UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

JULIANA CARANGE TISCHER

Ciclagem de nitrogênio no solo de manguezal em diferentes estágios de regeneração em Fortaleza (CE)

Piracicaba
2018

JULIANA CARANGE TISCHER

Ciclagem de nitrogênio no solo de manguezal em diferentes estágios de regeneração em Fortaleza (CE)

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 60 18 de 2011

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente

Orientador: Profª. Drª Marisa de Cássia Piccolo

Piracicaba
2018

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Tischer, Juliana Carange

Ciclagem de nitrogênio no solo de manguezal em diferentes estágios de regeneração em Fortaleza (CE) / Juliana Carange Tischer; orientadora Marisa de Cássia Piccolo. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 60 18 de 2011. - - Piracicaba, 2018.
50 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Carbono 2. Ciclos biogeoquímicos 3. Ecossistemas de mangue 4. Isótopos estáveis 5. Matéria orgânica do solo 6. Nitrogênio 7. Química do solo 8. Reflorestamento I. Título.

CDU(574.4 + 633.876) : 621.039.8

Elaborada por:
Marilia Ribeiro Garcia Henyei
CRB-8/3631
Resolução CFB Nº 184 de 29 de setembro de 2017

Ao meu filho amado, Daniel, razão de viver, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me ensinou a importância de cada estação, da amizade e da boa vontade!

A Universidade de São Paulo e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Centro de Energia Nuclear na Agricultura, pela realização do curso de mestrado.

A Profa. Marisa de Cássia Piccolo, pela orientação.

Aos professores do Laboratório de Ecologia Isotópica Plínio de Camargo, Marcelo Moreira e especialmente ao Prof. Luiz Antônio Martinelli pelos ensinamentos e apoio.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa.

Ao Prof. Tiago Osório Ferreira por compartilhar deste trabalho, aos pós-graduandos Gabriel e Hermano pela disposição nas coletas e ao Dr. Marcos Siqueira Neto pela colaboração.

Aos ambientalistas Rusty Sa Barreto e Fabiana Pinho pelo trabalho fantástico que desenvolvem no Ecomuseu Natural do Mangue do Sabiaguaba; este trabalho não seria possível sem os esforços de restauração dessa área!

Aos amigos do Laboratório de Ciclagem de Nutrientes (LCN), Adibe e Lucas pela baia compartilhada, George, Cristiane, Marina, Rodrigo, Silvinha e Wanderley, por todos os bons momentos e incertezas compartilhados, e ao técnico Guilherme pela ajuda no preparo de amostras e análises. Também aos amigos do Laboratório de Ecologia Isotópica (LEI), Gabriela, Janaina, Luciana, Luiza, Osmarina, Melissa, Pablo, Robson, Rosangela, Taciana, Thais e aos técnicos Fabiana, Toninha, Geraldo e Edmar.

Um agradecimento especial à querida Siglea: mana, você é fantástica; nem em duas vidas conseguirei retribuir!

As amigas piracicabanas Angie, Adriele e Cauana por todos os bons momentos de convivência na nossa casa!

A minha família, em especial à minha mãe, Raquel, por me apoiar nas minhas escolhas, ao meu irmão Augusto, por todos os momentos compartilhados, à minha amada avó, Dona Julia Carange (*in memorian*) pelo amor que sempre me dedicou, aos meus tios queridos Joana e Donizeti Andrade por todo o suporte, desde sempre e para sempre.

As queridas Cris, Dona Cinira e Dona Beatriz, que me ajudaram na obra mais importante da minha vida: cuidar do meu tesouro!

As amigas Alexsandra Soares e Luciana Monteiro: vocês fizeram diferença na minha vida em 2017!

As amigas e colegas de profissão, querida Keila, pelo seu incentivo, companheirismo, amizade e acolhidas desde os tempos de estágios e a comadre *Msc*. Melina Gomes, pela amizade incondicional de tantos anos, capaz de me dar conforto nos piores momentos e ser a melhor companhia para viver todas as aventuras!

Ao meu querido Fábio Cappellano, pela colaboração na revisão do texto, por todo carinho e motivação deixo registrado meu amor e admiração por você!

E finalmente ao meu maior motivo: Daniel, por ser a calma e a paz que me enche de alegria, eu te amo!

Gratidão!

RESUMO

TISCHER, J. C. **Ciclagem de nitrogênio no solo de manguezal em diferentes estágios de regeneração em Fortaleza (CE)**. 2018. 50 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.

O manguezal é um ambiente dinâmico, exportador de matéria orgânica para os ecossistemas associados oferecendo inúmeros serviços ambientais, além de possuir importância social e econômica e cumprir um papel significativo no armazenamento de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo. Grande parte dessas florestas encontram-se degradadas devido ao uso indevido dessas áreas, influenciando os ciclos biogeoquímicos desses ambientes. Contudo, são escassos os trabalhos de regeneração de manguezais e a avaliação simultânea da ciclagem de nitrogênio nas áreas em diferentes estágios de regeneração. Assim, o objetivo deste estudo foi caracterizar o nitrogênio da vegetação e do solo de manguezal localizado no Rio Cocó em Fortaleza (CE) em diferentes estágios de regeneração da vegetação. O estudo foi realizado em quatro áreas, sendo uma não vegetada, duas em regeneração plantadas há três e sete anos e uma preservada. Foram quantificados os teores elementares e isotópicos de C e N na vegetação e no solo, além do nitrogênio inorgânico (N-amônio e N-nitrato) no solo. Os resultados indicaram que a regeneração de manguezais promove o aumento dos teores de C e N no solo ao considerar maiores valores na área referência em relação a área sem vegetação arbórea e que na área de regeneração de sete anos os teores foram maiores que na área de três anos, além disso, não houve diferença na assinatura isotópica de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$. Assim, destaca-se a importância das iniciativas de regeneração das áreas de manguezais degradados, pois em sete anos foi possível identificar diferenças significativas entre os indicadores de qualidade do solo na área em regeneração há sete anos e a área sem vegetação arbórea.

Palavras-chave: Regeneração de manguezais. Ecossistemas costeiros. Isótopos estáveis.

ABSTRACT

TISCHER, J. C. **Nitrogen cycling in mangrove soils at different stages of regeneration in Fortaleza (CE)**. 2018. 50 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.

The mangrove is a dynamic environment, expoter of organic material to the associated ecosystems offering uncountable environmental services, besides having social and economical importance and playing a significative role in carbon (C) and nitrogen (N) storage in the soil. Great part of these forests find themselves degradated due to improper use of these areas, influencing the biogeochemic cycles of these environments. However, the mangrove regeneration works are rare and simultaneous examination of the nitrogen cycling in the areas in different stages of regenaration, though. Thus, the objective of this study was to characterize the nitrogen of the vegetation and the soil of the mangrove placed at Rio Cocó in Fortaleza (CE) in different stages of regeneration of the vegetation. The study was conducted in four areas, being one non-vegetated, two in regeneration planted for three and seven years and a preserved one. Were quantified the levels of elemental and C and N isotopics in the vegetation and the soil, besides inorganic nitrogen (N-amonium and N-nitrate) in the soil. The results have shown that the regeneration of mangroves improve the increase of C and N levels in the soil when considering bigger values in the referred area in relation to the area without arboreal vegetation and that in the seven years regeneration area the levels were greater than in the three years area, despites that, there weren't differences in isotopical signatures ^{15}N and ^{13}C. Thus, it highlights the importance of the initiatives of regeneration of the degraded mangrove areas, because in seven years it was possible to identify significative differences among the soil's quality indicators in the seven years regeneration area and the area without arboreal vegetation.

Keywords: Regeneration of mangroves. Coastal ecosystems. Stable isotopes.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 13
2 REVISÃO DE LITERATURA 15
2.1 Ecossistema manguezal 15
2.2 Solos de manguezais 17
2.3 Dinâmica de nitrogênio nos solos de manguezal 18
3 MATERIAL E MÉTODOS 24
3.1 Localização e caracterização climática da área de estudo 24
3.2 Caracterização do manguezal do rio Cocó 24
3.3 Descrição das áreas de estudo 26
3.4 Amostragem do material vegetal e do solo 28
3.5 Análises 30
3.5.1 Determinação do teor elementar e isotópico de carbono e nitrogênio do solo e da vegetação 30
3.5.2 Determinação do nitrogênio inorgânico do solo 31
3.6 Análise estatística dos dados 31
4 RESULTADOS 32
4.1 Caracterização da vegetação 32
4.2 Teores de C e N no solo 32
4.3 Amônio e Nitrato do solo 35
5. DISCUSSÃO 36
5.1 Caracterização da vegetação 36
5.2 Teores de C e N no solo 37
5.3 Amônio e nitrato do solo 39
6 CONCLUSÃO 41
REFERÊNCIAS 42

1 INTRODUÇÃO

O Brasil abriga a segunda maior área de manguezal do mundo, cerca de 13.000 km^2, que se estende do Estado do Amapá até o Estado de Santa Catarina (SPALDING et al., 2010; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990). É de amplo conhecimento a importância da conservação das áreas de manguezais. Apesar de a legislação brasileira reconhecer os manguezais como Área de Proteção Permanente, considerando sua grande importância para o equilíbrio ambiental na zona de transição entre os ambientes terrestre e marinho (Lei Ordinária nº 12.651/2012), a degradação desse tipo de ecossistema é acentuada em nosso país. Os principais impactos ambientais decorrem do intenso e desordenado processo de urbanização, uso das áreas como salineiras, desenvolvimento de carcinicultura. A maioria dessas atividades resulta na retirada da vegetação nativa, causando distúrbios notáveis tanto na estrutura como no funcionamento dos manguezais (MAIA et al., 2006). A falta de proteção as áreas de manguezais não é somente um problema no Brasil; segundo Zhao et al. (2016) aproximadamente 35% da área de floresta de mangue do mundo foi perdida nas últimas décadas.

A degradação de manguezais é comumente observada na região costeira do Estado do Ceará - Brasil. A ocupação populacional desordenada nesta região atrelada a um ineficiente sistema de saneamento básico favorece a contaminação de manguezais por esgoto doméstico, alterando o ciclo biogeoquímico neste ecossistema e elevando as emissões de gases causadores do efeito estufa (NOBREGA et al., 2016). Concomitantemente com a degradação das áreas de manguezais ocorrem também impactos sociais e econômicos, devido a redução dos recursos naturais utilizados pela população. Os manguezais atuam essencialmente na manutenção da biodiversidade oceânica, funcionando como berçário e fonte de alimento para diversas espécies animais (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 2000). O solo das áreas de mangue apresenta grande conteúdo de matéria orgânica com lenta taxa de decomposição que predomina nesses ambientes devido a salinidade, anaerobiose e potencial redox. Devido a essas características e as interações entre elas, os processos biogeoquímicos nesses ambientes são complexos e pouco compreendidos. A falta desse conhecimento dificulta medidas que visem à regeneração desses ecossistemas após uso inadequado por atividades antrópicas (REEF et al., 2010).

O estudo da dinâmica do carbono e do nitrogênio é fundamental para quantificar o grau de recuperação de áreas em regeneração. Sabe-se que a dinâmica de N no ambiente é complexa, sendo o produto da cobertura vegetal, da decomposição da matéria orgânica e da

ação de fatores abióticos e bióticos, os quais atuam em diferentes escalas espaciais e temporais (CHAPIN et al., 2011). Por este motivo, a literatura ainda apresenta poucos trabalhos que avaliam simultaneamente a ciclagem de nitrogênio em manguezais em diferentes estágios de regeneração. Neste cenário, esta pesquisa propôs caracterizar o manguezal do rio Cocó, localizado em Fortaleza (CE), em um fragmento de bosque de franja em diferentes estágios de recuperação da vegetação. O principal objetivo desse trabalho foi caracterizar o nitrogênio do solo nos diferentes estágios de recuperação do manguezal do rio Cocó. Essa investigação foi feita pela determinação das concentrações de formas inorgânicas de nitrogênio no solo e medidas das taxas de transformação desse elemento. Finalmente, a razão isotópica ^{15}N:^{14}N foi utilizada como integradora da dinâmica do nitrogênio no solo como preconizado por Martinelli et al. (1999).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Ecossistema manguezal

O ecossistema manguezal é geograficamente distribuído entre 60 a 70% de toda a linha costeira nas regiões tropicais e subtropicais, totalizando 15 milhões de hectares, que correspondem a menos de 1% da área de floresta tropical, destacando-se como um tipo distinto de floresta na interface dos ecossistemas terrestre, estuarino e marinho costeiro (GIRI et al., 2011; BARNABAS et al., 2013).

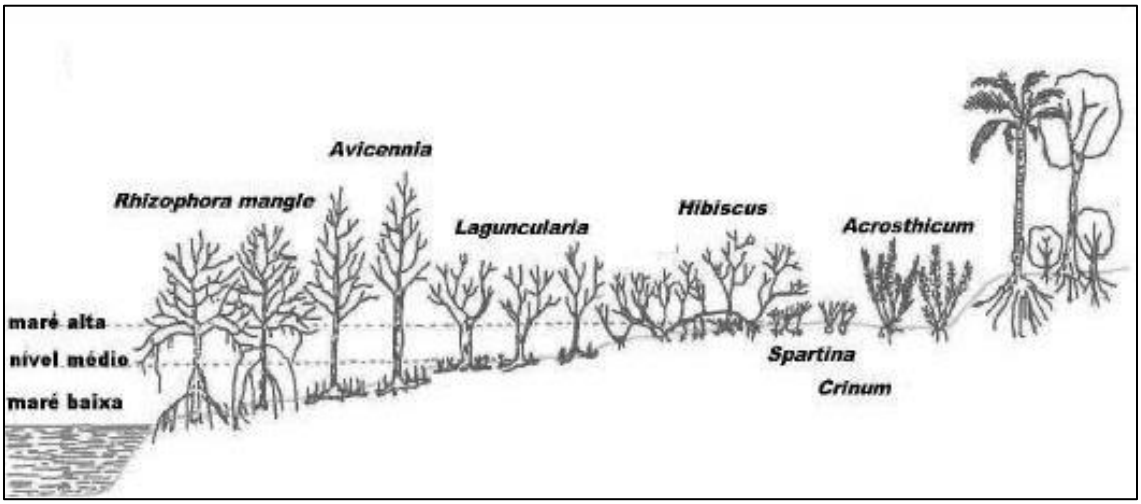
A vegetação halófita arbóreo-arbustiva, denominada mangue, se desenvolve nos solos dos estuários ao longo da zona de influência da maré (MAIA et al., 2006) e apresenta características específicas que tornam esses ecossistemas funcional e estruturalmente únicos, como raízes aéreas, dispersão de propágulos pelas correntes, rápido crescimento de copa, ausência de anéis de crescimento (ALONGI et al., 2002) e ainda alta plasticidade fisiológica que lhe permite utilizar as diferentes formas iônicas resultantes dos processos de oxidação, redução e variações de salinidade do solo conduzido pela hidrodinâmica local (REEF et al., 2010).

Na costa brasileira há ocorrência de sete espécies arbóreas pertencentes às famílias Rhizophoraceae, Verbenaceae e Combretaceae (KJERFVE; LACERDA, 1993; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990). A frequência de espécies arbóreas no litoral nordeste do Brasil é regida pelas condições ambientais locais que variam ao longo da costa e pelo uso das respectivas bacias hidrográficas que também impõem condições para o habitat da fauna e flora dos manguezais (MAIA et al., 2006). As principais espécies que ocorrem no litoral nordestino são: *Rizophora mangle* L., *Avicenia schaueriana* Stapf. & Leech, *Avicenia germinans* L., *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn e *Conocarpus erectus* L. (CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1992; KJERFVE; LACERDA, 1993). Considerando o processo de sucessão ecológica, a colonização por indivíduos *Rhizophora* que fixam os sedimentos devido à anatomia radicial, para em seguida, instalar-se indivíduos *Avicennia* e *Laguncularia* nas áreas mais internas e com solo mais firme ou em manguezais alterados (CEARÁ, 1992; MACEDO, 1986).

Os diferentes graus de desenvolvimento da estrutura vegetal variam conforme a topografia, regime de inundação e características físico-químicas do solo, constituindo os tipos fisiográficos (LUGO; SNEDAKER, 1974; CINTRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI,

1983), já a estrutura regional dos manguezais é caracterizada pelo clima, relevo e pela amplitude das marés (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990) (Figura 1).

Figura 1 – Colonização dos manguezais conforme a maré e declividade



Fonte: Correa et al. (2005).

Os manguezais oferecem muitos serviços que contribuem para a manutenção da biodiversidade nos ecossistemas associados, pois: *i*) são fonte de matéria orgânica particulada e dissolvida para águas costeiras e adjacentes que sustentam a base da cadeia trófica (ODUM, 1970; ANDRADE et al., 2012; ABRANTES et al., 2015; VIANA et al., 2015), *ii*) são eficientes sumidouros de carbono nos trópicos devido a elevada produtividade e alocação de C em biomassa do solo e da reduzida taxa de decomposição da matéria orgânica própria desses ambientes (MCLEOD et al., 2011; LUNSTRUM et al., 2014; LIU et al., 2014; NOBREGA et al., 2016) e *iii*) são importantes áreas de reprodução, desenvolvimento, alimentação e abrigo para espécies marinhas, límnicas e terrestres (BARBIER et al., 2011; SANT'ANA et al., 2014). No entanto, sua conservação e bom funcionamento estão comprometidos pela ocupação humana ao longo das zonas costeiras (BARBIER et al., 2008); estima-se que a perda mundial seja superior a 35% nos últimos 50 anos, equivalente a 1-2% de perda ao ano devido principalmente à aquicultura, à urbanização e à poluição (GIRI et al., 2011; FU et al., 2014; NDEMA et al., 2016).

A degradação dos manguezais cearenses está fortemente associada ao lançamento de esgoto doméstico e desmatamento com vistas à atividade salineira, agricultura de subsistência, cultivo de coqueiros e principalmente à carcinicultura que mantém grande extensão da área dos manguezais ocupada por tanques e práticas de cultivo pouco sustentáveis (IBAMA, 2005;

LACERDA et al., 2006; MAIA et al., 2006; SILVA; SOUZA, 2006). O desmatamento e a conversão desses ecossistemas influenciam diretamente a diversidade biológica e, consequentemente, os ciclos biogeoquímicos, que podem resultar em maiores emissões de gases causadores do efeito estufa (ALONGI, 2015; KOLKA et al., 2016; MACKENZIE et al., 2016; NDEMA et al., 2016). A taxa anual de 1% de destruição dos manguezais resulta na liberação anual adicional para a atmosfera de aproximadamente 133 Tg C^{-1} (ALONGI, 2014).

Por essas razões, a compreensão dos ecossistemas costeiros são cada vez mais discutidas e muitos trabalhos são conduzidos sob diferentes abordagens em manguezais, como a quantificação dos fatores que controlam o incremento anual dos estoques de carbono (RAY et al., 2011), a capacidade de estocar carbono afetada por efluentes de carcinicultura (SUÁREZ-ABELENDA et al., 2014), os impactos econômicos da transformação permanente dos estoques de carbono nos ecossistemas costeiros (PENDLETON et al., 2012), a conversão de áreas naturais em viveiros de aquicultura (ELLEGAARD et al., 2014), a ciclagem de nitrogênio (LUVIZOTTO, 2013; RAY et al., 2014) a dinâmica de regeneração natural de vegetação (HOYOS; URREGO; LEMA, 2013), a diversidades e estrutura da comunidade e estoques de C entre uma área plantada e outra recuperada naturalmente (FERREIRA; LACERDA, 2015; NDEMA et al., 2016), o enriquecimento da comunidade microbiana do solo através da sucessão ecológica (CHEN et al., 2016) a emissão de gases causadores de efeito estufa (NOBREGA et al., 2016), a composição de isótopos estáveis de C e N (KURAMOTO; MINAGAWA, 2001; REIS, 2013; WERTH et al., 2015; VIANA et al., 2015), entre outros.

2.2 Solos de manguezais

Os solos dos manguezais são formados por deposição de sedimentos fluviomarinhos, constituído por material mineral e orgânico, em terrenos baixos e planos às margens de cursos d'água (CITRÓN; SCHAEFFER-NOVELLI, 1983). Essas áreas são extremamente dinâmicas, tanto pela constante deposição de areia do mar ou pelo rejuvenescimento do solo ribeirinho, com disposições aluviais e lacustres (VELOSO; GÓES-FILHO, 1982). De modo geral, o solo dos manguezais de fortaleza apresenta conteúdo de areia que variam entre 2,7 e 75,8% (NOBREGA et al., 2015) baixa consistência, cor acinzentada decorrente da drenagem restrita, amplas variações de pH, capacidade de troca catiônica (CTC), potencial redox (Eh), nitrogênio e fósforo extraível e, sobretudo, são caracterizados por seu hidromorfismo (ROSSI; MATTOS, 2002).

Constituem um ambiente altamente produtivo, submetido a inundações e drenagens diárias decorrentes das marés que influenciam nos processos de oxirredução. Desta maneira, a redução da matéria orgânica pode ser por vias aeróbia, sub-óxica e, devido a condição de saturação do solo, a decomposição da matéria orgânica ocorre principalmente por meio de microrganismos anaeróbios, receptores de elétrons alternativos ao O_2 (SCHULZ, 2000), de forma mais lenta e menos eficiente em relação aos microrganismos aeróbios que podem utilizar NO_3^-, Mn_4^+, Fe_3^+, resultando no acúmulo da matéria orgânica no solo (NEUE et al., 1997).

O ambiente, mais redutor ou oxidante, varia em função da amplitude das marés, da sazonalidade climática que influencia o aporte de matéria orgânica carregada do continente pela chuva, e ainda pela atividade biológica, influenciando a ciclagem de nutrientes.

2.3 Dinâmica de nitrogênio nos solos de manguezal

Os nutrientes ciclam naturalmente em todos os ecossistemas, no entanto, a quantidade de elementos estocados nos diferentes compartimentos e os fluxos que ocorrem entre esses compartimentos correspondem às características de cada unidade funcional, que reflete o somatório das respostas adaptativas da comunidade frente aos tensores ambientais presentes em cada região; em ambientes naturais há um equilíbrio entre a cobertura vegetal e os atributos do solo decorrentes de processos essenciais de acúmulo, decomposição da matéria orgânica e uma eficiente estratégia de ciclagem, conservação e uso dos nutrientes que garantem o sucesso no estabelecimento e na produtividade nos manguezais (REEF et al., 2010; ALONGI; MUKHOPADHYAY, 2015).

A disponibilidade adequada de nutrientes está intimamente relacionada ao suprimento de água proveniente da maré cheia que os carregam em solução da água do mar, da cheia de rios e demais cursos d’água da rede de drenagem e às chuvas, além das propriedades físicas e químicas do solo. No entanto, o conhecimento da estrutura e da dinâmica dos ecossistemas está na compreensão da distribuição e das taxas de transformação dos elementos (LACERDA, 1986).

Os microrganismos são responsáveis pela ciclagem de nutrientes e sua atividade é influenciada por fatores bióticos, como diversidade e abundância de espécies, presença de vegetação, e fatores abióticos, como o pH, salinidade e umidade. Os elementos são transportados pelo ecossistema através de reações bioquímicas que alteram seu estado de oxidação; algumas reações podem ser realizadas por diferentes microrganismos que compõe

os grupos funcionais, como os decompositores de compostos orgânicos, enquanto que outras reações são exclusivas de microrganismos especializados, como os fixadores de nitrogênio, nitrificadores e desnitrificadores (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; ANDREOTE et al., 2012). A partir da decomposição da matéria orgânica são produzidos compostos que podem ser assimilados pelos vegetais ou outros microrganismos, tornando o sistema sustentável (SOUZA et al., 2012). A atividade microbiana é mais intensa na rizosfera e nos 20 cm superficiais do solo, naturalmente, os processos de nitrificação e liberação de CO_2 são sensivelmente menores em profundidade (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O nitrogênio é um elemento fundamental para animais e vegetais, pois é constituinte de biomoléculas e por isso é limitante para a produção líquida nos ecossistemas. Os manguezais são considerados ambientes pobres em nutrientes devido às baixas concentrações e disponibilidade de nitrogênio e fósforo, sem, no entanto, apresentar sinais de deficiência nutricional devido à intensa atividade microbiana da rizosfera, que constitui um dos principais componentes biológicos que garantem a produtividade da floresta (ALONG, 2013; MANDAL et al., 2013; RAY et al., 2014).

Embora os manguezais apresentem composição vegetal semelhante, os processos de transformação do N podem variar de acordo com o tipo fisiográfico em virtude dos fatores abióticos, sobretudo a salinidade, que influencia a atividade microbiana (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; MANDAL et al., 2013; REIS, 2013; RAY et al., 2014).

A entrada do N no sistema solo-planta em ambientes naturais ocorre através da decomposição e mineralização da matéria orgânica proveniente da própria floresta, da água do rio ou do mar, e pela fixação biológica de nitrogênio (FBN) por cianobactérias e bactérias (HOGARTH, 2015). O N orgânico destes ambientes são complexos de partículas carregados pela maré e nitrogênio orgânico dissolvido resultantes da decomposição; assim, a sua disponibilidade está associada ao processo de mineralização em um processo que inclui as reações de amonificação, que é a síntese de amônia (NH_3^+) e amônio (NH_4^+) a partir do N orgânico dissolvido na solução do solo, e de nitrificação, que é a produção de nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) a partir da amônia e amônio, respectivamente, disponíveis na solução do solo (CARDOSO et al., 1992). De um modo geral, os solos de manguezais apresentam baixa taxa de adição e baixas concentrações de nitrogênio inorgânico, além de perdas pela maré, taxas reduzidas de processos de transformação e assimilação microbiana eficiente (KRISTENSEN et al., 2008).

Devido às baixas taxas de decomposição da matéria orgânica, a maior entrada de N em manguezais preservados é através da FBN (HOLGUIN et al., 2001) com altas taxas de fixação no solo e associadas à rizosfera (ALFARO-ESPINOZA; ULLRICH, 2015), mediada por uma complexa comunidade microbiana, com redundância funcional capaz de integrar os processos biogeoquímicos e garantir, além da FBN, a oxidação da matéria orgânica pela redução do sulfato (ROMERO et al., 2015). No entanto, fatores ambientais específicos como O_2, formas inorgânicas de N e a disponibilidade de C como fonte de energia podem limitar a FBN (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; ROMERO et al., 2015).

Além dos fatores naturais, as alterações no uso da terra causam impactos negativos como maiores taxas de desnitrificação e menor fixação biológica (WHIGHAM et al., 2009) devido as adições artificiais de N através da aquicultura e lançamentos de efluentes domésticos e industriais ricos em N e P que geram mudanças no pH e Eh e, consequentemente, afetam as transformações dos elementos (CHAPIN, 2011; LACERDA et al., 2006; SILVA, 2003).

Os processos de mineralização e imobilização de nitrogênio ocorrem simultaneamente no solo; o balanço líquido entre mineralização e imobilização é controlado pela temperatura, umidade e textura do solo, relação C:N, C:P e C:S do resíduo, pH, qualidade da matéria orgânica em decomposição, pela biomassa microbiana e disponibilidade de N inorgânico (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A relação C:N é um indicativo importante da decomposição da matéria orgânica do solo, inferindo sobre o estado de humificação. Altos valores de relação C:N indicam matéria orgânica de difícil degradação enquanto valores baixos indicam matéria orgânica mais facilmente decomposta, mais humificada e estável no solo (BRADY; WEIL, 2008). Aproximadamente 96% dos solos de manguezais possuem relação C:N acima de 10; dentro dessa porcentagem, menos da metade apresentam valores maiores do que 20 (KRISTENSEN et al., 2008).

A decomposição da matéria orgânica no solo é influenciada pela qualidade da serapilheira presente no solo, sendo que a constituição química das folhas pode acelerar ou retardar a decomposição. As folhas do gênero *Rhizophora* possuem componentes de difícil degradação, como o tanino, que além de ser aversivo aos detritívoros, retarda a colonização microbiana, e por isso se decompõem mais lentamente em relação às folhas dos gêneros *Laguncularia* e *Avicennia* (KRISTENSEN et al., 2008; OLIVEIRA; RIZZO; COUTO, 2013).

Já as concentrações relativas de N inorgânico são dependentes do pH, sendo NH_4^+ a forma predominante e NO_2^- e NO_3^- em baixas concentrações (CHAPIN et al., 2011; GIBLIN et al., 2013; BALK et al., 2015). O NH_4^+ pode ser assimilado pela maioria dos seres vivos, todavia, muitas bactérias obtêm energia oxidando NO_2^- e NO_3^-, dessa maneira o N disponível na solução solo pode ser imobilizado ou transformado em nitrato pelo processo de nitrificação (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A NH_3^- é um composto volátil e dependendo das condições ambientais é facilmente perdido; nesses casos, a nitrificação pode favorecer a retenção do N através da oxidação de amônia a formas menos voláteis (CARDOSO et al., 1992). As taxas de amonificação e desnitrificação podem ser elevadas no manguezal devido às condições anaeróbias combinada ao elevado teor de matéria orgânica (KRISTENSEN et al., 2008).

A nitrificação é um processo microbiano importante do ciclo do N em ecossistemas terrestres e aquáticos realizado por dois grupos bacterianos (*Nitrospira* e *Nitrossonomas*) que ocorrem em duas etapas distintas: *i)* a oxidação de amônia a nitrito através das bactérias ou arqueias oxidadoras de amônia (AOB e AOA, respectivamente) e, *ii)* a oxidação do nitrito a nitrato por bactérias oxidadoras de nitrato (NOB). Este processo pode ocorrer através de microrganismos autotróficos ou heterotróficos na porção óxica de ambientes aquáticos, na superfície do sedimento ou do solo e na rizosfera (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

A perda de N ocorre durante a desnitrificação e pela oxidação anaeróbia do NH_4^+, no processo chamado ANAMMOX; dependendo da condição ambiental, como a diminuição da concentração de O_2 ou umidade do solo, poderá haver maior ou menor desnitrificação. Os produtos resultantes desses processos são os gases óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e dinitrogênio (N_2), que além de não serem biodisponíveis são facilmente difundidos para a atmosfera tornando esse elemento limitante aos demais organismos (HOWARTH et al., 1988). As bactérias desnitrificantes são encontradas em ambientes distintos e alguns estudos buscam compreender esse processo em solos agrícolas devido à significância das emissões dos gases de efeito estufa em relação ao manejo de solo adotado (SIQUEIRA-NETO et al., 2010). Este processo é ainda pouco compreendido em manguezais pois envolve diferentes fatores interferentes na comunidade microbiana, como a vegetação, a maré, a profundidade do solo e as interações entre esses fatores (WANG et al., 2014), no entanto, sabe-se que as taxas de desnitrificação e as perdas gasosas de compostos nitrogenados são relativamente baixas neste ambiente (KRISTENSEN et al., 1998).

Em condições anóxicas do solo, a redução dissimilatória de nitrato a amônio (DNRA) é uma via capaz de reciclar e manter o N garantindo a produtividade do ambiente (FERNANDES et al., 2012) (Figura 2). A DNRA varia sazonalmente na maioria dos ecossistemas costeiros, com maior atividade nos períodos mais quentes, que faz aumentar o consumo de oxigênio criando condições mais reduzidas (GIBIN et al., 2013; BALK et al., 2015) e também segundo o grau de preservação ambiental, ocorrendo até duas vezes mais rápido em áreas preservadas em comparação a áreas degradadas (FERNANDES et al., 2012). A DNRA pode reduzir de 75,7–85,9% do NO_3^- total a NH_4^+ enquanto que as perdas de N pela desnitrificação ou anammox são entre 5,6–9,5% e 8,5–14,8%, respectivamente (CAO et al., 2016), no entanto, a prevalência entre DNRA ou desnitrificação é determinada pela relação entre o C e NO_3^- disponíveis (TIEDJE, 1982).

A revegetação de manguezais pode minimizar os impactos negativos causados pela degradação e favorecer os estoques de carbono nesses ecossistemas; a concentração de C no solo (0-10 cm) em uma floresta de mangue sudoeste da China com 70 anos é maior em relação às florestas com seis e 20 anos de replantio, com 15,2, e 4,8 kg C m², respectivamente (LUNSTRUN; CHEN, 2014).

As reações de transformação do N mediada por microrganismos são refletidas na assinatura isotópica deste elemento nos diferentes compartimentos do sistema. O isótopo ^{14}N, mais leve, é preferencialmente usado durante os processos microbianos no solo ou nas reações químicas nos vegetais, criando relações distintas entre $^{14}N/^{15}N$, expresso pelo $\delta^{15}N$, e deste modo os substratos são enriquecidos com o isótopo ^{15}N. Os valores de $\delta^{15}N$ da matéria orgânica do solo decrescem em profundidade; as maiores variações ocorrem nas primeiras camadas do solo enquanto nas camadas mais profundas há constância nos valores de $\delta^{15}N$. O fracionamento isotópico do N no solo é variável; na volatilização há fracionamento em torno de 29‰, na nitrificação varia entre 15 a 35‰. Como os vegetais absorvem preferencialmente as formas NH_4^+ e NO_3^-, sua composição isotópica será uma função da composição isotópica dessas formas inorgânicas bem como de sua disponibilidade (MARTINELLI et al., 2009). Os ecossistemas com menores limitações de N exibem maiores valores de $\delta^{15}N$ enquanto nos sistemas limitados por N tendem a reter esse nutriente no sistema, diminuindo as perdas e, consequentemente, mantendo os compartimentos menos enriquecidos com o isótopo ^{15}N (BOARETTO; TRIVELIN; MURAOKA, 2004; MARTINELLI et al., 2009).

Os isótopos de C (^{13}C e ^{12}C) também são fracionados e os valores de $\delta^{13}C$ variam no perfil do solo, com teores nas camadas superficiais que refletem os valores da serapilheira e enriquecimento em profundidade devido ao processo de decomposição e humificação da matéria orgânica que migra no perfil do solo liberando maior quantidade do ^{12}C, tornando o ambiente mais enriquecido em ^{13}C em relação à matéria orgânica recém-incorporada (MARTINELLI et al., 2009).

Reis (2013) verificou diferenças na abundância natural dos isótopos de C e N na camada 0-10 cm do solo ao comparar um manguezal de franja e de bacia ($\delta^{13}C$: -26,4 e -27,11‰; $\delta^{15}N$: 3,73 e 0,79‰, respectivamente) na Ilha do Cardoso, SP. Ranjan et al. (2011) encontraram valores distintos de $\delta^{13}C$ na camada 0-80 cm do solo entre áreas preservadas e degradadas (-25,6‰ e -23,6‰, respectivamente) no sudoeste da Índia, sugerindo que a matéria orgânica em suspensão é composta pela entrada de várias fontes, como matéria terrestre, algas marinhas e fitoplâncton.

O fracionamento do C nos vegetais se dá devido às diferenças no metabolismo fotossintético C_3, C_4 e CAM bem como as limitações na difusão dos gases no interior dos tecidos vegetais e à razão dada entre a pressão interna estomatal (*pi*) e a atmosférica (*pa*) (FARQUHAR et al., 1989), com assinatura isotópica que variam entre -24‰ e -38‰ em plantas C_3 e entre -11‰ a -15‰ em plantas C_4.

Desse modo, através dos valores de $\delta^{13}C$ encontrados no solo pode-se determinar as possíveis fontes de C em um ambiente (MARTINELLI et al., 2009). Alguns resultados obtidos a partir de folhas de *L. racemosa* e *R. mangle* de diferentes regiões são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Abundância natural de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ em folhas de mangue

Espécie	**Composição foliar ^{13}C (‰)**	**Composição foliar ^{15}N (‰)**	**Local**
L. racemosa	-30,4	4,2	Rio Paraíba do Sul, RJ
L. racemosa	-26,4	0,3	Hutchinson Island, Flórida
L. racemosa	-27,4	0,6	Twin Cay Belize, México
R. mangle	-29,2	4,1	Rio Paraíba do Sul, RJ
R. mangle	-26,4	0,3	Belize, México
R. mangle	-25,6	0,2	Porto Rico

Fonte: McKee et al., 2002; Wooler et al., 2003; Medina et al., 2010; Fragoso, 2013

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização climática da área de estudo

A pesquisa foi realizada no manguezal do rio Cocó, localizado no município de Fortaleza (Figura 3). Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima de Fortaleza é do tipo Aw, caracterizado pela estação chuvosa no verão, de dezembro a abril, e nítida estação seca no inverno, de maio a outubro. A temperatura média anual é 26,3 °C, com variações de 1,7 °C, e a pluviosidade média anual é 1448 mm, com uma diferença de até 316 mm entre o mês mais seco e o mês mais chuvoso, sendo 13 mm no mês outubro, que é o mês mais seco e 329 mm o mês de abril (Figura 3).

3.2 Caracterização do manguezal do rio Cocó

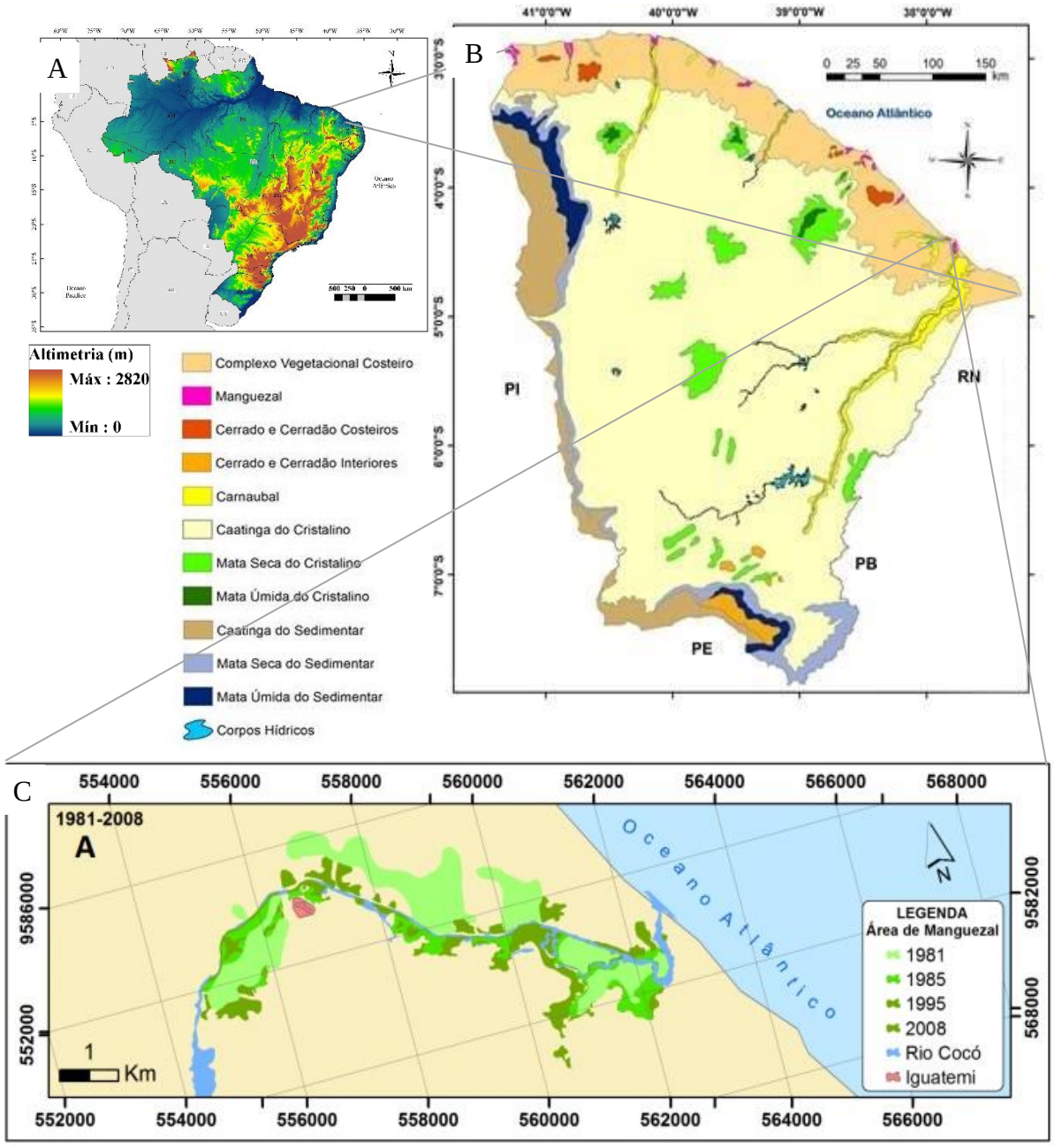
O rio Cocó nasce na vertente oriental da serra da Aratanha, município de Pacatuba, CE. A denominação Cocó é atribuída a partir do trecho em que recebe as águas do riacho Alegrete e tem como referência a ponte do 4º Anel Rodoviário. O curso do rio Cocó tem cerca de 45 km e seu leito estende-se na direção SW/NE por longo trecho do seu percurso, formando, em direção à foz, uma acentuada curva para E/SW. Após receber em seu trecho final o rio Coaçu, seu principal afluente, deságua no Atlântico na praia do Clube Caça e Pesca, limite entre os municípios de Fortaleza e Euzébio (MAIA et al., 2006).

As marés da costa do Ceará são classificadas como semi-diurnas, caracterizadas pela ocorrência de duas preamares e duas baixa marés, com amplitudes desiguais no período de um dia lunar (24 h e 50 min). Apresentam, portanto, um período médio das ondas de maré de 12 h e 25 min (CAMPOS, 2003). O rio Cocó é invadido duas vezes ao dia pela maré que vence a correnteza da foz e penetra nos afluentes, elevando o nível em 50 a 70 cm, suficientes para extravasar suas margens. O manguezal do rio Cocó percorre um trajeto sinuoso em seu curso inferior, em terrenos planos e ligeiramente acima do nível do mar (MAIA et al., 2006).

A zona estuarina do rio Cocó, região de baixo curso, iniciava-se na área de lagamar e se estendia até a foz, na praia do Caça e Pesca, entretanto, esse ambiente foi transformado progressivamente devido à expansão urbana no município de Fortaleza, com ações de desmatamento, assoreamento e dragagem do leito, que resultaram em modificações

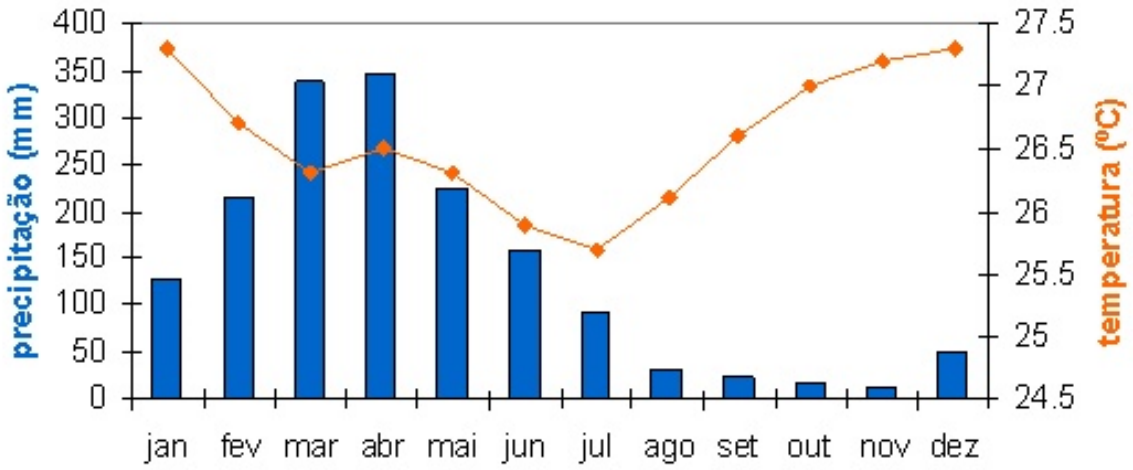
substanciais na dinâmica natural, interrompendo a penetração dos fluxos das marés até o lagamar. Além da alteração no fluxo da maré, houve também ocupações inadequadas nas áreas inundáveis, que são áreas de preservação permanente (APP) (SILVA, 2003; SOUZA et al., 2009; FREIRES, 2014).

Figura 2 – A: Mapa altimétrico do Brasil, B: unidades fitoecológicas do Estado do Ceará e C: localização do manguezal do rio Cocó no município de Fortaleza, CE



Shoppin Iguatemi construído em 1982*. Fonte: Figueiredo, 1997; IBGE, 2010; Teixeira et al., 2013

Figura 3 – Médias de precipitação e temperatura no município de Fortaleza (CE)



Fonte: climate-data.org (2017).

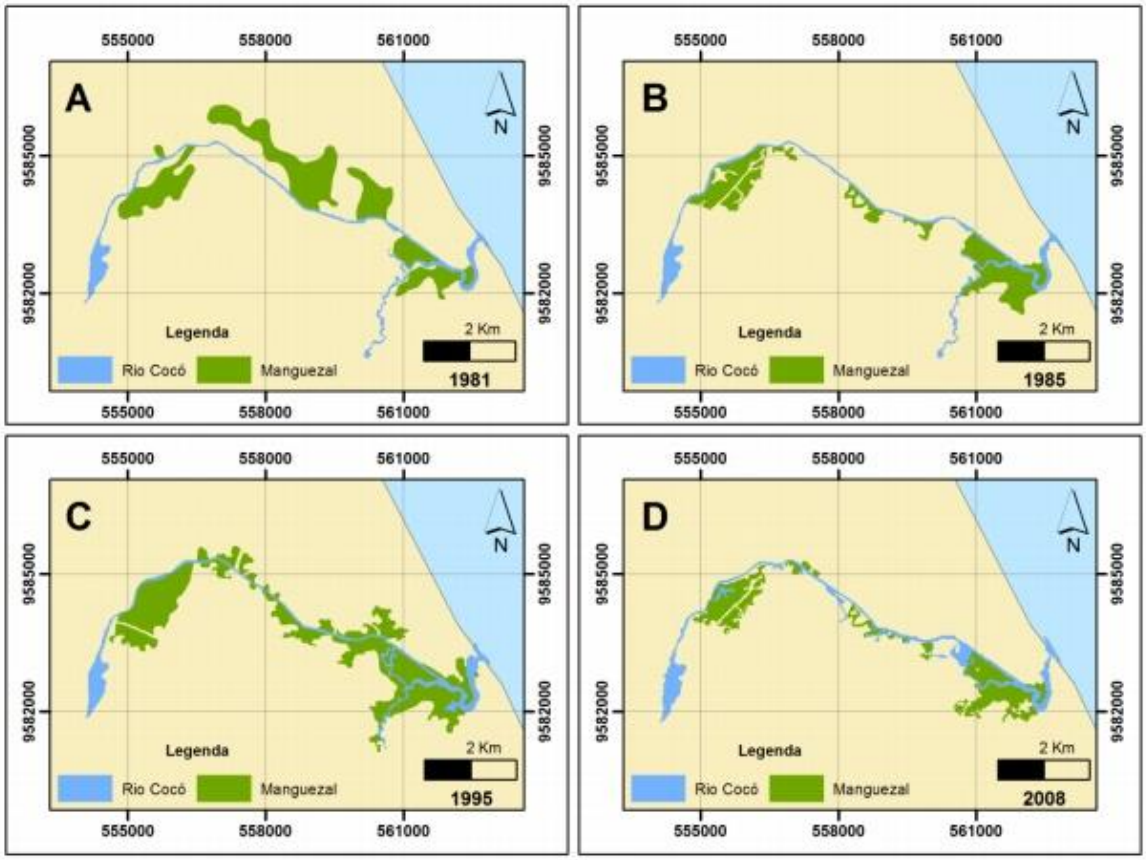
3.3 Descrição das áreas de estudo

O manguezal do rio Cocó passou por um intenso processo de mudança na cobertura vegetal desde a década de 1980 (RIOS, 2009), conforme descrito na Tabela 2 e Figura 4.

Tabela 2 – Histórico de ocupação do manguezal do rio Cocó, Fortaleza-CE

Ano	Atividade
1980	Aterramento de extensa área de manguezal para a efetivação da obra de construção de um shopping center
2002	Início da construção da ponte do Sabiaguaba
2004	Paralização construção da ponte do Sabiaguaba
2007	Ministério Público caracterizou a área de manguezal como Área de Preservação Permanente, impedindo a instalação de qualquer atividade privada.
2008	Início do processo de recuperação de fragmentos do manguezal
2010	Finalização da obra da ponte do Sabiaguaba

Figura 4 – Mapeamento das áreas de manguezal entre 1981 e 2008



Fonte: Teixeira et al. (2013)

Para este trabalho foram avaliados quatro fragmentos distintos do manguezal do rio Cocó, conforme Figura 5: área sem vegetação arbórea (SV); área em regeneração há três anos (R3); área em regeneração há sete anos (R7) e área de vegetação nativa (VN).

Estas áreas são classificadas como bosque de franja, segundo Lugo e Sneadaker (1974), caracterizada por estar em contato com o mar, em linhas de costa protegidas ou ilhas. O solo do manguezal é caracterizado principalmente pelo hidromorfismo, com grandes quantidades de sais, pouco desenvolvidos, lamacentos e escuros (EMBRAPA, 2013). Na Tabela 3 estão descritas as características físicas e químicas da área.

Tabela 3 – Caracterização físico-química do solo do manguezal do rio Cocó, Fortaleza-CE

Área	Potencial redox (mV) 0-40 cm	pH 0-40 cm	Densidade do solo 0-40 cm (g cm³)	Argila	Silte g Kg $^{-1}$	Areia
SV	413	7,6	1,30	68,90	253,61	677.51
R3	402	6,9	1,39	171, 62	345,02	483,34
R7	433	6,9	1,27	101,07	302,51	596,40
VN	263	6,3	0,59	191,60	520,52	355,28

Figura 5- Localização das áreas de estudo. VN: vegetação natural. R7: plantada 7 anos; R3: plantada 3 anos e SV: sem vegetação

Fonte: Google Maps, 2015

SV: área sem vegetação arbórea - a vegetação morreu após ocupação e construção da Ponte do Sabiaguaba, entre 2002 e 2010.

R3: área em regeneração há três anos - o processo de regeneração da área iniciou em 2012, com plantio de propágulos de *R. mangle* coletados na área natural, plantados em um espaçamento médio de 0,5 x 1 m.

R7: área em regeneração há sete anos - o processo de regeneração desta área iniciou em 2008, seguindo o mesmo padrão de plantio da área descrito acima.

VN: vegetação nativa - área preservada composta por indivíduos de *R. mangle* e *L. racemosa*.

3.4 Amostragem do material vegetal e do solo

As amostras de folhas das espécies *R. mangle* e *L. racemosa* (Figura 7) foram coletadas em agosto de 2015 e janeiro de 2016 para análise das razões isotópicas ^{13}C:^{12}C e ^{15}N:^{14}N, além das concentrações de C e N.

Em cada área de estudo foram coletadas 10 folhas de 10 indivíduos arbóreos diferentes para a formação de uma amostra composta. Para a formação da amostra foram selecionadas folhas maduras, completamente estendidas, inseridas em caule lignificado e livre de danos. As amostras foram secas em estufa a 55 ºC por 72h, moídas e peneiradas (2 mm). Sub amostras (40 mg) foram pesadas em balança analítica e acondicionadas em cápsulas de estanho para posterior análise.

Figura 7 - Folhas de *R. mangle* (A) e *L. racemosa* (B), coletadas em agosto de 2015

Fonte: o autor

Em todas as áreas de estudo foram coletadas três amostras de solo nas camadas 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm com o auxílio de tubos de PVC (0,05 m de diâmetro e 0,6 m de comprimento) acoplados a um trado de aço inoxidável. Para determinação da concentração de carbono, nitrogênio total, nitrato, amônio, taxas líquidas de mineralização e nitrificação, além da razão isotópica ^{15}N:^{14}N e ^{13}C:^{12}C, amostras de solo foram coletadas em fevereiro de 2015, agosto de 2015 e fevereiro de 2016.

Após a coleta, os tubos com solo foram fechados hermeticamente e transportados na posição vertical em caixas térmicas refrigeradas até o laboratório. Cada amostra de solo foi seccionada em intervalos de 10 cm. Para a determinações químicas e isotópicas, as amostras de solo foram secas ao ar, homogeneizadas e passadas em peneira de 2 mm para separação do material vegetal não decomposto, maceradas, e em seguida peneiradas a 100 *mesh*. Posteriormente subamostras foram pesadas (40 mg) em balança analítica e acondicionadas em cápsulas de estanho para análises.

3.5 Análises

3.5.1 Determinação do teor elementar e isotópico de carbono e nitrogênio do solo e da vegetação

As concentrações de C e N foram determinadas com o auxílio de um analisador elementar "Carlo Erba/CHN-1110" por combustão a seco. As determinações foram feitas em duas etapas: sub amostras contendo carbono inorgânico e, posteriormente, sub amostras submetidas à lavagem ácida com 50 ml de HCL 2% por aproximadamente 10 minutos, lavadas três vezes com água destilada até o pH 5, a fim de retirar o carbono inorgânico. No mesmo equipamento, foram determinadas razões isotópicas ^{13}C:^{12}C e ^{15}N;^{14}N por espectrometria de massas (Thermo Scientific/Delta Plus), no Laboratório de Ecologia Isotópica do CENA/USP. Neste equipamento, as amostras são convertidas em gases por combustão a seco a temperatura de 1020°C, sob a ação de reagentes oxidantes e de um pulso de oxigênio ultrapuro, gerando gases de NO_2 e CO_2, que são purificados no analisador elementar para eliminação de subprodutos da combustão e separados em uma coluna cromatográfica, sob uma atmosfera inerte de hélio ultrapuro (gás de arraste). A determinação das razões isotópicas é feita de acordo com suas massas isotópicas por meio da separação das moléculas em um campo magnético (BARRIE; PROSSER, 1996).

Os resultados são expressos em massa para o teor elementar e para o teor isotópico na forma de desvios $\delta^{13}C$ (‰) em relação ao padrão internacional VPDB e $\delta^{15}N$ (‰) em relação à composição atmosférica, conforme Equação 1.

$$\boldsymbol{\delta} = \frac{R\ amostra - R\ padrão}{R\ padrão} - 1\ x\ 1000 \qquad \textbf{(1)}$$

Onde:
δ: Isótopo (‰)
$R_{amostra}$: Razão isotópica da amostra (^{13}C:^{12}C e ^{15}N:^{14}N)
$R_{padrão}$ C: Razão isotópica do padrão (V-PDB)
$R_{padrão}$ N: Ar atmosférico

Para as análises de C e N da vegetação e do solo foram adotados os padrões internos, a saber: vegetal: C = 43,8 %, N = 0,88%, e solo: C = 1,63 %, N = 0,15%. Deve-se considerar o erro analítico para os teores de carbono e nitrogênio de 0,3 e 0,1%, e para a razão isotópica um erro analítico máximo 0,2 ‰.

3.5 Determinação do nitrogênio inorgânico do solo

As concentrações de N-inorgânico ($N\text{-}NH_4^+$ e $N\text{-}NO_3^-$) foram definidas em extratos de solo obtidos da extração de 10 g de solo úmido e 50 ml de KCl (1 Mol L^{-1}) por 24 horas. As concentrações de $N\text{-}NH_4^+$ e $N\text{-}NO_3^-$ nos extratos foram analisadas usando um Sistema FIA (Análise por Injeção em Fluxo) (RUZICA; HANSEN, 1981) da Foss Tecator (FIAStar 5000, Dinamarca) e determinadas colorimetricamente através de um espectrofotômetro acoplado ao sistema FIA. Os limites de detecção foram 0,10 mg L^{-1} para $N\text{-}NH_4^+$ e 0,010 mg L^{-1} para $N\text{-}NO_3^-$.

3.6 Análise estatística dos dados

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo procedimento ANOVA com o propósito de conhecer as diferenças significativas entre os ambientes. Para caracterizar as diferenças entre os ambientes, as médias foram comparadas pelo teste de *Tukey* ao nível de 5% de probabilidade. O teste de similaridade foi aplicado a fim de ilustrar o grau de desenvolvimento e recuperação das áreas, considerando os parâmetros avaliados.

As análises estatísticas foram realizadas através do programa *Statiscal Analysis Systems* (SAS INSTITUTE, 1987).

4 RESULTADOS

4.1 Caracterização da vegetação

A vegetação das áreas estudas é composta principalmente por plantas de metabolismo fotossintético do tipo C_3, por esta razão a composição isotópica das folhas é semelhante em todas as áreas (Tabela 4).

Tabela 4 – Caracterização da vegetação (teores de C e N e razão isotópica $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$) coletada em agosto/2015 e fevereiro/2016 nas áreas em diferentes estágios de regeneração no manguezal do rio Cocó em Fortaleza - CE

Área	Espécie	C	N	C:N	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
		---------- *g kg^{-1}*----------			---------- *‰* ----------	
VN	*R. mangle*	38,69 ±11,25Aa	1,10 ±0,09Aa	35,72 ±2,78Ab	-28,6 ±0,54Aa	7,5 ±1,10Aa
	L. racemosa *	39,36 ±11,05a	1,12 ±0,12A	36,29 ±4,03A	-29,1 ±0,58A	6,1 ±0,91A
R7	*R. mangle*	37,78 ±18,48a	1,20 ±0,25a	34,44 ±5,27b	-29,3 ±0,38a	8,1 ±0,42a
R3	*R. mangle*	38,24 ±24,18a	0,91 ±0,07b	42,84 ±5,16a	-29,8 ±0,40a	7,7 ±0,38a

Valores indicam a média ± erro padrão. Letras maiúsculas na mesma coluna indicam diferença significativa apenas entre as espécies da área VN. Letras minúsculas na mesma coluna indicam diferenças significativas entre as áreas VN, R3 E R7. n=20, *n=10.

As concentrações de carbono foram estatisticamente iguais em todas as áreas entre as áreas, as concentrações de nitrogênio foram menores nas folhas da área R3 em relação às demais e a relação C:N foi menor na área R7.

Os maiores valores de N foram observados nas folhas da área R7, tanto para o teor elementar como para composição isotópica, enquanto a área R3 anos exibiu menor teor de N e razão isotópica.

Não houve diferença nos valores de $\delta^{13}C$ entre as espécies da área VN ou entre as áreas com diferentes tempos de regeneração.

4.2 Teores de C e N no solo

O N exibiu diferença significativa entre as áreas VN (0,9 mg g^{-1}) e SV (0,1 mg g^{-1}) na camada 0-10 cm, com valores decrescentes no perfil do solo. As camadas inferiores também apresentaram diferenças sobretudo ao comparar a VN e SV (Tabela 5).

A relação C:N foi maior na camada superficial em relação à camada mais profunda em todas as áreas. Considerando a camada 0-10 cm, os menores valores em C:N foram observados na área SV (7,79), com aumento nas áreas R3 (8,88) e R7 (10,23), que são inferiores aos obtidos em VN (11,04). O maior teor de N na área R7 (0-10 cm) resultou na relação C:N menor.

A área SV apresentou maior $\delta^{13}C$ em relação à área VN na camada 0-10 cm, no entanto, quando comparadas às camadas subsuperficias, os valores são estatisticamente iguais. Esses resultados indicam que a cobertura vegetal, ou no caso na área SV a ausência da vegetação, influenciam na camada superficial, porém em camadas mais profundas em que a MOS é mais recalcitrante, a assinatura isotópica é semelhante.

As camadas superficiais são mais enriquecidas em $\delta^{15}N$ em todos as áreas, no entanto, a análise estatística não revelou diferença nos isótopos de ^{15}N entre as áreas.

Tabela 5 – Caracterização do solo (teores de C e N e teores isotópicos $^{13}C/^{12}C$ e $^{15}N/^{14}N$) coletado em fevereiro/2015, agosto/2015 e fevereiro/2016 nas áreas em diferentes estágios de regeneração no manguezal do rio Cocó em Fortaleza – CE

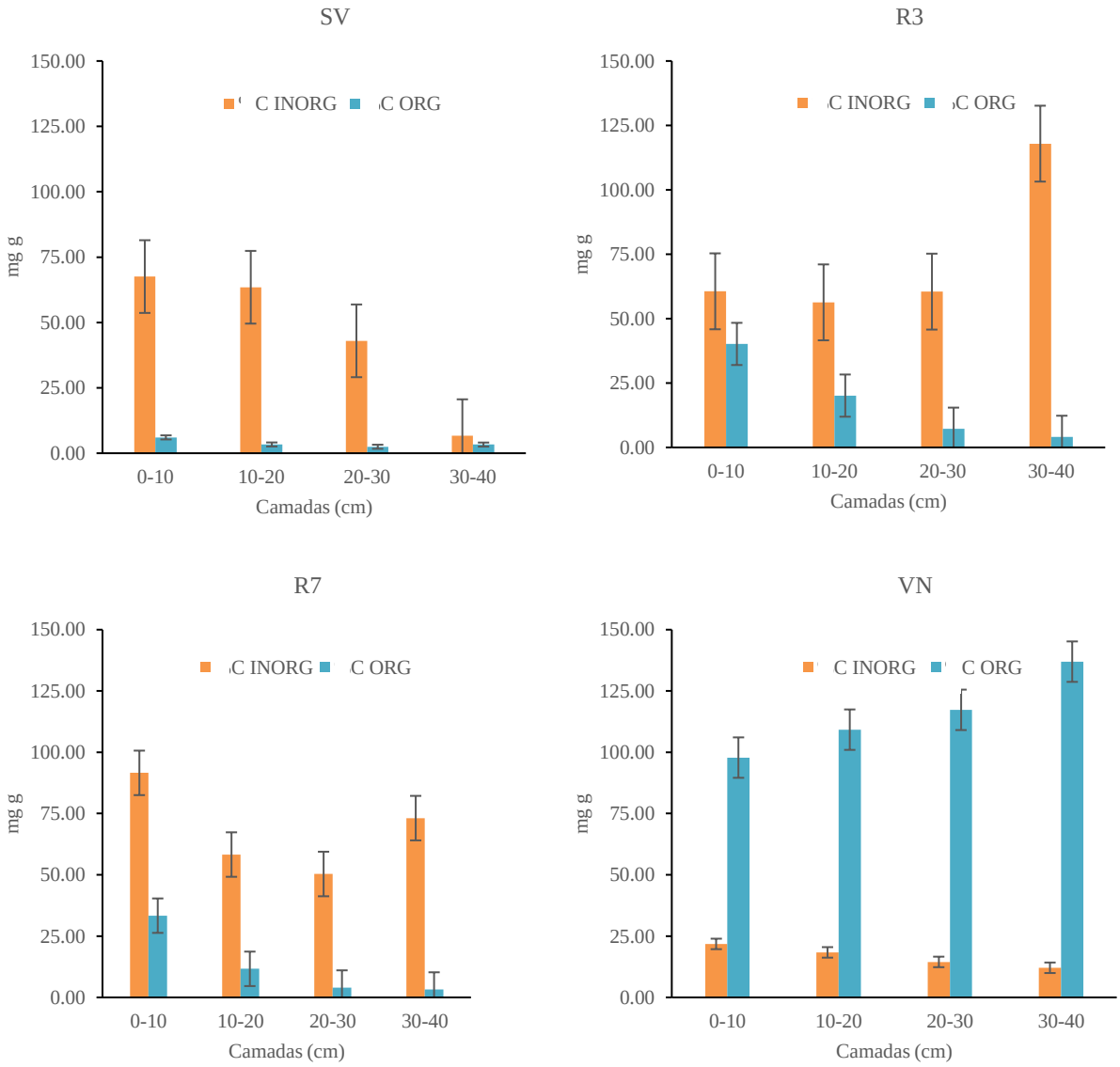
		Camadas (cm)				
	Área	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50
C (g kg^{-1})	SV	0,84 ±0,42c	0,48 ±0,08b	0,29 ±0,04b	0,25 ±0,04b	0,25 ±0,06c
	R3	5,22 ±1,05b	2,35 ±0,62b	0,47 ±0,18b	0,26 ±0,08b	0,29 ±0,04c
	R7	8,24 ±2,60a	5,40 ±2,36ab	4,95 ±3,45ab	8,77 ±4,46a	7,54 ±4,24a
	VN	10,79 ±2,34a	10,48 ±3,63a	9,27 ±4,64a	9,04 ±4,30a	5,24 ±5,69b
N (g kg^{-1})	SV	0,10 ±0,03c	0,07 ±0,00b	0,04 ±0,00b	0,04 ±0,01b	0,04 ±0,01c
	R3	0,59 ±0,12b	0,26 ±0,07b	0,07 ±0,03b	0,04 ±0,02b	0,05 ±0,01c
	R7	1,10 ±0,15a	0,41 ±0,16ab	0,38 ±0,20ab	0,59 ±0,28a	0,57 ±0,28a
	VN	0,90 ±0,20ab	0,88 ±0,30a	0,70 ±0,31a	0,65 ±0,29a	0,37 ±0,37b
C:N	SV	7,79 ±1,50c	6,96 ±1,24b	6,54 ±1,03b	6,95 ±0,85b	7,04 ±0,64b
	R3	8,88 ±0,28bc	8,66 ±0,45ab	7,24 ±0,60b	7,46 ±0,92b	6,58 ±0,80b
	R7	10,23 ±1,76ab	10,12 ±2,15a	11,75 ±3,30a	11,46 ±3,06a	10,67 ±2,50a
	VN	11,04 ±0,46a	10,03 ±1,23a	11,18 ±1,66a	11,38 ±2,43a	10,52 ±2,11a
^{13}C	SV	-20,5 ±0,98a	-20,9 ±0,78a	-22,8 ±0,57a	-23,5 ±0,45a	-23,1 ±0,48a
	R3	-22,7 ±0,46a	-23,6 ±0,33a	-21,9 ±0,99a	-21,6 ±0,43a	-21,5 ±0,23a
	R7	-23,8 ±0,67a	-23,9 ±0,70a	-23,5 ±0,94a	-23,2 ±0,76a	-23,1 ±0,53a
	VN	-24,1 ±0,36a	-23,9 ±0,93a	-23,4 ±1,32a	-23,3 ±1,06a	-22,5 ±0,90a
						continua conclusão
^{15}N	SV	5,6 ±1,53ab	5,4 ±1,46a	5,4 ±1,10a	4,4 ±1,44a	4,0 ±1,51a
	R3	7,1 ±0,17a	6,7 ±0,86a	5,4 ±0,78a	4,0 ±1,11ab	4,3 ±0,86a
	R7	6,4 ±0,23a	6,4 ±0,20a	6,4 ±0,49a	5,4 ±0,83a	5,7 ±0,93a
	VN	6,9 ±0,64a	5,9 ±0,66a	6,0 ±0,14a	5,3 ±0,40a	5,7 ±0,71a

Letras minúsculas na mesma coluna indicam diferença estatística pelo teste de *Tukey* (P<0,05)

A caracterização das áreas demonstrou maior teor de C-orgânico na área VN, na camada superficial (0-10 cm) e tendência a maiores teores nas camadas mais profundas (30-40 cm) com 137 mg g^{-1}. Por outro lado, os menores teores de C-inorgânico foram observados na área VN (12 mg g^{-1}), com variações entre 67 e 6 mg g^{-1} na área SV, 60 a 117 mg g^{-1} na área R3, 91 e 73 mg g^{-1} nas camadas 0-10 cm e 30-40 cm, respectivamente (Figura 8).

Do carbono orgânico que é depositado, uma porção será mineralizada e o restante será enterrado em escalas de tempo geológicas. De um modo geral, houve aumento nos teores de C-orgânico considerando a área SV e os sucessivos tempos de plantio e área natural, enquanto os teores de c-inorgânico decresceram com a idade da floresta.

Figura 8 – Caracterização dos teores de carbono orgânico e carbono inorgânico do solo de manguezal na foz do rio Cocó, Fortaleza (CE)



n=3. Coleta fevereiro/2015

4.3 Amônio e Nitrato do solo

Os resultados obtidos para o nitrogênio na forma mineral indicam predomínio na forma amoniacal (NH_4^+) em todas as áreas, principalmente na área VN.

As maiores concentrações de nitrato foram observadas na camada superficial (0-10 cm), com decréscimo em profundidade; a área SV foi a que apresentou maior concentração de NO_3.

O N-inorgânico foi maior na camada superficial, com decréscimo em profundidade. A maior concentração foi na área VN, com diferença significativa entre as demais áreas.

Tabela 6 – Caracterização do perfil do solo ($N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3^-$ e N-inorgânico) coletado nas diferentes áreas do manguezal do rio Cocó em Fortaleza – CE

		Camadas (cm)				
	Área	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50
$N\text{-}NH_4^+$ (mg Kg^{-1})	SV	5,31 ±0,07b	2,44 ±0,18b	1,30 ±0,02c	2,34 ±0,07a	1,43 ±0,31b
	R3	5,05 ±0,50b	2,17 ±0,21bc	1,56 ±0,27c	0,66 ±0,09c	1,13 ±0,32b
	R7	2,88 ±0,25c	2,66 ±0,55b	4,03 ±0,33b	2,21 ±0,12a	3,57 ±0,20a
	VN	16,92 ±0,32a	9,14 ±0,54a	5,97 ±0,41a	1,77 ±0,06b	
$N\text{-}NO_3^-$ (mg Kg^{-1})	SV	1,35 ±0,04a	0,45 ±0,01a	0,14 ±0,00a	0,10 ±0,01a	0,28 ±0,09a
	R3	0,13 ±0,01a	0,03 ±0,00c	0,16 ±0,01a	0,09 ±0,00a	0,08 ±0,01b
	R7	0,04 ±0,00c	0,06 ±0,00b	0,06 ±0,00b	0,02 ±0,01b	0,03 ±0,02c
	VN	0,06 ±0,01c	0,05 ±0,01b	0,01 ±0,00c	0,02 ±0,00b	-
N-inorg (mg Kg^{-1})	SV	6,66 ±0,05b	2,89 ±0,20b	1,43 ±0,02c	2,44 ±0,08a	1,71 ±0,29ab
	R3	5,19 ±0,51b	2,21 ±0,20b	1,73 ±0,27c	0,75 ±0,10c	1,21 ±0,32b
	R7	2,92 ±0,24c	2,73 ±0,55b	4,09 ±0,34b	2,23 ±0,13a	2,96 ±0,53a
	VN	16,98 ±0,33a	9,20 ±0,54a	5,98 ±0,41a	1,79 ±0,06b	-

Letras minúsculas na mesma coluna indicam diferença estatística pelo teste de *Tukey* ($P<0,05$). n=6

5. DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da vegetação

Nas áreas estudadas há predomínio de *R. mangle* e, em menor frequência *L. racemosa* na área VN.

Em relação aos teores de C e N, Larcher et al. (2016) também não encontraram diferença entre as espécies *R. mangle* e *L. racemosa*. Os teores de C e N foram maiores *R. mangle,* 45 e 1,66%, em relação a *L. racemosa,* com 43 e 1,07%, respectivamente.

O $\delta^{13}C$ relaciona-se com a eficiência fotossintética (MARTINELLI et al., 2009). As espécies que podem manter uma boa incorporação de C com troca gasosa considerável em ambientes salinos têm maior eficiência de carboxilação. Nesse estudo, *L. racemosa* e *R. mangle* não mostraram diferenças no $\delta^{13}C$, no entanto, Larcher et al. (2016) avaliaram a vegetação do manguezal na Baia de Guaratuba (PR) e encontraram distribuição distinta das espécies, com maior densidade de *R. mangle* nas parcelas mais interiores do manguezal. Seus resultados de $\delta^{13}C$, -30‰ em *L. racemosa* e -29‰ em *R. mangle*, indicaram valores muito próximos aos obtidos nesse estudo. Rezende et al. (2008) encontraram valores de $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ e C:N mais elevados aos obtidos neste estudo em folhas adultas de *L. racemosa* e *R. mangle* no manguezal de Gargaú, no município de São Francisco do Itapapoana (RJ).

Valores de $\delta^{13}C$ similares à vegetação deste estudo são obtidos a partir de amostras do topo de árvores da Mata Atlântica (LINS, 2017), onde a exposição a luz é alta, como nos manguezais, especialmente nas áreas em regeneração quando as árvores estão menos adensadas e recebem maior incidência de sol.

A interpretação dos isótopos de N nos tecidos é mais complexa que a assinatura isotópica do C devido às inúmeras fontes de N disponíveis para as plantas. Por se tratar de um elemento limitante, as plantas desenvolveram ao longo de seu processo evolutivo diversos mecanismos para aproveitar as diferentes fontes de N disponíveis no ambiente. As condições anaeróbicas do solo e a grande quantidade de MO favorecem altas taxas de FBN em manguezais (HOLGUIN et al. 2001; REEF et al., 2010), que são refletidas nos valores de $\delta^{15}N$ foliar; estes valores próximos de 0 ‰ indicam que o N_2 atmosférico obtido através de FBN associativa é a fonte predominante de N para a vegetação (MARTINELLI et al. 2009).

Embora seja esperada uma contribuição significativa da FBN na disponibilidade de N, os valores de $\delta^{15}N$ foliar obtidos nesse estudo não indicam que ocorra FBN nas áreas estudadas, pois foram observadas algumas condições supressoras da atividade da nitrogenase, como potencial redox > 330 mV e pH > 6,5 (Tabela 3).

Diferenças na disponibilidade de N, considerando pequenas escalas espaciais, também causam o fracionamento do δ15N (Mckee et al., 2002). Larcher et al. (2016) obtiveram amostras menos enriquecidas em ^{15}N em folhas de *L. racemosa* (1,5‰) e em folhas de *R. mangle* (1,7‰). Wooler et al. (2003) também não encontraram diferenças no $\delta^{15}N$ ao avaliarem duas áreas, Flórida (0,6‰) e Belize (0,3‰), no entanto, diferente dos valores obtidos nesse estudo, os seus resultados indicaram N derivado de FBN.

5.2 Teores de C e N no solo

Os teores de C e N do solo tendem a diminuir em profundidade (LUNSTRUM; CHEN, 2014) conforme observado em todas as áreas, além disso, os mangues concentram suas raízes na superfície, por isso há maior contribuição de compostos nitrogenados exsudatos pelas raízes, favorecendo maiores teores de N nas camadas superficiais (OTERO et al., 2006). Por essas razões, a superfície da área VN e R7, com vegetação mais desenvolvida, apresentaram maior relação C:N, enquanto as áreas R3 e NV, com menor ou nenhuma vegetação arbórea, menor relação C:N.

Embora os valores de C:N do solo seja superior nas áreas mais vegetadas, a relação C:N do solo é inferior ao dos tecidos vegetais analisados (Tabela 3), ou seja, é possível dizer que o manguezal recebe aporte externo de matéria orgânica. No entanto, a elucidação da contribuição de cada fonte associado ao manguezal é comprometida devido a proximidade das assinaturas isotópicas desses ambientes (REZENDE et al., 1990).

O valor de $\delta^{13}C$ da MOS geralmente aumenta cerca de 3 a 4‰ entre a camada superficial e a camada mais profunda; durante o processo de decomposição, há um progressivo acúmulo de material enriquecido em ^{13}C no perfil, sugerindo que a idade da matéria orgânica deve aumentar com a profundidade (MARTINELLLI et al., 2009).

O aumento da assinatura isotópica no perfil do solo foi observado por Tognella et al. (2016) em três diferentes áreas no estado de Santa Catarina, com variações entre 1 a 2‰ entre a camada 0-10 e 40-50 cm, e por Andreetta et al. (2016), com variação de aproximadamente 2‰ entre a camada 0-10 e 40-80 cm em manguezal da região petrolífera de Guiné-Bissau.

A dinâmica de N em manguezais também está associada à ação das marés e a drenagem superficial, que afeta a manutenção da serapilheira, o que pode justificar as variações nos teores de N nas diferentes áreas. Zhau et al. (2016) reportam a influência da espécie de mangue na distribuição de N e P em solos alagados, comparando a disponibilidade de N segundo a espécie vegetal e não conforme ausência ou presença de vegetação. A área VN, apresentou teor de N menor em relação a área R7 provavelmente devido a menor taxa de decomposição de *R. mangle*, que contém maiores teores de lignina, taninos e menores teores de N em sua composição (PINTO, 2010).

Os maiores valores de $\delta^{15}N$ foram observados na camada superficial em todas as áreas. De um modo geral, não foram observadas diferenças significativas na dinâmica de N entre as áreas, considerando o $\delta^{15}N$ no sistema solo-planta, capazes de caracterizar a disponibilidade, transformação e importância de entrada e saída de N no sistema.

A relação C:N é importante no estudo da origem e grau em que a matéria orgânica do solo é decomposta. Valores entre 4 e 10 indicam que a matéria orgânica depositada nestes ambientes é proveniente de plantas não vascularizadas, particularmente as algas, que desenvolvem em seus tecidos maiores teores de nitrogênio na forma de proteínas e menores teores de carbono para a formação de celulose, indicando que a matéria orgânica é de origem marinha. Para valores próximos ou superiores a 20, sugere-se que a matéria orgânica depositada no solo é de origem terrestre, pois contém maiores teores de C devido ao desenvolvimento de tecidos ricos em longas cadeias de carbono e menores em N, relativamente pobres em proteínas (MEYERS, 1993; 1994). De um modo geral, a MOS é mais antiga e decomposta nas camadas mais profundas, por isso sua relação C:N é menor.

Assim, os maiores valores de C:N nas áreas VN e R7 (Figura 8) podem indicar uma pequena contribuição de MO terrestre, muito provavelmente devido à presença de vegetação, em relação às áreas R3 e NV.

O processo de remoção da vegetação e posterior replantio, que reflete na relação C:N. Nesse sentido, Borges (2006) considerou o processo de sedimentação ao avaliar os valores C:N no manguezal da Baía de Guanabara em um gradiente de degradação da vegetação. Seus resultados demonstram que nos anos anteriores a 1984, abaixo dos 5cm de profundidade, o solo recebia elevado aporte de matéria orgânica proveniente da vegetação terrestre. Acima dos 5cm de profundidade, que representam os anos mais recentes, o sedimento apresentou resultados que indicam matéria orgânica de origem marinha, concluindo que a vegetação terrestre foi drasticamente removida.

Embora não seja possível, neste estudo, determinar as taxas de sedimentação do manguezal, houve maior aporte de matéria orgânica terrestre, refletida nas camadas superficiais. Assim, percebe-se uma tendência, com o plantio e crescimento da vegetação ao longo dos anos, o aumento na relação C:N do solo.

Assim, fatores como estrutura da floresta, qualidade da MO derivada das plantas e as possíveis contribuições do sistema radicial das plantas estão relacionados aos teores de C, N e relação C:N do solo.

5.3 Amônio e nitrato do solo

A diferença significativa na concentração de formas inorgânicas de N na área VN em relação à área SV indica maior taxa de mineralização; o teor de C-org do solo representa a quantidade de material passível de decomposição e a presença de diversidade microbiana, que reflete em maior concentração de N-mineral na área VN. Além disso, a baixa relação C:N do solo na camada superficial, variando de 7,8 na área SV a 11 na área VN, utilizada como indicador da qualidade da matéria orgânica, infere predomínio do processo de mineralização em detrimento à imobilização.

As propriedades físico-químicas do solo são positivamente correlacionadas com as características da vegetação; à medida que a comunidade vegetal amadurece, a sua complexidade e o acúmulo de C, N, P e K e abundância de todos os grupos microbianos aumentam (CHEN et al., 2016).

Paralelamente, os processos de nitrificação são favorecidos em condições oxidativas (Eh <330 mV) e disponibilidade de NH_4^+ (REEF et al., 2010). No entanto, a concentração de amônio, maior na área VN, não resultou em maior concentração de NO_3^- na área, sugerindo que o NO_3^- pode ter sido imobilizado pela vegetação e microrganismos. Similarmente, Reis (2013) estimou maior imobilização de NO_3^- em manguezal de franja ao considerar as taxas líquidas negativas de nitrificação e maior $\delta^{15}N$ no solo, que indica transformação do N.

Roveda et al. (2017) avaliaram dois manguezais no município de Paranaguá (PR); um localizado próximo ao complexo industrial e ao porto de Paranaguá e outro na Unidade de Conservação na Floresta Estadual do Palmito. A concentração de amônio da área alterada foi aproximadamente o dobro da área protegida, 10,7 mg kg^{-1} e 21,7 mg kg^{-1}, respectivamente. As concentrações de nitrato foram similares nos dois ambientes, entre 10 e 11 mg kg^{-1} e o N-

inorgânico foi significativamente maior no ambiente alterado (31,83 mg kg^{-1}) em relação ao ambiente natural (22,17 mg kg^{-1}).

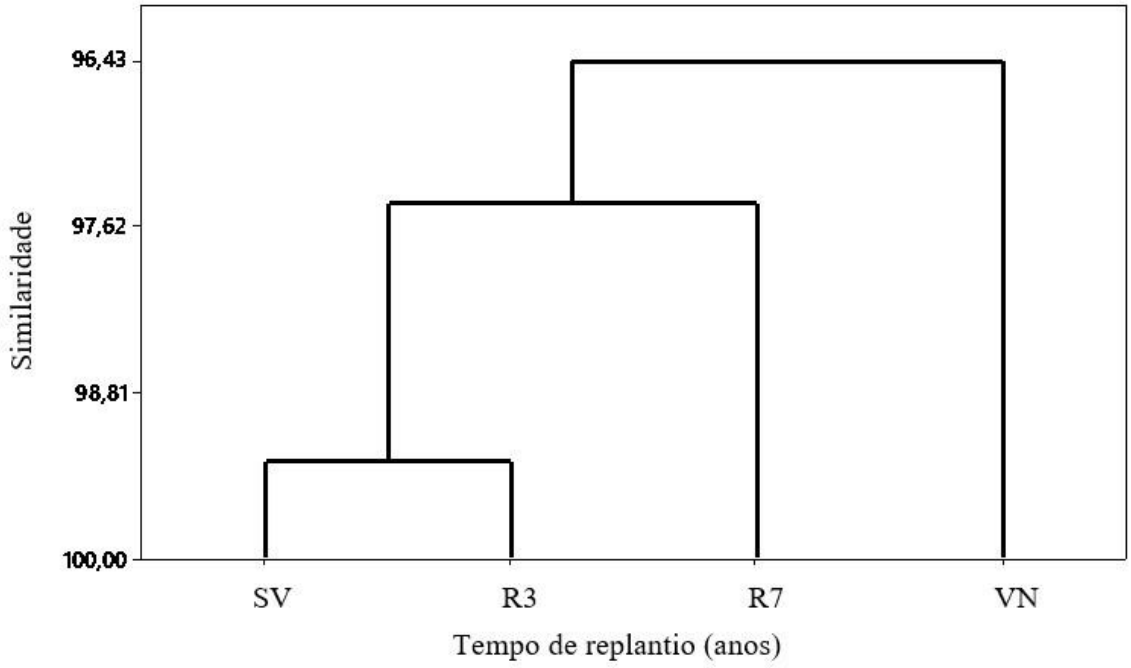
O desenvolvimento estrutural de florestas restauradas ou plantadas depende de fatores como salinidade e inundação, que exercem influência nos resultados dos projetos de recuperação e, desse modo, pode requerer décadas para atingir a maturidade estrutural. Por outro lado, em condições ambientais favoráveis e técnicas de restauração adequadas, algumas florestas podem exercer funções importantes na paisagem em menos tempo (MCKEE; FAULKNER, 2000; PROFFITT; DEVLIN, 2005). O estudo de Duque (2001) concluiu que a recuperação natural de manguezais que sofreram com queda de raios ocorre entre 10 e 15 anos, no entanto, os mangues plantados crescem sobre solos alterados, o que pode influenciar o crescimento e desenvolvimento das mudas.

Alguns estudos buscam indicadores para avaliar o sucesso da restauração de zonas úmidas costeiras, no entanto, é difícil observar além das semelhanças ou diferenças entre as áreas restauradas e de referência (ZHAO et al., 2016). A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (Society for Ecological Restoration International – SER, 2004) reportou atributos como diversidade, estrutura da vegetação, funções e processos ecológicos que devem ser consideradas ao avaliar os efeitos da restauração ecológica. Dessa forma, tanto a vegetação como a matéria orgânica do solo podem ser utilizadas como indicadores para avaliar a restauração dos manguezais (SALMO; LOVELOCK; DUKE, 2013).

Salmo, Lovelock e Duke (2013) avaliaram a MOS, o N-total, P disponível, Eh, temperatura do solo e densidade de árvores em manguezais nas Filipinas; seus resultados indicam que o tempo para que os manguezais restaurados atinjam a maturidade, alcançando as características semelhantes ao sistema de referência, é de aproximadamente 25 anos.

No entanto, a partir da análise de agrupamento das variáveis estudadas, é possível inferir que a áreas plantadas tendem a se parecer com área de referência, conforme o desenvolvimento da floresta, sendo a área R7 mais próxima à área VN bem como a área R3 próxima a R7 e área SV mais distante da área VN (Figura 9). Todavia, como já mencionado, ainda não é possível encontrar diferenças em todos os parâmetros avaliados, sendo necessário mais tempo de monitoramento da área.

Figura 9 – Dendrograma - ligação completa; distância do coeficiente de correlação



6 CONCLUSÃO

Os resultados do presente estudo permitem concluir que o processo de regeneração de manguezais promove o aumento dos teores de C e N no solo, pois observou-se maiores valores na área VN em relação a SV. Da mesma forma, na área de regeneração de sete anos os teores foram maiores que na área de três anos. Assim, destaca-se a importância das iniciativas de regeneração das áreas de manguezais degradados, pois em sete anos foi possível identificar diferenças significativas entre os indicadores de qualidade do solo na área R7 e VN.

Os valores de $\delta^{15}N$ e $\delta^{13}C$ foram iguais em todas as áreas, pois são formadas apenas por plantas com ciclo fotossintético do tipo C_3 com influência dos ecossistemas associados. Assim, fatores como estrutura da floresta, qualidade da MO derivada das plantas e as possíveis contribuições do sistema radicial das plantas estão relacionados aos teores de C, N e relação C:N do solo.

Diante do exposto, é importante que iniciativas que promovam a restauração de manguezais sejam incentivadas, pois estes ambientes fornecem importantes serviços ecossistêmicos.

REFERÊNCIAS

ABRANTES, K. G.; JOHNSTON, R.; CONNOLLY, R. M.; SHEAVES, M. Importance of mangrove carbon for aquatic food webs in wet-dry tropical estuaries. **Estuaries and Coasts**, Amsterdam, v. 38, n. 1, p. 383-399, 2015.

ALFARO-ESPINOZA, G.; ULLRICH, M. S. Bacterial N_2-Fixation in Mangrove Ecosystems: Insights from a Diazotroph–mangrove interaction. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 6, 445, 2015.

ALONGI, D. M. The impact of climate change on mangrove forests. **Current Climate Change Reports**, Cham, v. 1, p. 30–39, 2015.

ALONGI, D. M.; MUKHOPADHYAY, S. K. Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v. 213, p. 266-272, 2015.

ALONGI, D. M.; TROTT, L. A.; WATTAYAKORN, G.; CLOUGH, B. F. Below-ground nitrogen cycling in relation to net canopy production in mangrove forests of southern Thailand. **Marine Biology**, Berlin, v. 140, p. 855-865, 2002.

ALMEIDA, V. C.; COELHO-JUNIOR, C.; FEITOSA, F.; PASTOR, D.; MONTE, D. caracterização estrutural do manguezal do rio Tabatinga, Suape, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 42, n. 1, p. 33-47, 2014.

ANDRADE, C. L. N. **Biogeoquímica do ambiente estuarino do rio Passa Vaca, em área urbana de Salvador, BA**. 2011. 117 p. Dissertação (Mestrado em Geoquímica: Petróleo e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

ANDRADE, C. L. N.; CELINO, J. J.; GARCIA, K. S.; BARBOSA, R. M. B.; ESCOBAR, N. F. C. Biogeoquímica da matéria orgânica e metais em um manguezal na zona estuarina urbana, Bahia, Brasil. **Geonomos**, Belo Horizonte, v. 20, n. 2, p. 34-43, 2012.

ANDREETTAA, A.; HUERTASB, A. D.; LOTTIA, M.; CERISE, S. Land use changes affecting soil organic carbon storage along a mangrove swamp rice chronosequence in the Cacheu and Oio regions (northern Guinea-Bissau). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 216, p. 314–321, 2016.

ANDREOTE, F. D.; JIMENEZ, D. J.; CHAVES, D.; DIAS, A. C. F.; LUVIZOTTO, D. M.; DINI-ANDREOTE, F.; FASANELA, C. C.; LOPEZ, M. V.; BAENA, S.; TAKETANI, R. G.; SOARES, I. M. The microbiome of Brazilian mangrove sediment as revealed by metagenomics. **PlosOne**, San Francisco, v. 7, n. 6, p. e38600, 2012.

BALK, M.; KEUSKAMP, J. A.; LAANBROEK, H. J. Potential for sulfate reduction in mangrove forest soils: comparison between two dominant species of the Americas. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 7, n 1855, 2016. doi: 10.3389/fmicb.2016.01855.

BARBIER, E. B.; HACKER, S. D; KENNEDY, C.; KOCH, E. W.; DAVIES, J. T. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, Amsterdam, v. 81, n. 2, p. 169-193, 2011.

BARNABAS, H. D.; KOWIYOU, Y.; LEDILE, T. M.; DAVIES, J. T. A global trend towards the loss of evolutionarily unique species in mangrove ecosystems. **PlosOne,** San Francisco, v. 8, n. 6, p. e66686, 2013.

BARRIE, A.; PROSSER, S.J. Automated analysis of light–element stable isotopes by isotope ratio mass spectrometry. In: BOUTTON, T.W.; YAMSAHI, S. (Ed.). **Mass spectrometry of soils**. New York: Marcel Dekker, p.1–46, 1996.

BOARETTO, A. E.; TRIVELIN, P. C. O.; MURAOKA, T. Uso de isótopos como traçadores em fertilidade do solo e nutrição de plantas. In: FERTBIO, 2004. Lages. **Proceendings...** Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. p. 1-75.

BRADY, N. C., WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 14. ed. Upper Saddle River, NJ: Pearson Education, 2008. 975 p.

BRASIL. **Lei n° 12.651, de 25 de Maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, Seção 1, 28 maio 2012.

CAO, W.; YANG, J.; LI, Y.; LIU, B.; WANG, F.; CHANG, C. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium conserves nitrogen in anthropogenically affected subtropicalmangrove sediments in Southeast China. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 110, p. 155-161, 2016.

CAMPOS, A. A. **A zona costeira do Ceará**: diagnóstico para a gestão integrada. Fortaleza: Ed. Aquasis, 2003. 248 p.

CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1992. 360 p.

CEARÁ. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. **Que é manguezal**. Fortaleza, 1992. p. 3-22.

CHAPIN, F. S.; MATSON, P. A.; VITOUSEK, P. M. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. 2. ed. Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. 529 p.

CHEN, Q.; ZHAO, Q.; LI, J.; JIAN, S.; REN, H. Mangrove succession enriches the sediment microbial community in South China. **Scientific Reports**, London, v. 6, p. 27468, 2016. doi: 10.1038/srep27468.

CINTRÓN, G.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Mangrove forests: ecology and response to natural and man induced stressors. In: CORAL REEFS, SEAGRASS BEDS AND MANGROVES: THEIR INTERACTION IN THE COASTAL ZONES OF THE CARIBBEAN, 1982, St. Croix, US. Paris: UNESCO, 1983. p. 87-110. (Reports in Marine Science, 23).

DASSIE, J. C. P. **Recuperação de manguezal impactado por sedimentação**. São Paulo: WS Arquitetura e Paisagismo, 1997. 9 p. (Memorial descritivo).

ELLEGAARD, M.; NGUYEN, N. T. G.; ANDERSEN, T. J.; MICHELSEN, A.; LAN, N. N.; HAI DOAN, N.; KRISTENSEN, E.; WECKSTROM, K.; PHUOC, H. S. T.; LUND-HANSEN, L. C. Temporal changes in physical, chemical and biological sediment parameters in a tropical estuary after mangrove deforestation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science,** London, v. 142, p. 32-40, 2014.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Procedimentos normativos de levantamentos pedológicos**. Brasília, DF: SPI, 2013. 101 p.

FARQUHAR, G. D.; EHLERINGER, J. R.; HUBICK, K. T. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. **Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, Palo Alto, v. 40, p. 503-537, 1989.

FERNANDES, S. O.; BONIN, P. C.; MICHOTEY, V. D.; GARCIA, N.; LOKABHARATHI, P. A. Nitrogen-limited mangrove ecosystems conserve N through dissimilatory nitrate reduction to ammonium. **Scientific Reports**, London, v. 2, n. 419, p. 1-5, 2012.

FERREIRA, A. C.; LACERDA, L. D. Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. **Ocean and Coastal Management**, Barking, v. 125, p. 38-46, 2016.

FRAGOSO, C. P. **Mercúrio em compartimentos bióticos e abióticos do manguezal da foz do rio Paraíba do Sul (RJ), utilizando a composição elementar e isotópica do carbono e do nitrogênio**. 2013. 99 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense "Darcy Ribeiro", Campos dos Goytacazes, RJ, 2013.

FREIRES, E. V.; GOMES, D. D. M.; DUARTE, C. R.; SABADIA, J. A. B.; SOUTO, M. V. S. Análise socioambiental do entorno do estuário do Rio Cocó – Fortaleza /Ceará. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas – UFSM**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 1487-1411, 2014.

FU, W.; LIU, D.; YIN, Q.; WU, Y.; LI, P. Suspended sediment in tidal currents: an often-neglected pollutant the aggravates mangrove degradation. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 84, n. 1-2, p. 164-171, 2014.

GIBLIN, A. E.; TOBIAS, C. R.; SONG, B.; WESTON, N.; BANTA, G. T.; RIVERA-MONROY, V. H. The importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in the nitrogen cycle of coastal ecosystems. **Oceanography**, Washington, DC, v. 26, n. 3, p. 124–131, 2013.

GIRI, C.; OCHIEG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forest of the world using earth observation satellite data. **Global Ecological Biogeographic**, Hoboken, v. 20, n. 1, p. 154-159, 2011.

HOYOS, R.; URREGO, L. E.; LEMA, A. Natural regeneration response in mangroves of the gulf of Uraba (Colombia) to the environmental and intra-annual climate variability. **Revista de Biologia Tropical**, San José, CR, v. 61, p. 1445-1461, 2013.

HOGARTH, P. J., 2015. **The Biology of Mangroves**. Oxford University Press, Oxford.

HOLGUIN, G.; VAZQUEZ, P.; BASHAN, P. The role of sedment microorganisms in the productivy, conservation and rehabilitacion of mangrove ecosystems: an overview. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 33, p. 265-278, 2001.

HOWARTH, R. W.; MARINO, R.; LANE, J.; COLE, J. J. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems, rates and importance. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 33, n. 4, p. 669-687, 1988.

IBAMA. **Diagnóstico da carcinicultura no estado do Ceará**. Brasília, DF: IBAMA/MMA, 2005. 240 p.

KILCA, R. V.; COSTA, M. P.; ZANINI, R. R.; CARVALHO, F. A.; COSTA, A. F. Estrutura de manguezais em diferentes estágios sucessionais no estuário do rio Piauí, Sergipe-Brasil. **Pesquisas. Botânica**, São Leopoldo, n. 61, p. 171-189, 2010.

KJERFVE, B.; LACERDA, L. D. Mangroves of Brazil. In: LACERDA, L. D. (Ed.) **Conservation and sustainable utilization of mangrove forest in Latin America and Africa regions.** Part I - Latin America. Okinawa: ITTO/ISME, 1993. p. 245-272. (Mangrove Ecosystem Technical Report, 2).

KOLKA, R. K.; MURDIYARSO, D.; KAUFFMAN, J. B.; BIRDSEY, R. A. Tropical wetlands, climate, and land-use change: adaptation and mitigation opportunities. **Wetlands Ecology and Management**, The Hague, v. 24, p. 107–112, 2016.

KRISTENSEN, E.; JENSEN, M. H.; BANTA, G. T.; HANSEN, K.; HOLMER, M.; KING, G. M. Transformation and transport of inorganic nitrogen in sediments of a southeast Asian mangrove forest. **Aquatic Microbial Ecology,** Oldendorf, v. 15, p. 165-175, 1998.

KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 89, n.3, p. 201-219, 2008.

KURAMOTO, T.; MINAGAWA, M. Stable carbon and nitrogen isotopic characterization of organic matter in a Mangrove Ecosystem on the Southwestern Coast of Thailand. **Journal of Oceanography**, Heidelberg, v. 57, n. 4, p. 421-431, 2001.

LACERDA, L. D.; VAISMAN, A. G.; MAIA, L. P.; SILVA, C. A. R.; CUNHA, E. M. S. Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 253, n. 1-4, p. 433-446, 2006.

LARCHER, L.; BOEGER, M. R. T.; STERNBERG, L. S. L. O. Gas exchange and isotopic signature of mangrove species in Southern Brazil. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 133, p. 62-69, 2016.

LIU, H.; REN, H.; HUI, D.; WANG, W.; LIAO, B.; CAO, Q. Carbon stocks and potential carbon storage in the mangrove forests of China. **Journal of Environmental Management**, London, v. 133, p. 86-93, 2014.

LINS, S. R. M. **Nutrients dynamics in tropical forest fragments locates in an area of Atlantic Forest of the state of Alagoas**. 2017. 103 p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2017.

LOPES, E. C.; ARAUJO, E. C.; COSTA, R. S.; DAHER, R. F.; FERNANDES, M. E. B. Crescimento de mudas de mangue sob diferentes níveis de sombreamento na península de Ajuruteua, Bragança, Pará. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 291-296, 2013.

LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The ecology of Mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics,** Palo Alto, v.5, p.39-64, 1974.

LUNSTRUM, A. A.; CHEN, L. Soil carbon stocks and accumulation in young mangrove forests. **Soil Biology and Biochemistry,** Oxford, v. 75, p. 223-232, 2014.

LUVIZOTTO, D. M. **Transformações do nitrogênio e diversidade de Planctomycetes em sedimentos de manguezais**. 2013. 107 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. **Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil**: avaliação das áreas de manguezais dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Fortaleza: SEMACE, 2006. 55 p.

MACEDO, L. A. A. **Assimilação de esgotos em manguezais**. 1986. 101 p. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1986.

MACKENZIE, R. A.; FOULK, P. B.; KLUMP, J. V.; WECKERLY, K.; PURBOSPITO, J.; MURDIYARSO, D.; DONATO, D. C.; NAM, V. N. Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forest that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. **Wetlands Ecology and Management**, The Hague, v. 24, n. 2, p. 245-261, 2016.

MCKEE, K. L.; FELLER, I. C.; POOP, M.; WANEK, W. Mangrove isotopic $\delta^{15}N$ and $\delta^{13}C$ fractionation across a Nitrogen vs. Phosphorus Limitation Gradient. **Ecology**, Washington, DC, v. 83, n. 4, p. 1065-1075, 2002.

MANDAL, S.; SANTANU, R.; GOSH, P. B. Impact of mangrove litterfall on nitrogen dynamics of virgin and reclaimed islands of Sundarban mangrove ecosystem, India. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 252, p. 153-166, 2013.

MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERRAZ, E. S.; VICTORIA, R. L.; CAMARDO, P. B.; MOEIRA, M. Z. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina dos Textos, 2009.

MCLEOD, E.; CHMURA, G. L.; BOUILLON, S.; SALM, R.; BJÖRK, M.; DUARTE, C. M.; LOVELOCK, C. E.; SCHLESINGER, W. H.; SILLIMAN, B. R. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO^2. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, DC, v. 9, n. 10, p. 552-560, 2011.

MEDINA, E.; CUEVAS, E.; LUGO, A. E. Nutrient relations of dwarf *Rhizophora mangle* L. mangroves on peat in eastern Puerto Rico. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 207, p. 13-24, 2010.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.

NDEMA, E. N.; AKO'O, F. B.; ETAME, J.; NDONGO, A. D. Effects of vegetation's degradation on carbon stock, morphological, physical and chemical characteristics of soils within the mangrove forest of the Rio del Rey Estuary: Case study – Bamusso (South-West Cameroon). **African Journal of Environmental Science and Technology**, Lagos, Nigeria, v. 10, n. 3, p. 58-66, 2016.

NEUE, H. U.; GAUNT, J. L.; WANG, Z. P.; BECKER-HEIDMANN, P.; QUIJANO, C. Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 163–185, 1997.

NOBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; SIQUEIRA-NETO, M.; QUEIROZ, H. M.; ARTUR, A. G.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, E.; OTERO, X. Edaphic factors controlling summer (rainy season) greenhouse gas emissions (CO2 and CH4) from semiarid mangrove soils (NE-Brazil). **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 542, p. 685–693, 2016.

ODUM, E. P. **Ecologia**. 1. ed. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

PENDLETON, L.; DONATO, D. C.; MURRAY, B. C.; CROOKS, S.; JENKINS, W. A.; SIFLEET, S.; CRAFT, C.; FOURQUREAN, J. W.; KAUFFMAN, J. B.; MARBA, N.; MEGONIGA, P. Estimating Global "Blue Carbon" Emissions from Conversion and Degradation of Vegetated Coastal Ecosystems. **PlosOne**, San Francisco, v. 7, n. 9, e43542, 2012.

PROFFITT, C. E.; DEVLIN, D. J. Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. **Wetlands Ecology and Management**, The Hague, v. 13, p. 531-551, 2005.

RAY, R.; MAJUMDER, N.; DAS, S.; CHOWDHURY, C, JANA, T. K. Biogeochemical cycle of nitrogen in a tropical mangrove ecosystem east coast of India. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 167, p. 33-43, 2014.

RANJAN, K. R.; ROUTH, J.; RAMANATHAN, A. L.; VAL KLUMP, J. Elemental and stable isotope records of organic matter input and its fate in the Pichavaram mangrove-estuarine sediments (Tamil Nadu, India). **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 126, n. 1-4, p. 163-172, 2011.

REEF, R.; FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. E. Nutrition of mangroves. **Tree Physiology**, Victoria, v. 30, p. 1148-1160, 2010.

REIS, C. R. G. **Dinâmica de nitrogênio em manguezal de franja e de bacia na Ilha do Cardoso, Sudoeste do Brasil**. 2013. 91 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília, Brasília, DF, 2013.

REZENDE, C. E.; BERNINI, E.; SANTOS, D. O.; MATOS, T. B.; RIBAS, L. M.; SALOMAO, M. S. M. B.; CAMARGO, P. B. Estrutura isotópica na floresta de mangue no estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. Fortaleza, 2008.

RIOS, D. A. M. **Ecossistema de manguezal do rio cocó - Fortaleza/CE:** análise dos aspectos socioambientais. 2009. 90 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Limoeiro do Norte, Ceará, 2009.

ROMERO, I. C.; JACOBSON-MEYERS, M. E.; FUHRMAN, J. A.; CAPONE, D. G. Phylogenetic diversity of diazotrophs along na experimental nutrient gradient in mangrove sediments. **Journal of Marine Science and Engineering**, Basel, v. 3, p. 699-719, 2015.

ROSSI, M.; MATTOS, I.F.A. Solos de mangue do Estado de São Paulo: caracterização química e física. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, v. 15, p. 101-113, 2002.

ROVEDA, L. F.; OCCHI, T. V. T.; PEÇANHA, W. T.; METRI, C. B.; METRI, R. Química de sedimento e estrutura de bosque em manguezais do litoral do Paraná. **Revista Scientia Agraria**, Curitiba, v. 18, n.3, p. 116-122, 2017.

SALMO, S. G.; LOVELOCK, C.; DUKE, N. E. Vegetation and soil characteristics as indicators of restoration trajectories in restored mangroves. **Hydrobiologia**, Den Haag, v. 720, n. 1, p. 1-18, 2013.

SANT'ANNA, B. S.; BORGES, R. P.; HATTORI, G. Y.; PINHEIRO, M. A. A. Reproduction and management of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Crustacea, Brachyura, Ucididae) at Iguape, São Paulo, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 86, n. 3, p. 1411-1421, 2014.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R. R.; CAMARGO, T. M. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, Columbia, v. 13, p. 204-218, 1990.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CINTRÓN-MOLERO, G.; SOARES, M. L. G.; DE-ROSA, T. Brazilian mangroves. **Aquatic Ecosystem Health and Management**, Amsterdam, v. 3, p. 561-570, 2000.

SILVA, C. S. **A degradação do manguezal do Rio Cocó**: uma análise das causas. 2003. 238 p. Dissertação (Mestrado Acadêmico em Geografia) - Universidade Estadual do Ceará. Fortaleza, 2003.

SILVA, E. V. da; SOUZA, M. M. de A. Principais formas de uso e ocupação dos manguezais do Estado do Ceará. **Caderno de Cultura e Ciência**, Crato, Ceará, v. 1, p. 12-20, 2006.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION – SER. **The SER International Primer on Ecological Restoration.** Tucson, Arizona: International Science and Policy Working Group, 2004.

SOUZA, M. J. N.; NETO, J. M.; SANTOS, J. O.; GONDIM, M. S. **Diagnóstico geoambiental do município de Fortaleza**: subsídio ao macrozoneamento ambiental e à revisão do Plano Diretor Participativo - PDPFor. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza, 2009.

SOUZA, V. F.; SANTORO, A. F.; WEERELT, M. V.; ENRICH-PRAST, A. Sediment denitrification, DNRA and anammox rates in tropical floodplain lake (Pantanal, Brazil). **Oecologia Australis**, Rio de Janeiro, v. 16, p. 734-744, 2012.

SPALDING, M.; KAINUMA, M.; COLLINS, L. **World Mangrove Atlas**. Okinawa, Japan: International Society for Mangrove Ecosystems, 2010. Disponível em: https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=Mm6O0ab7uaMC&oi=fnd&pg=PR1&dq=spalding+et+al.+2010+mangroves&ots=1KrSHJEg6p&sig=xt8S29jlEDztjon-_s3ri5DoMRI#v=onepage&q=spalding%20et%20al.%202010%20mangroves&f=false. Acesso em: 05 ago. 2016.

SUÁREZ-ABELENDA, M. S.; FERREIRA, T. O.; ARBESTAIN, M. C.; MONROY, V. H. R.; MACIAS, F.; NOBREGA, G. N.; OTERO, X. L. The effect of nutrient-rich effluents from shrimp farming on mangrove soil carbon storage and geochemistry under semi-arid climate conditions in northern Brazil. **Geoderma**, Amsterdam, v.213, n.2, p. 551–559, 2014.

TEIXEIRA, C. P. B.; XIMENES, D. R. B.; SOUZA, H. P.; SOUTO, M. V. S.; SABADIA, J. A. B. Análise multitemporal do manguezal do estuário do Rio Cocó e seus entornos, no município de Fortaleza/CE, por meio dos produtos de sensoriamento remoto. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - SBSR, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2013.

TIEDJE, J. M.; SEXSTONE, A. J.; MYROLD, D. D.; ROBINSON, J. A. Denitrification – ecological niches, competition and survival. **Antonie Van Leeuwenhoek - Journal of Microbiology**, Dordrecht, v. 48, p. 569–583, 1982.

TOGNELLA, M. M. P.; SOARES, M. L. G.; CUEVAS, E.; MEDINAD, E. Heterogeneity of elemental composition and natural abundance of stables isotopes of C and N in soils and leaves of mangroves at their southernmost West Atlantic range. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 76, n. 4, p. 994-1003, 2016.

VELOSO, H. P.; GÓES-FILHO, L. **Fitogeografia brasileira**: classificação fisionômicoecológica da vegetação neotropical. Rio de Janeiro: Projeto RADAMBRASIL, 1982. 86 p. (Boletim técnico. Vegetação, n. 1).

VIANA, I. G.; VALIELA, I.; MARTINETTO, P.; PIERCE, R. M.; FOX, S. E. Isotopic studies in Pacific Panama mangrove estuaries reveal lack of effect of watershed deforestation on foos webs. **Marine Environmental Research**, London, v. 103, p. 95-102, 2015.

WANG, H. T.; SU, J. Q.; ZHENG, T. L.; YANG, X. R. Impacts of vegetation, tidal process, and depth on the activities, abundances, and community compositions of denitrifiers in mangrove sediment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, Berlin, v. 98, n. 22, p. 9357-9387, 2014.

WERTH, M.; MEHLTRETER, K.; BRIONES, O.; KAZDA, M. Stable carbon and nitrogen isotope compositions change with leaf age in two mangrove ferns. **Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, Amsterdam, v. 210, p. 80-86, 2015.

WHIGHAM, D. F.; VERHOEVEN, J. T. A.; SAMARKIN, V.; MEGONIGAL, P. J. Response of *Avicennia germinans* (Black Mangrove) and the soil microbial community to nitrogen addition in a hypersaline wetland. **Estuaries and Coasts**, Amsterdam, v. 32, n. 5, p. 926-936, 2009.

WOOLLER, M.; WOOD, B. S.; MYRNA JACOBSON, M.; FOGEL, M. Carbon and nitrogen stable isotopic variation in *Laguncularia racemosa* (L.) (white mangrove) from Florida and Belize: implications for trophic level studies**. Hydrobiologia**, Den Haag, v. 499, p. 13-23, 2003.

ZHAO, Q.; BAI, J.; HUANG, L.; GU, B.; QIONGQIONGLU, Q.; GAO, Z. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. **Ecological Indicators**, New York, v. 60, p. 442-452, 2016.