesanato (*R. mucronata*) e curativos pós-parto (*S. alba*). As espécies descritas em Quionga, coincidiram com as identificadas em outras regiões de ocorrência do mangal em Moçambique, diferindo pela ausência de *Lumnitzera racemosa* (Balidy et al., 2005; Macamo et al., 2008), *Heritiera littoralis* (Mandlate, 2013) e a *Pemphis acídula* (Barbosa et al., 2001). Esta diferença associa-se às condições físico-químicas assim como as ambientais a larga escala, como clima, latitude e longitude, o que influencia na distribuição local e geográfica de determinada espécie (Deshmukh, 1986; Lamprecht, 1990). A diversidade do mangal foi baixa ($H' = 0,61$), mesmo considerando que Moçambique contem a mais alta diversidade de espécies em África, com 10 espécies (Barbosa et al., 2001). A sua distribuição e abundância são influenciadas pelas características geográficas e topográficas, sendo que a zona norte (arenoso) e sul (coralino), são menos diversas, e a zona centro mais rica e diversa, pela influência de vários rios e estuários ricos em nutrientes (Fatoyinbo et al., 2008). Embora a área deste estudo seja influenciada pelo rio Rovuma, o seu efeito pode cingir-se apenas na altura e diâmetro. A dominância das espécies da família Rizophoraceae, pode justificar o baixo índice devido a sua estrutura fisionómica assim como seu complexo sistema de raízes (Azyleah et al., 2014), porém, há zonas em que ocorre e a sua diversidade foi comparativamente elevada, tal como descrita por outros autores, $H' = 3,29$ (Murdiyarsa et al., 2011), $H' = 0,99$ (Mandlate, 2013) e $H' = 1,31$ (Azyleah et al., 2014). A zóna das espécies de mangal foi semelhante ao padrão descrito por Richmond (2002) e Barbosa et al. (2001), mediante tolerância a variação da maré, onde *Sonneratia alba* dominou o estrato inferior, sendo o estrato intermédio e o mais diverso, constituído pela comunidade *Bruguiera-Rhizophora-Ceriops*, com o sistema radicular totalmente exposto, seguido por *Avicennia marina*, com hábito arbustivo, porém, apresentando dupla zóna, sendo altas na direcção ao mar (Bentjee e Bandeira, 2007; Richmond, 2002). A tendência de corte do mangal em Quionga foi para as espécies *R. mucronata* e *A. marina*, sugerindo uma combinação de utilização de tipos de estacas, incidindo nas classes de diâmetro, entre 2,5 cm a 5 cm, e maioritariamente nos intervalos de 10 cm a 15 cm. Esta seletividade, depende da abundância,

disponibilidade, consistência, e os objetivos do corte (Kalk, 1995; Kairo et al., 2002), recaindo sobre indivíduos entre o suficientemente pequeno para permitir o transporte por mulheres e crianças e o suficientemente grande para serem comercializáveis (Alongi e Carvalho, 2008). O corte do mangal, mesmo a pequena escala, pode afetar de forma negativa o estado de uma floresta, podendo estimular o crescimento dos propágulos, mas reduzindo a sua produção (Macamo et al., 2008), bem assim, desequilibrar a cadeia trófica e minimizando os bens e serviços.

O mangal de Moçambique constitui a terceira mais larga extensão em África, com 396,080 ha (Barbosa et al., 2001), porém não existe nenhuma legislação específica para a sua proteção, estando classificado no regulamento da Lei de Florestas e Fauna Bravia (nº 10/99), como “*Espécies produtoras de Madeira da terceira classe*”, generalizando seu diâmetro mínimo de corte (30 cm), o que contrasta com os diâmetros alvo em Quionga (10 a 15 cm), Pemba (2.5 a 5 cm) e Baía de Sofala (5 a 10 cm, e 2,5 a 10 cm), presumindo fraco conhecimento e disseminação deste instrumento. Embora seja evidente que o crescimento em altura e diâmetro das espécies, a distribuição do número de árvores por classe de diâmetro pode variar muito de uma espécie para outra ou de um grupo de espécies para outro, registando-se uma ampla variação entre espécies e dentro de uma espécie, no crescimento diâmetro em florestas, estudos que quantifiquem e mapeiem este panorama em Moçambique, são bastante reduzidos, o que ainda não poderá justificar sugestões de reajustamento específico e direcionado da legislação para a conservação e tamanhos de corte do mangal, porém, a proteção deverá ser contínua. As espécies *Rizophora mucronata* e *Ceriops tagal* apresentaram maior adaptabilidade para regenerar em Quionga, demonstrando maior sucesso no crescimento e colonização da maior parte da área. Estes resultados diferiram com os encontrados no Sul de Moçambique (Balidy et al., 2005), em Mize e Mahate no Norte (Macamo et al., 2008), no Centro (Mandlate, 2013), onde a *Avicennia marina* apresentou maior densidade de jovens. Registos de maior adaptabilidade de *Rizophora mucronata* são reportados como comuns na região continental, seja na forma natural assim como em replantios (Kairo, 2002). O sucesso do crescimento das espécies pode ser influenciado por diversos fatores, como abate do mangal, invasão de ervas daninhas como *Acrosticum aereum* e *Phragmites australis* que dificultam a fixação dos propágulos, alteração de condições hidrológicas e fraca precipitação (Rubin, 2004). Adicionalmente, as diferenças no crescimento podem variar no mesmo local, estando relacionadas com a receção e tolerância à luz pelas diferentes espécies, o que culmina com maior crescimento das árvores que recebem e toleram mais luz, sendo observado diferenças no crescimento de acordo com o grupo de espécies (Lamprecht, 1990; Kulima, 1999; Swaine et al., 1987). Geralmente a taxa de regeneração, crescimento e acumulo da biomassa é elevado em florestas não deturpadas ou moderadamente exploradas, o que implica a existência de um nível de exploração que garanta o desenvolvimento das estacas (Ajonija et al., 2014). A FAO (1994) recomenda um mínimo de 12 árvores/ha de árvores de mangal parentes deverão ser retidos durante as operações da exploração, de forma a servir de provedores de sementes para as gerações vindouras. A biomassa, indicador relevante para a quantificação da matéria viva da floresta, demonstrou valores discrepantes, com maior quantidade na componente arbórea e menor nas raízes, e com o carbono também maior nas árvores, resultados que convergem com os encontrados por Bosire et al. (2012) no Delta de Zambeze, Mandlate (2013) na Baía de Sofala, e Azyleah et al. (2014) nas Filipinas em que registaram maior quantidade de carbono na componente arbórea acima dos solos (árvores) quando comparado a quantidade registada nas raízes, com valores de carbono por hectare: 160,2 e 53,62 ton/C, 28,82 e 25 ton/C, 263,8 e 92,3 ton/C para as árvores e raízes, respetivamente. Murdiyarsa et al. (2011), afirmam que, as árvores

sempre representam a maior fracção da biomassa total da floresta, à semelhança do encontrado neste estudo. Ajonija et al. (2014) no estudo realizado nos mangais dos Camarões, também demonstra maior quantidade de carbono na matéria viva acima do substrato (467 tonC ha^{-1}) comparativamente as raízes (151 tonC ha^{-1}), porém a maior quantidade de carbono neste sistema esteja depositada no solo ($967,4 \text{ tonC ha}^{-1}$), justificado pela maior variabilidade de amostras e pela elevada influência de depósitos aluviais e inundação por marés. Embora se acredite que a produtividade florestal seja maior próximo do equador, e cada vez mais reduzida com o aumento da latitude, Saenger e Snedaker (*in* Fatoyimbo et al., 2008) revelam que o mangal segue o mesmo padrão no que diz respeito a altura das árvores, sua biomassa e a liteira. Porém, Fatoyimbo et al. (2008) não encontrou uma correlação significativa entre a biomassa e altura, no gradiente latitudinal em Moçambique, tendo observado uma proporcionalidade entre a biomassa e a altura, onde a proximidade a água doce foi o facto mais determinante, com os mangais estuarinos do Limpo a 25° de latitude e os mangais do delta do Zambeze a 18° de latitude os que mais crescem em altura, o que sugere que a disponibilidade de nutrientes é crucial para o seu crescimento, condições estas que se verificam em Quionga, visto que a zona é profundamente influenciada pelo rio Rovuma. De entre outros, esta diferença resulta também da composição florística, estrutura fisionómica, idade das árvores, estado de conservação e área de amostragem, o que corabora com os resultados obtidos por Bosire et al. (2012) no mangal do Delta do Zambeze, que se apresenta denso, intacto e o diâmetro das árvores está acima de 45 cm, a espécie dominante é *Sonetaria alba* que caracteristicamente apresenta diâmetros elevados, diferindo de valores baixos de Mandlate (2013) na Baía de Sofala, pelo nível de exploração influenciado pelas atividades periurbanas assim como presença de árvores finas, tal como refere Murdiyarsa et al. (2011), que a falta de árvores com diâmetros maiores em Segara Anakan, Central Java influenciou para o baixo valor da biomassa e carbono. No presente estudo, a espécie *Rhizophora mucronata* foi a mais abundante e que mais carbono sequestrou, porém, os valores globais de carbono podem ter sido influenciados pela ausência de espécies de diâmetros maiores assim como a baixa extensão da área amostrada.

CONCLUSÕES

Com o bom estado de conservação do mangal e elevada quantidade de carbono sequestrado pelas árvores e raízes do mangal de Quionga, estes resultados ilustram detalhes relevantes para tomada de medidas de gestão e conservação, relevando-se uma boa implicação/contribuição para estratégias REDD+, existindo uma forte possibilidade de incentivo para a conservação e uso sustentável de mangais intactos sob égide das mesmas estratégias, do que permitir a desflorestação e conseqüente replantio. Ações deverão basear-se nas seguintes conclusões específicas:

- Seis espécies de mangal foram identificadas, nomeadamente: *Avicennia marina*, *Bruguiera gymnorhiza*, *Ceriops tagal*, *Rhizophora mucronata*, *Sonneratia alba* e *Xylocarpus granatum*;
- O estado de conservação do mangal é bom, 70% do mangal foi intacto, 22% com corte parcial, 1% com corte profundo, 4% reduzido a cepo e 3% morto por causas naturais;
- A maioria das estacas foram eretas (66%), tornando-as mais suscetíveis a intervenção humana, sendo que as semi-erectas e muito ramificados tiveram valores quase similares, 17 e 18%, respetivamente;

- As espécies *Rizophora mucronata*, *Ceriops tagal*, *Xylocarpus granatum* e *Bruguiera gymnorhiza* apresentaram maior adaptabilidade de regeneração natural;
- A maior quantidade da biomassa e carbono na vegetação do ecossistema do mangal de Quionga está representada pelas árvores com cerca de 129,20 ton/ha e 62,02 tC/ha que corresponde a 80,26%. E as raízes apresentaram uma média de biomassa de 39,09 ton/ha e media de carbono de 15,25 tC/ha o que corresponde a 19,74%. A média total de biomassa foi estimada em 168,29 ton/ha e do carbono total em 77,27 tC/ha.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adame MF, Santini NS, Tovilla C, Vázquez-Lule A, Castro L, Guevara M (2015). Carbon stocks and soil sequestration rates of tropical riverine wetlands. *Biogeosciences* 12(12): 3805-3818.
- Adame M, Kauffman JB, Medina I, Gamboa JN, Torres O (2013). Carbon Stocks of Tropical Coastal Wetlands within the Karstic Landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS ONE* 8(2): e56569.
- Ajonija GJ, Kairo G, Grimsditch G, Sembres T, Chuyong G, Mibog DE, Nyambane A, Gerald CF (2014). Carbon pools and multiple benefits of mangroves in Central Africa: Assessment for REDD+. 72pp.
- Alongi DM, Sasekumar A, Chong VC, Pfitzner J, Trott LA, Tirendi F, Dixon P, Brunskill GJ (2004). Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: estimates of land-ocean-atmosphere exchange in peninsular Malaysia. *Marine Geology* 208: 383-402.
- Alongi DM (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29 (3): 331-349.
- Alongi DM (2014). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon Management* 3(3). Australian Institute Marine Science. Australia.
- Alongi DM (2011). Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. Australian Institute of Marine Science, PMB 3, Townsville MC, Queensland 4810, Australia.
- Alongi, DM, Carvalho NA (2008). The effect of small-scale logging on stand characteristics and soil biochemistry in mangrove forests of Timor Leste. *Forest Ecology and Management* 225: 1359-1366.
- Azyleah A, Castillo JA, Lee YJ (2014). Species diversity, biomass, and carbon stock assessments of a natural mangrove forest in palawan, Philippines. *Pakistan Journal of Botany* 46(6): 1955-1962.
- Baird C (2002). Química ambiental. Bookman, 2ª ed. Porto Alegre.
- Balidy HJ, A Siteo, M Menomussanga, PL Pires (2005). Avaliação dos níveis de corte, composição específica e regeneração natural de mangal no Sul de Moçambique. CDS-ZC. 20 pp.
- Bandeira SO, Macamo CCF, Kairo JG, Amande F, Jiddawi N, Paula J (2009). Evolution of mangrove Structure and Condition in two trans-boundary áreas in the Western Indian Ocean. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19: S46-S55.
- Barbosa F, Cuambe C, Bandeira S (2001). Status and distribution of mangroves in Mozambique. *South African Journal Botany* 67: 393– 398.
- Beentje H, Bandeira S (2007). *Field Guide to the Mangrove Trees of Africa and Madagascar*. Kew Publishing: UK.
- Bosire J, Bandeira SO, Rafael J (2012). Coastal Climate Change Mitigation and Adaptation through REDD+ Carbon Programmes in Mangroves in Mozambique: Pilot in the Zambezi Delta. Component: Determination of Carbon Stocks through localized allometric equations. Kenya Marine and Fishers Research Institute, U.E.M & WWF (não publicado).
- Breton C, Breton CRM, Marron MR, Quiroz CAV, Cahuich AE (2011). Determination of carbon Sequestration rate in soil of mangrove forest in Campeche, Mexico. *International Journal of Energy and Environment* 3(5):54-74.
- Brown S (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer. Rome: FAO,
- Brown S, Gillespie AJR, Lugo AE (1989). Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. *Forest Science* 35: 881-902.
- Cassol HLG (2013). Estimativa de biomassa e estoque de carbono em um fragmento de floresta ombrófila mista com uso de dados ópticos de sensores remotos. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 143 pp.

- Chavan BL et al. (2010). Sequestered standing carbon stock in selective tree species grown in university campus at Aurangabad, Maharashtra, India. *Journal of International Engineering Science and Technology* 2(7): 3003-3007.
- Chibite ALS (2002). Estudo sobre as causas de Degradação Do Mangal e o Nível de Regeneração em Catembe. Universidade Eduardo Mondlane, FAEF, Secção de Economia e Maneio Florestal. 68 p.
- Clough BF, Scott K (1989). Allometric relationships for estimating above-ground biomass in six mangrove species. *Forest Ecology and Management* 27: 117-127.
- Comley BWT, McGuinness K A (2005). Above and below-ground biomass, and allometry of four common northern Australian mangroves. *Australian Journal of Botany* 53: 431-436.
- Chrisman N (2001). *Exploring Geographical Information Systems*, 2nd Edition. Wiley.
- Cohen MCL, Lara RJ (2003). Temporal changes of mangrove vegetation boundaries in Amazônia: Application of GIS and remote sensing techniques. *Wetlands Ecology and Management* 11(4): 223-231.
- Cunningham AB (2001). *Applied Ethnobotany: People, wild plant use and conservation*. Earthscan Publication Ltd, London, 300 p.
- Deshmukh I (1986). *Ecology and tropical biology*. Blackwell Scientific Publications. USA. 387 p.
- Donato DC, Kauffman JB, Murdiyarto D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geosciences* 4: 293-297.
- Fatoyinbo TE, M Simard, RA Washington-Allen, HH Shugart (2008). Landscape-scale extent, height, biomass, and carbon estimation of Mozambique's mangrove forests with Landsat ETM+ and Shuttle Radar Topography Mission elevation data, *Journal of Geophysical Research* 113: G02S06.
- FAO (1994). *Utilization of Bonga (Ethmalosafimbriata) in West Africa*. Fisheries Circular No. 870. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization.
- FAO (1997). *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer*, Rome, Italy, FAO Forestry paper, 134.
- FAO (2007). *The World's Mangroves 1980-2005, A Thematic Study Prepared in the Framework of the Global Forest Resources Assessment - 2005*. Roma.
- Garrido S, Cuamba E (2011). Avaliação dos níveis de corte, Composição específica, Regeneração Natural e Formas de Uso de Mangal no Distrito de Mecufi. *CEPAM, Arquivos sin Fronteiras*.
- Gibbs H, Brown S, Niles JO, Faley JA (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REED a reality. *Environmental Research Letters*: 045023.
- Gir C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, et al. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20: 154-159.
- Hosokawa RT, Moura JB, Cunha US (1998). *Introdução ao manejo e economia de florestas*. Curitiba: Ed UFPR, 162 p.
- Huxham M, Kiman E, Augley J (2004). Mangrove fish: a comparison of community structure between forested and cleared habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(4): 637-647.
- Jana BK, Biswas S, Majumder M, Pankaj KR, Mazumdar A (2009). Carbon sequestration rate and aboveground biomass carbon potential of 4 young species. *Journal of Ecological Natural Environment* 1(2): 015-024.
- José JA (2009). Avaliação ecológica da floresta do mangal do posto administrativo do Zongoene na Foz do Rio Limpopo, após cheias de 2000. Tese de Mestrado Em Desenvolvimento Rural-Ramo Gestão dos Recursos Naturais, Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- Jones TG, Ratsimba R, Ramorinorotsihorana L, Cripps G, Bey A (2014). Ecological Variability and Carbon Stock estimates of Mangrove Ecosystem in Northwestern Madagascar. *Forest* 5: 177-205
- Kairo JG, JKS Lang'at, F Dahdouh-Guebas, J Bosire, M Karachi (2008). Structural development and productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. *Forest Ecology and Management* 255(7): 2670-2677.
- Kairo JG, Dahdouh-Guebas F, Gwada PO, Ochieng C, Koedam N (2002). Regeneration status of mangrove forests in Midas Creek, Kenya. *Ambio* 31: 562-568.
- Kalk M (1995). *A natural history of Inhaca Island Mozambique*. Third edition, Wittersrand University press, Cape Town, 395 p.
- Katherisan K, Bigham BL (2001). Biology of Mangrove Ecosystems. *Advances in Marine Biology* 40:81-251.
- Kauffman JB, Donato DC (2012). Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. CIFOR, Bogor, Indonesia.
- Kauffman JB, Heider C, Cole T, Dwire KA, Donato DC (2011). Ecosystem Carbon pools of Micronesian mangrove forests: implications of land use and climate change. *Wetlands* 31(2):343-352.
- King MC, Beazley KF (2005) Selecting focal species for marine protected area network planning in the Scotia-Fundy region of Atlantic Canada. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 367-385.

- Kirui BYK (2007). Biodiversity and recovery of ecosystem function in replanted mangroves at Gazi Bay, Kenya. Technical Report WIOAMSA – MARG I No. 2007 – 03. 33pp
- Komiyama A, Pongpan S, Kato, S (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology* 21: 471–477.
- Krebs CJ (1989). *Ecological Methodology*. New-York: Harper-Collins Publishers.
- Kulima (1999). Mangal ilusão ou realidade. Reconstituição do mangal ilusão ou realidade. Relatório Anual, Kulima, Maputo, 58 p.
- Lamprecht H (1990). *Silvicultura nos Trópicos*. Cooperação Técnica-RFA.Eschborn. 343 p.
- Losi CJ, Siccama TG, Condit R, Morales JE (2003). Analysis of alternative methods for estimating carbon stock in young tropical plantations, USA. *Forest Ecology and Management* 184: 355–368.
- Macamo C, Cangy F, Bandeira S (2008). Formas de uso, estrutura e estado de conservação de Mangal de Mize e Muchara - Baía de Pemba, Cabo Delgado. Universidade Eduardo Mondlane & Instituto Nacional de Investigação Pesqueira, 23 p.
- Magalhães TM, Seifert T (2015). Estimation of Tree Biomass, Carbon Stocks, and Error Propagation in Mecrusse Woodlands. *Open Journal of Forestry* 5: 471-488.
- Magurran AE (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press. Princeton, New York. 179 p.
- Mandlate LJC (2013). Mangal da Baía de Sofala: Caracterização Ecológica e Estimativa do Carbono sequestrado. Dissertação de Mestrado em Educação e Ciências Agrárias-ramo silvicultura. FAEF. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane. 99 p.
- Manzatto AG (2001). Dinâmica de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no Município de Rio Claro, SP: diversidade, riqueza florística e estrutura da comunidade no período de 20 anos (1978-1998). Dissertação de Mestrado. Rio Claro.
- Martins FR (1991). *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas, São Paulo. Ed. UNICAMP. 54 p
- Marzoli A (2007). Relatório do inventário florestal nacional. Maputo, Moçambique. Direcção Nacional de Terras e Florestas. Ministério da Agricultura.
- Matusse EM (2014). Quantificação de carbono em terrenos florestais: estudo de caso de Lugela, província da Zambézia. Dissertação de Mestrado em Educação e Ciências Agrárias-ramo silvicultura. FAEF. Universidade Eduardo Mondlane, Maputo. 84 p.
- Matusse RM (1992). *Os Mangais de Moçambique e o seu estado de desmatamento (1990 a 1992)*. Unidade de Inventário Florestal (DNFFB), Ministério da Agricultura, República de Moçambique.
- Mavie EB (2012). Estimativa de Perdas de Carbono Associados com Mudanças da Cobertura Florestal. Tese de Licenciatura em Engenharia Florestal. FAEF. Universidade Eduardo Mondlane, Maputo. 70p.
- McLeod E, Chmura GL, Bouillon S, Salm R, Bjork M, Duarte CM, Lovelock CE, Schlesinger WH, Silliman BR (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(10): 552–560.
- Melo AS (2008). O que ganhamos, confundido, riqueza de espécies, Equilíbrio em um índice de diversidade? *Biota Neotropical* 8(3): 021-027.
- MICOA (2008). Relatório do estudo de avaliação da interacção entre a biodiversidade e pobreza em Moçambique. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental; Maputo. Direcção Nacional de Gestão Ambiental.
- MICOA (2015). Estratégia e plano de acção nacional para restauração de Mangal 2015 – 2020. CDSZC. Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural.
- Ministério da Administração Estatal (2005). Perfil do Distrito de Palma – Provincia de Cabo Delgado. Moçambique. 52 p.
- Murdiyoso D, Donato D, Kauffman JB, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M (2011). Carbon Storage in Mangrove and peatland ecosystem. Indonesia. CIFOR. Working Paper 48.
- Ong E (2002). The Hidden Costs of Mangrove Services: Use of Mangroves for Shrimp Aquaculture. The International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP).
- Patil V, Singh A, Naik N, Seema U, Sawant B (2012). Carbon Sequestration in mangroves ecosystems. *Journal of Environmental Research and Development* 7(1): 576-583.
- Pearson T, Walker S, Brown S (2005). *Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects*. 1st Ed. 158 p.
- Pereira C, Coelho C (2013). Mapping erosion risk under different scenarios of climate change for Aveiro coast, Portugal. *Natural Hazards* 69(1): 1033–1050
- República de Moçambique (2002). *Regulamento da Lei de Florestas e Fauna Bravia, nº 10/99*. DECRETO N ° 12/ 2002.

- Raffli TP, Usher G, Niles J O (2007) Reducing Carbon Emission from Deforestation in the Ulu Masen Ecosystem, Aceh, Indonesia. Provincial Government of Nanggroe Aceh Darussalam, Fauna & Flora internacional e Carbon Conservation Pty.
- Renner RM (2008). Seqüestro de Carbono e viabilização de novos reflorestamentos no Brasil. São Paulo. 15pp
- Rezende D, Merlin S (2009). Biodiversidade e Carbono Social. Edições Afrontamento e Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro. Ed 1252, Coleção Biologicando 4
- Ribeiro N, Almeida AS, Benard S G, Cristian S (2002). Manual de silvicultura tropical. Universidade Eduardo Mondlane. Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. Departamento de Engenharia Florestal. Publicado com apoio da FAO, ProjectoGCP/Moz/056/Net.
- Richmond MD (ed.) (2002). A Field Guide to the Seashores of Eastern Africa and the Western Indian Ocean Islands. Sida/SAREC – UDSM. 461 p.
- Robertson P, Alongi DM (1992). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation* 29 (3): 331-349.
- Ryan CM (2009). Carbon cycling, fire and Carbon cycling, fire and phenology in a tropical Savanna woodland in Nhambita, Mozambique. PhD thesis, University of Edinburgh, Edinburgh. 257 p.
- Rubin JA, Gordon C, Amatekpor JK (1999). Causes and Consequences of Mangrove Deforestation in the Volta Estuary, Ghana: Some Recommendations for Ecosystem Rehabilitation. *Marine Pollution Bulletin* 37(8-12): 441-449.
- Saket M, Matusse RM (1994). Estudo da Taxa de Desflorestamento da Vegetação de Mangal em Moçambique. FAO/PNUD, MOZ/92/013, Unidade de Inventário Florestal (DNFFB), Ministério da Agricultura, Maputo. 9 p.
- Salati E (1994). Emissão x seqüestro de CO₂ – uma nova oportunidade de negócios para o Brasil. In: Seminário Emissão X Sequestro de CO₂ – Uma Nova Oportunidade De Negócios Para o Brasil, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro: CVRD, pp. 15-37.
- Shapiro A C, Trettin CC, Kuchly H, Alavinapanah S, Bandeira S (2015). The Mangroves of the Zambezi Delta: Increase in Extent Observed via Satellite from 1994 to 2013. *Remote Sensing* 7: 16504-16518.
- Silveira P (2010). Estimativa Da Biomassa E Carbono Acima Do Solo Em Um Fragmento De Floresta Ombrófila Densa Utilizando O Método Da Derivação Do Volume Comercial. *FLORESTA* 40:789-800.
- Silveira P, Koehler HS, Sanquetta CR, Arce JE (2008). O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. *Floresta, Curitiba, Pr*, V.38.
- Simard M, Zhang K, Rivera-Monroy VH, Ross MS, Ruiz PL, Castañeda-Moya E, Twilley RR, e Rodriguez E (2006). Mapping Height and Biomass of Mangrove Forests in Everglades National Park with SRTM Elevation Data. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 72(3): 299–311.
- Sitoe AA, Tchaúque F (2007). Medição da Biomassa Florestal utilizando informação do inventário florestal. Unidade de Inventário Florestal. Ministério da Agricultura. UEM. Maputo.
- Sitoe AA, Mandlate LJC, Guedes BS (2014). Biomass and carbon stocks of Sofala bay mangrove forests. *Forests* 5(8): 1967-1981.
- Sjöling S, Mohamed SM, Lyimo TJ, Kyaruzi JJ (2005). Benthic bacterial diversity and nutrient processes in mangroves: impact of deforestation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 63(3): 397-406.
- Taylor M, Ravilious C, Gree EP (2003). Mangroves of East Africa, Cambridge/United Kingdom, UNEP World Conservation Monitoring Centre.
- Tomo FA (2012). Estimativas de stock de carbono nas florestas de miombo em Gondola. Tese de Licenciatura, DEF, FAEF, Universidade Eduardo Mondlane. 63 p.
- Tchaúque FDDLJ (2004). Avaliação da Biomassa Lenhosa Aérea no Corredor da Beira, Maputo, Moçambique. DEF, UEM.
- UNEP/GPA (2003), The Economic Valuation of Alternative Uses of Mangrove Forests in Sri Lanka. Report prepared by Dr. BMS Batagoda, The Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land based Activities, GPA Coordination Office Kortenaerkade, 1 2S18 AX, The Hague, The Netherlands.
- United Nations Environment Programme (1994). Assessment and monitoring of climatic change impacts on mangrove ecosystems. UNEP Regional Seas Reports and Studies. Report n°. 154.
- Watson C (s/d). Forest Carbon Accounting: Overview & Principles. UNDP/UNEP/UNEP RISO CENTRE.
- Williams C A, Hanan NP, Neff JC, Scholes RJ, Berry JA, Denning AS, Baker DF (2007). Africa and the global carbon cycle. *Carbon Balance and Management* 2(2): 2-3.
- Woomer P L, Palm CA, Alegre JC, Castilla C, et al. (2000). Slash-and-burn effects on carbon stocks in the humid tropics. In: R Lal, JM Kimble, BA Stewart (Eds.), *Global climate change and tropical ecosystems*. CRC Press, Boca Raton. pp. 99-115.