



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
SOLOS E NUTRIÇÃO DE PLANTAS**

TASSIA RAQUEL GARCÊS PASSOS

**MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E CARBONO E DINÂMICA DO Fe EM
FUNÇÃO DO TIPO DE VEGETAÇÃO E DO EFLUENTE DE CARCINICULTURA
EM SOLOS DE MANGUEZAIS**

FORTALEZA

2015

TASSIA RAQUEL GARCÊS PASSOS

MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E CARBONO E DINÂMICA DO Fe EM FUNÇÃO
DO TIPO DE VEGETAÇÃO E DO EFLUENTE DE CARCINICULTURA EM SOLOS DE
MANGUEZAIS

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas), da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientadora: Profa. Dra. Adriana Guirado Artur

FORTALEZA

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

-
- P293m Passos, Tássia Raquel Garcês.
Mineralização do Nitrogênio e Carbono e dinâmica do Fe EM em função do tipo de vegetação e do efluente de carcinicultura em solos de manguezais./ Tássia Raquel Garcês Passos. – 2015.
57f.: il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias
Departamento de Ciências do Solo, Programa de Pós Graduação em Agronomia Solos e Nutrição
de Plantas, Fortaleza, 2015.
Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas.
Orientação: Profa. Dra. Adriana Guirado Artur.
1. Ciências do solo. 2. Manguezais. 3. Vegetação. I. Título.
-

TASSIA RAQUEL GARCÊS PASSOS

**MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO E CARBONO E DINÂMICA DO Fe EM
FUNÇÃO DO TIPO DE VEGETAÇÃO E DO EFLUENTE DE CARCINICULTURA EM
SOLOS DE MANGUEZAIS**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas), da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

Aprovada em: ___/___/_____.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Dra. Adriana Guirado Artur (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Carlos Alberto Kenji Taniguchi
(Pesquisador Embrapa Agroindústria Tropical)

Prof. Dr. Antônio Jeovah de Andrade Meireles
Universidade Federal do Ceará (UFC)

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer a Deus pela bênção da vida, por seu infinito amor e, por me dar forças nos momentos difíceis.

Ao CNPq pelo auxílio financeiro e concessão da bolsa durante meus anos de bolsista;

À Universidade Federal do Ceará e ao Departamento de Ciências do Solo;

A minha família principalmente, a minha mãe Leoneide pelo carinho e amor.

Ao meu namorado Cid Borges pelos conselhos, ajuda e tranquilidade repassada.

A Professora Adriana Guirado (Orientadora) pela excelente orientação durante a pós-graduação, estímulos e ensinamentos.

A professora Carla do Departamento de Biologia da UFC por disponibilizar espaço para realização do experimento.

Ao pesquisador Carlos Taniguchi (Embrapa Agroindústria Tropical) por toda ajuda na realização das análises e pela disponibilidade em participar da banca.

A Márcia Régia da Embrapa Agroindústria Tropical por permitir a atualização do laboratório de pós-colheita.

Aos professores do Departamento de Ciências do Solo: Assis Jr., Maria Eugênia, Fernando Ferreyra, Mírian Costa, Paulo Mendes, Jaedson Mota e Ricardo Romero.

Ao Dimitri por toda ajuda no laboratório e na coleta do solo.

Aos colegas de pós-graduação do Departamento de Ciências Solo: Lilian Rafaelly, Juliana, Fabiana, Elimário, Thiago.

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente, para a concretização desse trabalho.

RESUMO

A mineralização do carbono e nitrogênio pode ser afetada por diversos fatores. Com esse estudo objetivou-se avaliar a influência das vegetações (*Rhizophora* e *Avicennia*) no potencial de mineralização do carbono e nitrogênio do solo; comparar a mineralização do nitrogênio e carbono do solo entre as áreas impactadas e não impactada com efluente de carcinicultura e verificar o efeito da variação da maré na mineralização do carbono e nitrogênio do solo. As amostras de solo foram coletadas em duas áreas (área impactada e não impactada com efluente de carcinicultura) e com predomínio de duas vegetações (*Rhizophora* e *Avicennia*). Em seguida, essas amostras foram incubadas em laboratório por 30 dias para avaliar o potencial de mineralização do carbono e do nitrogênio em resposta ao hidroperíodo (inundado 18h e 6h seco), ao tipo de vegetação e ao impacto do solo por efluente de carcinicultura. Verificou-se que no solo da área impactada menor formação da pirita no solo. Não houve diferença significativa para os teores de COT, N-total, N-NH_4^+ e N-NO_3^- para as áreas e para as vegetações, entretanto foi observada a relação positiva entre os teores de COT e de N-total do solo. Foi verificada correlação positiva entre os teores de COT e o carbono mineralizado indicando que os procedimentos de inundação e sem inundação (18 e 6 horas, respectivamente) foram eficientes para promover a mineralização do carbono do solo.

Palavras-chave: *Rhizophora*, *Avicennia*, Efluente de carcinicultura.

ABSTRACT

Organic matter and nitrogen mineralization can be affected for many factors. This study aimed to evaluate the influence of vegetation (*Rhizophora* and *Avicennia*) in the potentially mineralizable carbon and nitrogen in soil; comparing carbon and nitrogen soil mineralization in area impacted with shrimp farm effluent and not impacted; and verify the tidal flooding in carbon and nitrogen soil mineralization. Soil samples were collected in two areas (area impacted and not impacted by shrimp farm effluent) and two vegetation (*Rhizophora* and *Avicennia*). Then, these samples were incubated in the laboratory for 30 days to evaluate how potentially mineralizable carbon and nitrogen respond to hydroperiod (flooded 6h 18h and dry), the type of vegetation and the impacted of shrimp farm effluent in soil. It was verified that in the soil impacted by shrimp farm effluent reducing the pyritization rates in soils. There was no significant difference for the TOC, total-N, N-NH_4^+ and N-NO_3^- to the areas and the vegetation, however it showed a positive correlation between TOC and N-total in the soil. Positive correlation was found between the TOC and the carbon mineralized indicating that the flood procedures and without (18 and 6 hours, respectively) were effective to promote soil carbon mineralization.

Keywords: *Rhizophora*, *Avicennia*, Shrimp farming effluent.

SUMÁRIO

| | | |
|--------------|---|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 8 |
| 2 | REVISÃO DE LITERATURA..... | 10 |
| 2.1 | Manguezal..... | 10 |
| 2.2 | Solos de manguezais..... | 11 |
| 2.3 | Vegetação..... | 12 |
| 2.4 | Impactos causados pela carcinicultura..... | 14 |
| 2.5 | Mineralização do nitrogênio..... | 17 |
| 2.6 | Mineralização do carbono..... | 20 |
| 3 | MATERIAL E MÉTODOS..... | 23 |
| 3.1 | Caracterização da área..... | 23 |
| 3.2 | Coleta das amostras de solo. | 24 |
| 3.2.1 | <i>Coleta das amostra para determinação do nitrogênio e carbono.....</i> | 24 |
| 3.3 | Nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀) | 25 |
| 3.4 | Procedimentos analíticos..... | 26 |
| 3.4.1 | <i>Granulométrica.....</i> | 27 |
| 3.4.2 | <i>Extração sequencial do Fe.....</i> | 27 |
| 3.5 | Efluente de carcinicultura..... | 28 |
| 3.6 | Estatística..... | 28 |
| 4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 29 |
| 4.1 | Caracterização físico-química das amostras de solo..... | 29 |
| 4.2 | Extração sequencial de ferro..... | 31 |
| 4.3 | Granulometria..... | 35 |
| 4.4 | Carbono e nitrogênio do solo..... | 36 |
| 5 | CONCLUSÕES..... | 44 |
| 6 | REFERÊNCIAS..... | 45 |

1 INTRODUÇÃO

Os manguezais são ecossistemas localizados em regiões tropicais e subtropicais de transição entre o ambiente marinho e terrestre. A sua posição entre a terra e o mar torna os manguezais um local de troca de nutrientes terra-mar (KEUSKAMP *et al.*, 2013), ocorrendo em regiões de topografia plana, com solo sujeito ao regime das marés (GIRI *et al.*, 2010; SCHAEFFER-NOVELLI, 2000). Apresentam ampla distribuição geográfica, cobrindo cerca de 75% da linha costeira mundial e estendendo das latitudes 30°N a 30°S (GIRI *et al.*, 2008).

O manguezal é um ecossistema de grande importância socioeconômica e ecológica e é considerado como componente chave no ciclo do carbono, sendo apontado dentre as florestas tropicais como a mais rica em carbono (DONATO *et al.*, 2011).

Apesar de sua importância, esse ecossistema, em sua maioria, encontra-se impactado em função de atividades humanas (desmatamento, crescimento de áreas urbanas, despejo de esgoto doméstico, e principalmente na região Nordeste do Brasil, a implantação de tanques de camarões).

A carcinicultura é uma das atividades que mais tem contribuído com a degradação dos manguezais cearense, seja pela retirada do solo e da vegetação para a construção dos tanques ou pelo descarte do efluente dessa atividade, o qual normalmente não passa por sistema de tratamento, gerando uma carga de nutrientes que são descartados nas florestas de mangue.

O efluente da carcinicultura é rico em matéria orgânica, nutrientes como o nitrogênio e fósforo e sólidos em suspensão e dissolvidos (NUNES, 2002). O descarte de efluente nos solos dos manguezais pode alterar as condições geoquímicas do solo, a taxa de sedimentação da matéria orgânica, o acúmulo de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, intensificar o metabolismo bêntico e levar o ambiente ao processo de eutrofização e anoxia (FREITAS *et al.*, 2008). Essas alterações podem afetar a mineralização do carbono e nitrogênio

Em solos de manguezal, devido à inundação, ocorre diminuição das trocas gasosas entre o solo e o ar, pois a taxa de difusão do oxigênio na água é mais lenta do que no ar, criando um ambiente redutor. Dessa forma, a decomposição da matéria orgânica irá ocorrer por organismos que não utilizam o O₂ com receptor, e sim o NO₃⁻, Fe³⁺, ácidos orgânicos, SO₄²⁻ e SO₃²⁻ (PONNAMPERUMA, 1972). Com a utilização de outros aceptores, os microrganismos decompõem de forma mais lenta a matéria orgânica, a qual se acumula no solo (NEUE *et al.*, 1997).

A matéria orgânica acumulada no solo é fonte de nutrientes ao ecossistema manguezal, pois a decomposição e a mineralização do material vegetal é importante na ciclagem de nutrientes que ocorre no sistema solo-planta-atmosfera, possibilitando que parte do carbono incorporado pela biomassa pelo processo da fotossíntese retorne a atmosfera como CO₂ e os nutrientes absorvidos pelas plantas sejam novamente utilizáveis (CORREIA; ANDRADE, 1999). A mineralização da matéria orgânica é influenciada por fatores como o potencial redox do solo, atividade microbiana, espécies de plantas, produção de serrapilheira, relação C/N da serrapilheira e inundação das marés (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010).

Existem ainda controvérsias em relação ao efeito da variação da inundação pela maré, vegetação e ação antrópica nas taxas de mineralização e como o descarte de efluentes de carcinicultura, a variação da inundação pela maré e as espécies vegetais (*Rhizophora* e *Avicennia*) irão influenciar na mineralização da matéria orgânica do solo na estação seca do ano.

Diante disso, objetivou-se por meio desse trabalho: 1) Avaliar a mineralização do carbono e nitrogênio de solo de manguezal, em função do tipo de vegetação (*Rhizophora* e *Avicennia*) de mangue e do efluente de carcinicultura; 2) Avaliar a dinâmica do ferro de solo de manguezal, em função do tipo de vegetação (*Rhizophora* e *Avicennia*) de mangue e do efluente de carcinicultura.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Manguezal

O manguezal é um ecossistema costeiro que se desenvolve em regiões tropicais e subtropicais em transição entre ambientes terrestre e marinho, localizados em terrenos baixos na foz dos rios e estuários, com solo sujeito ao regime das marés e apresentando variação na salinidade (SCHAEFFER-NOVELLI, 2000).

Os manguezais ocupam uma área de 13.000 km² em extensão no Brasil, o que coloca o país como a terceira maior área de manguezal do mundo, com 7% e representando 50% dos manguezais da América Latina (FAO, 2007; GIRI *et al.*, 2010). No Estado do Ceará, a área de manguezal é estimada em 218,48 km² (MEIRELES; SILVA, 2002) representando a quinta maior área de manguezal do Nordeste (FAO, 2007; DUKE *et al.*, 2007; MMA, 2010).

As florestas de manguezais são ecossistemas que apresentam diversas funções e serviços ecológicos, tais como: produção de matéria orgânica, a qual constitui a base da cadeia trófica; fornecimento de abrigo e área de reprodução para espécies estuarinas e terrestres, além de pousio para aves migratórias; proteção da linha da costa contra erosão e assoreamento dos corpos d'água; retenção de sedimentos, manutenção da biodiversidade da região costeira; adsorção e imobilização de contaminantes como os metais traço. Além disso, para as populações a ribeirinha tem importância social e econômica, visto que essas utilizam o manguezal como fonte de alimento (crustáceos) e lazer (ALONGI, 2011; COELHO JÚNIOR; SCHAEFFER-NOVELLI, 2000).

Os manguezais também ganharam visibilidade por serem considerados como áreas com elevada capacidade de acúmulo de carbono orgânico no solo, e por influenciarem na mitigação das mudanças climáticas (DUKE *et al.*, 2007; DONATO *et al.*, 2011). Estima-se que os manguezais somados as marismas e outras áreas úmidas costeiras, podem armazenar aproximadamente 50% do carbono orgânico de toda a Terra (STOCKMANN *et al.*, 2013).

Apesar da sua importância, os manguezais têm sido afetados de forma negativa por atividades antrópicas, causados pela especulação imobiliária, construção de empreendimentos hoteleiros e instalação de tanques para o cultivo de camarão, (ALONGI, 2002; VALIELA; BOWEN; IORQUE, 2001; MEIRELES; SILVA; THIERS, 2009). Esses impactos têm implicações na sobrevivência das comunidades dependentes dos bens e produtos dos manguezais, causando perda de patrimônio cultural; prejuízo às atividades pesqueiras; liberação de carbono pela exposição do solo do manguezal após desmatamento; perda de habitats para as aves migratórias; além da biosimplificação, com perda de espécies, muitas delas, consideradas em risco de

extinção (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012) e principalmente perdas na capacidade de acúmulo de carbono no solo desses ambientes.

2.2 Solos de manguezais

Nos manguezais os solos são formados pela deposição de sedimentos de partículas orgânicas e inorgânicas de origens terrestre e marinha. Ocorrem em regiões de topografia plana na faixa costeira sob a influência constante da atividade do mar (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995; GAMERO; TORRADO; FERREIRA, 2004).

A textura desses solos é variável, desde arenosa até argilosa. Souza-Junior *et al.* (2007) estudaram solos em manguezais do Estado de São Paulo e verificaram essa diferença de texturas entre os solos, enquanto Marques (2010) em solos de manguezais na região costeira de Acaraú-CE observou a predominância da fração areia. Apesar de alguns autores generalizarem considerando os solos de manguezais como sendo de textura argilo-siltoso ou siltoso, a determinação da textura do solo irá depender da sua localização. Solos localizados nos compartimentos mais protegidos do litoral apresentam predomínio de partículas finas (silte e argila), enquanto a textura arenosa é encontrada em locais sobre influência das ondas do mar (SOUZA-JUNIOR *et al.*, 2007).

A textura irá influenciar na disponibilidade de ferro reativo para os processos metabólicos de redução dos oxihidróxidos de ferro nos solos de manguezais. Presume-se que em solo de textura mais fina haverá maior disponibilidade de ferro reativo, o qual é mais energético do que SO_4^{2-} e CO_2 , fazendo com que haja maior redução dos oxihidróxidos de ferro e assim inibindo a produção de metano (CH_4) (KORETSKY *et al.*, 2006).

No geral, esses solos têm elevados teores de matéria orgânica, elevados teores de sais provenientes da água do mar, baixa consistência, e cor acinzentada decorrente da drenagem restrita (GAMERO; TORRADO; FERREIRA, 2004).

Os solos de manguezais enquadram-se como Organossolos e Gleissolos, dependendo das condições de drenagem. Os Organossolos apresentam acúmulo de restos vegetais com grau de decomposição variado e condições de drenagem restritas. Já os Gleissolos apresentam intensa redução do composto de ferro em presença de matéria orgânica, com ou sem alternância de oxidação e encontram-se permanente ou periodicamente saturado por água (EMBRAPA, 2013). A saturação por água é devido a influência das marés, a qual é considerada como o principal mecanismo de entrada das águas salinas nos manguezais (CORREIA; SOVIERZOSKI, 2005). As marés são responsáveis por características importantes desses solos, tais como reduzido potencial

redox, existência de valores de pH elevado e dinâmica de elementos como enxofre e ferro (PONNAMPERUMA, 1972).

Devido à inundação, em solos de manguezais, ocorre diminuição das trocas gasosas entre o solo e o ar, pois a taxa de difusão do oxigênio na água é mais lenta do que no ar. Essa interferência na difusão do oxigênio cria ambiente redutor, fazendo com que os microrganismos tenham seu metabolismo desacelerado, visto que o O_2 atua como receptor de elétrons promovendo a máxima eficiência de decomposição da matéria orgânica. Dessa forma, os microrganismos passam a utilizar outros aceptores de elétrons que não o O_2 para a decomposição da matéria orgânica, seguindo a seguinte sequência termodinâmica: NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2 (metanogênese), N_2 e H^+ de forma mais lenta e menos eficiente, resultando no acúmulo da matéria orgânica no solo (NEUE *et al.*, 1997).

Em áreas de manguezais é comum verificar a combinação de elevados teores de matéria orgânica, advindos do maior aporte de biomassa vegetal, condições anaeróbicas, fonte de Fe reativo e fontes de SO_4^{2-} , proveniente da água do mar, ambas prontamente disponíveis, fazendo do solo de manguezal um ambiente propício à ocorrência da redução bacteriana do sulfato (RBS) (BREEMEN; BUURMAN, 1998). A RBS é a forma dominante de respiração nos solos dos manguezais, sendo os compostos de ferro e enxofre elementos importantes nos ciclos bioquímicos desses ambientes (FERREIRA, 2006).

A dinâmica do Fe e do S nesses ambientes são afetadas pela amplitude das marés que causam ora condições oxidantes ora redutoras nos solos dos manguezais (OTERO; MACIAS, 2002). A vegetação também influencia, pois oxida a região da rizosfera por meio da translocação do oxigênio absorvido na superfície do solo até as estruturas radiculares localizadas em subsuperfície (FERREIRA *et al.*, 2007a). Com isso, elementos como ferro e enxofre, que são sensíveis as mudanças nas condições redox, tem sua dinâmica alterada podendo sofrer incremento ou diminuição nas frações sólida do solo e águas intersticial (OTERO; MACIAS, 2002).

2.3 Vegetação

A vegetação dos manguezais é composta por espécies adaptadas morfológica e fisiologicamente (resistência a alterações de salinidade, variação de maré, ventos fortes, temperaturas elevadas e solos com condições anaeróbicas) para melhor desenvolvimento nesse ambiente. As adaptações das árvores incluem raízes aéreas, dispersão de propágulos pelas correntes controladas pelas marés, rápido crescimento de copa, ausência de anéis de crescimento,

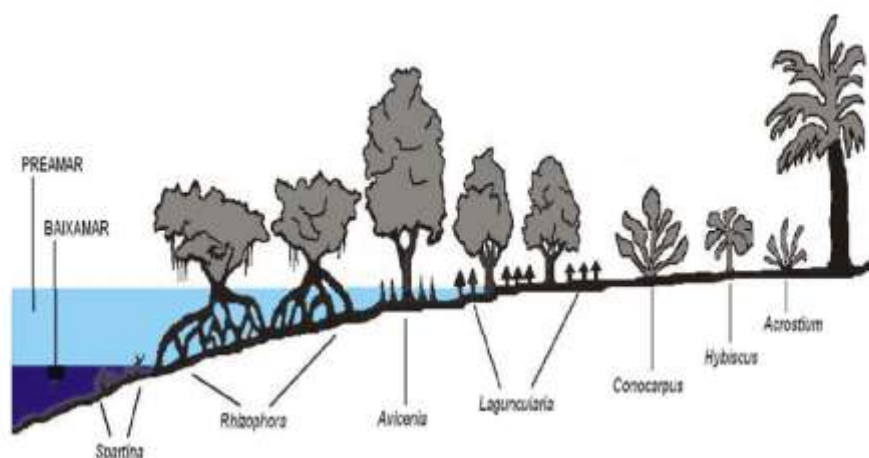
eficiente mecanismo de retenção de nutrientes, resistência a ambientes salinos, retenção de água e contribuição no balanço de carbono (ALONGI, 2002).

No Brasil são encontradas seis espécies: *Avicennia*, *Laguncularia*, *Rhizophora*, *Acrostichum*, *Conocarpus* e *Hibiscus* e suas ocorrências dependem da salinidade e topografia local, variando entre as regiões estuarinas (LACERDA, 2002). As principais espécies de mangue encontradas no litoral do nordeste são: *Rhizophora mangle*, *Avicennia*, *Laguncularia racemosa* e *Conocarpus* (LABOMAR/UFC, 2005).

A *Rhizophora mangle*, conhecida também como mangue verdadeiro, mangue vermelho, mangue de pendão, mangue preto, Apareiba, Quaparaíba etc, tem altura em média de 19 metros, 30 centímetros de diâmetro e folhas de formato arredondado (SEMACE, 2006). Toleram salinidade de até 55 ppm e possui propágulos que permitem resistência às perturbações da maré (FRUEHAUF, 2005), sendo encontrada no litoral brasileiro até Santa Catarina e no México, Antilhas, Flórida e África ocidental (SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Essa espécie é encontrada nas áreas de maior inundação pela maré, nas margens do manguezal (DINIZ, 2009) (Figura 1), e tem como característica marcante o sistema de sustentac o com raízes-escoras (riz foros) que saem do troco e raízes adventícias que partem dos galhos (SCHAEFFER-NOVELLI, 2000).

Figura 1. Vegetac o dos manguezais



Fonte: Correa et al. (2005)

As espécies do gênero *Rhizophora mangle* se posicionam em locais de maiores teores de matéria orgânica, em comparação com locais de vegetação com predomínio de *Avicennia germinans* e *Laguncularia racemosa*, e normalmente em locais de valores de pH maiores do que 7,0 (CUZZUOL; ROCHA, 2012), com predomínio de textura arenosa e salinidade com valores variando entre 29,6‰ e 32‰ (CUZZUOL; CAMPOS, 2001).

As folhas do gênero *Rhizophora* se decompõem mais lentamente do que as dos outros gêneros como *Laguncularia* e *Avicennia* (OLIVEIRA; RIZZO; COUTO, 2013), devido ao fato de possuírem componentes difíceis de degradação (MIDDLETON; MCKEE, 2001), como o tanino, o qual diminui a decomposição. O tanino pode ser aversivo aos detritívoros, além de retardar a colonização microbiana (KRISTENSEN *et al.*, 2008, OLIVEIRA; RIZZO; COUTO, 2013).

No litoral cearense é possível encontrar duas espécies do gênero *Avicennia*: *A. schaueriana*, *A. germinans*, cuja diferença é observada nas folhas. *A. germinans* tem folhas com formato pontiagudo, enquanto *A. schaueriana* tem folhas com formato arredondado e são popularmente chamadas de canoé, siriba, siruíba, mangue branco, amarelo ou preto, possuem altura em média de 11 metros com tronco de 20 centímetros, se localizam na zona entre marés, e toleram salinidades intersticiais mais altas do que as demais espécies de plantas de manguezais. As raízes são subaéreas dotadas de pneumatóforos, cuja função é realizar as trocas gasosas com o ambiente (LABOMAR/UFC, 2005; IBAMA, 2005) e as sementes dessas plantas têm capacidade de flutuar e resistirem à água, fazendo com que haja uma grande disseminação.

Com relação à concentração de nutrientes, as folhas da *Avicennia* em alguns estudos apresentaram maiores concentrações de nutrientes do que as da espécie *Rhizophora mangle* (BERNINI *et al.*, 2006; CUZZUOL; ROCHA, 2012; LACERDA *et al.*, 1986). A *Avicennia* acumula concentrações mais elevadas de N, K, Mg e Zn, em suas folhas, enquanto a *Rhizophora* apresenta maiores concentrações de Ca e menores de N (CUZZUOL; ROCHA, 2012).

2.4 Impactos causados pela carcinicultura

A carcinicultura é uma das atividades que mais crescem no território brasileiro, e, em especial, no Nordeste. A carcinicultura comercial iniciou-se na década de 1970, com produções significativas no agronegócio internacional, mas foi nos anos 80, devido a crescente

demanda e valor econômico em ascensão, que a produção de camarões cultivados evoluiu rapidamente (ABCCAM, 2004).

Na região Nordeste as condições são ideais para o cultivo de camarões, devido à presença de áreas costeiras com água de temperatura elevada durante todo o ano (SOARES *et al.*, 2007). Segundo dados da Associação Cearense dos Criadores de Camarão (ACCC, 2013), no ano de 2011 o número de fazendas de camarão em cativeiro funcionando no Brasil era de cerca de 1.222 fazendas e no Ceará 325.

As características intrínsecas de cada manguezal e a sua localização em áreas de preservação nos litorais favorecem a instalação de complexos industriais-portuários, a expansão turístico-imobiliária e a implantação da agricultura por parte da população regional. O descarte desordenado de resíduos, efluentes urbanos, agrícolas e industriais e os impactos gerados pelo uso incorreto desses manguezais, afeta a dinâmica e a produtividade natural desse ecossistema.

A atividade da carcinicultura ocupa grande extensão de áreas nos manguezais nordestinos, principalmente no Estado do Ceará, tornando-se uma das atividades mais impactantes nesses ambientes (MEIRELES *et al.*, 2007; FREITAS *et al.*, 2008; AMIRKOLAIE, 2011). Os impactos gerados pela carcinicultura são variados: desmatamento, lançamento dos efluentes sem o tratamento prévio em estuários, lagoas e rios, introdução de espécies exóticas no ambiente, salinização do solo e lençol freático, disseminação de doenças (JOVENTINO; MAYORGA, 2008).

O desmatamento das áreas de manguezais para a construção dos tanques de carcinicultura pode causar a drenagem ácida, devido à formação de ácido sulfúrico produzido durante oxidação da pirita. Esse processo diminui a qualidade da água dos tanques, o que exige grande quantidade de calcário para a neutralização da acidez (FERNANDES; PERIA, 1995). Além da adição de calcário, são adicionados antibióticos, rações e fertilizantes, em proporções visando à complementação do nitrogênio e do fósforo existentes na água de cultivo. Para Nunes (2002), esses tanques são considerados ambientes eutróficos, dependentes de aeração mecânica e da renovação de água para manter as concentrações de oxigênio dissolvido em faixas aceitáveis e também controlar a quantidade de metabólitos tóxicos.

A aplicação desses insumos durante as etapas de produção, assim como as excreções, os metabólitos dos camarões, são capazes de modificar os parâmetros físico-químicos do meio de cultivo, e por consequência dos efluentes do tanque de carcinicultura. Esses efluentes são ricos em matéria orgânica, nutrientes tais como o nitrogênio e o fósforo, material em suspensão na forma particulada (fezes, restos de ração e fertilizantes) ou

dissolvida (subprodutos inorgânicos da excreção dos animais) (NUNES, 2002), que contribuem significativamente para elevação da carga de nutrientes nos manguezais que os recebem. No estudo realizado por Araújo e Costa (2013) em resíduo do fundo do tanque de carcinicultura localizado no município de Aracati-CE foram encontrados os seguintes teores de nitrogênio e carbono: 6,5 mg kg⁻¹ de nitrato (NO₃⁻); 90,1 mg kg⁻¹ de amônio (NH₄⁺) e 14,9 g kg⁻¹ de carbono orgânico total (COT).

Os efluentes quando são descartados diretamente nos corpos hídricos, sem que ocorra tratamento prévio do mesmo, pode favorecer o processo de eutrofização artificial. Um dos maiores receptores de efluentes devido ao grande número de fazendas de carcinicultura em sua proximidade é a Bacia do Rio Jaguaribe (FIGUEIREDO *et al.*, 2005). Sousa *et al.* (2006) em manguezais localizados no Ceará, observaram maior concentração de sais nos solos, quanto mais próxima dos pontos de descarte desses efluentes.

O descarte do efluente nos solos de manguezais acarreta em aumento no teor de MO e nutrientes, com conseqüente aumento da proliferação de algas, diminuindo assim, o oxigênio dissolvido na água pelo aumento da taxa de respiração dos microrganismos e da degradação do sistema em função da qualidade da água (BRICKER *et al.*, 1999) e afeta também a dinâmica dos nutrientes no solo com conseqüente alterações nas emissões de GEE para a atmosfera.

Autores em seus estudos mostram que os efluentes dos tanques de carcinicultura podem causar mudanças na geoquímica de solos de manguezais (MARCHAND; ALLENBAR; VERGÉS, 2011). Os solos que recebem os efluentes de carcinicultura apresentam maior condição de redução e menor carbono orgânico total (COT) do que os solos que não recebem os efluentes. Isso pode ser devido ao nitrato fornecer mais energia por molécula de carbono, levando ao aumento da taxa de mineralização do CO, e conseqüentemente a diminuição nos teores de carbono orgânico total (NÓBREGA *et al.*, 2013).

As perturbações nos solos do manguezal que recebem os efluentes de carcinicultura podem afetar o desenvolvimento de espécies vegetais na área, uma vez que a vegetação é a grande responsável pela dinâmica dos nutrientes no sistema solo-planta-atmosfera. Dessa forma, o tipo de vegetação também irá afetar nas propriedades químicas e físicas do solo e na emissão de gases de efeito estufa.

O aumento da concentração de nutrientes na água, principalmente nitrogênio e fósforo proveniente dos tanques de carcinicultura, pode causar a eutrofização, acarretando em depleção dos níveis de O₂, diminuição da biodiversidade, aumento da turbidez, formação de espuma, odores indesejados (FIGUEIREDO *et al.*, 2005) e aumento da emissão de CH₄.

Em solos que receberam nitrogênio orgânico ou inorgânico, Huang *et al.* (2004), observaram que a emissão de N₂O foi maior do que em solos que não receberam fontes de nitrogênio, indicando que a emissão de N₂O é parcialmente controlada pela disponibilidade de carbono durante a mineralização. A fertilização com nitrogênio pode afetar a emissão de CH₄, visto que solos que possuem alto teor de amônio atuam como inibidor da oxidação do CH₄ ao competir pela enzima monooxigenase, encarregada de catalisar a oxidação desse gás no solo (HÜSTCH; WEBSTER; POWLSON, 1993).

Rivera-Monroy e Twilley (1996) observaram em manguezal localizado no México, que a perda de nitrogênio por desnitrificação não foi significativa, sugerindo que o nitrogênio é consumido antes de ser liberado para a atmosfera como N₂. De acordo com Rivera-Monroy *et al.* (1995), altas taxas de desnitrificação são observadas em manguezais que receberam o descarte de águas residuárias, indicando alta correlação entre as taxas de desnitrificação e o teor de nitrato.

2.5 Mineralização do nitrogênio

O nitrogênio (N) é considerado elemento importante para a manutenção da vida, por ser constituinte de proteínas, ácidos nucléicos, peptideoglicanos, aminoácidos e outras biomoléculas (YOUNG, 1992). É o elemento que as plantas necessitam em maior quantidade e o que mais limita o crescimento vegetal (MALAVOLTA, 2006). Mais de 99% do N é encontrado na forma de gás (N₂), que para ser assimilado pelos organismos deve ser reduzido a amônio (NH₄⁺) para que ocorra a síntese de proteínas (FENNEL; MICK; FALKOWSKI, 2005). O N pode chegar ao solo por meio da adição de compostos orgânicos (restos vegetais e animais) e/ou inorgânicos, fixação biológica (simbiótica ou não) e fixação por descargas elétricas (SCHLESINGER, 1997). Pode ser encontrado no solo na forma orgânica ou inorgânica, dependendo do processo de mineralização ou imobilização do N, e pode ser perdido de várias formas, dentre elas, volatilização, desnitrificação, erosão, lixiviação e/ou extraído pelas culturas (GAVA, 2003).

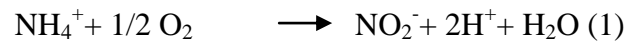
O nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀) é definido com o N que pode ser prontamente absorvido pelas plantas, a partir da mineralização das reservas da matéria orgânica durante em determinado período de tempo (CAMARGO *et al.*, 2008). Os métodos

utilizados para estimar o N_0 podem ser realizados em condições aeróbicas ou anaeróbicas (OLIVEIRA, 1989). O método de incubação aeróbica é um método de longa duração (30 dias), no qual o solo é mantido sob incubação à temperatura constante de 35°C, desenvolvido por Stanford e Smith (1972). O método anaeróbico é um método de curta duração (7 dias) a temperatura de 40°C, no qual é determinado a quantidade de $N-NH_4^+$ no início da incubação e após sete dias de incubação, sendo o N_0 determinado pela diferença do $N-NH_4^+$ determinado no final e no início de incubação do solo. Métodos de incubação de solo de curta duração são mais simples, rápidos e com custos menores do que os de longa duração (BOEIRA; MAXIMILIANO, 2004).

A mineralização é o processo pelo qual o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio mineral ou inorgânico (HUTCHISON; WALWORTH, 2007). O processo ocorre à medida que os microrganismos heterotróficos decompõem a matéria orgânica, os quais requerem carbono orgânico como fonte de energia para sua atividade e crescimento (YAMADA *et al.*, 2007), resultando nas formas disponíveis para a absorção pelas plantas, amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), as quais correspondem a uma pequena fração do N-total (BREMNER, 1996).

A imobilização é a retenção, na biomassa microbiana, do N inorgânico liberado ao solo pelo processo de mineralização, ou seja, é a transformação do nitrogênio mineral em nitrogênio orgânico (MARQUES *et al.*, 2000).

A mineralização e imobilização de N são processos que ocorrem de forma simultânea e oposta no solo, no qual o balanço líquido entre a mineralização e a imobilização é controlado por fatores diversos como: temperatura, umidade e textura do solo; a relação C/N, C/P, C/S do resíduo; pH; qualidade do resíduo que está sendo decomposto, ou seja, se possui frações facilmente decomponíveis e recalcitrantes; pela biomassa microbiana e disponibilidade de N inorgânico (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Na mineralização do N ocorrem reações de amonificação e nitrificação. Na amonificação compostos orgânicos nitrogenados do solo (aminoácidos, aminoaçúcares, aminopolissacarídeos, ácidos nucleicos entre outros) são transformados por actinobactérias, fungos e diversos grupos de bactérias para produzir NH_4^+ . A nitrificação é o processo no qual há oxidação de íons amônio para nitrato, que consiste em duas etapas: inicialmente ocorre a oxidação do amônio para nitrito por bactérias autotróficas (Nitrosomonas); e posteriormente ocorre a oxidação do nitrito para nitrato por bactérias Nitrobacter. De acordo com as etapas descritas a seguir (BRADY; WEIL, 2012):



O processo de nitrificação é estritamente aeróbico, ocorrendo obrigatoriamente na porção óxida de compartimentos como a água, superfície do sedimento e do solo, ou no entorno de raízes submersas (REDDY; AGAMI; TUCKER, 1989) e relacionadas à quantidade de amônio no solo, sendo que teores elevados dessa forma de nitrogênio podem inibir a nitrificação pelo efeito adverso da salinidade nas bactérias nitrificadoras (MALHI; MC GILL, 1982). O processo contrário da mineralização é a desnitrificação, no qual o nitrato é reduzido para nitrito e amônio ou transformado diretamente em nitrogênio molecular ou óxido nitroso (N₂O). É considerado um processo de importância ambiental por liberar N₂O para a atmosfera, degradando a camada de ozônio (KRAFT; STROUS; TEGETMEYER, 2011).

No manguezal, a taxa de desnitrificação e amonificação pode ser elevada, devido a fatores como condição anaeróbica combinada com elevados teores de matéria orgânica (ALONGI, 2004; KRISTENSEN *et al.*, 2008). Sob condição de inundação, altos teores de amônio podem se acumular, uma vez que este íon é relativamente estável em condições anóxicas, predominando na maioria dos solos (MANINI *et al.*, 2003). De acordo com Kristensen *et al.* (2008), os teores de nitrogênio inorgânico no solo de manguezal normalmente são baixos por causa da baixa adição de N ao solo, das perdas pela maré, dos reduzidos processos de transformação e de assimilação microbiana eficiente.

A decomposição da matéria orgânica no manguezal é determinada pela qualidade da serrapilheira presente no solo (KRISTENSEN *et al.*, 2008), sendo que a constituição química das folhas pode acelerar ou retardar a decomposição (KRISTENSEN *et al.*, 2008). As folhas do gênero *Rhizophora* possuem constituintes mais difíceis de degradar do que as folhas de *Avicennia*, em decorrência de sua grande quantidade de polifenóis (SHERMAN; FAHEY; HOWARTH, 1998).

Lacerda *et al.* (1995) estudando solos de manguezal no sudeste do Brasil, observaram que solos com vegetação de *Avicennia*, devido à presença de matéria orgânica mais degradável, favorece a atividade microbiana, quando comparado a solos com vegetação de *Rhizophora*, e, como consequência, melhor ciclagem de nutrientes, em particular de nitrogênio.

Diversos autores em seus trabalhos mostraram que a espécie *A. germinans* acumula maiores concentrações de N em suas folhas do que a espécie *Rhizophora mangle*.

Por exemplo, Nascimento *et al.* (2008) observaram maior concentração N nas folhas de *A. germinans* no manguezal localizado no Pará; Bernini (2006) também observou maior concentração do nutriente N para folhas verdes adultas de *A. germinans* no manguezal do estuário do rio São Mateus-ES; Lugo *et al.* (2007) em Porto Rico e Cuzzuol e Campos (2001) no estuário do Rio Mucuri na Bahia.

A temperatura é um dos fatores que interfere nas transformações do N. Condições ideais para as transformações de N orgânico a N-NH_4^+ são associadas com temperaturas entre 25 e 35°C (HAVLIN *et al.*, 2005). Na fase final das transformações, onde ocorrem as reações de conversão de N-NH_4^+ a N-NO_3^- , a temperatura considerada adequada é na faixa entre 30-35°C, com o valor ótimo por volta de 25°C. Outro fator que pode afetar a mineralização do nitrogênio em áreas de manguezais são os efluentes da carcinicultura. O descarte de efluentes ricos em N e P resulta em acúmulo desses nutrientes no solo (LACERDA *et al.*, 2006), podendo gerar mudanças nos teores de nutrientes, pH e no potencial redox dos solos de manguezais (MARCHAND *et al.*, 2011). A estimativa do nitrogênio liberado dos efluentes dos tanques de carcinicultura localizado na Austrália foi de 0,99-1,18 kg ha⁻¹ por dia, num total de 290 kg ha⁻¹ no ano (JACKSON *et al.*, 2003). No Nordeste do Brasil essa emissão de efluentes dos tanques de carcinicultura foi de 0,47 kg ha⁻¹ por dia, resultando em emissão anual de cerca de 110 kg ha⁻¹ (LACERDA *et al.*, 2006).

2.6 Mineralização do carbono

O carbono no solo é encontrado na forma orgânica (carbono orgânico do solo-COS) e mineral (carbono inorgânico do solo-CIS) sendo a soma do COS e CIS o carbono total do solo, o qual representa o principal componente da matéria orgânica do solo. Dessa maneira, está relacionado com as seguintes propriedades do solo, tais como a retenção de água no solo, aeração, melhora a estrutura do solo, fonte de energia para os organismos e nutrientes para as plantas, principalmente o N e complexação de elementos tóxicos (BAYER; MIELNICZUK, 2008).

Os teores de COS irão depender de fatores como o aporte de biomassa oriundo da produção primária e da deposição de material alóctone, enquanto as perdas são causadas por processos de decomposição, erosão e lixiviação (NEUE *et al.*, 1997). As substâncias orgânicas entram no sistema por meio das folhas, raízes da vegetação, biomassa microbiana, exsudados radiculares e saem do sistema por meio da ação da maré e oxidação pelos organismos do solo (SCHAETZL; ANDERSON, 2005).

A mineralização da matéria orgânica em solos de manguezais é realizada por processos microbianos aeróbios e anaeróbios. Na mineralização anaeróbica os microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons em substituição ao O_2 , e.g. $NO_3^- \rightarrow Mn(IV) \rightarrow Fe(III) \rightarrow SO_4^{2-} \rightarrow CO_2$. De acordo com essa sequência, verifica-se um decréscimo gradual no potencial redox e na energia livre dos agentes oxidantes para a respiração (PONNAMPERUMA, 1972). Com isso, a utilização de outros aceptores que não o O_2 , faz com que a decomposição dos compostos orgânicos seja mais lenta, acumulando-se no solo (NEUE *et al.*, 1997; KRISTENSEN *et al.*, 2008).

A mineralização anaeróbica nos solos de manguezais, associada à elevada capacidade de produção de biomassa, torna essa área acumuladora de carbono e, por isso, importante no ciclo global desse elemento e no contexto das mudanças climáticas (NELLEMAN *et al.*, 2009; GRIMSDITCH *et al.*, 2012).

O processo de decomposição da matéria orgânica por via aeróbica ocorre na superfície do solo e nas pequenas zonas aeróbicas em torno das raízes onde existe oxigênio e alguns centímetros da coluna d'água (REZENDE *et al.*, 2009).

Além da respiração aeróbica e anaeróbica, também pode ocorrer a respiração subóxica na degradação da matéria orgânica do solo de manguezal (KRISTENSEN *et al.*, 2008). Sob condições subóxica, ocorre redução dos óxidos e hidróxidos de ferro na decomposição da matéria orgânica, gerando altos teores de Fe^{2+} , o qual pode precipitar na formação de carbonatos, sulfetos, fosfato ou ocorrer nova oxidação promovendo a síntese de ferrihidrita, lepidocrocita e goetita (CANFIELD *et al.*, 1993).

Devido a água do mar apresentar elevadas concentrações de sulfato, a decomposição da matéria orgânica no solos de manguezais é predominantemente atribuída ao processo de redução bacteriana do sulfato (RBS) (MACKIN; SWIDER, 1989; ALONGI, 1998), tendo como resultado a formação de sulfeto. O sulfeto gerado no processo RBS pode ter vários destinos, tais como a precipitação na forma de sulfetos de ferro – exemplo: Pirita (FeS_2) (YÜCEL *et al.*, 2010) considerada como o produto final, e mais estável do processo de RBS (BREEMEM; BUURMAN, 1998) e participar de reações de oxirredução (REZENDE *et al.*, 2009). Consequentemente, a maioria dos solos de manguezais contêm altos teores de enxofre inorgânico na forma, principalmente, de FeS_2 e enxofre elementar (S_0) (HOLMER, 1999).

Em ambientes ricos em ferro, a oxidação do ferro na decomposição da matéria orgânica pode ser comparável, ou até maior, do que a redução do sulfato (KRISTENSEN *et*

al., 2008), pois essa pode ser prejudicada na presença de outros receptores de elétrons como o O_2 e Fe^{3+} (CANFIELD; KRISTENSEN; THAMDRUP 2005).

Bruce; Brow e Jimenez (2014) observaram que o aumento da inundação do solo, causado pela variação da maré diminuiu a mineralização do C, enquanto o aumento da temperatura causou aumento na mineralização do carbono, entretanto Sanches-Andrés *et al.* (2010) observaram que a inundação acelerou a mineralização da matéria orgânica. Com isso, observa-se que a inundação do solo de manguezal e a diminuição da mineralização do C não é comumente observada (ALONGI *et al.*, 2012).

3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em um manguezal com uma área impactada com efluente de carcinicultura e outra área considerada não impactada, ou seja, sem influência do efluente de carcinicultura.

3.1 Caracterização da área

O manguezal do estudo encontra-se na zona costeira do Estado do Ceará, localizado próximo ao município de Aracati - CE, no Estuário da Bacia do Rio Jaguaribe (Figura 2), ocupando uma área de 641.216 km², limitada a montante pela barragem de Itaiçaba (IBGE, 1999). O clima da região é do tipo semiárido, apresentando longo período de seca, com duração média de oito meses, e curto período com chuvas irregulares (IPLANCE, 1995). A temperatura média é de 27°C e precipitação do mês mais seco abaixo de 30 mm (SILVA; SOUZA, 2006). O manguezal recebe de vários pontos efluentes dos tanques de carcinicultura localizados na sua proximidade. No entanto, próximo à foz do rio a área não recebe influentes dos tanques de carcinicultura, sendo considerada área não impactada.

Figura 2. Localização das áreas de coleta e imagem aérea do manguezal do Rio Jaguaribe.



Fonte: Maps e Wikipédia

3.2 Coleta das amostras de solo

As coletas foram realizadas em duas etapas: a primeira correspondeu à coleta das amostras indeformadas para a determinação da mineralização do nitrogênio e carbono do solo. A segunda etapa referiu-se à coleta de amostra de solo para caracterização da área e demais análises químicas e físicas do solo.

3.2.1 Coleta das amostras de solo para determinação do nitrogênio e carbono

A coleta de solo foi realizada em duas áreas (impactada e não impactada) e em cada área foram coletadas amostras sob predomínio da vegetação de *Avicennia* e *Rhizophora* spp., (Figura 3) em quatro locais de coleta. Em cada local foram coletados 5 pontos com auxílio do amostrador tipo Uhland, em anéis de PVC de 7 cm de altura e 5 cm de diâmetro de solo indeformado. O excesso de solo dos anéis foi removido usando espátula, de modo que o volume do solo fosse igual ao volume do anel de PVC. Uma das faces do anel foi protegida com tecido e presa com liga de borracha, para evitar perda de solo, e em seguida condicionadas em sacos de plástico e mantidas refrigeradas até o transporte ao laboratório, onde foram analisadas imediatamente para evitar alterações significativas nas populações microbianas.

Figura 3. Vegetação da área de manguezal: *Rhizophora* spp (a) e *Avicennia* (b).



Fonte: o Autor

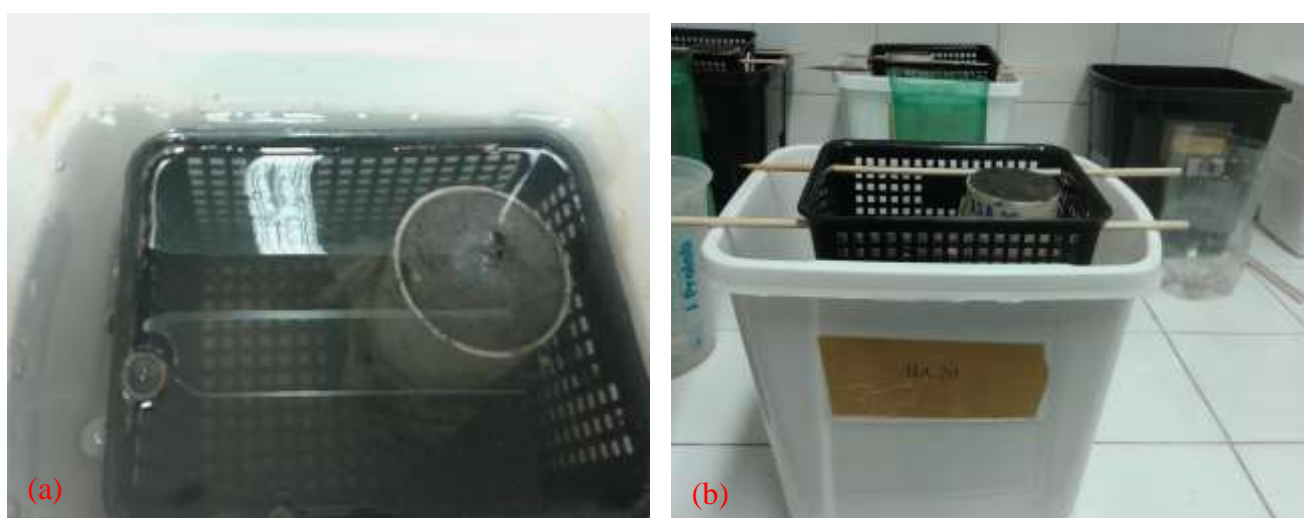
Durante a amostragem foi medido o valor do pH e do potencial de oxirredução (Eh) para a caracterização físico-química do ambiente, após a estabilização dos eletrodos e a amostra de solo. O potencial de oxirredução (Eh) foi obtido com o auxílio de eletrodo de platina, adicionando-se ao valor da leitura, o potencial do eletrodo de referência de calomelano (+244 mV), enquanto as leituras de pH foram obtidas com o auxílio de um eletrodo de vidro calibrado com soluções padrões de pH = 4,0 e 7,0 (FERREIRA *et al.*, 2007a).

3.2.2 Mineralização do carbono e nitrogênio do solo

As amostras indeformadas coletadas em campo (10 amostras de solo na área com *Avicennia* e 10 na área com *Rhizophora*, totalizando 20 amostras de solo) foram levadas ao laboratório e incubadas por um período de: 18 h por 6 h, ou seja, 18 horas sob inundação em água salina e 6 horas sem inundação, durante o período de 30 dias consecutivos.

Em um pote capacidade de 4,5 L foi adicionado água salina produzida em laboratório em quantidade suficiente para cobrir a amostra de solo durante o período de inundação de 18 h (Figura 4a). Após esse período amostra de solo foi retirada do pote e drenada por 6h (Figura 4b). O experimento foi conduzido em sala climatizada, com temperatura constante de 28°C.

Figura 4. Ilustração do experimento de laboratório: amostra durante o período de inundação (a) e amostra durante sem inundação (b).



Fonte: o Autor

O carbono orgânico total (COT) foi determinado nas amostras de solo no início (tempo zero) e no final do experimento (após 30 dias de incubação), segundo método descrito

em Mendonça e Matos (2005). Para o cálculo do carbono mineralizado, o COT do tempo zero foi subtraído do COT obtido no final do experimento.

Os teores de N-total e de N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) foram determinados nas amostras de solo no início e no final da incubação, empregando-se o método da destilação a vapor descrito em Cantarella e Trivelin (2001). O N-orgânico foi obtido pela diferença entre o N-total e o N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-). Para o cálculo do nitrogênio mineralizado, o N-orgânico do tempo zero foi subtraído do N-orgânico obtido no final do experimento.

3.3 Nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0)

Para a determinação do N_0 pelo método da incubação anaeróbia foi utilizado o método proposto por Keeney e Bremner (1966). Em tubo de ensaio (16 x 150 mm), foram adicionados 5 g de amostra úmida de solo (amostra deformada) e 12,5 mL de água desionizada, sendo cada amostra de solo preparada em duplicata.

Em uma das repetições foram adicionados 12,5 mL de KCl 4 mol L^{-1} e o conteúdo foi transferido para tubo de destilação. Para a determinação do N-NH_4^+ foi adicionado MgO no tubo de destilação, seguida de destilação e titulação com solução padronizada de H_2SO_4 , conforme procedimentos descritos em Cantarella e Trivelin (2001). Na outra repetição, o tubo foi vedado com filme de plástico e rolha de silicone e mantido em BOD a 40°C durante 7 dias. Após esse período de incubação foram adicionados 12,5 mL KCl 4 mol L^{-1} e foi feita a determinação do N-NH_4^+ , seguindo os procedimentos mencionados anteriormente. Em cada amostra de solo, foi feita determinação da umidade. O N_0 foi calculado pela diferença dos teores de N-NH_4^+ determinados no início e no final da incubação e expresso em mg kg^{-1} de solo seco.

3.4 Procedimentos analíticos

Na área impactada e não impactada nos pontos com predomínio de vegetação *Rhizophora* e *Avicennia* foram coletadas quatro amostras de solo deformada em cada ponto, na profundidade de 7 cm, durante os períodos de maré baixa. As coletas foram realizadas no mês de setembro, período seco do ano.

3.4.1 Granulometria

A análise granulométrica foi realizada de acordo com a metodologia descrita em EMBRAPA (1997) para solos salinos, utilizando pré-tratamento com peróxido de hidrogênio (30 volumes) para a eliminação da matéria orgânica e álcool etílico 60% para a eliminação dos sais. Posteriormente, foi adotado o método da pipeta, seguido da dispersão química com hexametáfosfato de sódio (NaPO_3)₆ 0,015 mol L⁻¹ e agitação mecânica horizontal.

3.4.2 Extração sequencial do Fe

A extração sequencial de ferro foi realizada em triplicata nas amostras de solo. O método utilizado é uma combinação dos métodos propostos por Tessier; Campbell e Bisson (1979), Huerta-Díaz e Morse (1990) e Fortín; Leppard e Tessier (1993). Essa combinação de métodos permitiu extrair seis frações do metal (F₁ a F₆) sendo:

F₁: Fe trocáveis e solúveis, extraídos pela solução de MgCl₂ 1 M, com pH ajustado a 7 e agitado por 30 minutos;

F₂: Fe associados aos carbonatos, utilizando 30 mL de uma solução de NaOAc 1 M, pH 5 ajustado com ácido acético, por um período de 5 horas;

F₃: Fe associados à ferridrita, extraídos com 30 mL de solução de hidroxilamina 0,04 M + ácido acético 25% (v/v), a 30°C e agitado por 6 horas;

F₄: Fe associados à lepidocrocita, extraídos com 30 mL de hidroxilamina 0,04 M + ácido acético 25% (v/v) e aquecido a 96°C durante 6 horas;

F₅: Fe associados às formas cristalinas dos oxihidróxidos de ferro, 20 mL de citrato de sódio 0,25 M + bicarbonato de sódio 0,11 M e 3 gramas de ditionito de sódio em cada amostra, a 75°C por 30 minutos;

F₆: Fe associado à fração pirítica, foi extraído com solução de HCl 1 M, durante agitação por 16 horas, seguido de pré-tratamento para a remoção do Fe associado aos silicatos e associado à matéria orgânica com a utilização de H₂SO₄ e HF, respectivamente. A extração do Fe-pirítico foi feita utilizando-se ácido nítrico concentrado durante agitação por 2 horas.

Entre cada fase, as amostras foram centrifugadas a 6.000 RPM por 30 minutos para a retirada do extrato.

O somatório das frações F₁ à F₅ constituem a fração de ferro reativo, enquanto que a F₆ corresponde a fração de ferro pirítico.

O grau de piritização do ferro (DOP – degree of piritization) foi calculado da seguinte forma:

$$\text{DOP} = [\text{Fe-pirita}/(\text{Fe-pirita} + \text{Fe-reativo})] \times 100$$

3.5 Efluente de carcinicultura

O efluente de carcinicultura foi coletado nas saídas dos 3 tanques de carcinicultura mais próximos do local de coleta de solo. As amostras foram coletadas em garrafas de plástico de 200 mL e foram devidamente acondicionadas em isopor com gelo, sendo em seguida levadas ao laboratório para posterior análise. No efluente foram determinados os teores de N-NH_4^+ e N-NO_3^- , de acordo com metodologia descrita em Embrapa (2010).

3.6 Estatística

A análise estatística dos dados foi feita com o auxílio do programa SAS (2008). Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias comparadas por meio de teste de Tukey 5% de probabilidade. As correlações foram obtidas por meio do cálculo do coeficiente de Pearson.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização físico-química das amostras de solos

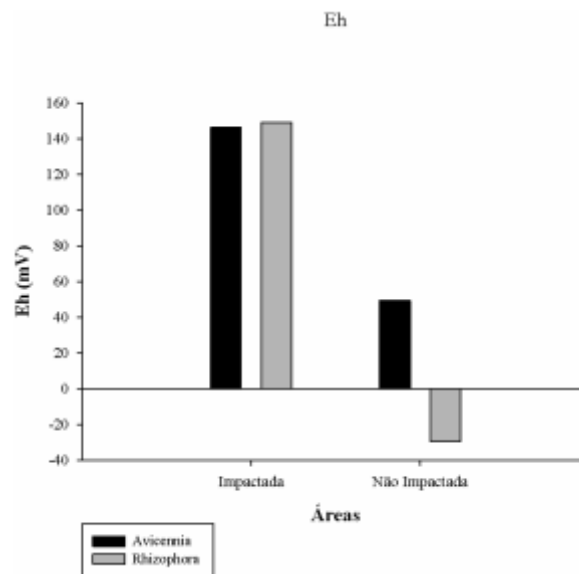
Os valores de Eh variaram entre -29,40 a +149,25 mV (Figura 5), caracterizando amostras sob condições anóxicas e óxicas. Os maiores valores de Eh (acima de 146 mV) foram observados para a área impactada, indicando a predominância de condições óxicas ($Eh > 100$ mV). Em solos com predomínio da vegetação de *Avicennia*, todos os valores encontrados foram positivos, sendo de +146,5 mV para área impactada a +49,60 mV para área não impactada com efluente de carcinicultura. No solo com predomínio da vegetação de *Rhizophora*, constatou-se valor positivo para área impactada +149,25 mV e na área não impactada valor negativo -29,40 mV. Observa-se que para os valores de Eh no solo com predomínio da vegetação de *Rhizophora* as condições são mais redutoras na área não impactada, quando comparadas ao solo com vegetação de *Avicennia* para área não impactada.

No que diz respeito às diferenças entre os valores de Eh na área não impactada e com vegetação de *Avicennia* e *Rhizophora*, se deve ao fato de que cada vegetação possui suas estruturas radiculares e com isso apresentam capacidade de oxidar o solo de maneira diferente (GLEASON; EWEL; HUE, 2003). A vegetação de *Avicennia* tem a capacidade de transportar maiores quantidade de oxigênio pelas suas raízes, quando comparada com a vegetação de *Rhizophora* (ANDRADE; PATCHINEELAM, 2000), assim o solo com vegetação *Avicennia* possui um potencial redox maior do que solo com vegetação de *Rhizophora*. Os maiores valores de Eh para a área impactada com efluente de carcinicultura $Eh > 100$ mV, se mostram contrário as informações já observadas por outros autores que observaram que as áreas impactadas apresentam condições redutoras em comparação com a área não impactada (NÓBREGA *et al.*, 2013). Quando os solos encontram-se em condições óxicas pode ocorrer mineralização da matéria orgânica com conseqüente oxidação das frações piríticas e diminuição do valor de pH do solo.

Era de se esperar que na área não impactada os valores de Eh fossem menores, em comparação com a área impactada, devido ao fato da área sem contato com efluente de carcinicultura possuir vegetação mais abundante, cujas raízes promovem difusão do O_2 e conseqüente oxidação do solo. No entanto, no presente trabalho a área impactada apresentou valores maiores de Eh em comparação a área não impactada. Isso pode ter ocorrido devido à área impactada estar localizada em local onde a topografia é mais elevada, já que fatores

topográficos influenciam na frequência e duração da inundação da maré que irá afetar, entre outras coisas, no potencial redox do solo (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010).

Figura 5. Valores de Eh medidos na área impactada por resíduo de carcinicultura e na área não impactada, com predomínio da vegetação de *Avicennia* e *Rhizophora*.

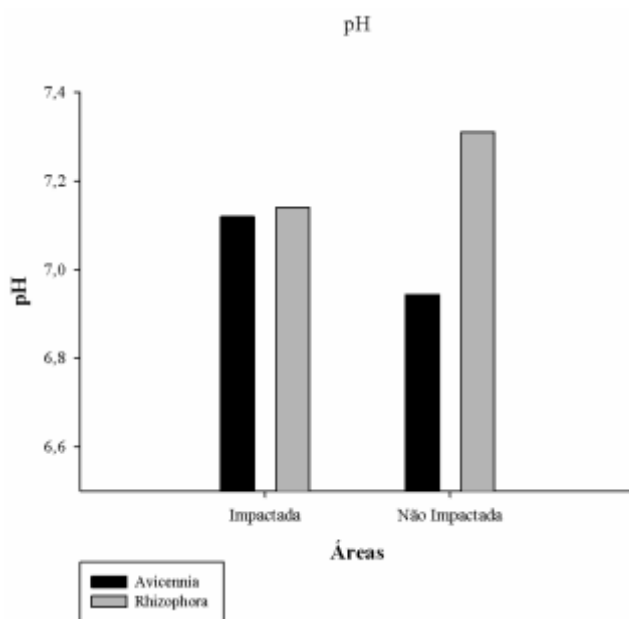


Em relação aos valores de pH (Figura 6), o solo de todas as áreas com vegetação de *Avicennia* e *Rhizophora* apresentaram valores de pH praticamente próximo a neutralidade (6,94 a 7,31). Os valores de pH do solo próximos à neutralidade estão de acordo com os valores limites dos solos submetidos a condições anaeróbicas, que seriam entre 6,7 a 7,2 (PONNAMPERUMA, 1972). Entretanto, tais condições são constantemente alteradas, em virtude do processo de inundação e secagem.

Em solos com reação ácida, após o alagamento, os valores de pH aumentam devido ao ambiente ser reduzido e ocorrer consumo de H^+ . Para que ocorra o aumento do valor do pH são necessárias duas condições: processo de redução e presença de ferro reduzido no ambiente, pois compostos reduzidos são mais básicos do que quando sob condições oxidadas. Já em solos com reação alcalina ocorre diminuição dos valores de pH após o alagamento pelo acúmulo de gás carbônico (PONNAMPERUMA, 1972).

De acordo com Ponnampertuma (1972), o teor de MO no solo influencia nos valores do pH do solo, pois na decomposição da MO ocorre liberação de CO_2 , o qual reage com molécula de água (H_2O) havendo formação do ácido carbônico, que se dissocia em íons H^+ e HCO_3^- , promovendo a acidificação do meio e a consequente diminuição dos valores de pH do solo.

Figura 6. Valores de pH na área impactada por resíduo de carcinicultura e na área não impactada, com predomínio da vegetação de *Avicennia* e *Rhizophora*.



As condições físico-químicas dos solos de manguezais influenciam nas frações de ferro, uma vez que essas frações estão diretamente relacionada com os valores de pH e Eh do solo, ou seja, a estabilidade e a presença das formas de ferro irá depender do estado de oxirredução do solo e dos valores de pH do meio (COSTA *et al.*, 2004). Um exemplo é que em solo sob condições óxicas ocorre oxidação das frações piríticas e diminuição do pH do solos.

4.2 Extração sequencial de ferro

Foram determinados os valores de ferro trocável (F_1), ferro carbonático (F_2), ferro ferridrítrico (F_3), ferro lediprocrocítico (F_4), ferro cristalino (F_5), ferro pirítico (F_6) e DOP = grau de piritização (Tabela 1).

Os valores de ferro trocável e solúvel (F_1) e ferro associado à fração dos carbonatos (F_2) foram baixos quando comparados às outras frações. Para o teor de ferro associado à ferrihidrita (F_3), verificou-se diferenças ($p < 0,05$) entre os teores nos solos da área impactada com efluente de carcinicultura e não impactada com efluente (Figura 7a). Os teores mais elevados de F_3 foram observados no solo da área impactada. O inverso foi verificado para o teor de carbono orgânico no solo dessas áreas (Figura 7b), o que evidencia um efeito exercido pela MO, uma vez que o acúmulo de compostos orgânicos acaba impedindo a formação da ferrihidrita (CORNELL; SCHWERTMAM, 1996).

A fração ferro associado à lepidocrocita (F_4) não foi significativa ($p>0,05$) entre os teores no solo das duas áreas e nem entre as vegetações. Os maiores valores de F_4 foram verificados nos solos da área impactada com resíduo de carcinicultura, enquanto o menor valor de F_4 foi para o solo da área não impactada com efluente de carcinicultura e predomínio da vegetação de *Rhizophora*, sendo que a formação de lepidocrocita é favorecida em ambiente redutor, com a presença de Fe^{2+} (KÄMPF; CURI, 2000).

Tabela 1. Valores médios dos teores de ferro na área impactada com efluente de carcinicultura e não impactada, nas vegetações de *Avicennia* e *Rhizophora*

| Área | Vegetação | F_1 | F_2 | F_3 | F_4 | F_5 | F_6 | Fe-reativo | DOP (%) |
|---------------|-------------------|------------------------------------|-------|-------|-------|--------|-------|------------|---------|
| | | ----- $\mu\text{mol.g}^{-1}$ ----- | | | | | | | % |
| Impactada | <i>Avicennia</i> | 0,66 | 2,5 | 224,1 | 380,5 | 492,6 | 346,8 | 1100,3 | 22,2 |
| | <i>Rhizophora</i> | 0,81 | 5,5 | 184,8 | 284,8 | 326,5 | 397,3 | 802,4 | 33,4 |
| Não impactada | <i>Avicennia</i> | 0,76 | 2,0 | 82,8 | 170,5 | 120,5 | 372,4 | 340,0 | 39,9 |
| | <i>Rhizophora</i> | 0,56 | 1,7 | 38,3 | 60,1 | 1325,9 | 799,2 | 1426,6 | 38,8 |

F_1 = ferro trocável; F_2 = ferro carbonático; F_3 = ferro ferridrítrico; F_4 = ferro lepidocrocítico; F_5 = ferro cristalino; F_6 = ferro pirítico e DOP = grau de piritização.

A fração associada às formas cristalinas dos oxihidróxidos de ferro (F_5) tiveram valores maiores do que os da F_3 , ou seja, os valores encontrados para a goethita (F_5) foram mais elevados do que os da ferrihidrita (F_3). Esse fato evidencia as condições mais favoráveis para a formação da goethita, já que nesses ambientes ocorrem alterações nas condições de redução e oxidação, devido à variação da maré. A formação da goethita é mais favorável do que a da ferrihidrita, devido ao maior teor de Fe^{2+} , menor taxa de oxidação, presença de carbonato ou CO_2 e alumínio na solução do solo (KÄMPF; CURI, 2000).

A fração pirítica (F_6) não apresentou diferença entre as áreas e as vegetações. Os teores mais elevados de pirita foram encontrados na área não impactada com efluente de carcinicultura e com predomínio da vegetação de *Rhizophora* (799,20 $\mu\text{mol g}^{-1}$). Isso pode ser explicado pelo fato desse mineral ter sua formação favorecida em condições mais redutoras, maior teor de CO e presença de ferro reativo (óxidos e oxidróxidos de Fe) (MORSE *et al.*, 2002). A correlação positiva ($r = 0,99$) entre COT e pirita (Figura 8a), correlação positiva ($r = 0,70$) entre Fe-reativo e Fe-pirítico (figura 8b) e correlação negativa ($r = -0,83$) entre Eh e Fe-pirítico (Figura 8c) na área não impactada com efluente de carcinicultura e vegetação do tipo *Rhizophora* confirma a explicação anterior.

A combinação nesse ambiente de teores elevados de matéria orgânica com a condição anaeróbia, as fontes de Fe reativo (óxidos dos sedimentos) e as fontes de SO_4^{2-} (água do mar) prontamente disponíveis (OTERO, 2000) faz com que a área não impactada e a vegetação do tipo *Rhizophora* favoreçam à ocorrência da redução bacteriana do sulfato a sulfeto e seu consequente acúmulo sob a forma de pirita.

Para o grau de piritização do Fe (DOP) não houve diferença entre as áreas e entre as vegetações. Os valores médios variam entre 22,16 e 39,88%. No solo da área impactada foi verificado menor grau de piritização, menos de 35%, enquanto para a área não impactada esses valores de DOP foram maiores do que 35%. Esses valores evidenciam uma piritização mais acentuada na área sem o efluente de carcinicultura, quando comparado com a área com efluente de carcinicultura. Isso indica que na área impactada com resíduo de carcinicultura a redução do sulfato ocorre em menor velocidade e que o metabolismo microbiano pode ocorrer por outra via mais energética (ARAÚJO *et al.*, 2012).

Com relação ao efluente de carcinicultura, em todos os pontos onde foi feita a coleta, verificou-se a presença de nitrato (Tabela 2). No solo, próximos a esses pontos de coleta, ou seja, que recebeu o efluente de carcinicultura observou-se que a presença do nitrato dificultou a formação da pirita, uma vez que a redução de nitrato por microrganismo é energeticamente mais favorável do que a redução do SO_4^{2-} (LOVELY; PHILLIPS, 1987).

Figura 7. Teores de ferro ferridrítrico (F_3) (a) e teores de carbono orgânico total (b) na área impactada e não impactada com efluente de carcinicultura.

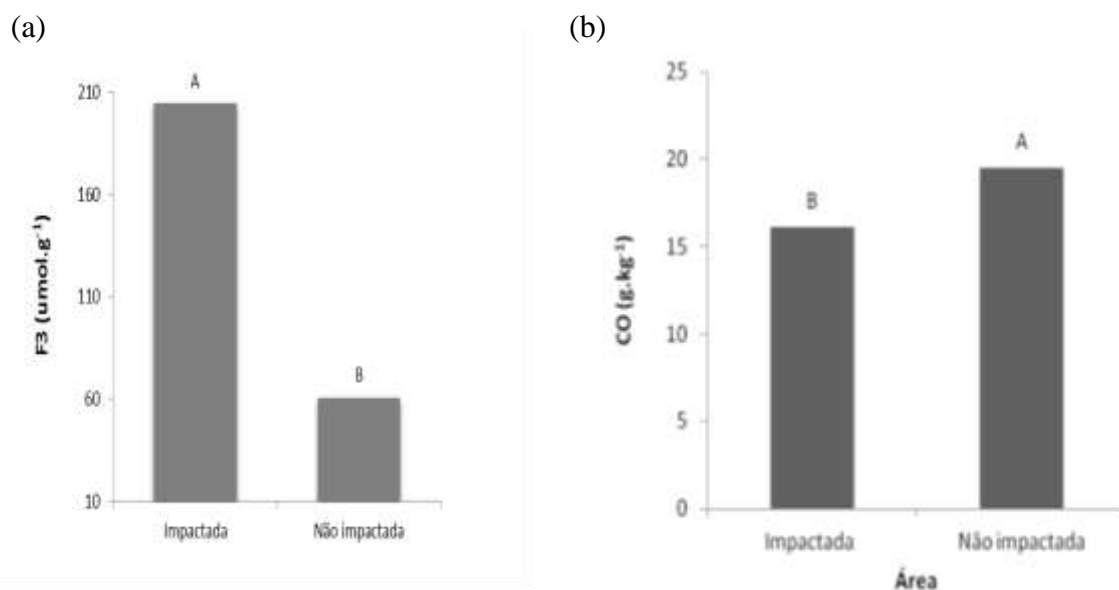


Figura 8. Correlação entre ferro pirítico e carbono orgânico (a); entre ferro reativo e ferro pirítico (b) e entre ferro pirítico e potencial de oxirredução (Eh) (c)

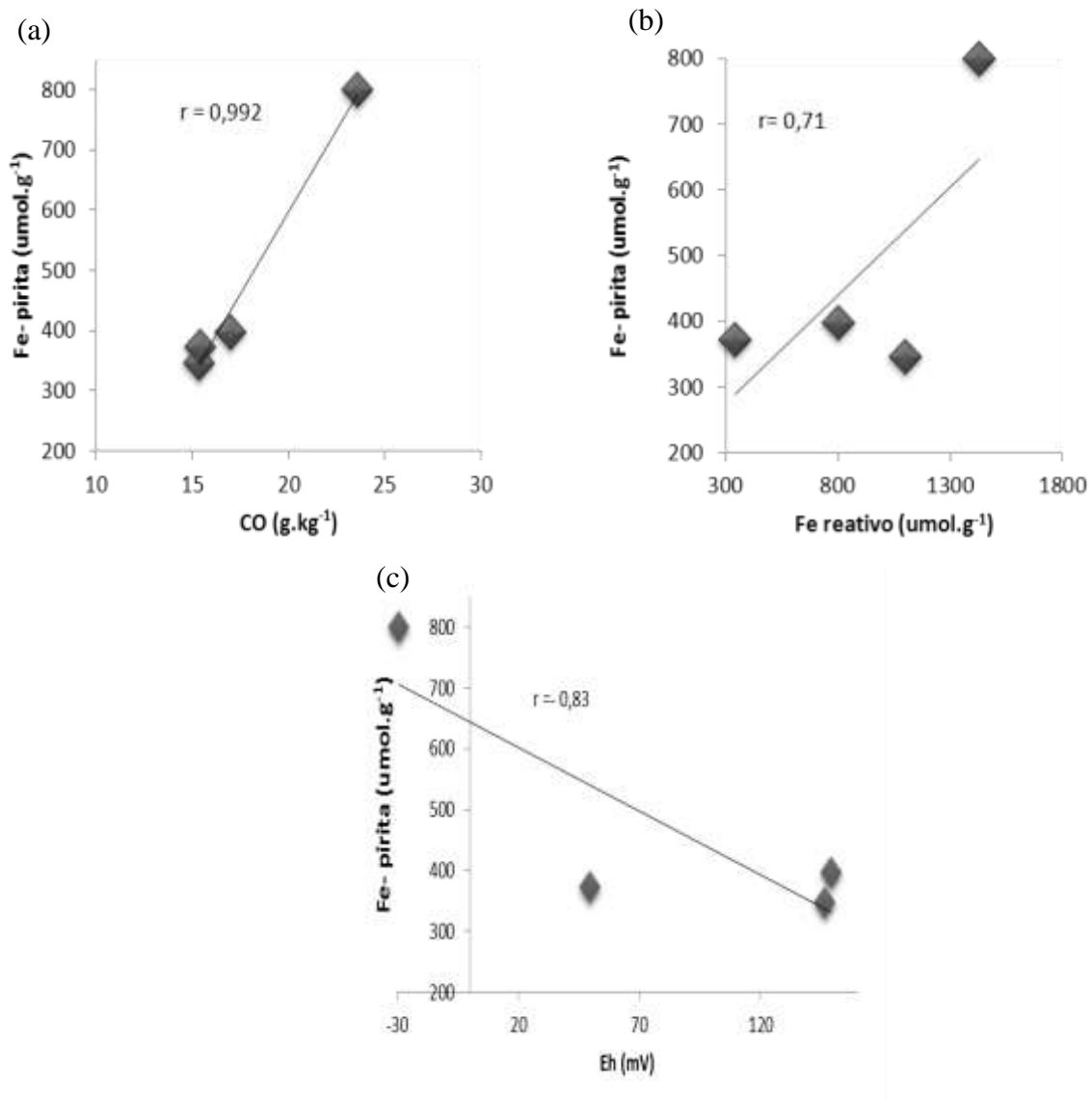


Tabela 2. Teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ em três pontos de descarga de efluente de carcinicultura.

| Pontos de descarga de efluente* | N-NH ₄ ⁺ | N-NO ₃ ⁻ |
|---------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | -----mg.L ⁻¹ ----- | |
| P ₁ | 5,91 | 0,93 |
| P ₂ | 2,80 | 0,47 |
| P ₃ | 3,58 | 1,87 |

* P₁, P₂, P₃: saídas dos tanques de carcinicultura na frente da área de coleta de solo.

4.3 Granulometria

A avaliação granulométrica das amostras coletadas teve como ponto de partida, a classificação do solo por faixa granulométrica (areia, silte e argila). As amostras foram classificadas texturalmente, baseando-se no sistema de classificação proposto pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (SBCS) e os resultados avaliação encontram-se na Tabela 3.

Tabela 3. Classe textural dos solos de manguezais para a área impactada com efluente de carcinicultura e não impactada, em locais com vegetações de *Avicennia* e *Rhizophora*.

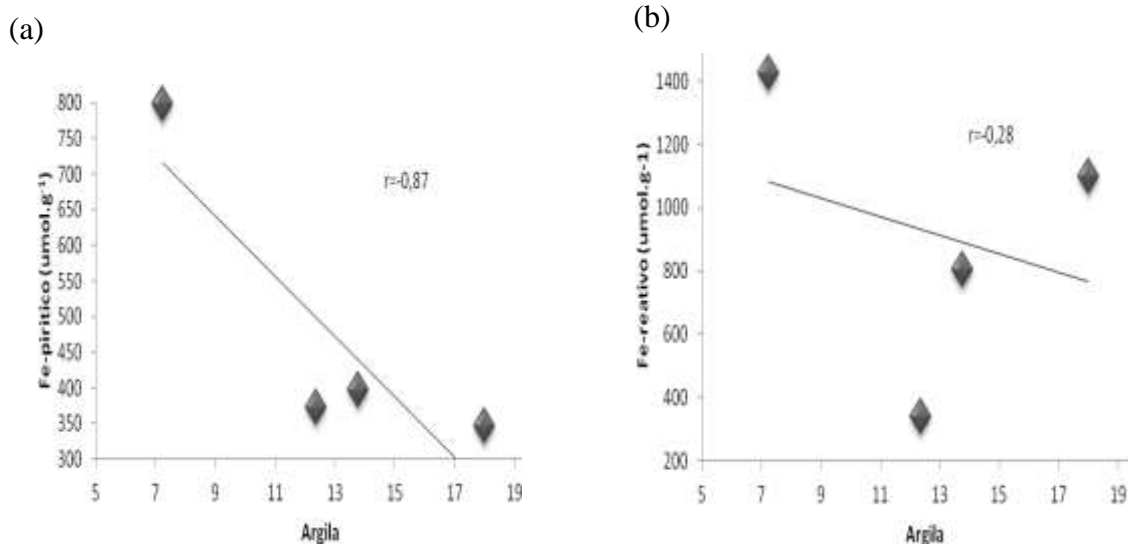
| Área | Vegetação | Argila | Silte | Areia | Classificação SBCS |
|---------------|-------------------|-------------|-------|-------|--------------------|
| | | -----%----- | | | |
| Impactada | <i>Avicennia</i> | 18,00 | 75,26 | 6,74 | Franco-siltosa |
| | <i>Rhizophora</i> | 13,77 | 65,99 | 20,24 | Franco-siltosa |
| Não impactada | <i>Avicennia</i> | 12,35 | 42,75 | 44,90 | Franco |
| | <i>Rhizophora</i> | 7,24 | 36,40 | 56,36 | Franco-arenosa |

No solo da área impactada por resíduo de carcinicultura, independente da vegetação, a fração silte foi a que apresentou maior proporção em relação as frações areia e argila, sendo classificada como franco-siltosa. No solo da área não impactada a fração areia foi a que apresentou maior proporção em relação às frações silte e argila. Isso pode ser explicado pela maior inundação que o solo dessa área impactada sofre em relação a área não impactada, pois os solos que apresentam textura arenosa se localizam em regiões que sofrem maior influência da ação das ondas, enquanto os solos de textura mais fina (argila e silte) se localizam em porções mais protegidas (SOUZA JÚNIOR *et al.*, 2007). O que também justifica o fato do solo apresentar maior proporção da fração silte, é que durante o período de enchente e vazante das marés, sempre ocorre um período de parada na corrente da maré, favorecendo assim, a sedimentação de partículas que normalmente ficam em suspensão (GANJU *et al.*, 2004).

Em solo com granulométrica mais grosseira ocorre diminuição na estabilidade da matéria orgânica favorecendo a atividade microbiana e a maior ciclagem do carbono (LAL, 2005), pois a superfície específica do solo é menor e também menor a densidade de carga, diminuindo a formação de ligações organominerais (via ponte de ânions ou ligação covalente) e resultando em menor proteção dos compostos orgânicos no solo (TORN *et al.*, 1997).

Os valores de Fe-reativo e Fe-pirítico apresentaram uma correlação negativa com o teor de argila (Figura 9a e 9b). Este fato mostra o papel da textura dos solos na disponibilidade de Fe-reativo para a realização do processo de redução dos oxihidróxidos de Fe nesses solos. Assim, presume-se que em solos com textura mais grosseira a redução dos oxihidróxidos de Fe é maior do que em solo com textura fina.

Figura 9. Correlação entre ferro pirítico e teor de argila (a) e entre ferro reativo e argila (b).



4.4 Carbono e nitrogênio do solo

Na Tabela 4 encontram-se os resultados do teste F da análise de variância para os valores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N-total), N-amônio (N-NH₄⁺) e N-nitrato (N-NO₃⁻) nas amostras iniciais do solo de manguezal. Observa-se que não houve diferença significativa para os teores de COT, N-total, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ para as áreas (não impactada e impactada por efluente de carcinicultura) e para as vegetações (*Rhizophora* e *Avicennia*), entretanto foi observada a relação positiva entre os teores de COT e de N-total do solo (Figura 10).

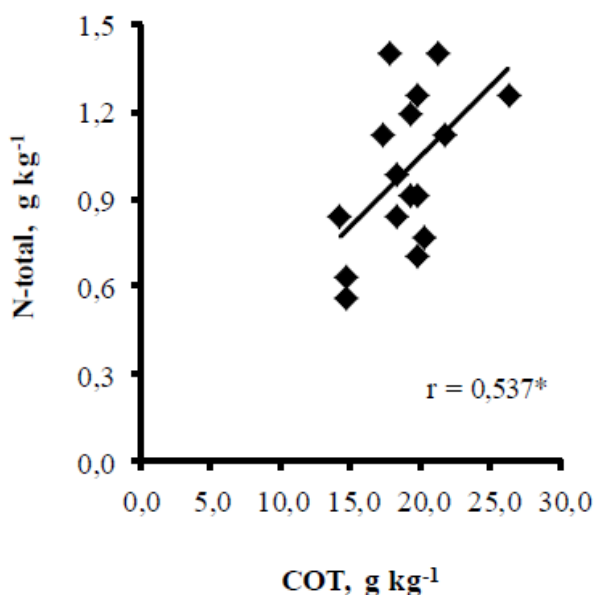
Apesar de não ter sido verificada diferença para os valores de COT do solo entre as áreas e vegetações, observa-se que os valores mais elevados de COT foram para a área não impactada (20,3 g kg⁻¹) e com vegetação de *Avicennia* (21,5 g kg⁻¹). Nóbrega *et al.* (2013) também observaram que no solo de manguezal que não recebe efluente de carcinicultura os teores de COT foram maiores do que em área impactada.

Tabela 4. Teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (N-total) e N-NH_4^+ e N-NO_3^- no solo, em função da área e do tipo de vegetação.

| Área | Vegetação | COT | N-total | N-NH_4^+ | N-NO_3^- |
|----------------------|-------------------|-------------------------------|---------------------|--------------------------------|---------------------|
| | | -----g kg ⁻¹ ----- | | -----mg kg ⁻¹ ----- | |
| Área | Impactada | 19,1 | 1,12 | 9,5 | 17,1 |
| | Não impactada | 20,3 | 0,87 | 9,2 | 21,0 |
| Vegetação | <i>Rhizophora</i> | 17,9 | 0,95 | 6,8 | 25,1 |
| | <i>Avicennia</i> | 21,5 | 1,03 | 11,9 | 13,0 |
| Teste F ¹ | | | | | |
| Área (A) | | 0,245 ^{ns} | 3,569 ^{ns} | 0,004 ^{ns} | 0,232 ^{ns} |
| Vegetação (V) | | 3,970 ^{ns} | 0,635 ^{ns} | 0,846 ^{ns} | 1,352 ^{ns} |
| A x V | | 0,680 ^{ns} | 2,828 ^{ns} | 3,635 ^{ns} | 0,704 ^{ns} |
| C.V(%) área | | 25,67 | 27,05 | 78,53 | 86,92 |
| C.V(%) vegetação | | 18,48 | 19,91 | 120,68 | 109,25 |

¹ ns: Não significativo.

Figura 10. Correlação entre carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (N-total) de solo de manguezal



Diferenças nos teores de COT do solo entre as áreas eram esperadas devido aos valores de Eh, visto que a área impactada apresenta condição óxica e área não impactada apresenta condição anóxica. Em condições óxicas a MO é mais eficientemente mineralizada do que em condição anóxica. Diferenças nos teores de COT do solo em áreas impactadas e não impactadas também poderiam estar relacionadas à destruição de grande parte das áreas de manguezais. Oliveira e Costa Mattos (2007), em estudo no Rio Grande do Norte, constataram que a carcinicultura foi responsável pelo desmatamento de 33,08% das áreas de manguezais, o

que acarreta menor aporte de biomassa principalmente radicular, principal fonte de carbono nesses ambientes, já que as folhas são prontamente levadas pelo movimento da maré.

Para os teores de N-total do solo, apesar de também não ter sido observadas diferenças para as áreas e vegetação, os teores mais elevados, foram verificados para a área impactada ($1,12 \text{ g kg}^{-1}$) e com vegetação de *Avicennia* ($1,03 \text{ g kg}^{-1}$). O N-total do solo em condições naturais é controlado por fatores climáticos e pela vegetação do local. O valor mais elevado em área impactada por efluentes de carcinicultura pode ser devido à presença de nitrogênio (N) e o fósforo (P) nesse resíduo (NUNES, 2002). O aumento nos teores de nitrogênio e fósforo no solo pode aumentar a mineralização do carbono, já que a baixa disponibilidade de nutrientes é uma característica comum de muitos solos de manguezais, especialmente P e N (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010) e baixa disponibilidade limita a atividade microbiana (TWILLEY; RIVERA-MONROY, 2009). Assim, a decomposição geralmente aumenta em solos de manguezais que são ricos em nutrientes, uma vez que há um acréscimo da decomposição com o aumento da disponibilidade de nutrientes limitantes (FELLER *et al.*, 2002; HOBBIIE; VITOUSEK, 2000). A redução de nitrato fornece mais energia por molécula de carbono oxidado do que a sulfato-redução, com isso também pode favorecer o aumento da taxa de mineralização do carbono no solo (KRISTENSEN; HOLMER, 2001).

Não houve diferença significativa entre os teores de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- do solo das áreas não impactadas e impactadas com efluente de carcinicultura e entre as vegetações de *Rhizophora* e *Avicennia*. Apesar da presença de N-NH_4^+ e de N-NO_3^- no efluente de carcinicultura, esses não foram suficientes para aumentar o teor no solo de forma significativa. A disponibilidade de nitrogênio em solos de manguezais, normalmente é baixa, e isso pode ser explicado pelo fato da fixação biológica do nitrogênio não ser a maior atividade bacteriana nos manguezais, perdendo para a decomposição anaeróbica por bactérias redutoras de sulfato (HOLGUIN; VAZQUEZ; BASHAN, 2001).

Na Tabela 5 estão apresentados os resultados da mineralização do carbono e nitrogênio do solo para as áreas (impactada e não impactada) e para os tipos de vegetação (*Avicennia* e *Rhizophora*). Não foi verificada diferença significativa para a mineralização do carbono e nitrogênio do solo. Esse fato pode ser justificado pela grande variabilidade amostral ou pelo período de condução do experimento. A correlação positiva entre os teores de COT e o carbono mineralizado (Figura 11) indica que os procedimentos de inundação e sem inundação

(18 e 6 horas, respectivamente) foram eficientes para promover a mineralização do carbono do solo.

Tabela 5. Mineralização do carbono e do nitrogênio do solo, em função da área e do tipo de vegetação.

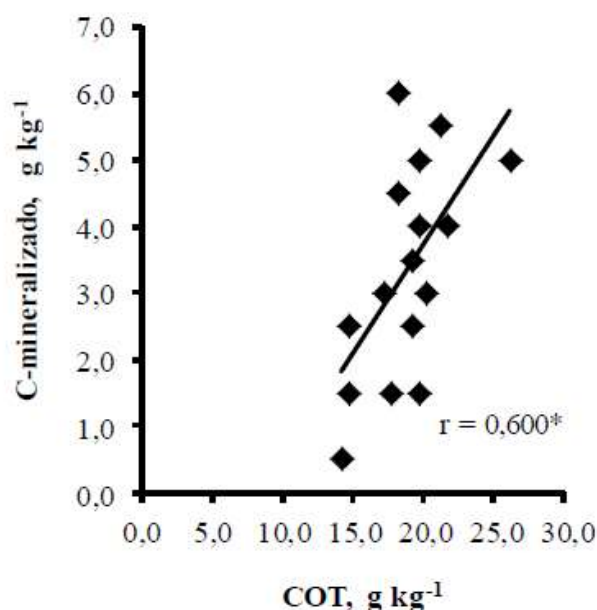
| | | C mineralizado | N mineralizado |
|------------------|-------------------|-------------------------------|---------------------|
| | | -----g kg ⁻¹ ----- | |
| Área | Impactada | 2,94 | 0,25 |
| | Não impactada | 3,75 | 0,37 |
| Vegetação | <i>Rhizophora</i> | 3,69 | 0,32 |
| | <i>Avicennia</i> | 3,00 | 0,30 |
| ----- | | | |
| Teste F1 | | | |
| Área (A) | | 1,067 ^{ns} | 2,774 ^{ns} |
| Vegetação (V) | | 0,654 ^{ns} | 0,046 ^{ns} |
| A x V | | 0,914 ^{ns} | 0,415 ^{ns} |
| C.V(%) área | | 47,04 | 48,04 |
| C.V(%) vegetação | | 50,85 | 53,20 |

¹ ns: Não significativo.

Em solos de manguezais a mineralização do carbono ocorre por vias anaeróbias (ALONGI *et al.*, 2012), que utilizam outros receptores de elétrons, como por exemplo: NO₃⁻, Mn⁴⁺, Fe³⁺, SO₄²⁻ e CO₂ (OTERO, 2000). A respiração anaeróbia utilizando o Fe³⁺ e SO₄²⁻ apresenta baixa eficiência energética, equivalente a 14,7 e 13,3% do rendimento energético obtido via metabolismo aeróbio (REDDY; FEIJTEL; PATRICK JR., 1986), resultando em uma menor mineralização da MO e consequente acúmulo no solo (NEUE *et al.*, 1997).

A redução bacteriana do sulfato normalmente é a via dominante da respiração em solos de manguezais, responsável por 40-99% de mineralização do carbono no solo (KOSTKA *et al.*, 2002; KRISTENSEN *et al.*, 2008). No entanto, a oxidação da matéria orgânica na contribuição da redução bacteriana do sulfato nem sempre é predominante, podendo, em muitos casos, chegar a ser superada pela redução bacteriana do ferro. A redução de ferro e sulfato são as principais formas de respiração nos solos de manguezais (VIDAL-TORRADO *et al.*, 2007; OTERO *et al.*, 2009).

Figura 11. Correlação entre carbono orgânico total (COT) e carbono mineralizado de solo de manguezal.



Apesar de não ter sido verificadas diferenças entre as áreas e as vegetações para a mineralização do carbono e do nitrogênio, em experimento 18 horas sob inundação em água salina e 6 horas sem inundação, durante o período de 30 dias consecutivos, verificou-se que a mineralização tanto do carbono quanto do nitrogênio, foi mais elevada para a área não impactada e com a vegetação de *Rhizophora*. Em trabalho realizado na Flórida/EUA, Lewis *et al.* (2014), observaram que a inundação do solo durante o período de 20 horas, diminuiu a mineralização do carbono das áreas úmidas costeiras.

O solo da área com vegetação de *Rhizophora* é considerado anóxico, enquanto a área com *Avicennia* apresenta condição óxica, com isso a mineralização no solo com predomínio de *Avicennia* poderia ser mais eficiente em comparação com o local onde se encontra a vegetação de *Rhizophora*. De acordo com Sherman *et al.* (1998), a *Rhizophora* possui grande quantidade de polifenóis, fazendo com que a vegetação apresente maior resistência ao processo de decomposição, enquanto que a *Avicennia* apresenta compostos mais fáceis de serem decompostos.

O aumento na mineralização do COT do solo pode reduzir a capacidade dos solos de manguezais de atuarem como reservatório de carbono orgânico, pois diminui os teores de COT no solo, com isso contribui para a emissão de gases de efeito estufa (GEEs) (BOUILLON *et al.*, 2008; TWILLEY; RIVERA-MONROY, 2009).

Para a mineralização do nitrogênio, também não foram verificadas diferenças entre as áreas e as vegetações, mas os valores mais elevados da mineralização do nitrogênio foram observados na área não impactada e com vegetação de *Rhizophora*.

A relação C/N do solo é um indicativo importante da decomposição da matéria orgânica do solo, inferindo sobre o estado de humificação. Altos valores de relação C/N sugerem a presença no solo de MO de difícil degradação e valores baixos de C/N indica MO mais facilmente decomposta, mais humificada e estável no solo (BRADY; WEIL, 2008). Cerca de 96% dos solos de manguezais possuem relação C/N acima de 10, sendo que dentro dessa porcentagem, 47% apresentam valores da relação C/N maiores do que 20 (KRISTENSEN *et al.*, 2008).

Na Tabela 7 estão os valores da relação C/N observados no solo das duas áreas (impactada e não impactada) e com predomínio das vegetações de *Rhizophora* e *Avicennia*. Os valores da relação C/N de solos de manguezal permitem inferir sobre a origem da MO, como por exemplo: relação entre 4 e 10 indicam que a MO depositada no solo é proveniente de plantas não vascularizadas, sendo de origem marinha (CIFUENTES *et al.*, 1996), enquanto relação C/N próxima ou superior a 20, é indicativo de plantas vasculares (como as plantas terrestres) (MEYERS, 1997). Com isso, acredita-se que a MO do solo da área não impactada e impactada do presente estudo é proveniente das folhas e raízes da vegetação de *Rhizophora* e *Avicennia*, e também de fonte externa de material orgânico depositado.

Para as áreas foram verificadas diferenças significativas para a relação C/N, sendo que no solo da área impactada com efluente de carcinicultura a relação C/N é menor do que na área não impactada, o que indica que a MO proveniente do efluente de carcinicultura é mais lábil, favorecendo maior decomposição da MO e menor acúmulo de CO no solo.

A MO no solo depende do tipo de vegetação do ambiente (ALCÂNTARA *et al.*, 2004), pois a taxa de decomposição da serrapilheira adicionada ao solo irá mudar de acordo com a vegetação existente nos manguezais (MIDDLETON; MCKEE; 2001). Middleton e Mckee (2001) sugerem que solos com predomínio de vegetação de *Rhizophora* apresentam MO mais recalcitrante devido aos elevados teores de lignina e taninos geralmente observados na serrapilheira dessa vegetação. A lignina encontrada em serrapilheira de *Rhizophora* é facilmente degradada em ambientes óxico, enquanto esse composto é degradado lentamente sob condições anóxicas (DITTMAR; LARA, 2001). Além disso, as folhas da vegetação de *Rhizophora* possuem tanino, que é um composto que retarda a colonização microbiana (KRISTENSEN *et al.*, 2008, OLIVEIRA *et al.*, 2013), dificultando a decomposição da MO desse tipo de vegetação.

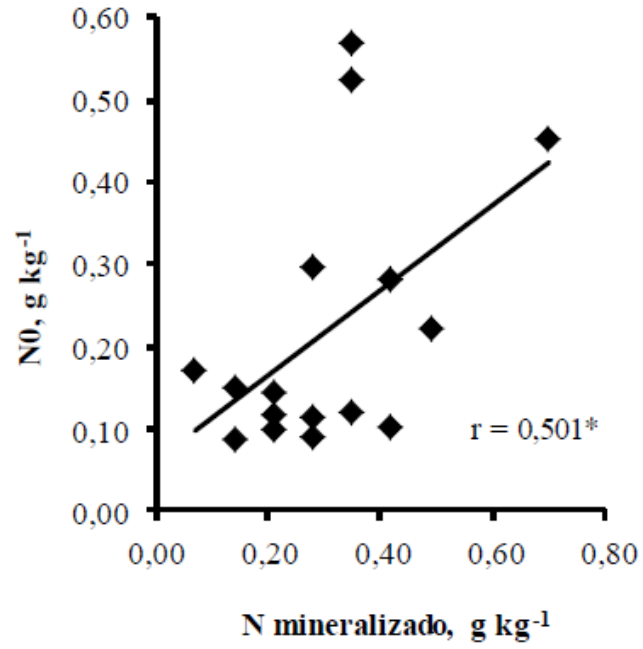
Tabela 7. Relação C/N e nitrogênio potencialmente mineralizável do solo, em função da área e do tipo de vegetação.

| | | C/N | N ₀ -----g kg ⁻¹ ----- |
|-------------------|-------------------|---------------------|---|
| Área | Impactada | 17,5 b | 0,17 |
| | Não impactada | 22,5 a | 0,28 |
| Vegetação | <i>Rhizophora</i> | 19,7 | 0,24 |
| | <i>Avicennia</i> | 20,3 | 0,20 |
| Teste F1 | | | |
| Área (A) | | 6,434* | 3,389 ^{ns} |
| Vegetação (V) | | 0,124 ^{ns} | 0,113 ^{ns} |
| A x V | | 2,933 ^{ns} | 0,514 ^{ns} |
| C.V.(%) área | | 19,56 | 53,56 |
| C.V.(%) vegetação | | 18,18 | 89,14 |

¹ ^{ns} e *: Não significativo e significativo a 1% de probabilidade.

Os valores de nitrogênio potencialmente mineralizável do solo (N₀) não foram significativos para as áreas e as vegetações, provavelmente devido a grande variabilidade das amostras. Os valores de N₀ variaram de 0,17 a 0,28 g kg⁻¹, o que corresponde a um potencial de mineralização de 17 a 28% do N-total do solo. A correlação positiva entre N-total e N₀ (Figura 12) infere que o N-total pode ser utilizado como indicativo do potencial de mineralização do nitrogênio dos solos de manguezal.

Figura 12. Correlação entre nitrogênio mineralizado e nitrogênio potencialmente mineralizável (N0) de solo de manguezal



4 CONCLUSÃO

Na área impactada, as condições óxicas e nitrato oriundo do efluente de carcinicultura, inibiram a formação da pirita, pois a redução do nitrato é mais eficiente do que a da sulfato redução.

A correlação positiva entre os teores de COT e o carbono mineralizado indica que os procedimentos de inundação e sem inundação (18 e 6 horas, respectivamente) foram eficientes para promover a mineralização do carbono do solo.

A ausência de diferença entre as áreas (não impactadas e impactada pelo efluente de carcinicultura) e as vegetações (*Rhizophora e Avicennia*) na mineralização do nitrogênio e carbono pode estar relacionada a variabilidade amostral.

REFERÊNCIAS

- ABCCAM – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO. **Projeto executivo para apoio político ao desenvolvimento do camarão marinho cultivado**. Recife. 2004. Disponível em <http://www.mcraquacultura.com.br/arquivos/Projeto>. Acesso em: 10 jan. 2014.
- ACCC – ASSOCIAÇÃO CEARENSE DE CRIADORES DE CAMARÃO. **Carcinicultura: Panorama atual**. Disponível em <http://www.pecnordestefaec.org.br/2013/wp-content/uploads/2013/09/Carcinicultura.pdf>. Acesso em: 11 janeiro 2014.
- ALCÂNTARA, F. A. *et al.* Conversion of grassy cerrado into riparian forest and its impact on soil organic matter dynamics in an Oxisol from southeast Brazil. **Geoderma**, v. 123, p. 305-317, 2004.
- ALONGI, D. M. Coastal ecosystems processes. **CRC Press**, Boca Raton, 1998.
- ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangroves forests. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 331-349, 2002.
- ALONGI, D. M. *et al.* Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: estimates of land-ocean-atmosphere exchange in peninsular Malaysia. **Marine Geology**, v. 208, p. 383-402, 2004.
- ALONGI, D. M. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. **Environmental Science Policy**, v. 14, p. 462-470, 2011.
- ALONGI, D. M. *et al.* Uncoupled surface and below-ground soil respiration in mangroves: implications for estimates of dissolved inorganic carbon export. **Biogeochemistry**, v. 109, p. 151-162, 2012.
- AMIRKOLAIE, A. K. Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding. **Reviews in Aquaculture**, v. 3, p. 19-26, 2011.
- ANDRADE, R.C.B.; PATCHINEELAM, S.R. Especificação de metais-traço em sedimentos de florestas de manguezais com *Avicennia* e *Rhizophora*. **Revista Química Nova**, v. 23, p. 733-736, 2000.
- ARAÚJO, I. C. S; COSTA, M. C. G. Biomass and nutrient accumulation pattern of leguminous tree seedlings grown on mine tailings amended with organic waste. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 254-260, 2013.

ARAÚJO, J. M. C. *et al.* Selective geochemistry of iron in mangrove soils in a semiarid tropical climate effects of the burrowing activity of crabs. *Ucides cordatus* and *Uca maracoani*. **Geo-Marine Letters**, v. 32, p. 289-300, 2012.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fundamentos da matéria orgânica do solo. In: SANTOS, G. A. *et al.* **Ecosistemas tropicais e subtropicais**. 2ed, Porto Alegre, 2008. p. 7-18.

BERNINI, E. *et al.* Composição química do sedimento e de folhas das espécies do manguezal do estuário do rio São Mateus, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, p. 689-699, 2006.

BOEIRA, R. C.; MAXIMILIANO, V. C. B. Determinação da fração de mineralização de nitrogênio de lodos de esgoto: um método alternativo. Jaguariúna, Embrapa Meio Ambiente, 2004. 3p. (Comunicado técnico, 13).

BOUILLON, S. *et al.* Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 22, 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. New Jersey: Prentice Hall, p. 2008.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. Bookman, p. 512, 2012.

BREEMEN, N. V.; BUURMAN, P. Soil formation. Dordrecht, Kluwer, 1998. 376p.

BREEMEN, N., BUURMAN, P. **Soil formation**. 2.ed. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 2002. 404p.

BREMNER, J. M. Nitrogen total. In: SPARKS, D. L. **Methods of soil analysis**. Part 3. Madison, America Society of Agronomy, 1996, p. 1085-1121.

BRICKER, S. B. *et al.* **National Estuarine Eutrophication Assessment. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries**. NOAA - NOS Special Projects Office, 1999.

BRUCE, L.D.; BROWN, J.A.; JIMENEZ, K.L. Effects of flooding and warming on soil organic matter mineralization in *Avicennia germinans* mangrove forests and *Juncus roemerianus* salt marshes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 139, p. 11-19, 2014.

CAMARGO, F. A. O.; SILVA, L. S.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J. Nitrogênio orgânico do solo. In: SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais and subtropicais**. 2. ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 87-99.

CANFIELD, D. E.; THAMDRUP, B.; HANSEN, J. W. The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments. Iron reduction, Mn reduction and sulfate reduction. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 57, p. 3867-3883, 1993.

CANFIELD, D. E., KRISTENSEN, E., THAMDRUP, B. **Aquatic Geomicrobiology**. Elsevier Academic Press, p.640, 2005.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. V. *et al.* (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, p. 270-276, 2001.

CIFUENTES, L. A. *et al.* Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 43, p. 781 – 800, 1996.

COELHO JUNIOR, C. E; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Considerações teóricas e práticas sobre o impacto da carcinicultura nos ecossistemas costeiros, com ênfase no ecossistema manguezal**, 2000. Disponível em www.redmanglar.org/ebol/docs/Impactosmanguezal.doc. Acesso em: 10 fev. 2014.

CORNELL, R.M.; SCHWERTMANN, U. **The iron oxides**. Structure, properties, reactions, occurrences and uses. New York: VCH, 1996. p.573.

CORREIA, M. E. F.; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. In: SANTOS, G. A.; CAMARGO, F. A. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, 1999, p.197-225.

CORREIA, M. D.; SOVIERZOSKI, H. H. **Ecossistemas marinhos: recifes, praias e manguezais**. Série Conversando sobre Ciências em Alagoas. Maceió: EDUFAL, p.55, 2005.

COSTA, M. L. *et al.* Mineralogical, geochemical and palynological studies of late holocene mangrove sediments from northeastern Pará state, Brazil. **Revista Brasileira de Geociências**, v.34, 2004.

CUZZUOL, G. R. F.; CAMPOS, A. Aspectos nutricionais na vegetação de manguezal do estuário do rio Mucuri, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, p. 227-234, 2001.

CUZZUOL, G. R. F.; ROCHA, A. C. Interações do regime hídrico com as relações nutricionais em ecossistema manguezal. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, p. 11-19, 2012.

DINIZ, C. G. Avaliação dos índices de reflectância dos manguezais de Bragança-Pará através de sensoriamento remoto e técnicas espectrofotométricas. 2009. **Monografia**-Curso de Bacharelado em Oceanografia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2009.

DITTMAR, T., LARA, R. J. Molecular evidence for lignin degradation in sulfate reducing mangrove sediments (Amazônia, Brazil). **Geochimica Cosmochimica Acta**, v. 65, p. 1403–1414, 2001.

DONATO, D. C. *et al.* Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. **Nature Geoscience**, v. 4, p. 293-297, 2011.

DUKE, N. C. *et al.* A world without mangroves. **Science**, v. 317, p. 41-42, 2007.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 1997.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Análise de nitrato e amônio em solo e água, 2010. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/publica/2010/documento/Doc_114.pdf>. Acesso em 02. Fev. 2014.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3 ed. Rio de Janeiro, p. 306, 2013.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **The world's mangroves 1980-2005**. Rome, Italy: FAO, 2007.

FELLER, I. C. *et al.* The role of herbivory by wood-boring insects in mangrove ecosystems in Belize, **Oikos**, v.97, p.167-176, 2002.

FENNEL, K.; MICK, F.; FALKOWSKI, P. G. The co-evolution of the nitrogen, carbon and oxygen cycles in the proterozoic ocean. **American Journal of Science**, v. 305, p. 526–545, 2005.

FERNANDES, A. J.; PERIA, L. C. S. Característica do Ambiente. In: SCHAEFFER-NOVELLI, Y. S. (Coord); **Manguezal: Ecossistema entre a terra e o mar**; Caribbean Ecological Research, São Paulo, 1995.

FERREIRA, T. O. Processos pedogenéticos e biogeoquímica de Fe e S em solos de manguezais. 2006. 141f. **Tese** (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura — “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

FERREIRA, T. O. *et al.* Redox processes in mangrove soils under *Rhizophora* mangle in relation to different environmental condition. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 484-491, 2007a.

FERREIRA, T. O. *et al.* Effects of bioturbation by root and crab activity on iron and sulfur biogeochemistry in mangrove substrate. **Geoderma**, v. 146, p. 36-46, 2007b.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al.* Impactos ambientais do lançamento de efluentes de carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 167-174, 2005.

FORTÍN, D.; LEPPARD, G. G.; TESSIER, A. Characteristic of lacustrine diagenetic iron oxyhydroxides. **Geochimica Cosmochimica Acta**, v. 57, p. 4391-4404, 1993.

FREITAS, U. *et al.* Influência de um cultivo de camarão sobre o metabolismo bêntico e a qualidade da água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, p. 293-301, 2008.

FRUEHAUF, S. P. *Rhizophora mangle* (Mangue vermelho) em áreas contaminadas de manguezal na baixada santista. 2005. 223 f. **Tese** (Doutorado em Ecologia de Agroecossistema)- Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GAMERO, R. M. P.; TORRADO, P. V.; FERREIRA, T. O. Mineralogia e físico-química dos solos de mangue do rio Iriri no canal de Bertiooga (Santos, SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 233-243, 2004.

GANJU, N. K. *et al.* Tidal oscillation of sediment between a river and a bay: a conceptual model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, p.81-90, 2004.

GAVA, G. J. C. Compartimentalização do nitrogênio no sistema solo-planta na implantação da semeadura direta no ciclo da cultura do milho. 2003. 126 f. **Tese** (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

GLEASON, S.M.; EWEL, K.C.; HUE, N. Soil redox conditions and plant–soil relationships in a micronesian mangrove forest. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 1065– 1074, 2003.

GIRI, C. *et al.* Mangrove forest distributions and dynamics (1975–2005) of the tsunami-affected region of Asia. **Journal of Biogeography**, v. 35, p. 519–528, 2008.

GIRI, C. *et al.* Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 154-159, 2010.

GRIMSDITCH, G. *et al.* The blue carbon special edition – Introduction and overview. **Ocean and Coastal Management**, v. 1, p. 1-4, 2012.

HAVLIN, J. L. *et al.* **Soil Fertility and Nutrient Management**. Pearson Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ, 2005.

HOBBIE, S.E., P.M. VITOUSEK. Nutrient limitation of decomposition in Hawaiian forests. **Ecology**, v. 81, p.1867–1877, 2000.

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

HOLMER, M. The effect of oxygen depletion on anaerobic organic matter degradation in marine sediments. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 48, p. 383–390, 1999.

HUANG, Y. *et al.* Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C: N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 973-981, 2004.

HUERTA-DIAZ, M. A.; MORSE, J. W. A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. **Marine Chemistry**, v. 29, p. 119-144, 1990.

HUTCHISON, C. M. W.; WALWORTH, J. L. Evaluating the effects of gross nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification on nitrogen fertilizer availability in soil experimentally contaminated with diesel. **Biodegradation**, v. 18, p. 133-144, 2007.

HÜTSCH, B. W.; WEBSTER, C. P.; POWLSON, D. S. Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 1307-1315, 1993.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará**. Fortaleza, 177p, 2005.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Diagnóstico ambiental da bacia do Rio Jaguaribe**. Diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador, 1999.

INPLANCE – INSTITUTO DO PLANEJAMENTO DO CEARÁ. **Atlas do Estado do Ceará**. Fortaleza, 1995.

KÄMPF, N.; CURI, N. **Óxidos de ferro: indicadores de ambientes pedogênicos e geoquímicos**. Tópicos em ciência do solo, Viçosa, v. 1, p. 107-138, 2000.

KEENEY, D. R.; BREMNER J. M. Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability. **Agronomy Journal**, v. 58, p. 498–503, 1966.

KEUSKAMP, J. A. *et al.* Nutrient amendment does not increase mineralization of sequestered carbon during incubation of a nitrogen limited mangrove soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 822–829, 2013.

KORETSKY, C. M. *et al.* Seasonal variations in vertical redox stratification and potential influence on trace metal speciation in minerotrophic peat sediments. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 173, p. 373-403, 2006.

KOSTKA, J. E. *et al.* Rates and controls of anaerobic microbial respiration across spatial and temporal gradients in saltmarsh sediments. **Biogeochemistry**, v. 60, p. 49–76, 2002

KRAFT, B.; STROUS, M.; TEGETMEYER, H. E. Microbial nitrate respiration-genes enzymes and environmental distribution. **Journal of Biotechnology**, v. 155, p. 1-44, 2011.

KRISTENSEN, E. *et al.* Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201-219, 2008.

KRISTENSEN, E., HOLMER, M. Decomposition of plant materials in marine sediment exposed to different electron acceptors (O₂; NO₃⁻ and SO₄²⁻), with emphasis on substrate origin, degradation kinetics and the role of bioturbation. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v.65, p. 419–433, 2001

JACKSON, C. N. P. *et al.* Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, p. 397–411, 2003.

JOVENTINO, F. K. P.; MAYORGA, M. I. O. Diagnóstico socioambiental e tecnológico da carcinicultura no município de Fortim, Ceará, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodepa**, v. 2, p. 80-96, 2008.

LABOMAR/UFC. **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: LABOMAR, 2005, p. 62.

LACERDA, L. D. *et al.* Metallic composition of mangrove leaves from the southeastern Brazilian coast. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, p. 395-399, 1986.

LACERDA, L. D.; ITTEKKOT, V.; PATCHINEELAM, S. R. Biogeochemistry of mangrove soil organic matter: a comparison between *Rhizophora* and *Avicennia* soils in South-eastern Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 40, p. 713-720, 1995.

LACERDA, L. D. **Mangrove Ecosystems: Function and Management.** Springer Verlag, Berlin, 332 p. 2002.

LACERDA, L. D. *et al.* Relative importance of nitrogen and phosphorus emissions from shrimp farming and other anthropogenic sources for six estuaries along the NE Brazilian coast. **Aquaculture**, v. 253, p. 433-446, 2006.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, v. 220, p. 242-258, 2005.

LEWIS, D. B.; BROWN, J. A.; JIMENEZ, K. L. Effects of flooding and warming on soil organic matter mineralization in *Avicennia germinans* mangrove forests and *Juncus roemerianus* salt marshes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 139, p. 11-19, 2014.

LOVELY, D. R., PHILLIPS, E. J. P. Competitive mechanisms for inhibition of sulfate reduction and methane production in the zone of ferric iron reduction in sediments. **Applied and Environmental Microbiology**, v.53, p.2636–2641, 1987

LUGO, A. E, *et al.* Ecophysiology of a mangrove forest in Jobos Bay, Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, v. 43, p. 200-219, 2007.

MACKIN, J. E.; SWIDER, K. T. Organic matter decomposition pathway and oxygen consumption in coastal marine sediments. **Journal of Marine Research**, v. 47, p. 681-716, 1989.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de plantas**. São Paulo, Editora Agronômica Ceres, 2006. 638p.

MALHI, S. S.; MC GILL, W. B. Nitrification in three Alberta soils: effect of temperature, moisture and substrate concentration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 14, p. 393-399, 1982.

MANINI, E. *et al.* Benthic microbial loop functioning in coastal lagoons: a comparative approach. **Oceanologica Acta**, v. 26, p. 27-38, 2003.

MARCHAND, C.; ALLENBACH, M.; VERGÉS, L. E. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay, New-Caledonia). **Geoderma**, v. 160, p. 444–456, 2011.

MARQUES, A. G. B. Classificação e gênese de solos em uma toposequência manguezal-apicum-tabuleiro na região costeira do município de Acaraú-CE. 2010. **Dissertação** (mestrado solos e nutrição de plantas). Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

MARQUES, M. *et al.* Evolvimento de dióxido de carbono e mineralização de nitrogênio em Latossolo vermelho-escuro com diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 581-589, 2000.

MEIRELES, A. J. A.; SILVA, E. V. Abordagem geomorfológica para a realização de estudos integrados para o planejamento e gestão em ambientes flúvio-marinhos. Scripta Nova. **Revista electrónica de geografía y ciencias sociales**, Universidad de Barcelona, v. 4, 2002.

MEIRELES, A. J. *et al.* Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, nordeste do Brasil. **Revista de Geografia da UFC**, v. 6, p. 83-106, 2007.

MEIRELES, A. J. A.; SILVA, E. V.; THIERS, P. R. L. Impactos ambientais das atividades de carcinicultura no ecossistema manguezal do Estado do Ceará, Nordeste do Brasil. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v. 2, p. 102-110, 2009.

MENDONÇA, E. S., MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo; métodos de análises**. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 2005. 107p

MEYERS, P. A. Organic geochemical proxies of paleoceanography, paleolimnologic and paleoclimatic processes. **Organic Geochemistry**, v. 27, p. 213-250, 1997.

MIDDLETON, B. A.; MCKEE, K. L. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests. **Journal of Ecology**, v. 89, p. 818–828, 2001.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros**. MMA/SBF/GBA, Brasília, DF, Brasil, 2010.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, 729 p.

MORSE, J. W. *et al.* Pyritization of Iron in Sediments from the Continental Slope of the Northern Gulf of Mexico. **Aquatic Geochemistry**, v.8, p.3–13, 2002.

NASCIMENTO, A. A. M. Composição química do material vegetal da serapilheira nos bosques de mangue do Furo Grande, Bragança-PA. In: 59º Congresso Nacional de Botânica. **Anais**. Natal - RN. 2008.

- NEUE, H. U. *et al.* Carbon in tropical wetlands. **Geoderma**, v. 79. p. 163-185, 1997.
- NELLEMANN, C. *et al.* **Blue carbon. A rapid Response Assessment**. [S.l.] United Nation Environment Programme. GRID-Arendal, 2009.
- NÓBREGA, G. N. *et al.* Iron and sulfur geochemistry in semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 185, p. 7393-7407, 2013.
- NUNES, A. J. P. Tratamento de efluentes e recirculação de água na engorda de camarões marinho. **Panorama de Aquicultura**, v. 71, p. 27-39, 2002.
- OLIVEIRA, G. D.; COSTA MATTOS, K. M. Desmatamento gerado pela atividade da carcinicultura no município de Nísia Floresta (RN). In: Encontro nacional de engenharia de produção, 27, 2007, Foz do Iguaçu. **Anais...** Foz do Iguaçu. Associação Brasileira de Engenharia de Produção. 2007
- OLIVEIRA, S. A. Avaliação da disponibilidade de nitrogênio do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 24, p. 131-148, 1989.
- OLIVEIRA, A. B.; RIZZO, A. E.; COUTO, E. C. Assessing decomposition rates of *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* leaves in a tropical mangrove. **Estuaries and Coasts**, v. 36, p. 1354–1362, 2013.
- OTERO, X.L. Biogeoquímica de metais pesados em ambientes sedimentários marinhos. Santiago de Compostela, Universidad de Santiago de Compostela, 2000. 308 f. **Tese** (Tese de Doutorado).
- OTERO, X. L.; MACÍAS, F. Variation with depth and season in metal sulfides in salt marsh soils. **Biogeochemistry**, v. 61, p. 247-268, 2002.
- OTERO, X. L. *et al.* Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia SP, Brazil). **Geoderma**, v.148, p.318–335, 2009.
- PONNAMPERUMA, F. N. The chemistry of submerged soil. **Advances in Agronomy**, v. 24, p. 29-96, 1972.

REDDY, K. R.; FEIJTEL, T. C.; PATRICK JR., W. H. Effect of soil redox conditions on microbial oxidation of organic matter. In: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. (Eds.). **The role of organic matter in modern agriculture**. Dordrecht: Martinus Nijhoff Publishers, 1986. p. 117-156.

REDDY, K.R., AGAMI, M., TUCKER, J.C. Influence of nitrogen supply rates on growth and nutrient storage by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) plants. **Aquatic Botany**, v.30, p.33-43, 1989.

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

REZENDE, C. E. *et al.* Ecologia e Biogeoquímica de Manguezal. In: Renato Crespo Pereira; Abílio Soares Gomes. (Org.). **Biologia Marinha**. Rio de Janeiro: Editora Interciência, p. 361-383, 2009.

RIVERA-MONROY, V. H. *et al.* Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 40, p. 139-160, 1995.

RIVERA-MONROY, V. H.; TWILLEY, R. R. The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). **Limnology and Oceanography**, v. 41, p. 284-296, 1996.

SANCHEZ-ANDRÉS, *et al.* Litterfall dynamics and nutrient decomposition of arid mangrove in the Gulf of California: Their role sustaining ecosystem heterotrophy. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 89, p. 191-199, 2010.

SAS INSTITUTE, 2008. SAS/STAT: Qualification Tools user's guide, version 9.2 Cary.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. (Coord.). **Manguezal: Ecosistema entre a terra e o mar**. São Paulo: Caribbean Ecological Research, 1995. 64p.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. **Grupo de ecossistemas: manguezal, marisma e apicum**. São Paulo, 2000. Disponível em: <<http://www.bdt.fat.org.br/workshop/costa/mangue/>>. Acesso em 03 abr. 2012.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. *et al.* **Alguns impactos do PL 30/2011 sobre os manguezais brasileiros. Brasília, DF: Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável**, 2012. Disponível em: <<http://www.ipam.org.br/download/livro/Codigo-Florestal-e-a-Ciencia-o-que-nossos-legisladores-ainda-precisam-saber/618>>. Acesso em 04. Fev. 2014.

SCHAETZL, R.; ANDERSON, S. **Soils Genesis and Geomorphology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p. 833.

SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. Academic Press, 1997. 588 p.

SHERMAN, R. E.; FAHEY, T. J.; HOWARTH, R. W. Soil-plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. **Oecologia**, v. 115, p. 553-563, 1998.

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

SOARES, A. M. L. *et al.* **Análise temporal do crescimento da carcinicultura marinha no estuário do rio Jaguaribe-Ceará**. Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, realizado em Florianópolis – SC, 2007.

SOUSA, O. V. *et al.* The impact of shrimp farming effluent on bacterial communities in mangrove waters, Ceará, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 52, p. 1725-1734, 2006.

SOUZA JUNIOR, V. S. *et al.* Evolução quaternária, distribuição de partículas nos solos e ambientes de sedimentação em manguezais do estado de São Paulo. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 31, p. 753-769 2007.

SEMACE – SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE – SEMACE. **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, 125p.

STANFORD, G.; SMITH, S. J. Nitrogen mineralization potential of soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 36, p. 465-471, 1972.

STOCKMANN, U. *et al.* The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 164, p. 80-99, 2013.

TESSIER, A.; CAMPBELL, P. G. C.; BISSON, M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. **Analytical Chemistry**, v. 51, p. 844-855, 1979.

TORN, M. S. *et al.* Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. **Nature**, v. 389, p. 170-173, 1997.

TWILLEY, R. R., RIVERA-MONROY, V. H. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wet-lands. In PERILLO, G. M. E., WOLANSKI, E., CAHOON, D. R. Coastal wetlands: An integrated ecosystem approach, **Elsevier**, p. 641–683, 2009.

VALIELA, I.; BOWER, J. L.; IORQUE, J. K. Mangrove forests: one of the world's threatened major tropical environments. **BioScience**, v. 51, p. 807-815, 2001.

VIDAL-TORRADO, P. *et al.* Redox Processes in Mangrove Soils under *Rhizophora mangle* in Relation to Different Environmental Conditions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, p. 484-491, 2007.

YAMADA, T. *et al.* Isolation and characterization of bacteriophages that infect the phytopathogen *Ralstonia solanacearum*. **Microbiology**, v. 153, p. 2630-2639, 2007.

YÜCEL, M. *et al.* Sulfur speciation in the upper black sea sediments. **Chemical Geology**, v. 269, p. 364–375, 2010.

YOUNG, J. P. W. Phylogenetic classification of nitrogen fixing bacteria. In: STACEY, G.; BURRIS, R.; EVANS, H. (Ed.). **Biological Nitrogen Fixation**, New York: Chapman and Hall, p. 43–86, 1992.