



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO SOLO**

HERMANO MELO QUEIROZ

**DINÂMICA DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM
SOLO DE MANGUEZAL NO SEMIÁRIDO**

FORTALEZA

2016

HERMANO MELO QUEIROZ

DINÂMICA DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLO
DE MANGUEZAL NO SEMIÁRIDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências do Solo. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

Orientador: Profa. Dra. Adriana Guirado Artur.
Coorientador: Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira.

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Q44d Queiroz, Hermano Melo.
Dinâmica do nitrogênio e emissão de gases de efeito estufa em solo de manguezal no semiárido /
Hermano Melo Queiroz. – 2016.
100 f. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de
Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas), Fortaleza, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Adriana Guirado Artur.
Coorientação: Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira.

1. Anaeróbica. 2. Carcinicultura. 3. Fracionamento do nitrogênio. I. Título.

CDD 631.4

HERMANO MELO QUEIROZ

DINÂMICA DO NITROGÊNIO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLO
DE MANGUEZAL NO SEMIÁRIDO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Ciências do Solo. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

Aprovada em: 27/09/2016.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Adriana Guirado Artur (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ-USP)

Dr. Marcos Siqueira Neto
Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA-USP)

A Deus.

Aos meus pais, **Guaracy Jardel Pinto de Queiroz** e **Ana Maria Rodrigues de Melo Queiroz**, por todas as oportunidades a mim ofertas, pelo carinho e amor sempre presentes.

A minha namorada **Juliana Costa**, pelo amor confiança, compreensão e apoio.

Ofereço,

Ao meu pai **Guaracy Jardel Pinto de Queiroz**. A saudade, este é o sentimento mais latente

AGRADECIMENTOS

A DEUS pela família, saúde, força, dificuldades, oportunidades e pelos dias de glórias concedidos nas conquistas.

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

Ao CNPq, pelo apoio financeiro no projeto de pesquisa.

À FUNCAP pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

À Profa. Dra. Adriana Guirado Artur, por toda atenção, disponibilidade, dedicação e excelente orientação.

Aos meus pais, por todo apoio, incentivo e por acreditarem nas minhas escolhas.

Aos participantes da banca examinadora do projeto de pesquisa, Tiago Osório Ferreira e Susana Churka Blum pelas sugestões.

Aos participantes da banca examinadora, Tiago Osório Ferreira (Coorientador) e Marcos Siqueira Neto pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

A minha namorada Juliana Costa, pelas ajudas nas coletas, no dia-a-dia, por estar sempre presente apoiando com amor, cumplicidade e companheirismo.

Aos colegas do Departamento de Ciência do Solo: Daniel Pontes, Cleyton Saialy, Denise Castro, Kaio Gráculo, Isabel Cristina, Alexsandro, Cícera Juliana, Edgleudo Coelho, Janete Melo, Ulai, Alfredo Mendonça, Lucas Sousa, Luis Felipe, Rafaela Batista, Thiago Costa, Tássia Raquel e Jaciane Rosa. Em especial: Juliana Vieira, Ademir Menezes, Israel Pinheiro e Gabriel Nuto, pelos momentos, pela amizade, pelas reflexões, críticas e sugestões recebidas, acúmulo de conhecimento e por todas as palavras de incentivo.

A todos os funcionários do Departamento de Ciências do Solo e da FUNCEME, que participaram direto ou indiretamente do trabalho, em especial a todos da EMBRAPA – Agroindústria Tropical, destacando o Dr. Carlos A. K. Taniguchi por toda colaboração e disponibilidade dos laboratórios e pelos conhecimentos compartilhados, a Márcia Régia e a Vanderléia, técnica do Laboratório de Solos.

Aos amigos: Gabriel Castro e Gustavo Galeazzi (pelas ajudas, diversões e perrengues em campo), Danilo Marques, Diego Ricarte, Beatriz Maia, Gláuber Pontes, Marina Porto, Joames Paulo, Arthur Rodrigues, Crisanto Dias, David Bruno e Thais Martins.

Ao Ronaldo, por todo o apoio durante as coletas, e a todos os companheiros do Cumbe, que lutam e resistem pela preservação do manguezal do rio Jaguaribe.

A todos que de alguma forma, contribuíram nesse trabalho.

“O mangue é um camaradão. Dá tudo; casa e comida: mocambo e caranguejo.”

(Josué de Castro)

RESUMO GERAL

Muitos são os fatores que podem alterar o funcionamento do ecossistema manguezal, porém, dentre eles, o efluente da carcinicultura, vegetação de mangue e a variação sazonal das precipitações podem alterar as propriedades do solo no que rege a forma e disponibilidade de nitrogênio no manguezal. Com isso, objetivou-se por meio de três capítulos, avaliar os efeitos desses fatores: 1) nas formas de nitrogênio presente no solo e nos fluxos de gases de efeito estufa (CO_2 e CH_4); 2) na mineralização do nitrogênio no solo de mangue, por meio de experimento de umedecimento e drenagem similar as condições naturais de variação da maré; e 3) na distribuição das frações do nitrogênio orgânico no solo e na contribuição dessas frações no processo de mineralização. No primeiro capítulo foi realizado um trabalho de caracterização para determinar as formas de nitrogênio presente no solo e quantificar os fluxos de gases de efeito estufa (CO_2 e CH_4), a fim de verificar a capacidade do manguezal em desempenhar suas funções ecológicas, apesar da pressão antrópica. Verificou-se que o nitrogênio orgânico, representa 99% do nitrogênio total do solo e o amônio é a forma mineral mais abundante nos solos de mangue. O fluxo de CO_2 foi mais constante na área que recebeu o efluente da carcinicultura, como resultado da entrada de nutrientes advindo do efluente. A variação da maré foi o fator que mais contribuiu para a entrada de nutrientes, afetando a capacidade do manguezal em desempenhar suas funções ecológicas. No segundo capítulo, com os resultados do experimento de umedecimento e drenagem, observou-se que a maior oferta de nitrogênio não refletiu em maior mineralização, por outro lado, os períodos seco e chuvoso foram os fatores que mais influenciaram na mineralização do nitrogênio. O nitrogênio preservou-se na sua forma orgânica, indicando recalcitrância do solo de mangue. O terceiro capítulo teve como foco determinar e quantificar as frações do nitrogênio orgânico, uma vez que a maior parte do nitrogênio no solo encontra-se nessa fração, podendo ser mineralizado e tornar-se disponível. Verificou-se que as condições anaeróbicas, comuns aos manguezais, promovem a degradação de frações mais recalcitrantes e o aumento de frações mais lábeis do nitrogênio. Concluiu-se também que o despejo do efluente da carcinicultura, altera a distribuição das frações do nitrogênio orgânico no solo.

Palavras-chave: Anaeróbica. Carcinicultura. Fracionamento do nitrogênio.

ABSTRACT GENERAL

There are many factors that can alter the functioning of the mangrove ecosystem, however, among them, the effluent of shrimp farming, mangrove vegetation and the seasonal variation of rainfall may alter soil properties in governing the form and availability of nitrogen in the mangrove. Thus, it aimed to through three chapters evaluate the effects of these factors: 1) in the forms of nitrogen present in the soil and the fluxes of greenhouse gases (CO₂ and CH₄); 2) at nitrogen mineralization in mangrove soil through an experiment of wetting and drainage, similar the natural conditions of tidal changes; and 3) at distribution of fractions of organic nitrogen in the soil and the contribution of these fractions in the mineralization process. In the first chapter it was made a characterization work to determine the forms of nitrogen present in the soil and quantify the greenhouse gas fluxes (CO₂ and CH₄) in order to verify the mangrove forest's ability to perform their ecological functions, despite the anthropic pressure. It has been found that organic nitrogen represents 99% of the total nitrogen of soil, and the ammonium is the most abundant mineral form in mangrove soils. The CO₂ flow was more constant at area that receiving the effluent from shrimp farming as a result of nutrient input coming from the effluent. The variation of the tide was the factor that more contributed to the entry of nutrients, affecting the mangrove's ability to perform their ecological functions. In the second chapter, with the results of the experiment of wetting and drainage, it was observed that the increased supply of nitrogen not reflected in a higher mineralization, on the other hand, the dry and wet seasons were the factors that most influenced the nitrogen mineralization. Nitrogen has been preserved in its organic form, indicating recalcitrance of mangrove soil. The third chapter focused determine and quantify the fractions of organic nitrogen, since most of the nitrogen in the soil is found in this fraction can be mineralized and become available. It was found that anaerobic conditions common to the mangrove, promote the degradation of recalcitrant fractions, and increased labile nitrogen fractions. It is also concluded that the dumping of effluent from shrimp farming, changes distribution the fractions of organic nitrogen in soil.

Keywords: Anaerobic. Shrimp farming. Nitrogen fractionating.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição dos manguezais ao redor do mundo com base na diversidade das espécies.....	15
Figura 2 – Localização da floresta de mangue no estuário do rio Jaguaribe.....	29
Figura 3 – Coleta e análises de amostras de gases de efeito estufa (GEE).....	32
Figura 4 – Valores de pH e Eh do solo em função da área, vegetação e época do ano.....	34
Figura 5 – Teor de nitrogênio inorgânico nas épocas seca e chuvosa do ano.....	38
Figura 6 – Variação temporal dos fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O na interface solo-atmosfera na área que recebeu diretamente o efluente e na área que não recebeu o efluente, nas épocas seca e chuvosa do ano	42
Figura 7 – Experimento de incubação de umedecimento e drenagem para determinação da mineralização do nitrogênio orgânico do solo.....	61
Figura 8 – Nitrogênio mineralizado em amostras de solo em função dos períodos seco e chuvoso do ano.....	64
Figura 10 – Precipitação e evapotranspiração média mensal do município de Aracati – CE.....	78
Figura 11 – Filtração e lavagem do decantado (A) e neutralização do extrato (B).....	81
Figura 12 – Proporção das frações de nitrogênio em relação ao N-total hidrolisável, antes do início do experimento (A) e ao final do experimento (B).....	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	– Análise granulométrica do solo da área próxima à saída dos tanques de carcinicultura (área A) e da área livre da influência dos tanques (área B) ...	34
Tabela 2	– Caracterização do efluente dos tanques de carcinicultura	35
Tabela 3	– Análise de variância para as formas de nitrogênio, carbono orgânico e relação C/N, em função da área, vegetação e época do ano	36
Tabela 4	– Teores de carbono orgânico do solo das áreas A e B vegetadas por <i>Rhizophora</i> e <i>Avicennia</i> , durante os períodos seco e chuvoso	36
Tabela 5	– Teores de N-total, N-org e N ₀ em função da área, vegetação e época do ano.....	37
Tabela 6	– Valores da relação C/N para a área que recebe efluente (A) e que não recebe diretamente efluente de carcinicultura (B) nos períodos seco e chuvoso do ano	39
Tabela 7	– Estimativa do nitrogênio potencialmente mineralizável em várias condições climáticas	40
Tabela 8	– Emissão de CO ₂ e CH ₄ em solos de manguezais e outros ambientes ao redor do mundo	44
Tabela 9	– Valores de pH e Eh e das frações granulométricas nas áreas estudadas	59
Tabela 10	– Formas de nitrogênio, carbono orgânico e relação C/N.....	60
Tabela 11	– Análise de variância do nitrogênio mineralizado.....	63
Tabela 12	– Teores das formas de nitrogênio no solo e na água salina residual do experimento.....	64
Tabela 13	– Quadro de correlações das variáveis químicas.....	67
Tabela 14	– Atributos físicos e químicos do solo.....	80
Tabela 15	– Análise de variância para as frações de nitrogênio orgânico em função da área e da época do ano.....	84
Tabela 16	– Frações do nitrogênio orgânico em função da área e da época do ano.....	85

Tabela 17 – Distribuição das formas de nitrogênio orgânico antes e após o experimento de mineralização.....	89
Tabela 18 – Distribuição das frações do nitrogênio orgânico em relação ao N-total do solo.....	90
Tabela 19 – Coeficientes de correlações entre as formas de nitrogênio e parâmetros químicos do solo.....	93

SUMÁRIO

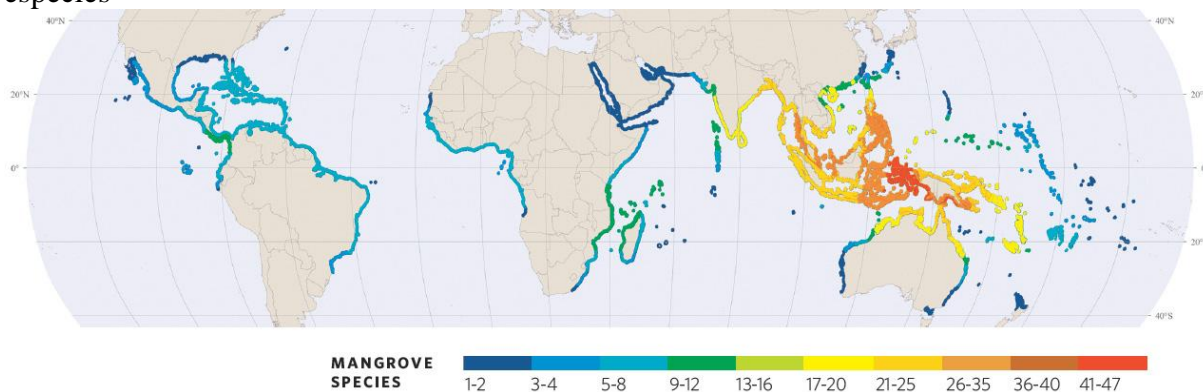
1 INTRODUÇÃO GERAL	15
REFERÊNCIAS	21
FORMAS DE NITROGÊNIO E EMISSÃO DE CO₂ E CH₄ EM SOLOS DE MANGUEZAIS IMPACTADOS	25
RESUMO	25
NITROGEN FORMS AND CO₂ AND CH₄ EMISSION IN MANGROVE IMPACTED SOILS	26
ABSTRACT	26
2 INTRODUÇÃO	27
3 MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1 Caracterização da área	29
3.2 Coleta de amostra de solo	29
3.3 Análise granulométrica	30
3.4 Teor de carbono orgânico	30
3.5 Teores de nitrogênio (N-total, N-inorgânico e N-orgânico)	30
3.6 Nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀)	31
3.7 Coleta de gases e estimativa de fluxos	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1 Variáveis físicas e químicas das áreas de estudo e do efluente dos tanques de carcinicultura	33
<i>4.1.1 pH e Eh</i>	33
<i>4.1.2 Análise granulométrica</i>	34
<i>4.1.3 Efluente da carcinicultura</i>	35
4.2 Formas de nitrogênio e carbono orgânico	35
<i>4.2.1 Carbono orgânico</i>	36
<i>4.2.2 Nitrogênio total, mineral, orgânico e potencialmente mineralizável</i>	37
<i>4.2.3 Fluxos de CO₂ e CH₄</i>	41
5 CONCLUSÃO	46
REFERÊNCIAS	47
FATORES EDÁFIOS E ANTRÓPICO NA MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO EM SOLO DE MANGUEZAL	54
RESUMO	54

EDAPHIC AND ANTHROPOGENIC FACTORS IN THE NITROGEN MINERALIZATION IN MANGROVE SOIL.....	Erro! Indicador não definido.
ABSTRACT	55
6 INTRODUÇÃO	56
7 MATERIAL E MÉTODOS.....	58
7.1 Caracterização da área	58
7.2 Coleta de amostras de solo e determinações físicas e químicas.....	58
7.3 Teor de carbono orgânico, nitrogênio total, nitrogênio orgânico e nitrogênio inorgânico.....	59
7.4 Nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀).....	60
7.5 Mineralização do nitrogênio orgânico do solo	60
7.6 Delineamento estatístico.....	62
8 RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
9 CONCLUSÃO.....	69
REFERÊNCIAS	70
FORMAS DE NITROGÊNIO EM SOLO DE MANGUEZAL SOB ATIVIDADE ANTRÓPICA	74
RESUMO.....	74
NITROGEN FORMS IN MANGROVE SOIL UNDER ANTHROPIC ACTIVITY. Erro!	Indicador não definido.
ABSTRACT	75
10 INTRODUÇÃO	76
11 MATERIAIS E MÉTODOS.....	78
11.1 Caracterização da área.....	78
11.2 Coleta de amostras de solo	78
11.3 Determinação de atributos físicos e químicos	79
11.4 Experimento de mineralização	80
11.5 Fracionamento do nitrogênio do solo.....	80
11.6 Obtenção do hidrolisado ácido	81
12 RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
13 CONCLUSÃO.....	95
REFERÊNCIAS	96

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os manguezais são ecossistemas costeiros de transição entre o ambiente terrestre e marinho que desempenham importante papel ecológico, social e econômico à medida que são responsáveis pela manutenção de ecossistemas localizados fora de seus limites (SCHAEFFER-NOVELLI, 1991). Giri *et al.* (2011) estimam que desde os anos 2000, os manguezais ocupam uma área de aproximadamente 137.760 km² no mundo e estão presente em 118 países e territórios, limitados por regiões de clima tropicais e subtropicais, e na maioria localizados entre as latitudes 30° N e 30° S (Figura 1).

Figura 1 – Distribuição dos manguezais ao redor do mundo com base na diversidade das espécies



Fonte: Adaptado de Spalding, Kainuma e Collins (2010)

No Brasil as florestas de mangue cobrem uma área equivalente a 13.800 km², que vai desde o município de Oiapoque no estado do Amapá até a praia do sonho em Santa Catarina. No estado do Ceará, a área total de manguezal é a maior do Nordeste brasileiro, com cerca de 185,05 km² (MAIA *et al.*, 2006).

A formação dos solos de mangue consiste em deposições de sedimentos de partículas orgânicas e inorgânicas de origens terrestre e marinha. Esses solos ocorrem em regiões de baixa energia e topografia plana na faixa costeira sob a influência constante das marés, o que favorece o acúmulo de frações finas (argila e silte) e sais solúveis (GAMERO; VIDAL-TORRADO; FERREIRA, 2004; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995). Dessa forma, o fornecimento constante de sedimentos torna esse ambiente dinâmico, onde a atuação dos processos pedogenéticos favorece a formação de solos hidromórficos com alta salinidade (em torno de 65 a 80 ‰), mas capazes de suportar plantas superiores (CINTRÓN *et al.*, 1978; VIDAL-TORRADO *et al.*, 2005).

As características de hidromorfismo dos solos de mangues fazem com que a taxa de difusão de oxigênio seja muito baixa, logo, o O₂ é rapidamente utilizado nas camadas

superficiais do solo, fazendo com que a oxidação da matéria orgânica passe a ocorrer sob condições anóxicas. A decomposição nessas condições é realizada por bactérias com metabolismo anaeróbico e à custa de outros aceptores de elétrons que não o O_2 , (NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , SO_4^{2-} , CO_2 , N_2 e H^+). Dessa forma, resultando em baixa taxa de decomposição dos compostos orgânicos, devido ao baixo rendimento energético do metabolismo anaeróbico, e gerando acúmulo de matéria orgânica no solo (KRISTENSEN *et al.*, 2008; SCHULZ, 2000; VIDAL-TORRADO *et al.*, 2005).

Essas condições ditam a disponibilidade de nutrientes nos manguezais, uma vez que a maior parte desses nutrientes estão presentes nos solos. Os nutrientes são oriundos dos fluxos de marés, fixação de nitrogênio, atividade microbiana, e pelas raízes que em conjunto com a serrapilheira, condições anóxicas e baixas taxas de decomposição do material vegetal, resultam em um ambiente rico em matéria orgânica (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010).

Dessa forma, os manguezais tendem a apresentar grandes teores de carbono, nitrogênio e demais nutrientes, cuja distribuição depende dos processos biogeoquímicos e de fatores externos como clima e atividades antrópicas. Por exemplo, em manguezais expostos a atividades de aquicultura, em especial a carcinicultura, os teores de N no solo aumentam, chegando em média a valores de $6,62 \pm 1,10 \text{ mg g}^{-1}$ (PRASAD; RAMANATHAN, 2008).

A atividade de aquicultura é comum ao longo do litoral cearense, provocando desmatamento das florestas de mangue para a implantação dos tanques de carcinicultura, prejuízos ambientais, ecológicos, sociais e culturais à biodiversidade dos manguezais (MEIRELES *et al.*, 2007).

Para a produção de camarão são utilizados insumos ricos em nitrogênio (N) que são pouco aproveitados pelos animais, sendo a maior parte perdida no ambiente (JACKSON *et al.*, 2003). Com isso, são gerados efluentes que além do nitrogênio não aproveitado pelo metabolismo dos animais também, contém matéria orgânica em decomposição (restos de rações, carcaças de animais mortos, resíduos fecais, etc.) e agentes químicos (antibióticos e antioxidantes) (JERONIMO; BALBINO, 2012).

Segundo Boyd e Gautier (2000), os efluentes dos tanques de carcinicultura, em média apresentam $2,04 \text{ mg L}^{-1}$ de nitrogênio total que pode estar nas formas inorgânicas (nitrito, nitrato ou amônio), $0,26 \text{ mg L}^{-1}$ de fósforo, pH em torno de 8,2 e 108 mg L^{-1} de sólidos suspensos como restos de animais e rações.

Esses valores aparentemente baixos, tornam-se prejudiciais devido a quantidade de efluente que é despejado. No estado do Ceará, o litoral Leste do estado que engloba os estuários do Rio Jaguaribe e Piranguí foram encontrados 181 empreendimentos de

carcinicultura, distribuídos principalmente da seguinte forma: 71,3 % para a Bacia do Jaguaribe, 22,8 % para o Estuário do Pirangi e 4,1 % para o conjunto "Oceano", totalizando uma área de 3611,73 hectares de exploração da carcinicultura (IBAMA, 2005).

Segundo o IBAMA (2005), até o ano 2004 de 77 empreendimentos em operação no estuário do rio Jaguaribe, cadastrados junto ao órgão, apenas 7,8 % dos empreendimentos adotavam práticas de recirculação da água, e 75,3 % não utilizam bacias de sedimentação dos efluentes, práticas que poderiam minimizar os impactos dos efluentes que são despejados.

O aumento da concentração de nutrientes oriundos dos efluentes da carcinicultura, principalmente o N pode acarretar em problemas de eutrofização e redução dos níveis de O₂, riscos a biodiversidade, aumento da turbidez, formação de espuma, odores indesejados e aumento da emissão de gases de efeito estufa (FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Além disso, a entrada do efluente altera a dinâmica e a composição da matéria orgânica ao longo dos anos, além de estimular a decomposição dos compostos orgânicos no solo de mangue por favorecer o crescimento de fungos e pela entrada direta de bactérias presentes nos efluentes (ASCHENBROICH *et al.*, 2015).

Em experimento de incubação anaeróbica com solo de mangue, Kamau *et al.* (2015) concluíram que o fluxo de CO₂ foi cerca de três vezes maior em solo de mangue que recebe o despejo de esgotos, devido a presença de material facilmente degradável, indicando que o teor e o tipo de material orgânico pode aumentar o fluxo de CO₂ e acelerar a mineralização da matéria orgânica.

Porém, não apenas fatores antrópicos alteram a dinâmica da matéria orgânica e o processo de mineralização. Por exemplo, em manguezais localizados em regiões semiáridas com temperaturas elevadas (em torno de 26 a 27,5 °C) e pluviosidade irregular, a taxa de evaporação nos períodos seco do ano tornam-se elevadas, aumentando a taxa de difusão de O₂ e acelerando a decomposição da matéria orgânica. Nesse sentido, as estações do ano e a distribuição das chuvas são fatores que interferem na decomposição da matéria orgânica (KRISTENSEN *et al.*, 2000a).

Romigh *et al.* (2006) afirmam que a temperatura da água e a salinidade também seguem os padrões sazonais, aumentando durante o período seco e reduzindo durante a estação chuvosa, assim como os teores de carbono orgânico dissolvido tanto no sentido vertical (solo/coluna de água) quanto no sentido horizontal (floresta de mangue/fluxo das marés). Esse conhecimento reforça a idéia de que o processo de mineralização em manguezais é influenciado pela sazonalidade.

Diante desse cenário, a mineralização da matéria orgânica em ambientes anóxicos,

sob atividade anaeróbicas, influência as formas de N presente no meio, devido a redução na velocidade da mineralização, processo esse de baixo rendimento energético (YAMADA *et al.*, 2007; KRISTENSEN *et al.*, 2008). O produto final da mineralização do N é a liberação das formas de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), as quais correspondem a uma pequena fração do N-total (BREMNER, 1996).

Os processos de mineralização/imobilização ocorrem simultaneamente e de maneira oposta no solo, sendo o balanço líquido entre esses processos, controlado pelos seguintes fatores: temperatura, umidade e textura do solo; relação C/N, C/P, C/S do resíduo; pH; qualidade do resíduo que está sendo decomposto, pela biomassa microbiana e disponibilidade de N inorgânico (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). De acordo com Marques *et al.* (2000), o processo de imobilização é a retenção na biomassa microbiana, do N inorgânico liberado ao solo pela mineralização.

Durante o processo de mineralização do N do solo ocorrem duas reações: amonificação e nitrificação, liberando N na forma de amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), respectivamente, e paralelamente ocorre a oxidação do C-orgânico liberando CO_2 para atmosfera (STANFORD; SMITH, 1972).

A nitrificação é a conversão da amônia em NO_2^- , que imediatamente converte-se para forma de NO_3^- , no entanto, esse processo é altamente dependente da presença de oxigênio.. Contudo, em ambientes anaeróbicos como os solos de manguezais, é comum ocorrer o processo de desnitrificação, o qual é favorecido pelo teor de matéria orgânica e nitrato presente no solo. O processo de desnitrificação consiste na redução dissimilatória do nitrato ou nitrito (NO_3^- ou NO_2^-) transformando-os em N atmosférico (N_2) pela falta de O_2 , utilizando o nitrato como acceptor e o carbono orgânico como doador de elétrons. Conseqüentemente, ocorre à liberação de N_2O trazendo riscos ambientais por ser um gás de efeito estufa e provocar estreitamento da camada de ozônio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Para melhor entendimento dos processos de mineralização/imobilização, o conhecimento das frações do nitrogênio do solo, pode vir a contribuir. A maior parte do nitrogênio presente no solo encontra-se na forma orgânica (95 %), mas que pela atividade dos microrganismos pode vir a ser mineralizado e disponibilizado para a absorção pelas plantas.

Para quantificar o teor de nitrogênio orgânico no solo, muitos métodos têm sido propostos, dentre eles, os fracionamentos químicos com base na hidrólise do solo com ácidos e aquecimento da amostra sob refluxo. As frações identificáveis quimicamente no hidrolisado do solo são: nitrogênio total hidrolisável; nitrogênio amoniacal hidrolisável (parte do nitrogênio orgânico do solo solúvel em ácido) (STEVENSON, 1986) e aminoácidos e

aminoaçúcares, frações que representam o compartimento biológico no qual se estabelecem os processos de imobilização e mineralização. O N-aminoácidos e N-aminoaçúcares são frações do nitrogênio orgânico facilmente hidrolisáveis, ou seja, podem ser utilizadas para diferenciar os estágios de degradação biológica do solo (GONZÁLEZ-PRIETO *et al.*, 1997) como bons indicadores do impacto do uso dos solos (desmatamento e conversão das florestas de mangue em tanques de carcinicultura, contaminação por resíduos de diversas origens e despejo de efluentes).

Lacerda, Ittekkotb e Patchineelama (1995) avaliaram frações de nitrogênio orgânico (aminoácidos e aminoaçúcares) no solo de mangue sob *Rhizophora* e *Avicennia*, verificando que no solo com domínio da *Avicennia*, a degradação da matéria orgânica é contínua, liberando mais nutrientes para o ecossistema do que em solos com *Rhizophora*.

Açúcares e aminoácidos são substratos importantes para as comunidades microbianas e são frações facilmente degradadas. Portanto, a sua contribuição para o teor de nitrogênio total mineralizado do solo, fornece informações sobre o grau de degradação microbiana. Além disso, açúcares e aminoácidos individuais e as suas interações com outras substâncias podem ser indicadores dos processos bioquímicos que ocorrem nos solos (DEGENS; MOPPER, 1976).

Dessa forma, nos solos de manguezais em que a mineralização é predominante anaeróbica, associada à elevada capacidade de produção de biomassa, coloca esse ecossistema na posição de acumulador de C e N, e por isso importante no ciclo global desses elementos e no contexto das mudanças climáticas (NELLEMAN *et al.*, 2009), devido a liberação de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera.

Estima-se que ao longo dos últimos 250 anos, o aumento considerável na concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, é resultado de atividades humanas, contribuindo para alterações climáticas e conseqüentemente para o aquecimento global. Os GEE de maiores relevância são o CO₂, CH₄ e N₂O, devido ao tempo de permanência na atmosfera e ao potencial de aquecimento (SOLOMON *et al.*, 2007; CHEN; TAM; YE, 2010).

O ciclo do C está diretamente ligado as emissões de CO₂ e CH₄ que podem ser produzidos por fontes naturais ou atividades humanas (SCHLESINGER; ANDREWS, 2000; ANDERSON *et al.*, 2010)).

Nesse mesmo sentido, a emissão de N₂O faz parte do ciclo do N (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). Porém, em manguezais, por serem áreas úmidas, a emissão de N₂O e CH₄, acontece de forma natural relacionados com os processos anaeróbicos e o alto teor de

matéria orgânica (LU *et al.*, 1999; SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). No entanto, atividades antrópicas como o desmatamento das florestas de mangue e a deposição de efluentes geram desordem no equilíbrio natural dos ecossistemas manguezais, reduzindo o acúmulo de matéria orgânica e conseqüentemente o sequestro de carbono (YANG *et al.*, 2014).

Essa desordem no equilíbrio pode colocar o manguezal em posição tanto de redutor da emissão de gases de efeito estufa como de emissor desses gases. O fluxo de gases varia com a localização do manguezal, pois pode ser alterado em função dos fatores naturais, como: temperatura, salinidade, teor do carbono orgânico e do teor de nitrogênio no ecossistema, bem como por ações impactantes como a derrubada de florestas e exposições de oxidação da matéria orgânica (ALLEN *et al.*, 2007).

Nas áreas de manguezais, que estão expostas aos impactos da atividade da carcinicultura, a qual gera elevadas quantidades de efluentes ricos em nutrientes, pode ocorrer aumento na velocidade de decomposição da matéria orgânica do solo e resultar em maiores emissão de CO₂ (NOBREGA *et al.*, 2013). Os maiores teores de matéria orgânica e N favorece a atividade microbiana e a emissão de N₂O e CO₂ para a atmosfera (CHEN; TAM; YE, 2010).

Outro fator que rege as atividades microbianas no solo é a temperatura, pois afeta não só as reações fisiológicas das bactérias, como também as características químicas do ambiente (potencial de oxirredução, difusão, tensão superficial e estrutura da água, etc.), afetando também o ambiente microbiano. As maiores taxas de atividade microbiana ocorrem em temperaturas em torno de 28 °C, reduzindo em temperaturas inferiores a 25 °C e superiores a 35 °C (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Dessa maneira, parte-se das seguintes hipóteses:

A dinâmica do nitrogênio no solo relacionado com as formas e o processo de mineralização bem como a emissão de gases de efeito estufa, são naturalmente modificados em função da época do ano (seco e chuvoso) em solos de manguezais do semiárido.

A atividade da carcinicultura devido ao despejo de efluentes nos manguezais, altera a dinâmica do nitrogênio no solo e as emissões de gases de efeito estufa (CO₂, CH₄ e N₂O) para a atmosfera., Nesse sentido, acredita-se que tanto na época chuvosa quanto na seca do ano, o efluente seja o principal fator que modifica a dinâmica do nitrogênio nos locais que recebem o seu despejo.

Com esse trabalho objetivou-se verificar se o despejo de efluente da carcinicultura em função da época do ano altera as formas de nitrogênio no solo de mangue, o processo de mineralização e a emissão de gases de efeito estufa.

REFERÊNCIAS

- ALLEN, D. E.; DALAL, R. C.; RENNENBERG, H.; MEYER, R. L.; REEVES, S.; SCHMIDT, S. Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 622-631, 2007.
- ANDERSON, Brian; BARLETT, Karen.K.; FROLKING, S. Steven.; HAYHOE, K. Katharine.; JENKINS, J. Jennifer.; SALAS, W. William. **Methane and Nitrous Oxide Emissions From Natural Sources**. United States Environmental Protection Agency, April, 2010, 194 p.
- ASCHENBROICH, A.; MARCHAND, C.; MOLNAR, N.; DEBORDE, J.; HUBAS, C.; RYBARCZYK, H.; MEZIANE, T. Spatio-temporal variations in the composition of organic matter in surface sediments of a mangrove receiving shrimp farm effluents (New Caledonia). **Science of the Total Environment**, v. 512-513, p. 296–307, 2015.
- BOYD, C. E.; GAUTIER, D. Effluent composition and water quality standards. **Global Aquaculture Advocate**, v. 3, p. 61–66, 2000.
- BREMNER, J. M. Nitrogen total. **In: Methods of soil analysis part 3 – Chemical Methods** . 1. ed. America Society of Agronomy, 1996, p.1085-1121.
- CHEN, G. C.; TAM, N. F. Y.; YE, Y. Summer fluxes of atmospheric greenhouse gases N₂O, CH₄ and CO₂ from mangrove soil in South China. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2761-2767, 2010.
- CINTRÓN, G.; LUGO, A. E.; POOL, D. J.; MORRIS, G. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. **Biotropica**, v. 10, p. 110-121, 1978.
- DEGENS, E. Egon T.; MOPPER, Kenneth. Factors controlling the distribution and early diagenesis of organic material in marine sediments. **In: Chemical Oceanography**, 2. ed. Academic Press, 1976, 59-113 p.
- FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MORAIS, F. F. S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 167-174, 2005.
- GAMERO, R. M. P.; VIDAL-TORRADO, P.; FERREIRA, T. O. Mineralogia e físico-química dos solos de mangue do rio Iriri no canal de Bertioaga (Santos, SP). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 233-243, 2004.
- GIRI, C.; OCHIENG, E.; TIESZEN, L. L.; ZHU, Z.; SINGH, A.; LOVELAND, T.; MASEK, J.; DUKE, N. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, p. 154-159, 2011.
- GONZÁLEZ-PRIETO, S. J.; JOCTEUR-MONROZIER, L.; HÉTIER, J. M.; CARBALLAS, T. Changes in the soil organic N fractions of a tropical Alfisol fertilized with ¹⁵N-urea and cropped to maize or pasture. **Plant and Soil**, v. 195, p. 151-160, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará**. Ministério do Meio Ambiente, 2005, 240 p.

HOUGHTON, R. A.; SKOLE, D. L.; NOBRE, C. A.; HACKLER, J. L.; LAWRENCE, K. T.; CHOMENTOWSKI, W. H. Annual fluxes of carbon from the deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon. **Nature**, v. 403, p. 301-304, 2000.

JACKSON, C.; PRESTON, N. P.; THOMPSON, P. A.; BURFORD, M. Nitrogen Budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, p. 397-411, 2003.

JERONIMO, C. E.; BALBINO, P. C. Caracterização físico-química de efluentes da carcinicultura e seus impactos ao meio ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, p. 1639-1650, 2012.

KAMAU, J. N.; NGILA, J. C.; KIRUI, B.; MWANGI, S.; KOSORE, C. M.; WANJERI, V.; OKUMU, S. Spatial variability of the rate of organic carbon mineralization in a sewage-impacted mangrove forest, Mikindani, Kenya. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, p. 2466-2475, 2015.

KRISTENSEN, E.; ANDERSEN, F. Ø.; HOLMBOE, N.; HOLMER, M.; THONGTHAM, N. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. **Aquatic Microbiology Ecology**, v. 22, p. 199-213, 2000.

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

LACERDA, L. D.; ITTEKKOTB, V.; PATCHINEELAMA, 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.

LU, C. Y.; WONG, Y. S.; TAM, N. F. Y.; YE, Y. LIN, P. Methane flux and production from sediments of a mangrove wetland on Hainan Island, China. **Mangroves and Salt Marshes** v. 3, p. 41-49, 1999.

MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. **Atlas dos manguezais do Nordeste do Brasil**. 1 ed. SEMACE, 2006, 55 p.

MARQUES, T. C. L. L. S. M.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G. E.; CRUZ, J. C. Envolvimento 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.; CASSOLA, R. S.; VANINI, S. T.; QUEIROZ, L. S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, nordeste do Brasil. **Mercator**, v. 12, p. 83-106, 2007.

MOREIRA, Fátima M. S.; SIQUEIRA, José Oswaldo. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2.ed. Editora UFLA, 2006, 729 p.

NELLEMANN, C.; CORCORAN, E.; DUARTE, C.; VALDÉS, L.; YOUNG, C. D.; FONSECA, L; GRIMSDITCH, G. **Blue Carbon — The Role of Healthy Oceans in Binding Carbon**. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, 2009, 80 p.

NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ROMERO, R. E.; MARQUES, A. G. B.; OTERO, X. L. 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.

PRASAD, M. B. K.; RAMANATHAN, A. L. Sedimentary nutrient dynamics in a tropical estuarine mangrove ecosystem. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 80, p. 60-66, 2008.

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

ROMIGH, M. M.; DAVIS, S. E.; RIVERA-MONROY, V. H.; TWILLEY, R. R. Flux of organic carbon in a riverine mangrove wetland in the Florida Coastal Everglades. **Hydrobiologia**, v. 569, p. 505–516, 2006.

SCHAEFFER-NOVELLI, Yara. **Manguezais Brasileiros**. 1991. 42 p. Tese (Livre-Docência) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1991.

SCHLESINGER, W.; ANDREWS, J. Soil respiration and the global carbon cycle. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 7–20, 2000.

SCHULZ, H. D. Redox measurements in marine sediments. **In: Redox: Fundamentals Processes and Applications** 1. ed. Springer, 2000, 235-246 p.

SOLOMON, S., QIN, D.; MANNING, M.; ALLEY, R. B.; BERNTSEN, T.; BINDOFF, N. L.; CHEN, Z.; CHIDTHAISONG, A.; GREGORY, J. M.; HEGERL, G. C.; HEIMANN, M.; HEWITSON, B.; HOSKINS, B. J.; JOOS, F.; JOUZEL, J.; KATTSOV, V.; LOHMANN, U.; MATSUNO, T.; MOLINA, M.; NICHOLLS, N.; OVERPECK, J.; RAGA, G.; RAMASWAMY, V.; REN, J.; RUSTICUCCI, M.; SOMERVILLE, R.; STOCKER, T. F.; WHETTON, P.; WOOD, R. A.; WRATT, D. Technical Summary. In: **Climate Change 2007: The Physical Science Basis**, 2007.

SOUZA, V. F.; ENRICH-PRAST, A. Óxido nitroso (N₂O) em ambientes aquáticos continentais: produção, fatores reguladores e fluxos de diferentes ambientes. **Oecologia Australis**, v. 16, p. 311-329, 2012.

SPALDING, Mark; KAINUMA, Mami; COLLINS, Lorna. **World Atlas of Mangroves**. 1. ed. Routledge, 2010, 336 p.

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

STEVENSON, F. **Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients**. 1. ed. Wiley, 1986, 380 p.

VIDAL-TORRADO, P.; OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O.; SOUZA JR, V.; BÍ-CEGO, M.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M. T.; F. MACÍAS. Solos de mangue: características, gênese e impactos antrópico. **Edafologia**, v. 12, p. 199-244, 2005.

YAMADA, T.; NAGATA, S.; AKIKO, A. F.; USAMI, S.; FUJIE, M. New bacteriophages that infect the phytopathogen *Ralstonia solanacearum*. **Microbiology**, v. 153, p. 2630-2639, 2007.

YANG, J.; GAO, J.; B LIU, B.; ZHANG, W. Sediment deposits and organic carbon sequestration along mangrove coasts of the Leizhou Peninsula, southern China, Estuarine. **Coastal and Shelf Science**, v. 136, p. 3-10, 2014.

FORMAS DE NITROGÊNIO E EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA EM SOLOS DE MANGUEZAIS IMPACTADOS

RESUMO

Objetivou-se com esse trabalho determinar as formas de nitrogênio no manguezal do rio Jaguaribe, Ceará, influenciado pela sazonalidade das precipitações e pelo descarte de efluentes da carcinicultura. Associado às formas de nitrogênio foi determinado os fluxos de gases de efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) no solo do manguezal sob pressão antrópica e em clima semiárido. Foram determinados os teores de carbono orgânico, nitrogênio total, orgânico e mineral, bem como o nitrogênio potencialmente mineralizável do solo em uma área que recebe o efluente diretamente, e numa área que não recebe diretamente o efluente da carcinicultura. Em ambas as áreas, a coleta foi realizada em bosques de mangue vegetados predominantemente por *Avicennia e Rhizophora*, nas estações seca e chuvosa do ano. Verificou-se que o nitrogênio orgânico é a principal forma de nitrogênio encontrada representando cerca de 99 % do nitrogênio total, e que o despejo do efluente aumentou significativamente os teores de nitrogênio total e orgânico, chegando a valores de 2075 e 2043 mg kg^{-1} respectivamente. O amônio é a forma mineral mais abundante nos solos de mangue estudado, porém os teores de nitrogênio inorgânico foram relativamente baixos, apesar do alto potencial de mineralização (N_0) verificado. O fluxo de CO_2 variou entre 33,54 e 13,54 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$, sendo mais elevado na área que recebe diretamente o efluente da carcinicultura, como resultado da entrada de nutrientes advindo do efluente. Em relação ao CH_4 a área livre do despejo do efluente no período seco apresentou maior fluxo chegando a 0,26 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Diferentemente, os fluxos de N_2O variaram expressivamente entre as áreas estudadas (de 80,02 a 8,40 $\text{mg m}^{-2} \text{h}^{-1}$), sendo atribuído ao elevado teor de nitrogênio oriundo do efluente, o que traz preocupação em relação a necessidade da manutenção e preservação do manguezal no contexto das mudanças climática.

Palavras-chaves: *Avicennia. Rhizophora.* Gases de efeito estufa. Nitrogênio orgânico. Semiárido.

NITROGEN FORMS AND GREENHOUSE GASES EMISSION IN MANGROVE IMPACTED SOIL

ABSTRACT

The objective of this study was determine the nitrogen forms in mangrove of the Jaguaribe river, Ceará, influenced by seasonality of precipitation and the disposal of effluents from shrimp farming. Associated with nitrogen forms, the greenhouse gas fluxes (CO₂, CH₄ and N₂O) in mangrove soil under anthropic pressure and in semi-arid climate were determined. Were determined the content of organic carbon, total nitrogen, organic and mineral, as well as the mineralizable potential nitrogen of the soil in an area that receives the effluent directly, and in an area that does not directly receive the effluent from the shrimp farming. In both areas, the samples were collected in mangrove forests predominantly vegetated by *Avicennia* and *Rhizophora*, in the dry and wet seasons of the year. It was verified that organic nitrogen is the main form of nitrogen found representing about 99 % of the total nitrogen, and that the discharge of the effluent significantly increased the contents of total and organic nitrogen, reaching values of 2075 and 2043 mg kg⁻¹ respectively. Ammonium is the most abundant mineral form in mangrove soils studied, however the inorganic nitrogen content was relatively low, despite the high potential for mineralization (N₀). The CO₂ flux ranged between 33.54 and 13.54 mg m⁻² h⁻¹, being higher in the area that directly receives the shrimp farming effluent, as a result of the input of nutrients coming effluent. Regarding CH₄ the free area of effluent disposal in the dry period showed greater flow reaching 0.26 mg m⁻² h⁻¹. Differently, N₂O fluxes varied significantly between the studied areas (from 80.02 to 8.40 mg m⁻² h⁻¹), being attributed to the high nitrogen content coming effluent, which causes concern about the need for Maintenance and preservation of mangroves in the context of climate change.

Keywords: *Avicennia*. *Rhizophora*. Greenhouse gases. Nitrogen organic, Semiarid.

2 INTRODUÇÃO

Apesar da capacidade dos manguezais em reter nutrientes e até mesmo poluentes, a disponibilidade de nitrogênio pode ser limitada, prejudicando o crescimento das espécies vegetais (FELLER *et al.*, 2003). A maior parte do nitrogênio presente no solo encontra-se na forma orgânica, não prontamente disponível para as plantas, mas que pode vir a ser mineralizado pela atividade dos microrganismos do solo (HAYNES, 1986).

A disponibilidade de nitrogênio é dependente de diversos processos associados a fatores bióticos como a fotossíntese, decomposição da matéria orgânica, atividades bacterianas, e também por fatores abióticos, tais como temperatura, umidade, pH, entre outros (CHAPIN III; MATSON; VITOUSEK, 2011).

A vegetação de mangue apresenta grande eficiência de uso e absorção de nitrogênio, de modo que a disponibilidade de nitrogênio é tida como um dos principais fatores que limitam o crescimento dos manguezais. Nesses ambientes, o amônio (NH_4^+) é a principal forma disponível de nitrogênio para as plantas em parte pelas condições anóxicas do ambiente (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010).

Nos ambientes tipicamente hidromórficos como os manguezais, a respiração anaeróbica de microrganismos, é a principal rota de mineralização do carbono e nitrogênio a partir do material orgânico, embora em taxas muito lentas devido ao baixo rendimento energético desse processo, o que gera acúmulo de matéria orgânica no solo (KRISTENSEN *et al.*, 2000a; KRISTENSEN *et al.*, 2008).

Dessa forma, os manguezais e em geral ambientes úmidos costeiros, são considerados locais com potencial para sequestrar o carbono atmosférico (DUARTE; CEBRIAN 1996). Segundo Yang *et al.* (2014), os manguezais desempenham a função de sequestradores de CO_2 atmosférico, no entanto, a eficiência desse processo é limitada pelo desenvolvimento da vegetação e manutenção das características hidromórficas desse ecossistema, que a longo prazo determina a retenção e a manutenção do material orgânico do solo.

Atividades antrópicas como o desmatamento das florestas de mangue e o descarte de efluentes geram impactos ambientais aos ecossistemas manguezais, causando desordem no equilíbrio natural e nas condições geoquímicas do solo. Com isso, diminui a eficiência desses ambientes em sequestrar carbono, visto que se tornam favoráveis às condições de oxidação pela exposição do solo que aumenta a taxa de difusão de O_2 , favorecendo a ação de microrganismos aeróbicos e conseqüentemente o aumento na emissão de CO_2 para atmosfera

(JACKSON *et al.*, 2003; KRISTENSEN *et al.*, 2000b; NOBREGA *et al.*, 2013). No entanto, outros fatores também podem influenciar a atividade microbiana, tais como a disponibilidade de matéria orgânica no solo e a temperatura do ambiente. Alterações de temperatura provocadas por exemplo, pela sazonalidade da precipitação (períodos secos e chuvosos), não só alteram indiretamente as condições do potencial redox do ambiente, mas também os processos biogeoquímicos (KRISTENSEN *et al.*, 2000b).

A variabilidade do Eh em função de fatores como temperatura, evapotranspiração, e precipitação foi estudada por Fiedler, Vepraskas e Richardson (2007), que verificaram ser esse parâmetro, bastante sensível. Durante a época do ano, as variações de temperatura e pressão podem tanto aumentar os teores de O₂, elevando os valores de Eh, quanto por meio de maior período de inundação, causar diminuição dos teores de O₂ nos poros do solo, com consequente redução dos valores de Eh (FIEDLER, 2000). Nesse sentido, as épocas do ano e principalmente o despejo do efluente da carcinicultura alteram as formas de nitrogênio no solo de mangue e as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O. Isso ocorre devido ao aumento de matéria orgânica, nutrientes, particularmente o nitrogênio, provocando alterações na atividade dos microrganismos presentes no solo, velocidade de degradação da matéria orgânica, e modificando a dinâmica do nitrogênio e carbono, com consequentes efeitos nas emissões de gases de efeito estufa para a atmosfera.

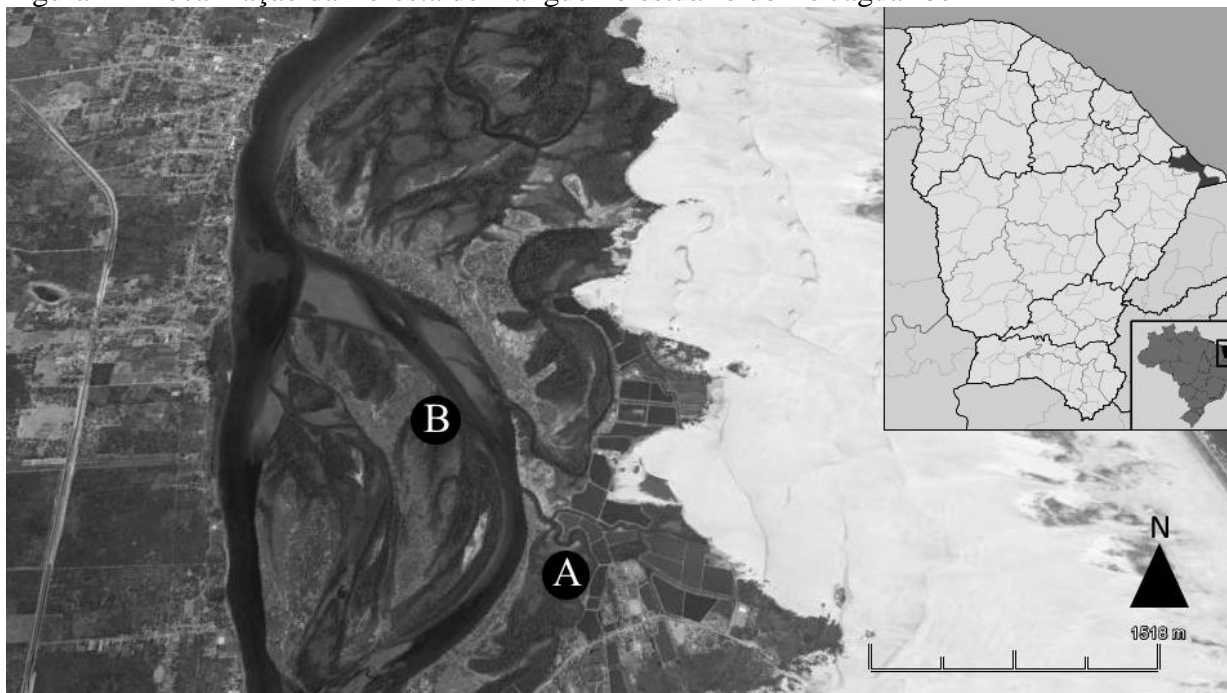
Diante disso, objetivou-se com esse trabalho determinar as formas de nitrogênio no manguezal do rio Jaguaribe, Ceará, influenciado pela sazonalidade das precipitações e pelo descarte de efluentes da carcinicultura. Associado às formas de nitrogênio foi determinado os fluxos de gases de efeito estufa (CO₂, CH₄ e N₂O) em solo de manguezal sob clima semiárido e sob pressão antrópica.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área

O manguezal em estudo encontra-se na zona costeira do estado do Ceará, localizado no município de Aracati – CE, no Estuário da Bacia do rio Jaguaribe, ocupando uma área de 11,8 km² (Figura 2) (IBGE, 1999). O estuário do rio Jaguaribe destaca-se como a região com maior produção de camarão em cativeiro no estado do Ceará, tornando esse ambiente vulnerável à degradação ambiental (SOARES *et al.*, 2007). O clima da região é do tipo semiárido, apresentando longo período de seca, com duração média de oito meses e um curto período com chuvas irregulares (IPLANCE, 1995). A temperatura média anual é de 27 °C e precipitação média em torno de 982,6 mm (IBGE, 1999; SILVA; SOUZA, 2006).

Figura 2 – Localização da floresta de mangue no estuário do rio Jaguaribe



Fonte: Autor

3.2 Coleta de amostra de solo

As coletas de solos foram realizadas em dois pontos no manguezal do rio Jaguaribe, sendo um em área próxima a saída dos tanques de carcinicultura (área A) e o outro em área distante dos tanques, ou seja, que não recebe diretamente o efluente da carcinicultura (área B) (Figura 2). Em ambas as áreas, a coleta foi realizada em bosques de mangue vegetados predominantemente por *Avicennia schaueriana* e *Rhizophora mangle*, durante os

períodos seco e chuvoso do ano. As amostras foram coletadas em anéis de PVC com 7,5 cm de altura e 5 cm de diâmetro, e a face inferior do anel foi protegida com tecido do tipo morim preso com liga de borracha, para evitar perda de solo. Em cada área e em cada época foram coletados 10 pontos, totalizando 40 amostras de solo. As amostras foram mantidas refrigeradas durante o transporte até o laboratório, onde foram rapidamente analisadas de modo a evitar alterações significativas nas populações microbianas.

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 nas amostra de solo, bem como o nível de salinidade utilizando refratômetro portátil modelo Impac IPS-10T. 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 eletrodo de vidro calibrado com soluções padrões de pH = 4,0 e 7,0 (FERREIRA *et al.*, 2007).

3.3 Análise granulométrica

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, utilizou-se o método da pipeta seguido da dispersão química com hidróxido de sódio (NaOH) 1 mol L⁻¹ e agitação mecânica horizontal.

3.4 Teor de carbono orgânico

Os teores de carbono orgânico foram quantificados por meio do analisador de carbono TOC – V_{CPN}, da marca Shimadzu. Para isso, utilizou-se cerca de 250 mg da amostra de solo triturada em almofariz.

3.5 Teores de nitrogênio (N-total, N-inorgânico e N-orgânico)

As amostras de solos mantidas congeladas foram utilizadas para a determinação do N-inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), conforme procedimento descrito por Cantarella e Trivelin (2001a), enquanto que parte das amostras foi seca e triturada em almofariz para a determinação do nitrogênio total do solo (N-total) (CANTARELLA; TRIVELIN, 2001b). O

nitrogênio orgânico do solo (N-org) foi obtido pela diferença entre o nitrogênio total e as formas inorgânicas.

3.6 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 foi adicionados 5 g de amostra úmida de solo 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 transferido para tubo de destilação para a determinação do N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, conforme procedimentos descritos em Cantarella e Trivelin (2001a). Na outra repetição, o tubo foi vedado com filme de plástico e rolha de silicone, e mantido em câmara de incubação BOD (*biochemical oxygen demand*) a 40 °C durante 7 dias, e após esse período foi determinado o N_0 , seguindo os mesmos procedimentos acima. O N_0 foi calculado pela diferença dos teores no início e no final da incubação e expresso em mg kg⁻¹ de solo seco.

3.7 Coleta de gases e estimativa de fluxos

Essa etapa do trabalho consistiu na coleta de gases de efeito estufa (CO₂, CH₄ e N₂O) nas duas áreas de estudo, sendo uma área próxima a saída dos tanques de carcinicultura (área A) e a outra área distante dos tanques (área B). Em ambas as áreas, a coleta foi realizada em bosques de mangue vegetados predominantemente por *Avicennia* e *Rhizophora*, para garantir a representatividade do local, no período seco e chuvoso do ano (Figura 3).

Figura 3 – Coleta e análises de amostras de gases de efeito estufa (GEE)



Fonte: Autor

As medições dos fluxos de gases foram feitas utilizando três câmaras estáticas parcialmente enterradas no solo (5 cm de profundidade). Depois de instalada na superfície do solo de manguezal, as câmaras estáticas permaneceram por 30 minutos em repouso para a estabilização da pressão no interior (ALLEN *et al.*, 2007; KELLER *et al.*, 2000). Após esse período, utilizando uma seringa do tipo BD de nylon de 20 mL, a amostragem foi realizada em intervalos de tempo pré-estabelecidos de 4 horas e 30 minutos, sendo a coleta realizada a cada 1 hora e 30 minutos. Dentro desse período de uma 1 e 30 minutos foram feitas coleta nos seguintes períodos: 0, 20 e 40 minutos, após o fechamento da câmara. Todas as amostras foram coletadas em triplicatas, totalizando 108 amostras por área (A e B). Simultaneamente, em cada amostragem foram realizadas medições da temperatura do ar no interior da câmara, temperatura do solo do manguezal e pressão atmosférica. Após as coletas, as amostras de GEE foram transportadas ao laboratório onde foi feita a determinação das concentrações desses gases por cromatografia gasosa. O CO₂ e o N₂O foram quantificado por meio do Electron Capture Detector, enquanto que o CH₄ foi pelo Flame Ionization Detector. A concentração dos gases é determinada pela comparação dos picos das áreas da amostra e do padrão. A variação nas concentrações de GEE nas amostras em função do tempo após o fechamento da câmara (0, 20 e 40 minutos), associada ao volume e área da câmara, temperatura do solo e pressão atmosférica foi utilizada para o cálculo do fluxo de GEE em mg do (gas x) m⁻² hora⁻¹ para o período de 4 horas e 30 minutos de coleta.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Variáveis físicas e químicas das áreas de estudo e do efluente dos tanques de carcinicultura

4.1.1 pH e Eh

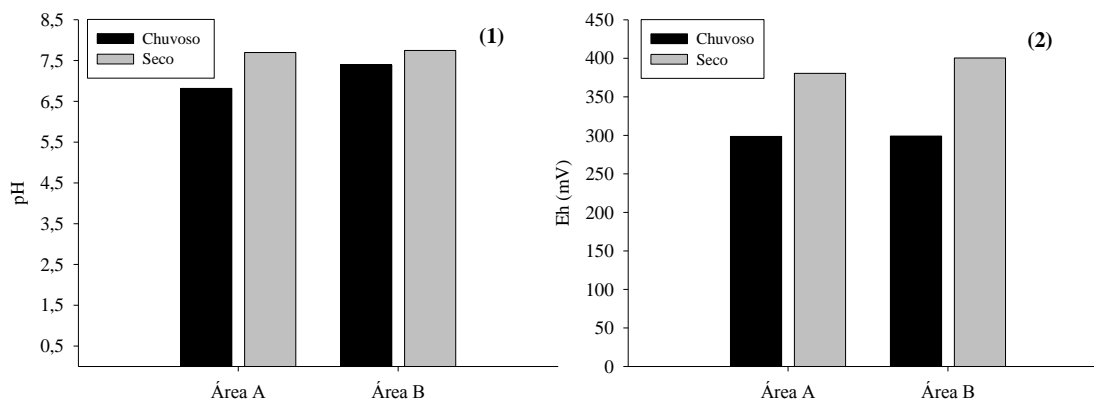
Os valores de pH medidos em campo variaram entre 6,8 a 7,9 (Figura 4.1), ficando próximo a neutralidade. As maiores variações foram observadas na área próxima a saída dos tanques de carcinicultura (área A), enquanto na área distante dos tanques (área B), verificou-se pouca diferença nos valores entre os períodos seco e chuvoso do ano (Figura 4.1).

Os valores de pH próximos a neutralidade condizem com os valores medidos por Marchand *et al.* (2004), que verificaram menores valores no período seco e próximos a neutralidade (6,5 - 6,9) nas camadas superiores. De acordo com Ovalle *et al.* (1990), maiores valores de salinidade, pH e teor de oxigênio foram observados durante a maré cheia e o contrário durante a vazante.

Os valores de Eh variaram entre +244,6 e +402,8 mV, sendo que os valores mais elevados foram verificados no período seco (Figura 4.2), o que pode ser justificado pela rápida drenagem do solo nesse período. Em média, esses valores encontrados indicam variação entre condição óxica (entre +700 mV a +300 mV) e anóxica (< +300 mV). Nessas condições de Eh e pH, as ações microbianas variam entre anaeróbicas e aeróbicas (REDDY; DeLAUNE, 2008).

Os valores de Eh condizem com a profundidade de 0-10 cm em que as amostras foram coletadas, uma vez que próxima à superfície do solo, a difusão de oxigênio torna-se mais elevada. Otero *et al.* (2009) observaram valores mais elevados de Eh no interior do bosque de mangue com predomínio das vegetações de *Rhizophora* e *Avicennia* na profundidade de 0-10 cm, afirmando que a vegetação, pela presença de raízes, são responsáveis pelo aumento na taxa de difusão de oxigênio na camada superficial. No caso da vegetação de *Avicennia*, o sistema radicular com pneumatóforos em direção à superfície do solo favorece a oxidação das camadas superiores. Pelos resultados encontrados no período seco, também foram verificados valores mais elevados de Eh em solos com predomínio de *Avicennia*.

Figura 4 – Valores de pH e Eh do solo em função da área, vegetação e época do ano



Fonte: Autor

A = área próxima a saída dos tanques de carcinicultura, B = a área que não recebe diretamente o efluente de carcinicultura

4.1.2 Análise granulométrica

Pelos dados das frações granulométricas observa-se domínio da fração argila nas áreas estudadas (Tabela 1). Porém, a área B possui um teor de argila superior a área A, sendo classificadas como de texturas argilo siltosa e franco argilo siltosa, respectivamente.

Tabela 1 - Análise granulométrica do solo da área próxima a saída dos tanques de carcinicultura (Área A) e da área livre do despejo dos tanques (Área B)

Local	Areia	Silte	Argila
	%.....	
Área A	10,4	55,4	34,1
Área B	2,7	46,0	51,3

Fonte: Autor

Os elevados teores de argila verificados nas duas áreas estão relacionados com a profundidade de coleta das amostras de solo feitas na camada superficial de 0-10 cm e com a localização dos pontos. O transporte de sedimentos que ocorre pela variação da maré ou pelo curso do rio, principalmente no período chuvoso, promove a entrada de sedimentos finos e seu acúmulo nas camadas superficiais dos solos de manguezal.

A formação dos solos de mangue consiste em deposições de sedimentos de partículas orgânicas e inorgânicas de origens terrestre e marinha. Esses solos ocorrem em regiões de baixa energia e topografia plana na faixa costeira sob a influência constante da atividade do mar, o que favorece o acúmulo de frações finas (argila e silte) e sais solúveis (GAMERO; VIDAL-TORRADO; FERREIRA, 2004; SCHAEFFER-NOVELLI, 1995).

Além disso, a mudança no uso da terra e outras atividades antrópicas ao longo de

toda a bacia, também favorecem a entrada de sedimentos nos manguezais (KIWANGO; NJAU; WOLANSKI, 2015).

4.1.3 Efluente da carcinicultura

Na Tabela 2 são observados os resultados da análise de caracterização do efluente coletado na saída dos tanques. De acordo com a resolução da CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005, o efluente pode ser caracterizado como água salina de classe 2.

Tabela 2 – Caracterização do efluente dos tanques de carcinicultura

	pH	CE	P	CO ₃	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
		μS cm ⁻¹			mg L ⁻¹		
Tanque 1	7,98	26,52	9,16	0,13	1,13	0,18	0,00
Tanque 2	7,75	32,65	7,78	0,13	0,65	0,18	0,00
Tanque 3	7,82	37,65	7,69	0,20	0,75	0,12	0,00
Média	7,85	31,27	8,21	0,15	0,84	0,16	0,00

Fonte: Autor

CE = condutividade elétrica; P = fósforo Lábil; CO₃ = teor de carbonato; HCO₃⁻ = teor de bicarbonato; NH₄⁺ = teor de amônio; NO₃⁻ = teor de nitrato

Os valores de pH e os teores de amônio e nitrato estão de acordo com os obtidos por Figueiredo *et al.* (2005) em efluente de fazendas de criação de camarão no rio Jaguaribe. Vale ressaltar que esses teores de amônio e nitrato encontram-se abaixo do valor de 0,70 mg L⁻¹, estabelecido pela resolução 357 do CONAMA.

Os teores médios de fósforo (P) (8,21 mg L⁻¹) estão muito acima de 0,093 mg L⁻¹, valor estabelecido pela resolução 357 do CONAMA. De acordo com Figueiredo *et al.* (2005), esses teores elevados de P verificados no efluente podem ser atribuídos aos resíduos de ração, excreções dos camarões nos viveiros e ao uso de fertilizantes contendo P.

4.2 Formas de nitrogênio e carbono orgânico

Observa-se pela análise de variância que o fator área foi significativo para apenas para os teores de N-total, N-org, C-org e para a relação C/N. O fator época foi significativo apenas para as formas de nitrogênio inorgânico (NH₄⁺ e NO₃⁻) e houve interação entre os fatores apenas para o nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀) (Tabela 3).

Tabela 3 - Análise de variância para as formas de nitrogênio, carbono orgânico e relação C/N, em função das áreas e das épocas do ano

Fatores	Formas de Nitrogênio						C/N
	N-total	N-org	N ₀	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	C-org	
	Teste F						
Área (A)	43,37 ^{**}	43,44 ^{**}	3,79 ^{ns}	0,27 ^{ns}	0,97 ^{ns}	50,37 ^{**}	7,66 ^{**}
Época (E)	0,00 ^{ns}	0,02 ^{ns}	0,01 ^{ns}	5,72 [*]	7,41 ^{**}	0,56 ^{ns}	0,32 ^{ns}
AxE	4,02 ^{ns}	3,84 ^{ns}	8,59 ^{**}	2,90 ^{ns}	0,71 ^{ns}	3,94 ^{ns}	0,24 ^{ns}
CV (%)	15,29	15,46	22,83	42,62	106,33	20,71	12,43

Fonte: Autor

CV = coeficiente de variação; N-total = Nitrogênio total; N-org = Nitrogênio orgânico; N₀ = Nitrogênio potencialmente mineralizável; NH₄⁺ = Nitrogênio na forma de amônio; NO₃⁻ = Nitrogênio na forma de nitrato; C-org = Carbono orgânico; C/N relação carbono/nitrogênio

4.2.1 Carbono orgânico

Os teores de C-org apresentaram variação entre as áreas, de modo que na área distante dos tanques de carcinicultura foram verificados os menores teores, bem como houve diferença significativa entre as épocas do ano na área A (Tabela 4).

Tabela 4 - Teores de carbono orgânico do solo das áreas A e B durante as épocas seca e chuvosa

Fatores	C-org (g kg ⁻¹)	
	Chuvoso	Seco
Área A	21,9 aA	19,0 aB
Área B	12,1 bA	13,4 bA

Fonte: Autor

Média seguida da mesma letra minúscula para as colunas e maiúscula para as linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Área A = área que recebe diretamente o efluente; Área B = área que não recebe o efluente diretamente.

De acordo com Kristensen *et al.* (2008), as principais entradas de carbono em solos de mangue são por meio da serrapilheira, madeiras (troncos e galhos) e raízes das plantas, além da entrada de material orgânico por ação dos rios e das marés.

Porém, em manguezais que estão expostos a atividade da carcinicultura, o despejo do efluente oriundo da atividade, promove o enriquecimento de nutrientes além da capacidade de suporte dos mangues (PÁEZ-OSUNA; GUERRERO-GALVÁN; RUIZ-FERNÁNDEZ, 1999).

Em áreas próximas a saídas dos tanques de carcinicultura, a descarga do efluente aumenta o teor de C-org no solo em função do grande aporte de material, e a baixa taxa de mineralização, favorece o acúmulo de carbono no solo (TROTT *et al.*, 2004).

Em relação ao efeito da sazonalidade observou-se diferença significativa apenas

na área A, sendo que no período chuvoso, o teor foi de 21,9 mg kg⁻¹, valor esse superior ao verificado no período seco (19,0 mg kg⁻¹).

Esse mesmo fato foi observado por Suárez-Abelenda *et al.* (2014), para o mesmo manguezal, os quais atribuíram os resultados a mudança da salinidade, potencial redox, pH e a força das marés, sendo modificados na época chuvosa, e criando assim um ambiente favorável ao acúmulo de carbono.

4.2.2 Nitrogênio total, mineral, orgânico e potencialmente mineralizável

Os teores de N-total e N-org variaram em relação as áreas. A área que recebeu diretamente o efluente da carcinicultura apresentou teores de N-total e N-org, superiores tanto no período chuvoso quanto no período seco do ano. Para o N-potencialmente mineralizável (N₀) foi verificado efeito significativo de área apenas no período chuvoso, mostrando que a área A apresenta nesse período em média 448 mg kg⁻¹ de N₀ (Tabela 5), valor esse superior ao da área B.

Os teores de nitrogênio nas formas minerais apresentaram efeito significativo da sazonalidade das precipitações, de modo que durante o período seco, os teores de N-inorgânico foram maiores do que os teores durante o período chuvoso (Figura 5).

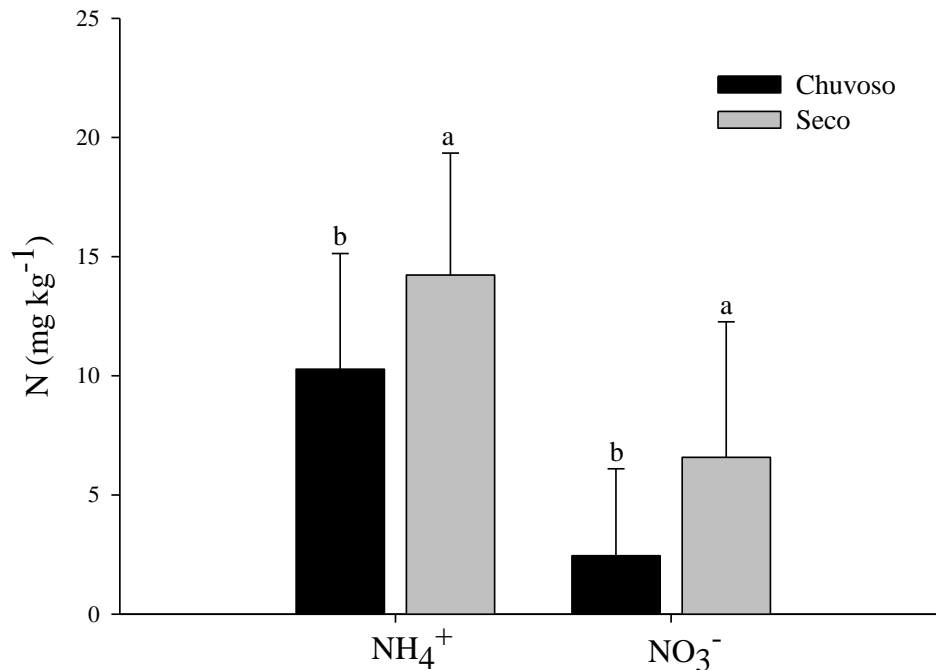
Tabela 5 - Teores de N-total, N-org e N₀ em função das áreas e das épocas do ano

Fatores	N-total		N-org		N ₀	
mg kg ⁻¹					
	<i>Chuvoso</i>	<i>Seco</i>	<i>Chuvoso</i>	<i>Seco</i>	<i>Chuvoso</i>	<i>Seco</i>
Área A	2057 aA	1888 aA	2043 aA	1870 aA	448 aA	363 aA
Área B	1350 bA	1512 bA	1339 bA	1488 bA	302 bB	393 aA

Fonte: Autor

Área A - área que recebe diretamente o efluente; Área B - área que não recebe o efluente ; N-total = Nitrogênio total; N-org = Nitrogênio orgânico; N₀ = Nitrogênio potencialmente mineralizável; ns = não significativo pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Médias seguidas da mesma letra minúscula para as colunas e maiúscula para as linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

Figura 5 – Teor de nitrogênio inorgânico nas épocas seca e chuvosa do ano



Fonte: Autor

N = teor de nitrogênio; NH₄⁺ = nitrogênio na forma de amônio; NO₃⁻ = nitrogênio na forma de nitrato

Apesar da entrada periódica de material orgânico por ação das marés nos manguezais, independente da intervenção antrópica, essa pode aumentar o teor tanto de carbono quanto de nitrogênio no solo (ANDREETTA *et al.*, 2016; GIRMAY; SINGH, 2012). Nesse estudo, a atividade da carcinicultura foi o principal fator para os elevados teores de N-total e N-org, assim como para o teor de C-org, que foram superiores na área que recebeu o efluente da carcinicultura, o que era esperado, uma vez que é comum na produção de camarão o uso de insumos ricos em N. Porém, devido ao baixo aproveitamento pelos animais, a maior parte é perdida no ambiente (JACKSON *et al.*, 2003), gerando efluentes compostos principalmente por matéria orgânica em decomposição (restos de rações, carcaças de animais mortos, resíduos fecais, etc), como também antibióticos e antioxidantes (JERONIMO; BALBINO, 2012).

Pelos resultados obtidos para nitrogênio na forma mineral, observou-se predomínio na forma amoniacal (NH₄⁺) e diferença significativa nos teores em relação às épocas do ano. Estudos em ambientes estuarinos comprovam que a principal forma do nitrogênio mineral presente nesses ambientes é a amônia e que os teores mais elevados são observados durante os períodos mais secos e mais quentes do ano. Essa diferença é atribuída a relação C/N do solo, temperatura, nível de salinidade, Eh e pH, de modo que a baixa relação

C/N, conforme observado nesse estudo (Tabela 6), a temperatura mais elevada durante o período seco e valores de Eh mais elevados (Figura 4) favorecem a mineralização do material orgânico pelo metabolismo aeróbico, aumentando o teor de nitrogênio na forma mineral (ALONGI *et al.*, 1999; CARTAXANA *et al.*, 1999; GAO *et al.*, 2014; INOUE *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2016; STEINKE; WARD, 1987).

Tabela 6 - Valores da relação C/N para a área que recebe efluente (A) e que não recebe efluente de carcinicultura (B) nos períodos seco e chuvoso do ano

	C/N	
	Chuvoso	Seco
Área A	10,64 aA	10,17 aA
Área B	9,21 bA	9,18 aA

Fonte: Autor

Área A - área que recebe diretamente o efluente; Área B - área que não recebe o efluente. Médias seguidas da mesma letra minúscula para as colunas e maiúscula para as linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Área A - área que recebe diretamente o efluente; Área B - área que não recebe diretamente o efluente

O elevado teor de nitrogênio potencialmente mineralizável (N_0) refletiu a baixa capacidade de mineralização e o alto potencial para disponibilidade de nitrogênio no solo de mangue em um determinado período de tempo. De acordo com Camargo *et al.* (1997), o potencial de mineralização do nitrogênio é definido como a fração do N-orgânico do solo que se encontra suscetível a mineralização.

Pelo experimento de incubação anaeróbia, observou-se que a área que recebeu diretamente o efluente da carcinicultura apresentou maior potencial de mineralização no período chuvoso comparada a área que não recebeu diretamente o efluente, porém essa diferença não foi observada no período seco (Tabela 5). Por outro lado, na área B houve diferença significativa entre épocas, onde no período chuvoso foi de 302 mg kg^{-1} e o teor mais elevado de 393 mg kg^{-1} observado no período seco. Esse comportamento também ocorreu com o N-org, embora os resultados não tenham mostrado essa diferença de forma significativa, provavelmente devido a composição do material, temperatura e as propriedades do solo no período seco, que tornam o material mais susceptível a mineralização pelo metabolismo aeróbico (ALONGI *et al.*, 1999; KRISTENSEN *et al.*, 2000a)

Por outro lado, o alto valor do N_0 pode indicar a capacidade do solo de mangue em reter o nitrogênio na forma orgânica, em comparação a outros solos de atividades agrícolas (Tabela 7).

Tabela 7 – Estimativa do nitrogênio potencialmente mineralizável em várias condições climáticas

Ambiente	Localização	Clima	N ₀ (mg kg ⁻¹)	Referência
Neste estudo, Área A com <i>Avicennia</i>	Aracati, CE	Semiárido	376,4	-
Neste estudo, Área A com <i>Rhizophora</i>	Aracati, CE	Semiárido	435,1	-
Neste estudo, Área B com <i>Avicennia</i>	Aracati, CE	Semiárido	315,9	-
Neste estudo, Área B com <i>Rhizophora</i>	Aracati, CE	Semiárido	378,9	-
Solo agrícola - Latossolo vermelho cultivado com Seringueira	Jaboticabal, SP	Subtropical	143,0	Yagi <i>et al.</i> (2009)
Solo agrícola - Argissolo Vermelho-Amarelo, cultivado com cana-de-açúcar	Pindorama, SP	Tropical Chuvoso	87,0	Yagi <i>et al.</i> (2009)
Solo agrícola - Latossolo Vermelho Amarelo Distrófico, enriquecido com água residuária da suínocultura	Viçosa, MG	Tropical de Altitude	79,0-226,4	Barros <i>et al.</i> (2005)
Vegetação Nativa, Haplostand	Waimea, HAW	Tropical	154,0	Deenik (2006)
Vegetação Nativa, Haplustoll	Waialua, HAW	Tropical	39,6	Deenik (2006)
Solo agrícola - Typic Eutrustox, cultivado com cana-de-açúcar	Santa Cruz das Palmeiras, SP	Tropical chuvoso	82,1	Mariano <i>et al.</i> (2013)
Solo agrícola - Loam, cultivado com Eucalipto	Pilbara, Austrália	Semiárido	29,3	McIntyre, Adams e Grierson (2009)

Fonte: Autor

No entanto, o alto teor de N₀, não reflete diretamente em altos teores de nitrogênio inorgânico, pois o nitrogênio na forma mineral está passível de imobilização por microrganismos do solo, absorção pelas plantas e perdas do sistema (COMEFORD, 2005). Nesse sentido, a disponibilidade de nutrientes para a vegetação de mangue é controlada por fatores bióticos e abióticos, como condições climáticas, inundação da maré, tipo de solo, potencial redox e atividades microbianas (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010).

4.2.3 Fluxos de CO_2 , CH_4 e N_2O

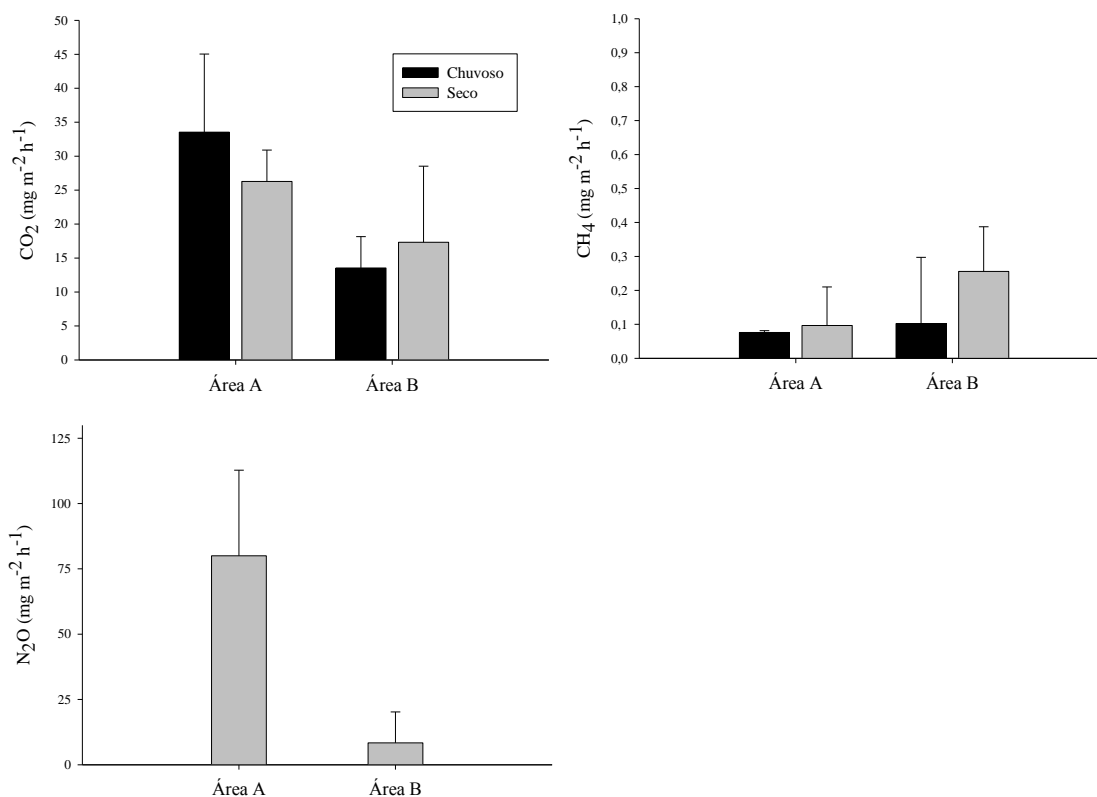
Os baixos valores encontrados para os fluxos de gases de efeito estufa (GEE) indicam que apesar do alto teor de carbono e nitrogênio, o solo de manguezal tende a mantê-los na forma orgânica, indicando baixa decomposição da matéria orgânica do solo. Esse comportamento também foi observado por Chen *et al.* (2014) e Chen, Tam e Ye. (2010). Outra confirmação desses resultados é observada pela relação entre o N_0 e os teores de nitrogênio inorgânico, que apesar do alto teor de N_0 , as formas inorgânicas foram relativamente baixas.

As áreas afetadas pelo despejo do efluente, apresentaram maiores fluxos de CO_2 em comparação a área que não recebe diretamente o despejo do efluente. Porém, praticamente não houve diferença em relação às épocas do ano dentro de cada área, sendo o fluxo de CO_2 mais intenso no período chuvoso na área A e maior no período seco na área B, chegando aos valores de 33,5 mg de CO_2 $m^{-2} h^{-1}$ e 17,3 mg de CO_2 $m^{-2} h^{-1}$, respectivamente (Figura 6).

Em relação aos fluxos de CH_4 , a diferença entre áreas e as épocas do ano foram poucas, exceto pelo período seco da área B, onde verificou-se o valor mais elevado do fluxo de 0,26 mg de CH_4 $m^{-2} h^{-1}$ (Figura 6).

Embora os manguezais sejam naturalmente ambientes que favorecem o metabolismo anaeróbico, os elevados valores de CO_2 e os baixos valores de CH_4 , juntamente com o elevado valor de Eh, indicam que no manguezal em estudo, o metabolismo aeróbico é mais ativo, resultando em maiores emissões de CO_2 (LIVESLEY; ANDRUSIAK, 2012). O acúmulo de matéria orgânica nesse ambiente está ligado ao elevado teor de umidade promovido pela constante inundação da maré (LUGO; SNEDAKER, 1974).

Figura 6 - Variação temporal dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O na interface solo-atmosfera na área que recebeu diretamente o efluente e na área que não recebeu o efluente, nas épocas seca e chuvosa do ano



Fonte – Autor

Área A = área que recebe diretamente o efluente; Área B = área que não recebe o efluente diretamente.

Os fluxos de gases em solos de manguezais podem variar em função da localização dos bosques de mangue, e fatores como: temperatura, salinidade, teor de carbono orgânico e o teor de nitrogênio no ecossistema, bem como por ações antrópicas impactantes (ALLEN *et al.*, 2007). A variação de marés também, podem aumentar as taxas de emissão de CH₄ em manguezais, devido a formação de condições anóxicas pelo movimento de água nos poros (SEGERS, 1998). Os valores dos fluxos de CO₂ e CH₄ encontrados nesse estudo, principalmente os baixos fluxos de CH₄, coincidem com os resultados de fluxos obtidos por diversos autores em outros trabalhos (CHEN *et al.*, 2014; CHEN; TAM; YE, 2010; KREUZWISER; BUCHHOLZ; RENNENBERG, 2003; KRISTENSEN *et al.*, 2008).

Os fluxos de CO₂ mais elevados observados na área que recebeu diretamente o efluente de carcinicultura, condizem com o alto teor de matéria orgânica no local de estudo, resultado da intensa atividade microbiana. O mesmo foi verificado por outros autores (CHEN *et al.*, 2014; LEOPOLD *et al.*, 2013; NÓBREGA *et al.*, 2016; YANG *et al.*, 2015).

Alguns autores em seus estudos mostram também correlação positiva entre os

níveis de salinidade e o fluxo de CH_4 , justificando o fluxo mais elevado no período seco, principalmente na área B, uma vez que durante essa época do ano, os níveis de salinidade são mais elevados, favorecendo os fluxos de CH_4 (MARTIN; MOSEMAN-VALTIERRA, 2015).

Diante desse cenário, se compararmos os fluxos de CO_2 e CH_4 obtidos, com o de outros manguezais e até mesmo com outros ambientes (Tabela 8), podemos observar níveis de fluxos relativamente baixos, colocando o estuário do rio Jaguaribe como ambiente potencial para acúmulo de material orgânico, sequestro de carbono e baixa emissão de gases de efeito estufa, apesar da marcante presença da atividade da carcinicultura.

Tabela 8 - Emissão de CO₂ e CH₄ em solos de manguezais e em outros ambientes ao redor do mundo

Ambiente	Localização	Clima	Precipitação (mm ano ⁻¹)	Temperatura (°C)	CO ₂ fluxo (mg m ⁻² h ⁻¹)	CH ₄ fluxo (mg m ⁻² h ⁻¹)	Referência
<i>Nesse estudo</i>	<i>Aracati</i>	<i>Semiárido</i>	982	27	13,5-33,5	0,07-0,25	-
Manguezal	Dar es Salaam, Tanzania	Tropical úmido	1100	28,0-31,0	70,0-160,0	7,0-233,0	Kristensen <i>et al.</i> , 2008
Manguezal	Shenzhen, China	Subtropical monção	1927	22	24,6-904,6	190,6-4390,9	Chen, Tam e Ye, 2010
Manguezal	Hong Kong, China	Subtropical monção	2383	23,1	20,2-74,4	96,5-269,8	Chen, Tam e Ye, 2010
Manguezal	North Sulawesi, Indonesia	Equatorial	2661	20-28	-229,7	96,8-210,2	Chen <i>et al.</i> , 2014
Manguezal	Sawi Bay, Thailand	Tropical monção	908	23,6	30,4-96,8	n.d	Alongi <i>et al.</i> 2001
Zonas úmidas	Western Siberian Lowland	Temperado	480	0,4	41,7-83,3	n.d	Fleischer <i>et al.</i> , 2016
Pastagem	Missouri, USA	Subtropical úmido	310	27	85,0-179,0	-47	Nkongolo <i>et al.</i> , 2010
Cultivos agrícolas e florestas de pinheiro	Hubei, China	Subtropical úmido	1164	18	295,2-268,9	-22	Iqbal <i>et al.</i> , 2009
Pastagem	Kherlenbayan-Ulaan, Mongolia	Semiárido	260	-22,0 19,6	75,0-250,0	-60	Mariko, 2007

Fonte: Autor

n.d - não determinado

Contudo, as atenções voltam-se para os fluxos de N₂O observados. Onde apesar das condições favoráveis ao metabolismo aeróbico, o despejo do efluente, aumenta de forma significativa os fluxos de N₂O na área A que recebe o efluente (Figura 6), tendo em vista que são necessárias condições anaeróbicas, que favoreçam a desnitrificação, e consequentemente os fluxos de N₂O (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012).

Nesse estudo, os fluxos de N₂O foram de 80,02 e 8,40 mg m⁻² h⁻¹ nas áreas A e B respectivamente, podendo serem considerados elevados comparados aos de outros estudos em manguezais. Alongi *et al.* (2005), Chen, Tam e Ye (2010) e Chen, Tam e Ye (2012) obtiveram valores em média de 4,40, 0,53 e 3,64 mg m⁻² h⁻¹, respectivamente. É notório que os fluxos de N₂O foram superiores na área que recebe diretamente o efluente da carcinicultura, comparado

a que não recebe diretamente o efluente. Essa condição pode está associada aos maiores teores de N-total e N-org encontrada na área que recebe o despejo do efluente, composto por material rico em nitrogênio (JACKSON *et al.*, 2003).

Atualmente acredita-se que as atividades de aquicultura em geral, situadas em ambientes estuarinos são responsáveis por emitirem cerca de 0,19 Tg de N₂O por ano, associados aos resíduos nitrogenados da aquicultura (WILLIAMS; CRUTZEN, 2010).

Segundo Souza e Enrich-Prast (2012), os manguezais são naturalmente ambientes com capacidade de emissão de fluxos de N₂O, devido ao constante encharcamento do solo e os elevados teores de matéria orgânica, fatores que intensificam o processo de desnitrificação, principalmente por processos microbianos produtores de N₂O.

No entanto, pressões antrópicas gerando entrada de resíduos ricos em nitrogênio, são um dos principais fatores para o aumento significativo nas emissões de N₂O (CHAUHAN *et al.*, 2015).

Esse cenário é preocupante, tendo em vista o elevado potencial de aquecimento global do N₂O (USSIRI; LAL, 2012), juntamente com o elevado número de empreendimentos de criadores de camarão que estão despejando os efluentes na região (IBAMA, 2005).

5 CONCLUSÃO

Apesar do alto potencial de mineralização, da entrada de nutrientes e de substâncias oriundas do efluente da carcinicultura, que favorecem o aumento dos teores de matéria orgânica, o solo do manguezal do rio Jaguaribe, apresenta potencial de armazenamento dos compostos orgânicos, principalmente o nitrogênio.

O nitrogênio no solo de mangue, na sua maioria permanece na forma orgânica representando em média 99% do nitrogênio total do solo. Áreas de mangue que não recebem o efluente de carcinicultura apresentam capacidade de reter o nitrogênio na forma orgânica e com baixas perdas, principalmente na forma de óxido nitroso.

A capacidade de armazenamento de nutrientes em solos de manguezais são limitadas, e intervenções antrópicas como o despejo do efluente, aumenta de forma significativa os teores de nitrogênio, aumentando também as perdas para fora do sistema, principalmente na forma de N_2O , onde os valores indicam fluxos expressivos nas áreas que recebem o efluente.

Diante do grande número de empreendimentos na região e da falta de cuidados com o tratamento do efluente, as áreas do manguezal do rio Jaguaribe que recebem o efluente, aliado as condições ambientais favoráveis, torna esse ambiente propício a grande emissão de óxido nitroso, contribuindo com os processos de mudanças climáticas, embora possua baixos fluxos de CO_2 e CH_4 .

REFERÊNCIAS

- ALLEN, D. E.; DALAL, R. C.; RENNENBERG, H.; MEYER, R. L.; REEVES, S.; SCHMIDT, S. Spatial and temporal variation of nitrous oxide and methane flux between subtropical mangrove sediments and the atmosphere. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 622-631, 2007.
- ALONGI, D. M.; TIRENDI, F.; DIXON, P.; TROTT, L. A.; Brunskill, G. J. Mineralization of Organic Matter in Intertidal Sediments of a Tropical Semi-enclosed Delta. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 48, p. 451-467, 1999.
- ALONGI, D. M.; WATTAYAKORN, G.; PFITZNER, J.; TIRENDI, F.; ZAGORSKIS, I.; BRUNSKILL, G. J.; DAVIDSON, A.; CLOUGH, B. F. Organic carbon accumulation and metabolic pathways in sediments of mangrove forests in southern Thailand. **Marine Geology**, v. 179, p. 85-103, 2001.
- ANDREETTA, A.; HUERTAS, A. D.; LOTTI, M.; CERISE, S. Land use changes affecting soil organic carbon storage along a mangrove swamp rice chronosequence in the Cacheu and Oio regions (northern Guinea-Bissau). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 314-321, 2016.
- BARNES, J.; RAMESH, R.; PURVAJA, R.; NIRMAL RAJKUMAR, A.; KUMAR, S. B.; KRITHIKA, K.; RAVICHANDRAN, K.; UHER, G.; UPSTILL-GODDARD, R. Tidal dynamics and rainfall control N₂O and CH₄ emissions from a pristine mangrove creek. **Geophysical Research Letters**, v. 33, p. 4-9, 2006.
- BARROS, F. M.; MARTINEZ, M. A.; MATOS, A. T.; NEVES, J. C. L.; SILVA, D. D. Nitrogênio orgânico mineralizável em solo tratado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 146-149, 2005.
- BASYUNI, M.; PUTRI, L. A. P.; NAINGGOLAN, B.; SIHALOHO, P. E. Growth and biomass in response to salinity and subsequent fresh water in mangrove seedlings *Avicennia marina* and *Rhizophora stylosa*. **Journal of Tropical Forest Management**, v. 20, p. 17-25, 2014.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001a. p. 270-276.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio total em solo. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001b. p. 262-269.
- CARTAXANA, P.; CAÇADOR, I.; VALE, C.; FALCÃO, M.; CATARINO, F. Seasonal variation of inorganic nitrogen and net mineralization in a salt marsh ecosystem. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 3, p. 127-134, 1999.

- CHAPIN III, F. Stuart; MATSON, Pamela A.; VITOUSEK, Peter. **Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology**. 2. ed. Springer-Verlag New York, 2011. 529 p.
- CHAUHAN, R.; DATTA, A.; RAMANATHAN, A.; ADHYA, T. K. Factors influencing spatio-temporal variation of methane and nitrous oxide emission from a tropical mangrove of eastern coast of India. **Atmospheric Environment**, v. 107 p. 95-106, 2015
- CHEN, G. C.; TAM, N. F. Y.; YE, Y. Summer fluxes of atmospheric greenhouse gases N₂O, CH₄ and CO₂ from mangrove soil in South China. **Science of the Total Environment**, v. 408, p. 2761-2767, 2010.
- CHEN, G. C.; ULUMUDDIN, Y. I.; CHEN, S.Y.; CHEN, B.; YE, Y.; OU, D. Y.; MA, Z. Y.; HUANG, H.; WANG, J. K. Rich soil carbon and nitrogen but low atmospheric greenhouse gas fluxes from North Sulawesi mangrove swamps in Indonesia. **Science of the Total Environment**, v. 487, p. 91-96, 2014.
- COMEFORD, N. B. Soil factors affecting nutrient bioavailability. In: **Nutrient acquisition by plants and ecological perspective**. 1. ed. Springer-Verlag, Germany, 2005. 1-14 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 Março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, p. 58-63. 2005
- CRAFT, Christopher. **Creating and Restoring Wetlands**, 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2015. 358 p.
- DEENIK, J. Nitrogen Mineralization Potential in Important Agricultural Soils of Hawai'i. **Soil and Crop Management**, v. 15, p. 1-8, 2006.
- DITTMAR, T.; HERTKORN, N.; KATTNER, G.; LARA, R. J. Mangroves, a major source of dissolved organic carbon to the oceans. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 20, p. 1-7, 2006.
- DUARTE C. M.; CEBRIAN J. The fate of marine autotrophic production. **Limnology and Oceanography**, v. 41, p. 1758-1766, 1996
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, p. 212, 1997.
- FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. 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, 2007.
- FIEDLER, Sabine. Redox: Fundamentals, Processes and Applications. **In: In Situ Long-Term-Measurement of Redox Potential in Redoximorphic Soils**. Springer Berlin Heidelberg, 2000, 81-94 p.

FIEDLER, S.; VEPRASKAS, M. J.; RICHARDSON, J. L. Soil Redox Potential: Importance, Field Measurements, and Observations. **Advances in Agronomy**, v. 94, p. 1-54, 2007.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ARAÚJO, L. F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. F.; PAULINO, W. D.; MORAIS, F. F. S. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 167-174, 2005.

FLEISCHER, E.; KHASHIMOV, I.; HÖLZEL, N.; KLEMM, O. Carbon exchange fluxes over peatlands in Western Siberia: Possible feedback between land-use change and climate change. **Science of the Total Environment**, v. 545-546, p. 424-433, 2016.

GAO, H.; BAI, J.; HE, X.; ZHAO, Q.; LU, Q.; WANG, J. High Temperature and Salinity Enhance Soil Nitrogen Mineralization in a Tidal Freshwater Marsh. **PLoS One** v. 9, p. 1-9, 2014.

GIRMAY, G.; SINGH, B. R. Changes in soil organic carbon stocks and soil quality: land-use system effects in northern Ethiopia. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v. 62, p. 519-530, 2012.

HAYNES, R. J. **Mineral Nitrogen In The Plant - Soil System**. Academic Press, Inc, Orlando, 1986, 488 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) **Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe**. Diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador, 1999, 77 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Diagnóstico da Carcinicultura no Estado do Ceará**. Ministério do Meio Ambiente, 2005, 240 p.

INOUE, T.; NOHARA, S.; TAKAGI, H.; ANZAI, Y. Contrast of nitrogen contents around roots of mangrove plants. **Plant and Soil**, v. 339, p. 471-483, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISA E INFORMAÇÃO DO CEARÁ/CEARÁ (IPLANCE). **Atlas do Estado do Ceará**. Fortaleza, 1995.

IQBAL, J.; LIN, S.; HU, R.; FENG, M. Temporal variability of soil-atmospheric CO₂ and CH₄ fluxes from different land uses in mid-subtropical China. **Atmospheric Environment**, v. 43, p. 5865-5875, 2009.

JACKSON, C.; PRESTON, N. P.; THOMPSON, P. A.; BURFORD, M. Nitrogen Budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, p. 397-411, 2003.

JERONIMO, C. E.; BALBINO, P. C. Caracterização Físico-Química de Efluentes da Carcinicultura e seus Impactos ao Meio Ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, p. 1639-1650, 2012.

- KATHIRESAN, K.; ANBURAJ, R.; GOMATHI, V.; SARAVANAKUMAR, K. Carbon sequestration potential of *Rhizophora mucronata* and *Avicennia marina* as influenced by age, season, growth and sediment characteristics in southeast coast of India. **Journal of Coastal Conservation**, v. 17, p. 397-408, 2013.
- KEDDY, P. A. **Wetland ecology: principles and conservation**. Cambridge University Press, New York, USA. 2000. 641 p.
- 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.
- KELLER, M.; WEITZ, A. M.; BRYAN, B.; RIVERA, M. M.; SILVER, W. L. Soil atmosphere nitrogen oxide fluxes: effects of root disturbance. **Journal of Geophysical Research Atmospheres**, v. 105, p. 17693-17698, 2000.
- KIWANGO, H.; NJAU, K. N.; WOLANSKI, E. The need to enforce minimum environmental flow requirements in Tanzania to preserve estuaries: case study of mangrove-fringed Wami River estuary. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 15 p. 171-181, 2015.
- KREUZWIESER, J.; BUCHHOLZ, J.; RENNENBERG, H. Emission of Methane and Nitrous Oxide by Australian Mangrove Ecosystems. **Plant Biology**, v. 5, p. 423-431, 2003.
- KRISTENSEN, E. M. H.; ANDERSEN, F.Ø.; HOLMBOE, N.; HOLMER, M.; THONGTHAM, N. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. **Aquatic Microbiology Ecology**, v. 22, p. 199-213, 2000a.
- KRISTENSEN, E.; BODENBENDER, J.; JENSEN, M. H.; RENNENBERG, H.; JENSEN, K.M. Sulfur cycling of intertidal Wadden Sea sediments (Konigshafen, Island of Sylt, Germany): sulfate reduction and sulfur gas emission. **Journal of Sea Research**, v. 43, p. 93-104, 2000b.
- KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201-219, 2008.
- LACERDA, L. D.; ITTEKKOTB, V.; PATCHINEELAMA, 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.
- LEOPOLD, A.; MARCHAND, C.; DEBORDE, J.; CHADUTEAU, C.; ALLENBACH, M. Influence of mangrove zonation on CO₂ fluxes at the sediment–air interface (New Caledonia), **Geoderma**, v. 62, p. 202-203, 2013.
- LIN, X.; HOU, L.; LIU, M.; LI, X.; YIN, G.; ZHENG, Y.; DENG, F. Gross Nitrogen Mineralization in Surface Sediments of the Yangtze Estuary. **PLoS One**, v. 11, p. 1-16, 2016.
- LIVESLEY, S. J.; ANDRUSIAK, S. M. Temperate mangrove and salt marsh sediments are a small methane and nitrous oxide source but important carbon store. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 97, p. 19-27, 2012.

- LUGO, A. E.; SNEDAKER, S. C. The Ecology of Mangroves. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 5, p. 39-64, 1974.
- MARCHAND, C.; BALTZER, F.; LALLIER-VERGÈS, E.; ALBÉRIC, P. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana). **Marine Geology**, v. 208, p. 361-381, 2004.
- MARIANO, E.; TRIVELIN, P. C. O.; LEITE, J. M.; MEGDA, M. X. V.; OTTO, R.; FRANCO, H. C. J. Incubation Methods For Assessing Mineralizable Nitrogen In Soils Under Sugarcane. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p. 450-461, 2013.
- MARIKO, S.; URANO, T.; ASANUMA, J. Effects of irrigation on CO₂ and CH₄ fluxes from Mongolian steppe soil. **Journal of Hydrology**, v. 333, p. 118-123, 2007.
- MARSCHNER, Horst. 13 - Nutrient Availability in Soils, In: **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2. ed. Academic Press, London, 1995. 483-507p.
- MARTIN, R. M.; MOSEMAN-VALTIERRA, S. Greenhouse Gas Fluxes Vary Between Phragmites Australis and Native Vegetation Zones in Coastal Wetlands Along a Salinity Gradient. **Wetlands**, v. 35, p. 1021-1031, 2015.
- MATSUI, N. Estimated stocks of organic carbon in mangrove roots and sediments in Hinchinbrook Channel, Australia. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 2, p. 199-204, 1998.
- MAYERLE, R.; NARAYANAN, R.; ETRI, T.; WAHAB, A. K. A. A case study of sediment transport in the Paranagua Estuary Complex in Brazil, **Ocean Engineering**, v. 106, p. 161-174, 2015.
- MCINTYRE, R. E. S.; ADAMS, M. A.; GRIERSON, P. F. Nitrogen mineralization potential in rewetted soils from a semi-arid stream landscape, north-west Australia. **Journal of Arid Environments**, v. 73 p. 48-54, 2009.
- MENDELSSOHN, Irving A; MCKEE, Karen L. **Saltmarshes and mangroves**. 1. ed. Cambridge University Press: New York, 2000. 536 p.
- NKONGOLO, N. V.; JOHNSON, S.; SCHMIDT, K.; EIVAZI, F. Greenhouse gases fluxes and soil thermal properties in a pasture in central Missouri. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, p. 1029-1039, 2010.
- NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ROMERO, R. E.; MARQUES, A. G. B.; OTERO, X. L. 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.
- OTERO, X. L.; FERREIRA, T. O.; HUERTA-DÍAZ, M. A.; PARTITI, C. S. M.; SOUZA, V.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. 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.

OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; LACERDA, L. D.; SILVA, C. A. R. Factors affecting the hydrochemistry of a mangrove tidal creek, Sepetiba Bay, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 31, p. 639-650, 1990.

PÁEZ-OSUNA, F. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture: Causes, Effects, and Mitigating Alternatives. **Environmental Management**, v. 28, p. 131-140, 2001.

PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, p. 585-592, 1999.

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

REDDY, Ramesh, K.; DELAUNE, Ronald, D. **Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications**. CRC Press: New York, 2008. 800 p.

RHODEN, A. C.; SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. O.; BRITZKE, D.; BENEDETTI, E. L. Mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v. 36, p.1780-1787, 2006.

RODDA, S.; THUMATY, K.; JHA, C.; DADHWAL, V. Seasonal Variations of Carbon Dioxide, Water Vapor and Energy Fluxes in Tropical Indian Mangroves. **Forests**, v. 7, p. 1-18, 2016.

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 (URCA)**, v. 1, p. 12-20, 2006.

SEGGERS, R. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. **Biogeochemistry**, v. 41, p. 23-51, 1998.

SOARES, A. M. L.; CARVALHO, M. S. B. S.; BARRETO, R. N. C.; SOARES, Z. M. L. Análise temporal do crescimento da carcinicultura marinha no estuário do rio Jaguaribe – Ceará. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 21-26 abril 2007, INPE, p. 4267-4274. **Anais**. Florianópolis, Brasil, 2007.

SOUZA, V. F.; ENRICH-PRAST, A. Óxido nitroso (N₂O) em ambientes aquáticos continentais: produção, fatores reguladores e fluxos de diferentes ambientes. **Oecologia Australis**, v. 16, p. 311-329, 2012.

STEINKE, T. D.; WARD, C. J. Degradation of mangrove litter in the St. Lucia Estuary as influenced by season and exposure. **South African Journal of Botany**, v. 53, p. 323-328, 1987.

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

TROTT, L. A.; MCKINNON, A. D.; ALONGI, D. M.; DAVIDSON, A.; BURFORD, M. A. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 59, p. 197–207, 2004.

TROXLER, T. G.; BARR, J. G.; FUENTES, J. D.; ENGEL, V.; ANDERSON, G.; SANCHEZ, C.; LAGOMASINO, D.; PRICEG, R.; DAVIS, S. E. Component-specific dynamics of riverine mangrove CO₂ efflux in the Florida coastal Everglades. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 213, p. 273-282, 2015.

USSIRI, David; LAL, Rattan. Soil emission of nitrous oxide and its mitigation. In: **The Role of Nitrous Oxide on Climate Change**. 1. ed. Springer Netherlands, 2012, 1-28 p.

WILLIAMS, J.; CRUTZEN, P. J.; Nitrous oxide from aquaculture. **Nature Geoscience**, v. 3, p. 143–143, 2010.

YAGI, R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C. Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 385-394, 2009.

YANG, J.; GAO, J.; B LIU, B.; ZHANG, W. Sediment deposits and organic carbon sequestration along mangrove coasts of the Leizhou Peninsula, southern China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 136, p. 3-10, 2014.

YANG, P.; HE, Q.; HUANG, J.; TONG, C. Fluxes of greenhouse gases at two different aquaculture ponds in the coastal zone of southeastern China. **Atmospheric Environment**, v. 115, p. 269-277, 2015.

MINERALIZAÇÃO DO NITROGÊNIO EM SOLO DE MANGUEZAL NO SEMIÁRIDO

RESUMO

A mineralização do nitrogênio é dependente de fatores naturais e antrópicos que afetam a atividade biológica do solo, tais como: temperatura, umidade, aeração, pH do solo, quantidade e natureza do material orgânico e teor total de nitrogênio no solo. Com isso, objetivou-se avaliar no manguezal do estuário do rio Jaguaribe localizado no estado do Ceará, o efeito do efluente da carcinicultura e da variação sazonal das precipitações na mineralização do nitrogênio no solo. Dessa forma, foram coletadas amostras de solos em dois pontos no manguezal, um próximo à saída dos tanques de carcinicultura e o outro, em local livre do despejo direto do efluente. Foi conduzido em laboratório um experimento de umedecimento e drenagem similar às condições naturais de variação da maré. Com os resultados, observou-se que a quantidade de nitrogênio acumulado ao final do experimento variou entre 43,39 e 111,16 mg kg⁻¹ correspondendo a cerca de 2,27 a 6,55 % do N-total do solo. A baixa capacidade de mineralização infere que a mineralização em solo de mangue é naturalmente limitada e que o alto teor de nitrogênio na área sob efeito da carcinicultura, não refletiu em maior mineralização. Por outro lado, os períodos seco e chuvoso foram os fatores mais significativo no processo de mineralização. O nitrogênio no solo preservou-se na sua forma orgânica, indicando recalcitrância do solo de mangue. A maior parte do nitrogênio mineralizado foi translocado para a coluna de água, que em condições naturais de campo, podem ser exportados para outros ambientes ou aproveitados pelas espécies vegetais.

Palavras-chaves: Recalcitrância. Nitrogênio inorgânico. Sazonalidade.

NITROGEN MINERALIZATION IN MANGROVE SOILS IN SEMIARID

ABSTRACT

Nitrogen mineralization is dependent on natural and anthropic factors affecting soil biological activity, such as: temperature, moisture, aeration, soil pH, amount and nature of the organic matter and total nitrogen content in the soil. The purpose of this study was to evaluate the effect of shrimp farming effluent and the seasonal variation of precipitation on nitrogen mineralization in the soil, on the estuary of Jaguaribe river in the state of Ceará. Soil samples were collected at two points in the mangrove, one near the out of the shrimp farming tanks, and the other in a free place of direct effluent disposal. Was conducted in the laboratory, a experiment of wetting and drying, similar to the natural conditions of tidal variation. With the results, it was observed that the amount of nitrogen accumulated at the end of the experiment ranged between 43.39 and 111.16 mg kg⁻¹ corresponding to about 2.27 to 6.55 % of the N-total of the soil. The low mineralization capacity infers that mineralization in mangrove soils is naturally limited and that the high nitrogen content in the area under shrimp farming did not reflect higher mineralization. On the other hand, dry and rainy periods were the most significant factors in the mineralization process. Nitrogen in the soil was preserved in its organic form, indicating recalcitrance in mangrove soil. Most of the mineralized nitrogen was translocated to the water column, that under natural field conditions can be exported to other environments or harvested by plant species.

Keywords: Recalcitrance. Inorganic nitrogen. Seasonality.

6 INTRODUÇÃO

Sabe-se que a disponibilidade de nitrogênio no solo depende do balanço entre as quantidades mineralizadas e imobilizadas, e que esse balanço pode variar com o tempo, com a natureza do resíduo orgânico em decomposição e principalmente com a atividade microbiana do solo (MARSCHNER, 1995). Em ambientes hidromórficos comum aos manguezais, a atividade anaeróbica de microrganismos, representa de 70 a 80 % da mineralização do material orgânico (KRISTENSEN *et al.*, 2000).

A dinâmica do nitrogênio no solo é muito complexa, dependendo da disponibilidade de resíduos orgânicos, relação C/N do solo, umidade do solo, temperatura e do pH. Além desses, o potencial redox, biomassa do solo, localização das espécies vegetais, ação das marés, impactos antrópicos e nível de salinidade também são fatores que influenciam o processo de mineralização nos solos de mangue (BASYUNI *et al.*, 2014; CARTAXANA *et al.*, 1999; CRAFT, 2015; GAO *et al.*, 2014; INOUE *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2016; STEINKE; WARD, 1987).

Outro fator que pode influenciar a mineralização é a sazonalidade das precipitações. Em manguezais localizados sob clima semiárido com temperaturas elevadas e pluviosidade irregular, a distribuição de chuvas altera fatores como temperatura, qualidade e decomposição da matéria orgânica e condições óxicas, sub óxicas e anóxicas de ambientes como o manguezal, interferindo nos processos biogeoquímicos do solo (KRISTENSEN *et al.*, 2000).

Portanto, os solos de mangue possuem características inerentes de fornecer nitrogênio as plantas à partir da decomposição do material orgânico, em quantidades e taxas diferentes, que dependem da atividade microbiana e das condições ambientais.

Nesse sentido, ressalta-se que os manguezais são capazes de fixar o C e outros nutrientes como o N, além do que é exigido pelo ecossistema. Porém, apenas 10 % desses nutrientes são armazenados no solo, 40 % são reciclados dentro do ecossistema e o restante é exportado (ALONGI, 2002).

A maior parte do carbono e nitrogênio mineralizado nos solos de manguezais é mantida dentro do ecossistema, pelo consumo das espécies vegetais (ALONGI, 2002). Em manguezais que sofrem desmatamento devido a exploração da carcinicultura, (MEIRELES *et al.*, 2007), a capacidade em armazenar nutrientes é reduzida, aumentando as exportações e podendo causar prejuízos ambientais.

Trott *et al.* (2004), ao estudarem o destino do C e do N oriundo dos tanques de carcinicultura que são despejados nos mangues, verificaram que o despejo desses nutrientes gera excessos dentro do ecossistema e nos solos. Porém, esse excesso não refletiu em grande aumento da mineralização do N-orgânico e elevados teores de N-inorgânico, pois somente uma pequena parte foi mineralizada, sendo a maior parte exportada pela maré.

Dessa forma, compreender o processo de mineralização do nitrogênio em solos de manguezais no semiárido é necessário, pois o N disponível para as plantas depende, dentre outros fatores: da quantidade de MOS no solo (AMADO *et al.*, 2001), da característica dos resíduos vegetais (TRINSOUTROT *et al.*, 2000), do uso do solo (KRISTENSEN; DEBOSZ; MCCARTY, 2003), além da umidade, da aeração e da temperatura do solo (SIERRA; MARBÁN, 2000) que são alterados pela sazonalidade climática em regiões semiáridas. O teor de N, assim como a composição bioquímica dos resíduos vegetais são fatores determinantes para a mineralização ou imobilização do elemento no solo, pois os microrganismos heterotróficos do solo que decompõem a matéria orgânica necessitam de nitrogênio e outros nutrientes prontamente disponíveis, para promover a mineralização, e até mesmo um rápido incremento de material orgânico, "efeito priming", que pode ser intensificado com a adição de amônia e em solos ricos em C e N (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Essa observação é relevante para manguezais expostos a exploração da carcinicultura, uma vez que na produção de camarão são utilizados insumos ricos em N, pouco aproveitados pelos animais, sendo a maior parte perdida no ambiente (JACKSON *et al.*, 2003).

Com isso, é possível compreender a capacidade do solo de mangue, em disponibilizar nitrogênio na forma mineral. Acredita-se, portanto, que solos de mangue com maiores teores de nitrogênio, seja orgânico ou mineral, oriundo de fontes naturais ou devido ao despejo de efluentes, possam apresentar uma maior mineralização do nitrogênio. O objetivo com esse estudo foi verificar o processo de mineralização por meio de experimento de umedecimento e secagem, em solos de mangue que receberam efluentes da carcinicultura, e estão sob o efeito da sazonalidade das precipitações.

7 MATERIAL E MÉTODOS

7.1 Caracterização da área

A bacia hidrográfica do rio Jaguaribe está localizada na sua maior parte no estado do Ceará, com pequena área estendendo-se ao sul do estado de Pernambuco. A área da bacia é de aproximadamente 75.669 km², com predomínio de clima tropical quente semiárido e precipitação média de 982,6 mm (IBGE, 1999).

A região destaca-se como a maior produtora de camarão de cativeiro no estado do Ceará, sendo alvo de práticas como derrubadas de florestas de mangue para instalação de viveiros e pesca predatória, ocasionando a destruição dos manguezais e tornando esse ambiente vulnerável à degradação ambiental e ocupação irregular (SOARES *et al.*, 2007).

7.2 Coleta de amostras de solo e determinações físicas e químicas

As coletas de solos foram realizadas em dois pontos no manguezal do rio Jaguaribe, um próximo à saída dos tanques de carcinicultura (área A) e o outro distante, ou seja, livre do despejo direto do efluente (área B). Em cada área foram coletadas amostras de solos em local com predomínio de *Avicennia* e *Rhizophora* visando a maior representatividade da área. As coletas foram feitas nos períodos seco (época S) e chuvoso (época C) do ano, que compreende de junho a novembro e de fevereiro a maio, respectivamente (MOURA *et al.*, 2015). Em cada área foram coletados 10 pontos, totalizando 40 amostras de solo em cada época. Cada coleta foi dividida em duas etapas: a primeira correspondeu à coleta das amostras indeformadas de solo para a determinação da mineralização do nitrogênio e a segunda consistiu na obtenção de amostras para a caracterização da área, umidade do solo e demais análises químicas e físicas.

As amostras indeformadas foram coletadas em anéis de PVC de 7,5 cm de altura e 5 cm de diâmetro. A face inferior do anel foi protegida com tecido do tipo morim e presa com liga de borracha, para evitar perda de solo e em seguida foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas refrigeradas até o transporte para o laboratório, onde foram rapidamente congeladas de modo a evitar alterações significativas nas populações microbianas.

A determinação do valor do pH e do potencial de oxirredução (Eh) para a caracterização físico-química do ambiente foi feito em condições de campo, no momento da

coleta das amostras de solo (Tabela 9). O potencial de oxirredução 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 eletrodo de vidro calibrado com soluções padrões de pH = 4,0 e 7,0 (FERREIRA *et al.*, 2007).

A salinidade foi medida em campo por meio de refratômetro portátil modelo Impac IPS-10T, determinando-se os níveis de salinidade nos dois períodos (chuvoso e seco) do ano e encontrando variação de 10 a 44, respectivamente.

Em laboratório foi feita análise da composição granulométrica (Tabela 9) das duas áreas estudadas, de acordo com a metodologia descrita em EMBRAPA (1997) para solos salinos. As amostras passaram por pré-tratamento com álcool etílico 60 % para a eliminação dos sais e peróxido de hidrogênio (30 volumes) para a eliminação da matéria orgânica.

Tabela 9 - Valores de pH e Eh nos dois períodos (seco e chuvoso) na áreas estudadas

Fatores	pH	Eh	Areia	Silte	Argila
		mV%.....		
AC	6,8	298,6	10,4	55,4	34,1
AS	7,7	380,4			
BC	7,4	299,1	2,7	46,0	51,3
BS	7,7	400,4			

Fonte: Autor

AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco; Eh = potencial redox.

7.3 Teor de carbono orgânico, nitrogênio total, nitrogênio orgânico e nitrogênio inorgânico

O teor de carbono orgânico (C-org) foi obtido via combustão seca por meio do analisador de carbono TOC – V_{CPN}, da marca Shimadzu (Tabela 10).

As amostras de solos deformadas e congeladas foram utilizadas para a determinação do N-inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻), conforme procedimento descrito por Cantarella e Trivelin (2001a), enquanto que as amostras secas foram utilizadas para a determinação do N-total (CANTARELLA; TRIVELIN, 2001b). O nitrogênio orgânico foi obtido a partir da diferença entre nitrogênio total e as formas minerais (Tabela 10). Também foi determinada a relação entre carbono orgânico e nitrogênio orgânico.

Tabela 10 – Formas de nitrogênio, carbono orgânico e relação C/N

Fatores	Formas de nitrogênio no solo					C-org	C/N	
	N ₀	N-total	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	N-inorg			N-org
mg kg ⁻¹							
						g kg ⁻¹		
AC	448	2057	2,34	12,12	14,66	2244	21,9	10,64
AS	363	1888	5,20	13,26	18,46	1870	19,0	9,21
BC	302	1350	2,55	8,45	11,00	1339	12,1	10,17
BS	393	1512	7,96	15,21	23,17	1488	13,4	9,18

Fonte: Autor

N₀= Nitrogênio potencialmente mineralizável; N-total = Nitrogênio total do solo; N-NO₃⁻ = Nitrogênio na forma de nitrato; N-NH₄⁺ Nitrogênio na forma de amônio; N-inorg = Nitrogênio inorgânico do solo; N-org = Nitrogênio orgânico; C-org = Carbono orgânico do solo; C/N = Relação entre carbono orgânico do solo e Nitrogênio orgânico do solo; AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco.

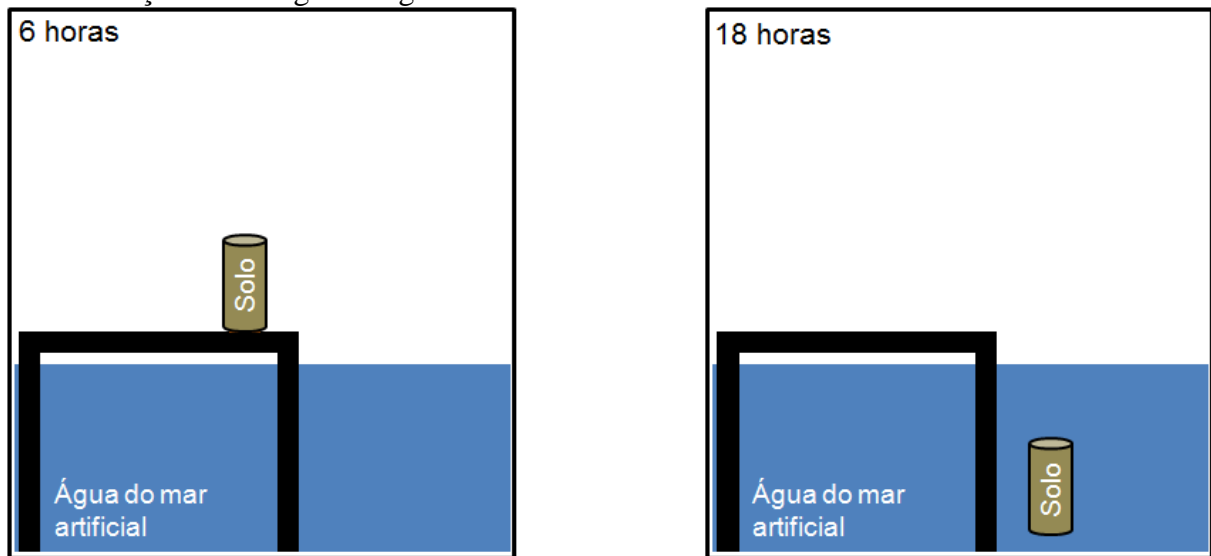
7.4 Nitrogênio potencialmente mineralizável (N₀)

Para a determinação do N₀ pelo método da incubação anaeróbia foi utilizado o método proposto por Keeney e Bremner (1996).

7.5 Mineralização do nitrogênio orgânico do solo

Em laboratório foi conduzido um experimento de mineralização do nitrogênio orgânico, em que foram simuladas as condições de variação da maré, por meio de drenagem e umedecimento das amostras de solo, conforme descrito em Lewis, Brown e Jimenez (2014), com algumas adaptações. As amostras indeformadas coletadas em campo foram incubadas em recipientes plásticos com capacidade de 4,5 L contendo água salina produzida em laboratório a partir da metodologia adaptada de Bidwell e Spotte (1985), em quantidade suficiente para cobrir a amostra de solo durante o período de inundação. As amostras foram inundadas por um período de 18h e drenadas por 6 horas (Figura 7), sendo esse procedimento repetido durante 30 dias consecutivos de condução do experimento. Durante a condução do experimento a temperatura foi mantida em 27 °C e não houve troca da água salina, mas reposição da quantidade evaporada, com água desionizada, de modo a manter o mesmo volume inicial.

Figura 7 – Experimento de incubação de umedecimento e drenagem para determinação da mineralização do nitrogênio orgânico do solo



Fonte: Autor

Ao final do experimento foram determinados os teores de N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) no solo e na água salina, conforme procedimentos descritos em Cantarella e Trivelin (2001a). Com base na umidade das amostras de solos, os teores de N-inorgânico no solo e na água salina foram corrigidos para solo seco e expressos em mg kg^{-1} .

O nitrogênio mineralizado e a percentagem de nitrogênio mineralizado em relação ao N-total foram calculados pelas seguintes fórmulas:

$$N_{\min} = (N_{\text{inorg solo final}} - N_{\text{inorg solo inicial}}) + N_{\text{inorg água salina}} \quad (1)$$

em que,

$N_{\text{inorg solo final}}$: N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) no solo, obtido após 30 dias de incubação e expresso em mg kg^{-1} de solo seco;

$N_{\text{inorg solo inicial}}$: N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) obtido na amostra inicial de solo e expresso em mg kg^{-1} de solo seco;

$N_{\text{inorg água salina}}$: N-inorgânico (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) na água salina, obtido após 30 dias de incubação e expresso em mg kg^{-1} de solo seco

$$\% \min = \left(\frac{N_{\min}}{N_{\text{total solo}}} \right) \times 100 \quad (2)$$

em que,

$N_{\text{total solo}}$: N-total obtido na amostra inicial de solo e expresso em mg kg^{-1} de solo seco;

N_{\min} : N-mineralizado.

7.6 Delineamento estatístico

O trabalho foi desenvolvido, em um esquema fatorial 2×2 , sendo o primeiro fator (áreas) constituído por duas áreas (áreas A e B), o segundo fator (época) constituído por dois períodos (seco e chuvoso). Os resultados foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

8 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Pelo resultado da análise de variância observa-se que apenas o fator época foi significativo a 5 % de probabilidade, em relação ao teor de nitrogênio mineralizado. Assim, a área A que apresentou os maiores teores de N-total, não refletiu em maior quantidade de N mineralizado (Tabela 11). Esses resultado foi diferente do encontrado por Keuskamp *et al.* (2013) que avaliaram a mineralização da matéria orgânica e a resposta do crescimento microbiano por combinações de enriquecimento de nutrientes no solo, e concluíram que tanto as comunidades microbianas presentes quanto a mineralização respondem mais rapidamente e mais intensamente quando há um enriquecimento de nutrientes.

Tabela 11 – Análise de variância do nitrogênio mineralizado

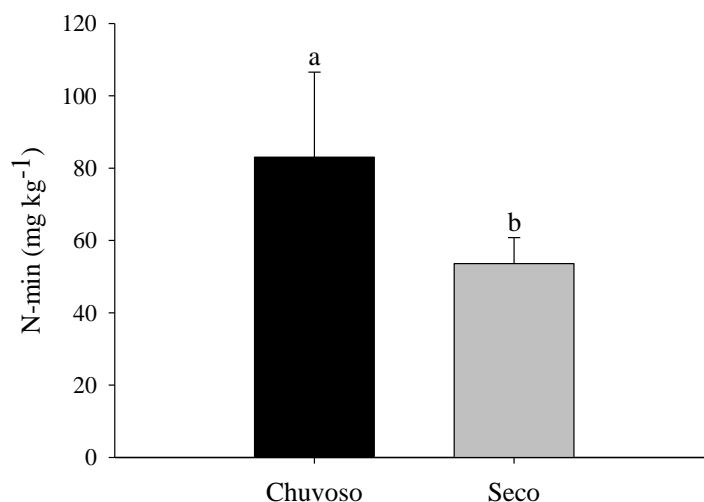
Fonte de Variação	Valor F
	N-min
Área (A)	0,096 ^{ns}
Época (E)	6,846 [*]
CV (%)	52,07
AxE	0,333 ^{ns}

Fonte: Autor

N-min = Nitrogênio mineralizado CV = Coeficiente de variação; ns = Não significativo pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade; *significativo pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade; **significativo pelo teste de Tukey ao nível de 1 % de probabilidade; N-min = nitrogênio mineralizado.

Os períodos seco e chuvoso do ano influenciaram o processo de mineralização, de modo que as amostras coletadas durante o período chuvoso apresentaram nitrogênio mineralizado superior aos das amostras coletadas no período seco (Figura 8). Esse resultado pode estar relacionado com a temperatura e também com a produção de serrapilheira, além da salinidade do solo.

Figura 8 – Nitrogênio mineralizado em amostras de solo, em função dos períodos seco e chuvoso do ano



Fonte: Autor

N-min = Nitrogênio mineralizado; Médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

De maneira geral, o nitrogênio mineralizado ao final do experimento variou entre 43,39 e 111,16 mg kg⁻¹. No entanto, em relação ao quanto esse teor representa do N-total, verificou-se variação de 2,27 a 6,55 % do N-total. A quantificação feita no solo e na água salina residual ao final do experimento indicou que a maior parte do nitrogênio mineralizado esteve presente dissolvido na água salina (Tabela 12).

Tabela 12 – Teores das formas de nitrogênio no solo e na água salina residual do experimento

Fatores	N-total	N ₀	Solo		Resíduo N-NH ₄ ⁺	N-min	% min
			N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻			
..... mg kg ⁻¹							
AC	2057,2	448,1	8,8	7,3	68,4	84,5	4,1
AS	1888,2	363,4	6,6	5,0	37,1	48,6	2,6
BC	1350,4	302,0	13,5	6,6	61,5	81,5	6,0
BS	1511,4	392,9	13,7	3,7	41,1	58,6	3,9

Fonte: Autor

N-total = Nitrogênio total; N₀ = Nitrogênio potencialmente mineralizável; Solo (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) = Nitrogênio na forma de amônio e nitrato respectivamente; Resíduo (N-NH₄⁺) = Nitrogênio na forma de amônio na água salina residual; N-min = nitrogênio mineralizado; % min = Percentagem de nitrogênio mineralizado do N-total; AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco.

Resultado similar foi encontrado por Morell e Corredor (1993), ao estudarem a entrada, saída e transformações do nitrogênio em solo de mangue, mostrando que apenas 6,5 % do nitrogênio foi mineralizado. Foi observado que durante esse processo, ocorreu um fluxo de 22 μmol de N m⁻² h⁻¹ de acúmulo de N no solo, um fluxo de 50 μmol de N m⁻² h⁻¹ de difusão do amônio para coluna de água, sendo removido do sistema e uma pequena fração foi

perdida por desnitrificação. Os autores afirmam ainda que o processo de mineralização é extremamente limitado em solos de mangue, resultado similar ao observado nesse estudo.

No entanto, é importante observar que nos manguezais o amônio dissolvido nas colunas de água, geralmente são exportadas para outros ambientes (MORELL; CORREDOR, 1993) e não perdidos por volatilização.

No meio aquoso, o nitrogênio pode ser encontrado tanto em formas inorgânicas quanto orgânicas, e em formas de partículas dissolvida. O nitrogênio inorgânico pode estar presente tanto em formas oxidadas como por exemplo, nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) como também em formas reduzidas de amônia (NH_3) e amônio (NH_4^+) e por último na forma gasosa (N_2). O pH da água regula a ocorrência das formas de nitrogênio amoniacal (RAHAMAN *et al.*, 2013). De acordo com Esteves (1998), a formação de compostos nitrogenados reduzidos, como, por exemplo, a amônia, ocorre como resultado da decomposição aeróbia e anaeróbia da matéria orgânica.

Assim, o nitrogênio amoniacal dissolvido na água pode estar tanto na forma ionizada (NH_4^+), como na forma não ionizada (NH_3), que interagem por reação ácido-básica: $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}^+$ (CARMOUZE, 1994). Dessa forma, de acordo com Pereira e Mercante (2005), quando o pH da água é inferior a 8,5 ou seja, quando passa de alcalino para neutro ou ácido, verifica-se que o NH_4^+ é a forma de nitrogênio predominante no meio, enquanto a NH_3 prevalece em meio alcalino com o pH acima de 10.

Isso pode explicar a elevada quantidade de nitrogênio mineralizado encontrando dissolvido na água residual do experimento, visto que o pH da solução ao final do experimento esteve próximo de 8,0, valor esse próximo ao encontrado nas águas oceânicas, segundo Marion *et al.* (2011) (em torno de 8,0 e 8,33) e próximo ao encontrado nas águas do estuário do rio Jaguaribe (em torno de 8,05 e 8,25) (SOUZA; MELO; SILVA, 2013).

Diferentemente, em pH elevado próximo a 10, a NH_3 é liberada em maior quantidade para a atmosfera por meio da volatilização (JAYAWEERA; MIKKELSEN, 1991). A correlação negativa entre os valores de pH e N-min (Tabela 13) confirmam essa observação.

O aumento nas concentrações de NH_4^+ dissolvido em água também foi observado por Kaiser *et al.* (2015), em experimento de incubação para avaliar a capacidade do solo de mangue em funcionar como fonte ou sumidouro de nutrientes inorgânicos. Os autores afirmam que o fluxo variou no sentido sedimento-água, mas que ao final do experimento as concentrações de NH_4^+ dissolvido aumentaram.

Portanto, é possível observar que a quantidade de nitrogênio inorgânico mineralizado acumulado na amostra de solo foram baixos em relação ao que foi mineralizado e dissolvido na água, principalmente em relação ao nitrogênio na forma de NO_3^- . Segundo Souza e Enrich-Prast (2012), a nitrificação é um processo estritamente aeróbico, dependente das características do meio e da disponibilidade de NH_3 e NH_4^+ , cuja a principal fonte é a mineralização da matéria orgânica.

Diversos fatores de fato influenciam a mineralização, porém em solos de mangue, a ação de determinados atributos do solo como, pH, potencial redox (Eh), localização das espécies vegetais, ação das marés, relação C/N, pressão antrópica e nível de salinidade atuam de forma mais significativa (BASYUNI *et al.*, 2014; CARTAXANA *et al.*, 1999; CRAFT, 2015; GAO *et al.*, 2014; INOUE *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2016; STEINKE; WARD, 1987).

Dentre esses fatores, acredita-se que os níveis de salinidade sejam um dos principais fatores que interferiram no processo de mineralização, tendo em vista que em média as amostras do período chuvoso apresentaram maior acúmulo de N-min do que as do período seco (Figura 8). Entre o período chuvoso e seco, o nível de salinidade do solo variou de 10 a 44 respectivamente, dessa forma, apesar da água salina produzida artificialmente expor todas as amostras do experimento ao mesmo nível de salinidade, as amostras já possuíam nível de salinidade inicial.

Rahaman *et al.* (2013), também observaram menores níveis de salinidade durante o período chuvoso em manguezais e maiores teores de nitrogênio tanto no solo como dissolvido na água. Os autores atribuíram esse aumento de nitrogênio não só a diluição de sais nas águas que pode vir a favorecer a decomposição da matéria orgânica, mas também ao maior aporte de nutrientes oriundos dos rios durante o período de chuvas. Isso fica evidente quando observamos a correlação positiva entre N-org do solo e o N-total do solo, indicando que onde há maiores teores de N-total também ocorre maior quantidade de material passível de mineralização (Tabela 13).

Tabela 13 – Quadro de correlações das variáveis químicas

	N-total	N ₀	N-min	%min	pH	Eh	C-org	C/N
N-total	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₀	0,77**	-	-	-	-	-	-	-
N-min	-0,04 ^{ns}	0,09 ^{ns}	-	-	-	-	-	-
%min	-0,66**	-0,49*	0,77**	-	-	-	-	-
pH	-0,52**	-0,54**	-0,83**	-0,29 ^{ns}	-	-	-	-
Eh	-0,08 ^{ns}	0,06 ^{ns}	-0,92**	-0,68**	0,81**	-	-	-
C-org	1,00**	0,75**	0,04 ^{ns}	-0,59**	-0,58**	-0,18 ^{ns}	-	-
C/N	0,25 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,95**	0,57**	-0,94**	-0,96**	0,33 ^{ns}	-

Fonte: Autor

N-total = Nitrogênio total; N₀ = Nitrogênio potencialmente mineralizável; N-min = Nitrogênio mineralizado; %min = Percentagem de nitrogênio mineralizado do N-total; Eh = Potencial redox do solo; C-org = Carbono orgânico do solo; C/N = Relação entre carbono orgânico e nitrogênio orgânico; ns - não significativo pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade; *significativo pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade; **significativo pelo teste de Tukey ao nível de 1 % de probabilidade

De maneira geral, o experimento de incubação com simulação de umedecimento e drenagem para determinação da mineralização do nitrogênio orgânico foi eficaz para avaliar a capacidade de mineralização dos solos de mangue em função das características associadas a pressão antrópica e condição climática. Foi verificado aumento nos teores de nitrogênio inorgânico ao final do experimento (Tabela 12), apesar de que a quantidade mineralizada não refletiu o potencial de mineralização, como verificada pela ausência de correlação entre N₀ e N-min. Porém, o acúmulo de %min esteve correlacionado positivamente com o teor de C-org.

O elevado teor de C-org do solo representa grande quantidade de material orgânico passível de ser decomposto e a presença de diversidade microbiana, o que reflete no acúmulo de N-min ao final do experimento. Além disso, a baixa relação C/N das amostras de solos, variando de 8,7 a 11,5 (Tabela 10) utilizadas como indicador da qualidade da matéria orgânica, infere predomínio do processo de mineralização em detrimento à imobilização.

Em experimento similar ao deste estudo, Lewis, Brown e Jimenez (2014) verificaram que em média a quantidade de nitrogênio representou 1,3 % do N-total do solo. Porém, os autores afirmam que a temperatura foi um fator determinante no processo de mineralização, levantando a preocupação com os processos de aquecimento global e para os períodos seco do ano em regiões semiáridas. Para o estudo em questão, a temperatura foi mantida constante em torno de 27 °C, não sendo um fator determinante.

Dessa forma, os maiores teores N-min nas amostras coletadas no período chuvoso, podem não representar uma situação natural em campo, tendo em vista que no experimento a temperatura foi mantida constante. Gao *et al.* (2014), afirmam que o aumento

da salinidade e da temperatura favorecem a mineralização do N em solos de áreas úmidas estuarinas semelhante aos solos de mangues. Aumento de temperatura e salinidade são as condições observadas no período seco do ano em regiões semiáridas.

Em ambos os estudos mencionados acima, a translocação de oxigênio afetando as vias de decomposição (aeróbica e anaeróbica) da matéria orgânica, a qualidade da matéria orgânica e a disponibilidade de nutrientes, são os fatores que mais interferem no processo de decomposição da matéria orgânica para posterior mineralização. Nesse estudo a quantidade de N-min apresentou correlação negativa com potencial redox (Eh) e positiva com a relação C/N (Tabela 13). Isso indica que a relação C/N do solo foi favorável para o processo de mineralização, e que quanto menor o valor de Eh, maior o processo de mineralização, expressando, a mineralização via decomposição anaeróbica.

9 CONCLUSÃO

O despejo de efluente da carcinicultura apesar de aumentar os teores de nitrogênio no solo, pouco contribui para o aumento na mineralização, indicando que o processo de mineralização não é favorecido pela oferta de N, mas naturalmente limitado pela condição de constante inundação, que altera a dinâmica do oxigênio no ambiente.

A exportação de nutrientes para outros ambientes pode ser favorecida diante da grande quantidade de N dissolvido na coluna de água após o processo de mineralização, principalmente em áreas pouco florestas, onde não há aproveitamento do nitrogênio mineralizado pelas espécies vegetais.

Dentre os fatores analisados, os períodos seco e chuvoso são os fatores que mais influenciam no processo de mineralização. As amostras de solo do período chuvoso apresentaram maior teor de nitrogênio mineralizado no experimento em laboratório, porém, em situação de campo, esse resultado pode vir a ser diferente, estando relacionados com as transformações biogeoquímicas que ocorrem no solo, principalmente, salinidade, oferta de nutrientes e teor de matéria orgânica nas épocas do ano.

O alto potencial de mineralização do solo, não contribui para os maiores teores de nitrogênio mineralizado. O nitrogênio no solo de mangue preserva-se na sua forma orgânica, indicando recalcitrância do solo de mangue.

REFERÊNCIAS

- AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; ELTZ, F. L. F.; & BRUM, A. C. R. Potencial de culturas de cobertura em acumular carbono e nitrogênio no solo no plantio direto e a melhoria da qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 189–197, 2001.
- ALONGI, D. M. Present state and future of the world's mangrove forests. **Environmental Conservation**, v. 29, p. 331–349, 2002.
- ALONGI, D. M.; PFITZNER, J.; TROTT, L.A.; TIRENDI, F.; KLUMPP, D.W. Rapid sedimentation and microbial mineralization in mangrove forests of the Jiulongjiang estuary, China. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 63, p. 605-618, 2005.
- BASYUNI, M.; PUTRI, L. A. P.; NAINGGOLAN, B.; SIHALOHO, P. E. Growth and Biomass in response to salinity and subsequent fresh water in mangrove seedlings *Avicennia marina* and *Rhizophora stylosa*. **Journal of Tropical Forest Management**, v. 20, p. 17-25, 2014.
- BIDWELL, Joseph P.; SPOTTE, Stephen. **Artificial seawater: formulas and methods**. 1. ed. Jones and Bartlett Publishers, 1985, 349 p.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001a. p. 270-276.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio total em solo. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001b. p. 262-269.
- CARMOUZE, Jean Pierre. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**. 1. ed. Edgard Blücher/Fapesp, 1994, 253 p.
- CARTAXANA, P.; CAÇADOR, I.; VALE, C.; FALCÃO, M.; CATARINO, F. Seasonal variation of inorganic nitrogen and net mineralization in a salt marsh ecosystem. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 3, p. 127-134, 1999.
- CRAFT, Christopher. **Creating and Restoring Wetlands**, 1. ed. Elsevier, 2015. 358 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, p. 212, 1997.
- ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Interciência, 1998, 602 p.
- FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. 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, 2007.

GAO, H.; BAI, J.; HE, X.; ZHAO, Q.; LU, Q.; WANG, J. High Temperature and salinity enhance soil nitrogen mineralization in a tidal freshwater marsh. **PLoS One**, v. 9, p. 1-9, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) **Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe**. Diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador, 1999, 77 p.

INOUE, T.; NOHARA, S.; TAKAGI, H.; ANZAI, Y. Contrast of nitrogen contents around roots of mangrove plants. **Plant and Soil**, v. 339, p. 471-483, 2011.

JACKSON, C.; PRESTON, N. P.; THOMPSON, P. A.; BURFORD, M. Nitrogen Budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, p. 397-411, 2003.

JERONIMO, C. E.; BALBINO, P. C. Caracterização Físico-Química de Efluentes da Carcinicultura e seus Impactos ao Meio Ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, p. 1639-1650, 2012.

JAYAWEERA, G. R.; MIKKELSEN, D. S. Assessment of Ammonia volatilization from flooded soil systems. **Advances in Agronomy**, v. 45, p. 303-356, 1991.

KAISER, D.; KOWALSKI, N.; BÖTTCHER, M. E.; YAN, B.; UNGER, D. Benthic nutrient fluxes from mangrove sediments of an anthropogenically impacted estuary in Southern China. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 3, p. 466-491, 2015.

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, 1996.

KEUSKAMP, J. A.; SCHMITT, H.; LAANBROEK, H. J. VERHOEVEN, J. T. A.; HEFTING, M. M. Nutrient amendment does not increase mineralisation of sequestered carbon during incubation of a nitrogen limited mangrove soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 822-829, 2013.

KRISTENSEN, E.; ANDERSEN, F. O.; HOLMBOE, N.; HOLMER, M.; THONGTHAM, N. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 22, p. 199-213, 2000.

KRISTENSEN, H. L.; DEBOSZ, K.; MCCARTY, G. W. Short-term effects of tillage on mineralization of nitrogen and carbon in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 979-986, 2003.

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.

LIN, X.; HOU, L.; LIU, M.; LI, X.; YIN, G.; ZHENG, Y.; DENG, F. Gross nitrogen mineralization in surface sediments of the Yangtze Estuary. **PLoS One**, v. 11, p. 1-16, 2016.

- MARSCHNER, Horst. 13 - Nutrient availability in soils, In: **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2. ed. Academic Press, 1995. 483-507 p.
- MARION, G. M.; MILLERO, F. J.; CAMÕES, M. F.; SPITZER, P.; FEISTEL, R.; CHEN, C. T. A. pH of seawater. **Marine Chemistry**, v. 126, p. 89-96, 2011.
- MEIRELES, A. J. A.; CASSOLA, R. S.; VANINI, S. T.; QUEIROZ, L. S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, nordeste do Brasil. **Mercator**, v. 12, p. 83-106, 2007.
- MORELL, J. M.; CORREDOR, J. E. Sediment nitrogen trapping in a mangrove lagoon. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 37, p. 203-212, 1993.
- MOREIRA, Fátima M. S.; SIQUEIRA, José Oswaldo. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2.ed. Editora UFLA, 2006, 729 p.
- MOURA, I. J. M.; SANTOS, D. F.; PINHEIRO, F. G. M.; OLIVEIRA, C. J. Caracterização dos períodos seco e chuvoso da cidade de Fortaleza (CE). **Ciência e Natura**, v. 37, p. 03-07, 2015.
- PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade da água. Uma revisão. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, p. 81-88, 2005.
- RAHAMAN, S. M. B.; SARDER, L.; RAHAMAN, M. S.; GHOSH, A. K.; BISWAS, S. K.; SIRAJ, S. S. S.; HUQ, K. A.; HASANUZZAMAN, A. F. M.; ISLAM, S. S. Nutrient dynamics in the Sundarbans mangrove estuarine system of Bangladesh under different weather and tidal cycles. **Ecological Processes**, v. 2, p. 1-13, 2013.
- REEF, R.; FELLER, I. C.; LOVELOCK, C. Nutrition of mangroves. **Tree Physiology**, v. 30, p. 1148-1160, 2010.
- SIERRA, J.; MARBAN, L. Nitrogen mineralization pattern of an oxisol of Guadeloupe, French West Indies. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 2002-2010, 2000.
- SOARES, A. M. L.; CARVALHO, M. S. B. S.; BARRETO, R. N. C.; SOARES, Z. M. L. **Análise temporal do crescimento da carcinicultura marinha no estuário do rio Jaguaribe – Ceará**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 21-26 abril 2007, INPE, p. 4267-4274. Anais. Florianópolis, Brasil, 2007.
- SOUZA, A. B.; MELO, R. A.; SILVA, D. F. Avaliação climática e dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe (CE). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, p. 1115-1140, 2013.
- STEINKE, T. D.; WARD, C. J. Degradation of mangrove litter in the St. Lucia Estuary as influenced by season and exposure. **South African Journal of Botany**, v. 53, p. 323-328, 1987.

TRINSOUTROT, I.; RECOUS, S.; BENTZ, B.; LINÈRES, M.; CHÈNEBY, D.; NICOLARDOT, B. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetic under nonlimiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of American Journal**, v. 64, p. 918-926, 2000.

TROTT, L. A.; MCKINNON, A. D.; ALONGI, D. M.; DAVIDSON, A.; BURFORD, M. A. Carbon and nitrogen processes in a mangrove creek receiving shrimp farm effluent. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 59, p. 197–207, 2004.

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

FORMAS DE NITROGÊNIO EM SOLO DE MANGUEZAL NO SEMIÁRIDO SOB ATIVIDADE DA CARCINICULTURA

RESUMO

O nitrogênio é fundamental para o desenvolvimento das espécies vegetais e para o equilíbrio natural dos ecossistemas manguezais, entretanto, considerando que a maior parte do elemento no solo encontra-se na forma orgânica, a mineralização é o processo que controla a disponibilidade do nitrogênio. Dessa maneira, objetivou-se entender como a a atividade da carcinicultura e as épocas seca e chuvosas do ano afetam a distribuição das frações do nitrogênio no solo e como essas frações contribuem no processo de mineralização. Foram coletadas amostras de solo em manguezal do rio Jaguaribe, CE sob clima semiárido, em uma área que recebe diretamente o despejo de efluentes oriundos da carcinicultura e em área livre do despejo direto, nas épocas seca e chuvosa do ano. Em seguida, as amostras foram submetidas a um experimento de mineralização do nitrogênio orgânico, em que foram simuladas as condições de variação da maré, por meio de drenagem e umedecimento das amostras de solo. Verificou-se que o nitrogênio total hidrolisável e o nitrogênio insolúvel em ácido foram as frações predominantes nos solos de mangue variando entre 648,0 a 1052,9 mg kg⁻¹ e 604,2 e 1002,4 mg kg⁻¹, respectivamente. As frações mais recalcitrantes diminuíram ao final do experimento de mineralização, como por exemplo, o nitrogênio insolúvel em ácido que reduziu em média 13,15 %. As frações mais lábeis aumentaram, indicando que em condições anaeróbicas comuns aos manguezais, ocorre a degradação dessas frações. Observou-se diferenças na distribuição das frações de nitrogênio orgânico do solo entre as áreas (sob influência direta do despejo do efluente da carcinicultura e livre do despejo direto) e na interação das áreas com as épocas seca e chuvosa do ano. Também foi observado que a distribuição das frações de nitrogênio foram proporcional ao teor de nitrogênio do solo.

Palavras-chaves: Disponibilidade. Fracionamento. Mineralização

NITROGEN FORMS IN MANGROVE SOIL IN SEMI ARID UNDER SHRIMP FARMING

ABSTRACT

Nitrogen is essential for the development of plant species and the natural equilibrium of mangrove ecosystems, however, considering that most of the element in the soil is organic form, the mineralization is the process that controls the availability of nitrogen. Therefore, the objective was to understand how shrimp farming activity and the dry and rainy seasons of the year affect the distribution of nitrogen fractions in the soil and how these fractions contribute to the mineralization process. Soil samples were collected in the mangrove of the Jaguaribe river, under semiarid climate, in an area that receives directly disposal effluents from shrimp farming and in a free area of disposal direct area during the dry and rainy seasons of the year. Then, the samples were submitted to an organic nitrogen mineralization experiment, in which the conditions of tide variation were simulated by means of drying and wetting of the soil samples. It was verified that the hydrolyzable total nitrogen and acid insoluble nitrogen were the predominant fractions in mangrove soils ranged between 648.0 and 1052.9 mg kg⁻¹ and 604.2 and 1002.4 mg kg⁻¹, respectively. The most recalcitrant fractions decreased at the end of the mineralization experiment, for example, acid insoluble nitrogen, which reduced on average of 13.15 %. The more labile fractions increased, indicating that under anaerobic conditions common to mangroves, the degradation of these fractions occurs. It was differences observed in the distribution of soil organic nitrogen fractions between the areas (under direct influence of shrimp effluent disposal and free of direct disposal) and in the interaction of areas with dry and rainy seasons of the year. It was also observed that the distribution of the nitrogen fractions was proportional to the nitrogen content of the soil.

Keywords: Availability. Fractionation. Mineralization

10 INTRODUÇÃO

Em manguezais a disponibilidade de nutrientes ocorre em taxas muito lentas, sendo dependente de fatores bióticos e abióticos, como: ciclo das marés, tipo de solo, potencial redox, atividade microbiana, espécies vegetais, produção de serrapilheira e a decomposição do material orgânico (REEF; FELLER; LOVELOCK, 2010).

Dentre os nutrientes requeridos para o desenvolvimento das espécies vegetais e para o equilíbrio do ecossistema, o nitrogênio merece destaque, sendo um dos mais limitantes. A entrada do nitrogênio no ambiente manguezal pode ser por fluxo das marés, decomposição da matéria orgânica, contribuições antropogênicas e outras (VENNUCCI, 2003).

A disponibilidade de nitrogênio no solo depende dos processos de mineralização e imobilização e esses são influenciados pela natureza do resíduo orgânico em decomposição e principalmente da atividade microbiana do solo (MARSCHNER, 1995). Em ambientes hidromórficos comum aos manguezais, a atividade anaeróbica de microrganismos representa 70 a 80 % da mineralização do material orgânico (KRISTENSEN *et al.*, 2000a), isso implica em uma baixa taxa de disponibilidade de N.

Com o conhecimento das frações de nitrogênio do solo é possível melhor entendimento dos processos de mineralização, bem como um índice de disponibilidade desse nutriente para as plantas (OSBORNE, 1977). Assim, como na maioria dos solos, nos manguezais a maior parte do nitrogênio encontra-se na forma orgânica, mas que pode vir a ser mineralizado no solo por meio da atividade da microbiota do solo, tendo como produto o amônio e o nitrato, sendo o amônio a forma mais abundante (ROBERTSON; ALONGI, 1992)

Para quantificar o teor de nitrogênio orgânico no solo, muitos métodos têm sido propostos, dentre eles, o fracionamento químico com base na hidrólise do solo com ácidos e aquecimento da amostra sob refluxo. As frações identificáveis no hidrolisado do solo são: nitrogênio total hidrolisável, aminoácidos, aminoaçúcares, nitrogênio amoniacal hidrolisável, fração não identificável e fração insolúvel em ácido (STEVENSON; COLE, 1999).

O N-aminoácidos e N-aminoaçúcares são frações do nitrogênio orgânico facilmente hidrolisáveis, ou seja, podem ser utilizadas para diferenciar os estágios de degradação biológica do solo, (GONZÁLEZ-PRIETO *et al.*, 1997) e como bons indicadores do impacto do uso dos solos.

Além disso, os açúcares e aminoácidos individuais e as suas interações com outras substâncias, podem ser indicadores dos processos bioquímicos que ocorrem nos solos

(DEGENS; MOPPER, 1976).

Em manguezais, por exemplo, a fração de aminoácidos podem variar em concentração e composição entre o que é encontrado no solo e na água do rio ou das marés, por efeito tanto das espécies vegetais, como por microrganismos do solo (STANLEY *et al.*, 1987; LACERDA; ITTEKKOTB; PATCHINEELAMA, 1995).

Porém, não há informações sobre a distribuição dessas frações em solos de manguezais e como essas frações participam no processo de mineralização do nitrogênio.

Portanto, sabendo-se que o teor de N no solo de mangue pode ser afetado tanto por processos naturais como a sazonalidade das precipitações, mas também por impactos antrópicos como o desmatamento e a conversão das florestas de mangue em tanques de carcinicultura, o qual despeja efluentes ricos em N. (KRISTENSEN *et al.*, 2000b; MAIA *et al.*, 2006; JACKSON *et al.*, 2003).

Diante dessas considerações, assumem-se as seguintes hipóteses: 1) a distribuição das frações do nitrogênio orgânico no solo de manguezal definem o processo de mineralização e a disponibilidade de nutrientes; 2) a atividade antrópica, ou seja, o despejo do efluente de carcinicultura altera a distribuição dessas frações de nitrogênio.

Assim, objetivou-se verificar o efeito da atividade antrópica e da sazonalidade na distribuição das frações do nitrogênio no solo e a contribuição dessas frações no processo de mineralização. Para isso, foi conduzido em laboratório um experimento de mineralização do nitrogênio, em que foram simuladas as condições de variação da maré, por meio de umedecimento e drenagem das amostras de solo.

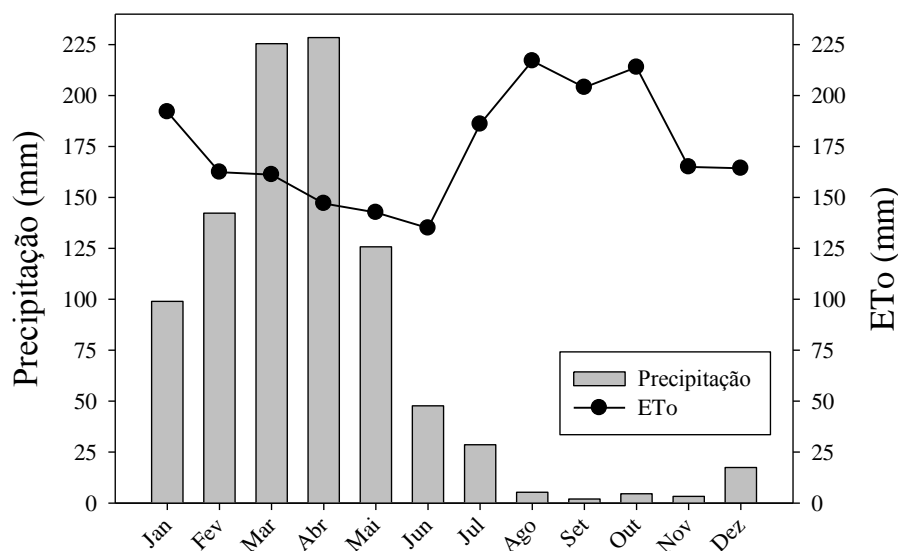
11 MATERIAIS E MÉTODOS

11.1 Caracterização da área

O manguezal do rio Jaguaribe está localizado no município de Aracati – CE. A região destaca-se pela produção de camarão em cativeiro, o que torna o ambiente vulnerável às pressões antrópicas (SOARES *et al.*, 2007).

O clima da região é do tipo semiárido, apresentando sazonalidade de precipitações com período seco de aproximadamente oito meses e curto período de chuvas irregulares (Figura 10) (IPLANCE, 1995). A temperatura média anual é de 27 °C e a precipitação média anual em torno de 982,6 mm (IBGE, 1999; SILVA; SOUZA, 2006).

Figura 10 – Precipitação e evapotranspiração média mensal do município de Aracati – CE



Fonte: Autor

ETo = Evapotranspiração

11.2 Coleta de amostras de solo

As coletas de solo foram realizadas em dois pontos no manguezal do rio Jaguaribe, sendo um próximo à saída dos tanques de carcinicultura (área A) e o outro distante, ou seja, livre do despejo direto do efluente (área B). Em cada área foram coletadas amostras de solos em local com predomínio de *Avicennia* (vegetação A) e *Rhizophora* (vegetação R), para melhor representatividade do local. As coletas foram feitas nos períodos seco (época S) e chuvoso (época C) do ano. Em cada área foram coletados 10 pontos, totalizando 20 amostras

de solo em cada área e 40 amostras em cada período. Cada coleta foi dividida em duas etapas: a primeira correspondeu à coleta das amostras indeformadas de solo para a determinação da mineralização do nitrogênio e a segunda consistiu na obtenção de amostras para a caracterização da área, umidade do solo e demais análises químicas e físicas.

As amostras indeformadas foram coletadas em anéis de PVC de 7,5 cm de altura e 5 cm de diâmetro que tiveram a face inferior do anel protegida com tecido do tipo morim e preso com liga de borracha para evitar perdas de solo e em seguida foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas refrigeradas durante o transporte até o laboratório.

No laboratório foram determinadas as respectivas massas e umidade do solo contido no anel das amostras coletadas.

11.3 Determinação de atributos físicos e químicos

Durante a amostragem em campo foi medido o valor do pH e do potencial de oxirredução (Eh) para a caracterização físico-química do ambiente (Tabela 14). O potencial de oxirredução 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 eletrodo de vidro previamente calibrado com soluções padrões de pH = 4,0 e 7,0 (FERREIRA *et al.*, 2007).

As amostras de solos deformadas e congeladas foram utilizadas para a determinação do N-inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) (Tabela 14), conforme procedimento descrito por Cantarella e Trivelin (2001a), enquanto que as amostras secas foram utilizadas para a determinação do N-total (CANTARELLA; TRIVELIN, 2001b). O nitrogênio orgânico foi obtido a partir da diferença entre nitrogênio total e as formas minerais.

O teor de carbono orgânico foi determinado via combustão seca por meio do analisador de carbono TOC – V_{CPN}, da marca Shimadzu (Tabela 14).

A análise granulométrica (Tabela 14) foi realizada de acordo com a metodologia descrita em EMBRAPA (1997) para solos salinos. As amostras passaram por pré-tratamento com álcool etílico 60% para a eliminação dos sais e peróxido de hidrogênio (30 volumes) para a eliminação da matéria orgânica.

Tabela 14 – Atributos físicos e químicos do solo

	pH	Eh mV	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₃ ⁻	N-inorg mg kg ⁻¹	N-total	N-org g kg ⁻¹	C-org g kg ⁻¹	Areia%	Silte	Argila
AC	6,8	298,6	12,1	2,3	14,7	2057,0	2244,0	21,9			
AS	7,7	380,4	13,3	5,2	18,5	1888,0	1870,0	19,0	10,4	55,4	34,1
BC	7,4	299,1	8,5	2,6	11,0	1350,0	1339,0	12,1			
BS	7,7	400,4	15,2	8,0	23,2	1512,0	1488,0	13,4	2,7	46,0	51,3

Fonte: Autor

AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco; Eh = Potencial redox; N-NH₄⁺ = Nitrogênio na forma de amônio; N-NO₃⁻ = Nitrogênio na forma de nitrato; N-inorg = Nitrogênio inorgânico; N-total = Nitrogênio total do solo; N-org = Nitrogênio orgânico; C-org = carbono orgânico do solo.

11.4 Experimento de mineralização

Em laboratório foi conduzido experimento de mineralização do nitrogênio, em que foram simuladas as condições de variação da maré, por meio de umedecimento e drenagem das amostras de solo, conforme descrito em Lewis, Brown e Jimenez (2014), com algumas adaptações. As 40 amostras indeformadas coletadas em campo foram incubadas em recipientes plásticos com capacidade de 4,5 L contendo água salina, com pH em torno de 8,0 e produzida em laboratório a partir da metodologia adaptada de Bidwell e Spotte (1985), em quantidade suficiente para cobrir a amostra de solo durante o período de inundação. As amostras foram inundadas por um período de 18 horas e drenadas por 6 horas, sendo esse procedimento repetido durante 30 dias consecutivos. Durante a condução do experimento a temperatura do ambiente foi mantida a 27 °C e não houve troca da água salina, mas reposição da quantidade evaporada utilizando água desionizada, de modo a manter o mesmo volume inicial.

Ao final do experimento foram determinados os teores de nitrogênio inorgânico (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) na amostra úmida de solo, empregando-se o método da destilação a vapor descrito em Cantarella e Trivelin (2001a). A análise de solo foi feita no tempo zero (antes do experimento) e no final do experimento, enquanto os teores de nitrogênio inorgânico na água salina artificial foram analisados apenas no final do experimento.

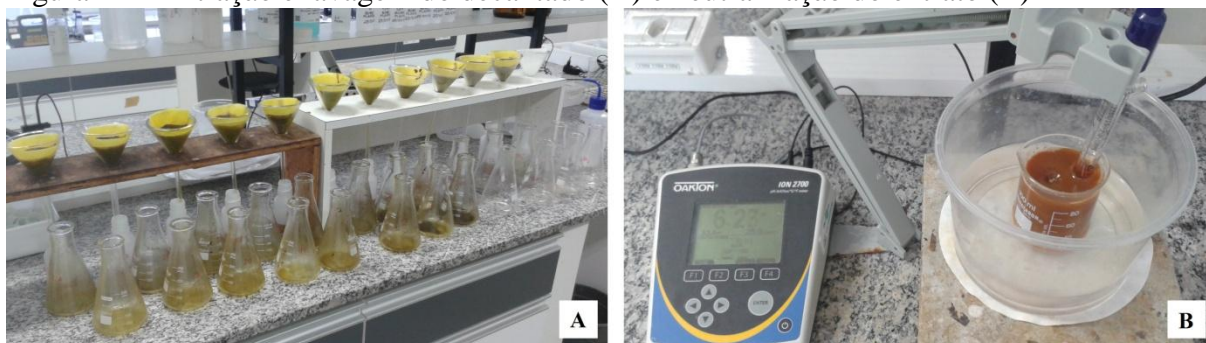
11.5 Fracionamento do nitrogênio do solo

Amostras coletadas antes e depois do experimento de mineralização foram submetidas ao fracionamento do nitrogênio do solo, conforme o procedimento a seguir.

11.6 Obtenção do hidrolisado ácido

O hidrolisado ácido foi preparado conforme procedimentos descritos em Stevenson (1996). Em erlenmeyer de 125 mL foram adicionados 5 g de solo, 20 mL de solução de HCl 6 mol L⁻¹ e duas gotas de álcool octil. A mistura foi aquecida à temperatura de 110-120 °C sob refluxo por 12 horas. Após o resfriamento, a mistura foi filtrada utilizando papel de filtro de faixa preta e coletado em béquer com capacidade para 100 mL. O decantado foi lavado com água desionizada para remover o excesso da solução ácida (Figura 11A). O hidrolisado foi preparado em duplicata e armazenado em recipientes de plástico com capacidade para 100 mL. Este procedimento é adotado para trabalhar com quantidades pequenas de solo durante a hidrólise e garantir a eficiência do processo. Em seguida, o hidrolisado foi neutralizado com solução de NaOH 10 mol L⁻¹, gota a gota, em banho de gelo até atingir pH entre 6,5 a 6,8 (Figura 11B). Após a neutralização, o hidrolisado foi transferido quantitativamente para balão volumétrico com capacidade de 100 mL e o volume foi aferido com água desionizada.

Figura 11 – Filtração e lavagem do decantado (A) e neutralização do extrato (B)



Fonte: Autor

O fracionamento do nitrogênio do solo foi feito de acordo com a metodologia de Stevenson (1996), onde foram determinadas as seguintes frações a partir do hidrolisado obtido: N-total hidrolisável, N-NH₄⁺ hidrolisável, N-aminoácidos, N-aminoaçúcares, N-não identificado e N-insolúvel. Os procedimentos utilizados para determinar cada fração estão descritos a seguir e os resultados expressos em mg kg⁻¹ de solo seco:

a) N-total hidrolisável: em tubo de digestão foram adicionados 5 mL do hidrolisado neutralizado, 0,5 g da mistura de K₂SO₄ e CuSO₄·5H₂O e 2 mL de H₂SO₄ concentrado. Os tubos foram colocados em bloco de digestão e aquecidos até o clareamento da amostra. Após o resfriamento foram adicionados 10 mL de água desionizada e 10 mL de solução de NaOH 10 mol L⁻¹ e em seguida, destilado por aproximadamente 4 minutos. O

destilado foi recebido em béquer de 100 mL contendo 10 mL da solução de H_3BO_3 + indicadores e titulado com solução de H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$.

b) N-aminoácidos: em tubo de digestão foram adicionados 5 mL do hidrolisado neutralizado de solo e 1 mL de solução de NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$. A amostra foi evaporada em banho-maria até atingir volume de 2 a 3 mL. Após o resfriamento foi adicionado aproximadamente 500 mg de ácido cítrico e 100 mg de ninhidrina. O tubo de digestão foi colocado novamente em banho-maria e mantido por 1 minuto sob agitação, em seguida foi deixado em repouso e em aquecimento por mais 9 minutos. O tubo foi retirado do banho-maria, resfriado e adicionados 10 mL da solução tampão fosfato-borato, 10 mL de água desionizada e 1 mL de solução de NaOH 5 mol L^{-1} . A destilação e a titulação seguiram os procedimentos descritos para o N-total hidrolisável.

c) N-NH₄⁺ hidrolisável: em tubo de digestão foram adicionados 10 mL do hidrolisado neutralizado e aproximadamente 0,07 g de MgO e procedeu-se a destilação. A titulação seguiu o procedimento descrito para o N-total hidrolisável.

d) N-NH₄⁺ hidrolisável + N-aminoaçúcares: em tubo de digestão foram adicionados 10 mL do hidrolisado neutralizado e 10 mL da solução tampão fosfato-borato, seguida da destilação da amostra. A titulação seguiu o procedimento descrito para o N-total hidrolisável. O N-aminoaçúcar (N-aaç) foi calculado pela fórmula:

$$N \text{ aaç} = (N \text{ NH}_4^+ \text{ H} + N \text{ aaç}) - N \text{ NH}_4^+ \text{ H} \quad (1)$$

onde: N aaç = N-aminoaçúcares; N NH₄⁺ H = N-NH₄⁺ hidrolisável.

e) N-não identificado: foi obtido a partir da seguinte formula:

$$N \text{ NI} = N \text{ total H} - N \text{ aa} - N \text{ NH}_4^+ \text{ H} - N \text{ aaç} \quad (2)$$

onde: N NI = N-não identificado; N total H = N-total hidrolisável; N aa = N-aminoácidos; N NH₄⁺ = N-NH₄⁺ hidrolisável; N aaç = N-aminoaçúcar.

f) N-insolúvel: foi calculado da seguinte maneira:

$$N \text{ ins} = N \text{ total} - N \text{ total H} \quad (3)$$

onde: N ins = N-insolúvel; N total = N-total do solo; N total H = N-total hidrolisável.

12 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As frações de nitrogênio orgânico do solo de mangue tiveram efeitos significativos para o fator área, e apenas a fração N-NI teve efeito significativo para o fator época a 5 % de probabilidade. Para a fração de N-total H, houve interação significativa entre os fatores área e época, e os valores variaram entre 648,0 e 1052,9 mg kg⁻¹ (Tabela 15). Apesar dos manguezais possuírem elevados teores de C e N pela entrada periódica de material orgânico por ação das marés nos manguezais, independente da intervenção antrópica (ANDRETTA *et al.*, 2016; GIRMAI; SINGH, 2012), nesse estudo o efeito significativo das áreas em relação às frações de nitrogênio orgânico está relacionado à atividade da carcinicultura, pois a área A, que recebeu diretamente o efluente da carcinicultura, apresentou também os maiores teores de N-total do solo (Tabela 14).

Os teores de N-total e de C-org mais elevados na área sob atividade antrópica são justificados pela composição dos efluentes, pois normalmente para criação de camarão em tanques há utilização de insumos ricos em N e P no cultivo do camarão. Esses insumos são pouco aproveitados pelos animais e a maior parte perdida no ambiente (JACKSON *et al.*, 2003), o que gera efluentes ricos em matéria orgânica em decomposição (restos de rações, carcaças de animais mortos, resíduos fecais, etc), como também antibióticos e antioxidantes (JERONIMO; BALBINO, 2012).

O mesmo contexto explica a interação significativa entre os fatores área e época, em relação ao nitrogênio total hidrolisável (N-total H), sendo os maiores teores na área A em comparação a área B, nas duas épocas do ano. Em relação as épocas dentro de cada área, observou-se que na área A não houve diferença significativa, devido ao despejo periódico do efluente, ao contrário da área B que durante o período seco teve valores mais elevados, concordando com o teor de N-total.

Tabela 15 – Análise de variância para as frações de nitrogênio orgânico em função da área e da época do ano

Fatores	Valor F					
	N-total H	N-aa	N-NH ₄ ⁺ H	N-aaç	N-NI	N-ins
Área (A)	56,93 **	18,75 **	0,70 **	18,16 **	23,20 **	33,63 **
Época (E)	1,14 ns	1,84 ns	0,78 ns	0,02 ns	4,30 *	0,00 ns
CV (%)	14,99	34,85	17,23	33,80	19,92	18,84
AxE	5,04 **	6,06 *	4,73 *	0,86 ns	0,89 ns	6,30 *

Fonte: Autor

N-total H = Nitrogênio total hidrolisável; N-aa = Nitrogênio na forma de aminoácidos; N-NH₄⁺ H = amônio hidrolisável; N-aaç = Nitrogênio na forma de aminoaçúcares; N-NI = Nitrogênio não identificável pelo método de extração; N-ins = Nitrogênio insolúvel em ácido; CV = Coeficiente de variação; ns = não significativo; **Significativo ao nível 1 % de probabilidade; *Significativo ao nível de 5 % de probabilidade.

Os teores de N na forma de aminoácidos (N-aa) variam de 177,8 a 315,7 mg kg⁻¹ e foram influenciados apenas pela área de coleta..

Tabela 16 – Frações do nitrogênio orgânico em função da área e da época do ano

	N-total H		N-aa		N-NH ₄ ⁺ H		N-aaç		N-NI		N-ins	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
mg kg ⁻¹											
Área A	1052,9 aA	1004,3 aA	315,7 aA	294,7 aA	262,7 aA	227,2 aB	60,5 aA	54,8 aA	401,9 aA	427,5 aA	1002,4aA	883,9 aA
Área B	648,0 bB	785,1 bA	177,8 bA	206,1 bA	173,2 bA	188,2 bA	25,7 bB	45,3 aA	271,2 bB	339,7bA	604,2 bB	726,4 bA

Fonte: Autor

N-total H = Nitrogênio total hidrolisável; N-aa = Nitrogênio na forma de aminoácidos; N-NH₄⁺ H = Amônio hidrolisável; N-aaç = Nitrogênio na forma de aminoaçúcares; N-NI = Nitrogênio não identificável pelo método de extração; N-ins = Nitrogênio insolúvel em ácido;

Médias seguidas da mesma letra minúscula para as colunas e maiúscula para as linhas, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade.

A fração nitrogênio amoniacal hidrolisável (N-NH₄⁺ H) foi influenciada pela época de coleta de solo e pela época do ano, de modo que a área A apresentou teores mais elevados do que a área B. Contudo, nessa área, na época chuvosa, os teores foram superiores aos da época seca. Em geral, os teores observados estiveram entre 173,2 e 262,7 mg kg⁻¹. Já a fração de nitrogênio na forma de aminoácidos (N-aaç) não seguiu o padrão das demais frações variando de 25,7 a 60,5 mg kg⁻¹, o que indica que essa fração é a mais sensível aos fatores atuantes. Durante o período chuvoso, a área A apresentou maior teor de N-aaç do que a área B, mas durante o período seco, isso ocorreu de forma inversa. A área A também não apresentou diferença significativa entre as épocas, ao contrário da área B que apresentou teores mais elevados durante o período seco (Tabela 16). Essa fração é variável no solo devido sua rápida mineralização, sendo essa a que pode representar melhor o N disponível para a absorção pelas plantas (KHAN; MULVANEY; HOEFT, 2001; MULVANEY *et al.*, 2001; SPARGO *et al.*, 2009).

Estudos mostram que atividades antrópicas em áreas estuarinas, especialmente nos manguezais, promovem entradas periódicas de materiais ricos em aminoácidos e aminoácidos. Contudo, os aminoácidos são rapidamente aproveitados por bactérias e fitoplânctons, que compõem a biomassa do solo, que cresce rapidamente devido alto teor de nutrientes nas áreas que recebem efluentes de atividades humanas (BAO *et al.*, 2013; JENNERJAHN *et al.*, 2004; BENNER; KAISER, 2003; TROTT; ALONGI, 2000). Isso explicaria os teores elevados de aminoácidos na área A durante as duas épocas do ano, tendo em vista que a área recebe o efluente da carcinicultura, durante o ano inteiro.

A fração de nitrogênio não identificável (N-NI) foi influenciada tanto pela área quanto pela época de coleta das amostras de solo de mangue. Os teores na área A foram maiores do que na B, como observado nas outras frações de nitrogênio orgânico. Na época da seca, os teores de N-NI foram maiores do que na chuvosa.

Já a fração nitrogênio insolúvel em ácido (N-ins) foi influenciada tanto pela área de coleta, como pela sua interação com a época do ano (teores entre 604,2 e 1002,4 mg kg⁻¹). Os teores de N-ins foram maiores na área com influência dos tanques de carcinicultura (área A). A área B apresentou teores mais elevados de N-ins na época seca.

Os maiores valores de N-NI e de N-ins na época seca podem ser explicados pela baixa relação C/N do solo, temperatura mais elevada durante o período, bem como pela salinidade mais alta e valores de Eh mais elevados, indicando um cenário favorável à decomposição do material orgânico por vias aeróbicas (CARTAXANA *et al.*, 1999; GAO *et*

al., 2014; INOUE *et al.*, 2011; LIN *et al.*, 2016; STEINKE; WARD, 1987).

Entretanto, segundo Li *et al.* (2001), os compostos heterocíclicos nitrogenados de alto peso molecular que compõem as frações de N-NI e N-ins geralmente não se decompõem por processo convencional, tendendo a acumular nas frações humificadas e serem mineralizados por bactérias anaeróbias por meio do processo desnitrificação. Dessa forma, durante o período seco, onde as condições são favoráveis para o metabolismo aeróbico, as frações de N-NI e N-ins tendem a se acumularem no solo.

De maneira geral, as frações de nitrogênio orgânico seguiram a ordem: N-total H > N-ins > N-NI > N-aa > N-NH₄⁺ H > N-aaç, tanto no início quanto no final do experimento de mineralização (Tabela 17), não sendo possível afirmar que o despejo do efluente altera a distribuição das frações do N orgânico. Essa ordem de distribuição também foi observada em trabalhos com classes de solos agrícolas de regiões temperadas, tropicais e subtropicais (GOTOH, 1985; SULÇE *et al.*, 1996; OSBORNE, 1977; SCHULTEN; SCHNITZER, 1998). Não há relatos desta natureza para outras regiões do Brasil, relativas a solos de manguezal.

Os teores N-total H em relação ao N-total variaram de 47,7 a 56,7 % e de 59,3 a 82,6 % no início e no final do experimento de mineralização, respectivamente (Tabela 18). Esse resultado está de acordo com o observado por Reddy *et al.* (2003) em solo aluvial de textura arenosa, onde os valores de N-total H variaram entre 57 e 76 % do N-total do solo.

A fração em maior quantidade no início do experimento foi o N-NI, em média 41,7 % do N-total H (Figura 12A), no entanto, no final, a fração de N-aa correspondeu a 35,9 % do N-total H (Figura 12B).

Segundo Shulten e Schnitzer (1998), o nitrogênio orgânico presente nas substâncias húmicas do solo é distribuído da seguinte maneira: 40 % na forma de material protéico (proteínas, peptídeos e aminoácidos), 5 a 6 % de aminoaçúcares, 35 % de compostos nitrogenados heterocíclicos (incluindo purinas e pirimidinas) e 19 % na forma de NH₃, sendo que ¼ está fixado na forma de NH₄⁺. Dessa forma, materiais protéicos e compostos heterocíclicos são as formas predominantes na composição do N-total do solo.

Canellas *et al.* (1999) analisaram ácidos húmicos extraídos de resíduos sólidos urbanos e identificaram por meio de espectrometria de massas que esses compostos heterocíclicos nitrogenados fazem parte de uma fração do N-orgânico humificado hidrolisável conhecida como não identificável (N-NI). Essa fração representa uma reserva de nitrogênio, que após transformações, é passível de tornar-se disponível para a nutrição de plantas e microrganismos, entretanto, de acordo com Ivarson e Schnitzer, (1979), essa fração é

considerada recalcitrante e sua transformação em N mineral só é possível em longo prazo.

Nesse mesmo sentido, Stevenson (1994) lista diversos aminoácidos comuns em solos, na forma de ácidos aminados neutros: glicina, alanina, leucina, isoleucina, valina, serina e treonina; aminas secundárias: prolina e hidroxiprolina; aminoácidos aromáticos: fenilalanina, tirosina e triptofano; aminoácidos acídicos: ácido aspártico e ácido glutâmico; aminoácidos básicos: arginina, lisina, e histidina. Esses compostos são complexos de alto peso molecular.

Tabela 17 – Distribuição das formas de nitrogênio orgânico antes e após o experimento de mineralização

Fatores	Frações do nitrogênio orgânico											
	N-total H		N-aa		N-NH ₄ ⁺ H		N-aaç		N-NI		N-ins	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
mg kg ⁻¹											
AC	1053,0 a	1134,7 a	315,7 b	416,0 a	262,7 b	297,6 a	60,5 a	51,2 a	401,9 a	381,0 a	1002,4 a	801,6 b
AS	1004,3 a	1036,9 a	294,7 a	319,0 a	227,2 b	289,3 a	54,8 a	46,1 a	427,5 a	410,4 a	884,0 a	649,5 b
BC	648,0 b	911,6 a	177,7 b	341,3 a	173,2 b	231,5 a	25,6 b	38,1 a	271,2 a	328,6 a	604,2 a	306,8 b
BS	785,1 b	911,9 a	206,1 b	318,5 a	188,2 b	243,2 a	45,3 a	39,6 a	339,7 a	292,0 a	726,4 a	393,2 b

Fonte: Autor

N-total = Nitrogênio total do solo; N-total H = Nitrogênio total hidrolisável; N-aa = Nitrogênio na forma de aminoácidos; N-NH₄⁺ H = amônio hidrolisável; N-aaç = Nitrogênio na forma de aminoaçúcares; N-NI = Nitrogênio não identificável pelo método de extração; N-ins = Nitrogênio insolúvel em ácido;

AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada fração, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5 % de probabilidade

Tabela 18 – Distribuição das frações do nitrogênio orgânico em relação ao N-total do solo

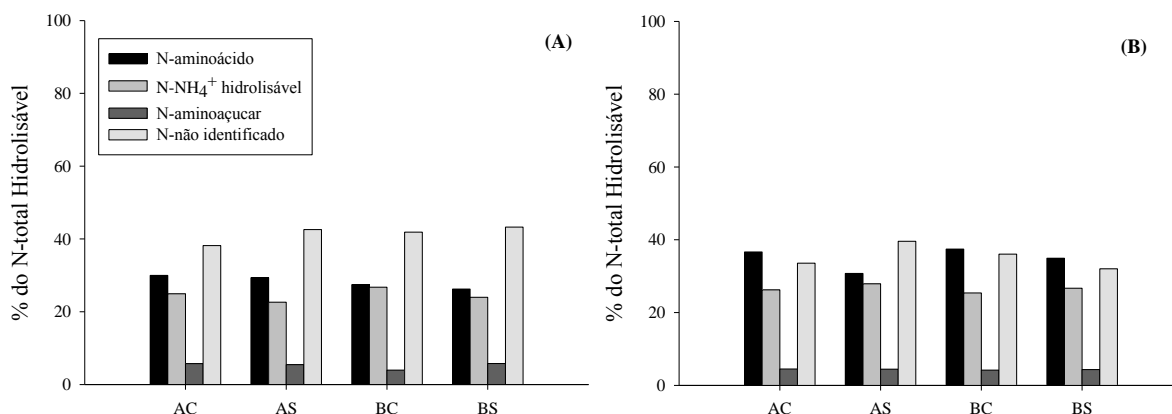
	Frações do nitrogênio orgânico											
	N-total H		N-aa		N-NH ₄ ⁺ H		N-aaç		N-NI		N-ins	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
%											
AC	51,2	58,7	15,3	21,5	12,8	15,4	2,9	2,6	19,5	19,7	48,7	43,6
AS	53,2	61,4	15,6	18,9	12,0	17,1	2,9	2,7	22,6	24,3	46,8	38,5
BC	48,0	74,1	13,2	27,7	12,8	18,8	1,9	3,1	20,1	26,7	44,7	24,9
BS	51,9	67,7	13,6	23,6	12,5	18,0	3,0	2,9	22,5	21,7	48,1	29,2

Fonte: Autor

N-total H = Nitrogênio total hidrolisável; N-aa = Nitrogênio na forma de aminoácidos; N-NH₄⁺ H = amônio hidrolisável; N-aaç = Nitrogênio na forma de aminoaçúcares; N-NI = Nitrogênio não identificável pelo método de extração; N-ins = Nitrogênio insolúvel em ácido; AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco. Médias seguidas da mesma letra dentro de cada fração, não diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Dessa forma é importante destacar que compostos orgânicos nitrogenados complexos de alto peso molecular são de difícil hidrólise e de alta estabilidade com as moléculas húmicas do solo (CAMARGO; GIANELLO; VIDOR, 1997b), o que explica o predomínio das frações N-aa e N-NI tanto nas amostras do início quanto do final do experimento de mineralização.

Figura 12 – Proporção das frações hidrolisáveis de nitrogênio em relação ao N-total hidrolisável, antes do início do experimento (A) e ao final do experimento (B)



Fonte: Autor

AC = Área A, Chuvoso; AS = Área A, Seco; BC = Área B, Chuvoso; BS = Área B, Seco.

Para a fração N-NI esperava-se que os valores no final fossem menores do que no início do experimento de mineralização, uma vez que as amostras ficaram inundadas por 18 h, e nessa condição, os microrganismos passam a decompor as formas orgânicas de nitrogênio predominantemente via anaeróbica. Os valores de Eh das amostras de solo no momento da coleta em campo variaram de 244,6 a 402,8 mV, indicando a existência de condições óxicas

(entre +700 mV a +300 mV) e anóxicas (<300 mV) (REDDY; DeLAUNE, 2008).(Tabela 14).

De modo geral, houve aumento na fração de $N-NH_4^+ H$ ao final do experimento de mineralização, o que, segundo Keinan e Schechter, (2001) corresponde a fração que provavelmente foi originada a partir de amidas, pela decomposição de aminoácidos de radical hidroxil ou de aminoaçúcares (Tabela 17).

Já os teores de N-aaç não apresentaram tendência de aumento ou diminuição, sendo variável durante o experimento (Tabela 17). Os aminoaçúcares são compostos geralmente por D-glucosamina e D-galactosamina e em menores quantidades, por ácido murâmico, D-manosamina, D-acetil-glucosamina (STEVENSON, 1994). Muitos autores, afirmam que existe uma grande contribuição dessa fração na disponibilidade de N do solo por meio da mineralização. Esse fato justifica a falta de variação dos teores de N-aaç no início e final do experimento, pois mesmo que essa fração seja formada num processo de degradação de moléculas mais complexas, há uma rápida mineralização dessa fração (KHAN; MULVANEY; HOEFT, 2001; ROBERTS; BOL; JONES, 2007; SPARGO *et al.*, 2009).

A fração de N-ins foi a que apresentou maior variação ao final do experimento de mineralização em relação aos teores iniciais. Em média a fração do N-ins representou 47,14% do N-total do início do experimento e 33,99 % do final do experimento (Tabela 18). A fração de N-ins corresponde a compostos nitrogenados complexos como polissacarídeos e polifenóis que não foram hidrolisados pelo HCl 6 N (CAMARGO; GIANELLO; VIDOR, 1997b). O que também pode ser confirmado pela relação N-ins/N-total H próxima a 1, indicando que parte do N pode não ter sido hidrolisado. Keinan e Schechter (2001) afirmam que a textura do solo na ordem arenoso > argiloso afeta a transformação dessa forma de N, favorecendo a biodegradação do N-ins. Essa fração pode ser convertida a NH_3 e a gases nitrogenados por meio de processos biológicos e químicos do solo, desempenhando papel importante no ciclo do nitrogênio no solo.

Apesar da diminuição do teor do N-ins, não é possível afirmar a contribuição dessa fração na disponibilidade de nutrientes para as plantas, devido principalmente a falta de conhecimento das propriedades químicas dessa fração. Sabe-se que o N-ins é composto por moléculas de alto peso molecular, que podem também fazer ligações com óxidos do solo, tornando-as mais recalcitrantes, porém podem ser degradadas por processos biológicos, tornando-se moléculas menores (LEINWEBER; SCHULTEN, 2000; YEASMIN; ISLAM; ISLAM, 2012). Isso explicaria a diminuição da fração de N-ins e o aumento de outras frações, como por exemplo, as de N-aa e $N-NH_4^+ H$.

Correlações positivas foram observadas entre as frações que compõe o N-total H (Tabela 19), porém não foi observado correlações entre as frações do nitrogênio orgânico e as formas de nitrogênio inorgânico do solo, o que torna difícil afirmar qual das frações contribuem de forma mais efetiva na disponibilidade de N nos solos de mangue.

Por outro lado o N-total H, N-aa, N-NH_4^+ H e N-aaç apresentaram correlação positiva com a relação C/N do solo, indicando que essas frações que são menos complexas do ponto de vista estrutural, aumentam quando há no solo uma relação C/N mais alta, visto que o processo de mineralização pode vir a ser reduzido. Por outro lado, as frações N-ins e N-NI, frações mais complexas estruturalmente, não apresentaram correlação com a relação C/N do solo (Tabela 19), provavelmente devido ao fato de serem moléculas mais complexas de difícil hidrólise. Outro fator é que essas frações naturalmente apresentam alta relação C/N, sendo formas não lábeis e de difícil degradação mesmo em solos com relações C/N baixa, podendo ser comparando como uma reserva de N a longo prazo (PARÉ *et al.*, 1998).

Tabela 19 – Coeficientes de correlações entre as formas de nitrogênio e parâmetros químicos do solo

	N-total	N-org	N-Total H	N-aa	N NH ₄ ⁺	N-aaç	N-NI	N-ins	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	N-inor	C-org	C/N	pH	Eh
N-total	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-org	0,98**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-Total H	0,99**	0,95**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-aa	0,99**	0,97**	0,99**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N NH ₄ ⁺	0,98**	0,99**	0,96**	0,97**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-aaç	0,94**	0,90**	0,97**	0,94**	0,90**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-NI	0,91**	0,83**	0,96**	0,93**	0,84**	0,94**	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N-ins	0,99**	0,99**	0,98**	0,98**	0,98**	0,96**	0,90**	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺	0,33 ^{ns}	0,24 ^{ns}	0,43*	0,31 ^{ns}	0,25 ^{ns}	0,63**	0,57**	0,39 ^{ns}	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻	-0,2 ^{ns}	-0,35 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	-0,24 ^{ns}	-0,34 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,09 ^{ns}	-0,19 ^{ns}	0,82**	-	-	-	-	-	-
N-inor	0,08	-0,02 ^{ns}	0,20 ^{ns}	0,07 ^{ns}	-0,01 ^{ns}	0,41 ^{ns}	0,38 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0,96**	0,94**	-	-	-	-	-
C-org	0,99**	0,99**	0,97**	0,99**	0,99**	0,90**	0,87**	0,98**	0,23 ^{ns}	-0,34**	-0,02 ^{ns}	-	-	-	-
C/N	0,25 ^{ns}	0,40 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,20 ^{ns}	0,39 ^{ns}	-0,00 ^{ns}	-0,16 ^{ns}	0,25 ^{ns}	-0,65**	-0,89**	-0,78**	0,33	-	-	-
pH	-0,56**	-0,66**	-0,39 ^{ns}	-0,46*	-0,64**	-0,3 ^{ns}	-0,12 ^{ns}	-0,53 ^{ns}	0,36 ^{ns}	0,76**	0,56**	-0,58**	-0,94**	-	-
Eh	-0,08 ^{ns}	-0,22 ^{ns}	0,06 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	-0,21 ^{ns}	0,22 ^{ns}	0,30 ^{ns}	-0,05 ^{ns}	0,84**	0,96**	0,93**	-0,18	-0,96**	0,81**	-

Fonte: Autor

N-total = nitrogênio total do solo; N-org = nitrogênio orgânico; N-total H = nitrogênio total hidrolisável; N-aa = nitrogênio na forma de aminoácidos; N-NH₄⁺ H = amônio hidrolisável; N-aaç = nitrogênio na forma de aminoaçúcares; N-NI = nitrogênio não identificável pelo método de extração; N-ins = nitrogênio insolúvel em ácido; N-NH₄⁺ = nitrogênio na forma de amônio; N-NO₃⁻ = nitrogênio na forma de nitrato; N-inorg = nitrogênio inorgânico; C-org = carbono orgânico do solo; C/N = relação entre carbono orgânico do solo e nitrogênio orgânico; Eh = potencial redox; ns = não significativo; **Significativo ao nível 1% de probabilidade; *Significativo ao nível de 5% de probabilidade.

A correlação negativa entre Eh e o N-org indica um cenário comum aos solos de manguezais. A decomposição da matéria orgânica é mais intensa em condições aeróbicas, porém em solos de mangue, a principal rota de decomposição da matéria orgânica é por meio de processos anaeróbicos, que possui baixo rendimento energético e velocidade de decomposição lenta (KRISTENSEN *et al.*, 2000a). Dessa forma, torna-se evidente que valores mais baixos de Eh indicam aumento das formas orgânicas de nitrogênio, como verificado para o N-total H, N-NH₄⁺, N-NI e N-ins.

A correlação negativa entre o pH e as frações de nitrogênio orgânico confirma que as formas de nitrogênio presentes nas substâncias húmicas estão relacionadas com a acidez do solo, pois a elevada presença de matéria orgânica promove a liberação de ácidos orgânicos diminuindo o valor de pH. Dessa forma, infere-se que os compostos que fazem parte das frações do nitrogênio orgânico estão presentes nos ácidos orgânicos, os quais estão relacionados com o conteúdo de material orgânico (BOHN; McNEAL; O'CONNOR, 2001; SHULTEN; SCHNITZER, 1998).

13 CONCLUSÃO

A distribuição das formas de nitrogênio orgânico em solos de manguezais ocorre na seguinte sequência: N-total H > N-ins > N-NI > N-aa > N-NH₄⁺ H > N-aaç.

Os teores das frações de nitrogênio orgânico são proporcionais ao teor de N-total do solo, de modo que o solo sob influência do resíduo de carcinicultura apresentou teores mais elevados.

A fração de N-aaç do solo foi a mais sensível em relação à entrada de nitrogênio oriunda dos efluentes, disponibilizando o nitrogênio de forma rápida. O metabolismo anaeróbico, característico dos solos de mangue é capaz de biodegradar as frações mais recalcitrantes como o N-NI e o N-ins. Para isso, a variação da maré é um fator determinante no processo de mineralização, por regular a distribuição de oxigênio no solo.

A ordem de degradação do nitrogênio orgânico em solo de manguezal é diferente de solos agrícolas., Isso implica no fato do solo de mangue possuir características inerentes de disponibilizar nitrogênio, e que as atividades antrópicas podem por em risco esse equilíbrio natural do sistema, por alterar a dinâmica do nitrogênio em relação a composição do material e ao alto aporte desse nutriente, bem como influenciar nos fatores que controlam a dinâmica do nitrogênio, como: Eh, pH, remoção das espécies vegetais e entrada de material orgânico.

REFERÊNCIAS

- ANDREETTA, A.; HUERTAS, A. D.; LOTTI, M.; CERISE, S. Land use changes affecting soil organic carbon storage along a mangrove swamp rice chronosequence in the Cacheu and Oio regions (northern Guinea-Bissau). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 216, p. 314-321, 2016.
- BAO, H.; WU, Y.; UNGER, D.; DU, J.; HERBECK, L. S.; ZHANG, J. Impact of the conversion of mangroves into aquaculture ponds on the sedimentary organic matter composition in a tidal flat estuary (Hainan Island, China). **Continental Shelf Research**, v. 57, p. 82-91, 2013.
- BENNER, R.; KAISER, K. Abundance of amino sugars and peptidoglycan in marine particulate and dissolved organic matter. **Limnology and Oceanography**, v. 48, p. 118-128, 2003.
- BIDWELL, Joseph P; SPOTTE, Stephen. **Artificial seawater: formulas and methods**. 1 ed. Boston: Jones and Bartlett Publishers, 1985, 349 p.
- BOHN, Hinrich L; McNEAL, Brian L.; O'CONNOR, George A. **Soil Chemistry**. 3. ed, Wiley, New York, 2001, 320 p.
- CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Tempo de hidrólise e concentração de ácido para fracionamento do nitrogênio orgânico do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, p. 221-227, 1997a.
- CAMARGO, F. A. O.; GIANELLO, C.; VIDOR, C. Comparative study of five hydrolytic methods in the determination of soil organic nitrogen compounds. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 28, p. 1303-1309, 1997b.
- CANELLAS, L. P.; SANTOS, G. A.; GURIDI, F.; RUMJANEK, V. M.; FREIRE, R. B. Compostos heterocíclicos nitrogenados em ácidos húmicos extraído de composto de resíduo sólido urbano. **Floresta e Ambiente**, v. 6 p. 1-7, 1999.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001a. p. 270-276.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O. Determinação de nitrogênio total em solo. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas, 2001b. p. 262-269.
- CARTAXANA, P.; CAÇADOR, I.; VALE, C.; FALCÃO, M.; CATARINO, F. Seasonal variation of inorganic nitrogen and net mineralization in a salt marsh ecosystem. **Mangroves and Salt Marshes**, v. 3, p. 127-134, 1999.
- .DEGENS, E. T.; MOPPER, K. Factors controlling the distribution and early diagenesis of organic material in marine sediments. **Chemical Oceanography**, v. 6, p. 59-113, 1976.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997, 212 p.

FERREIRA, T. O.; OTERO, X. L.; VIDAL-TORRADO, P.; MACÍAS, F. 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, 2007.

GAO, H.; BAI, J.; HE, X.; ZHAO, Q.; LU, Q.; WANG, J. High Temperature and salinity enhance soil nitrogen mineralization in a tidal freshwater marsh. **PLoS One**, v. 9, p. 1-9, 2014.

GIRMAY, G.; SINGH, B. R. Changes in soil organic carbon stocks and soil quality: land-use system effects in northern Ethiopia. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v. 62, p. 519-530, 2012.

GONZÁLEZ-PRIETO, S. J.; JOCTEUR-MONROZIER, L.; HÉTIER, J. M.; CARBALLAS, T. Changes in the soil organic N fractions of a tropical Alfisol fertilized with ¹⁵N-urea and cropped to maize or pasture. **Plant and Soil**, v. 195, p. 151-160, 1997.

GOTOH, S.; ARARAGI, M.; KOGA, H.; ONO, S. Hydrolyzable organic forms of nitrogen in some rice soil profiles as affected by organic matter application. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 32, p. 535-550, 1986.

INOUE, T.; NOHARA, S.; TAKAGI, H.; ANZAI, Y. Contrast of nitrogen contents around roots of mangrove plants. **Plant and Soil**, v. 339, p. 471-483, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Diagnóstico ambiental da bacia do rio Jaguaribe**. Diretrizes gerais para a ordenação territorial. Salvador, 1999, 77 p.

INSTITUTO DE PESQUISA E INFORMAÇÃO DO CEARÁ (IPLANCE). **Atlas do Estado do Ceará**. Fortaleza, 1995,

IVARSON, K. C.; SCHNITZER, M. The biodegradability of the "unknown" soil-nitrogen. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 56, p. 59-67, 1979.

JACKSON, C.; PRESTON, N. P.; THOMPSON, P. A.; BURFORD, M. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. **Aquaculture**, v. 218, p. 397-411, 2003.

JENNERJAHN, T. C.; ITTEKKOT, V.; KLÖPPER, S.; ADI, S.; NUGROHO, S P.; SUDIANA, N.; YUSMAL, A.; PRIHARTANTO; GAYE-HAAKE, B. Biogeochemistry of a tropical river affected by human activities in its catchment: Brantas River estuary and coastal waters of Madura Strait, Java, Indonesia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, p. 503-514, 2004.

- JERONIMO, C. E.; BALBINO, P. C. Caracterização físico-química de efluentes da carcinicultura e seus impactos ao meio ambiente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental** v. 8, p. 1639-1650, 2012.
- KEINAN, Ehud.; SCHECHTER, Israel. Chemistry for the 21st Century. **In: The Chemistry of Nitrogen in Soils**. 1. ed. Wiley, New York, 2001, 308 p.
- KHAN, S. A.; MULVANEY, R. L.; HOEFT, R. G. A simple soil test for detecting sites that are nonresponsive to nitrogen fertilization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p. 1751-1760, 2001.
- KRISTENSEN, E. M. H.; ANDERSEN, F. Ø.; HOLMBOE, N.; HOLMER, M.; THONGTHAM, N. Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. **Aquatic Microbiology Ecology**, v. 22, p. 199-213, 2000a.
- KRISTENSEN, E. M. H.; BODENBENDER, J.; JENSEN, M. H.; RENNENBERG, H.; JENSEN, K.M. Sulfur cycling of intertidal wadden sea sediments (Konigshafen, Island of Sylt, Germany): sulfate reduction and sulfur gas emission. **Journal of Sea Research**, v. 43, p. 93-104, 2000b.
- KRISTENSEN, E.; BOUILLON, S.; DITTMAR, T.; MARCHAND, C. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 201-219, 2008.
- LACERDA, L. D.; ITTEKKOTB, V.; PATCHINEELAMA, 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.
- LEINWEBER, P.; SCHULTEN, H. R. Nonhydrolyzable forms of soil organic nitrogen: Extractability and composition. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 163, p. 433-439, 2000.
- 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.
- LIN, X.; HOU, L.; LIU, M.; LI, X.; YIN, G.; ZHENG, Y.; DENG, F. Gross nitrogen mineralization in surface sediments of the yangtze estuary. **PLoS One**, v. 11, p. 1-16, 2016.
- MAIA, L. P.; LACERDA, L. D.; MONTEIRO, L. H. U.; SOUZA, G. M. **Atlas dos manguezais do Nordeste do Brasil**. Fortaleza, Ceará, Brasil: SEMACE, 2006, 55 p.
- MARSCHNER, Horst. 13 - Nutrient Availability in Soils, In: **Mineral Nutrition of Higher Plants**. 2. Ed. Academic Press, London, 1995, p. 483-507.
- MULVANEY, R. L.; KHAN, S. A.; HOEFT, R. G.; BROWN, H. M. A soil organic nitrogen fraction that reduces the need for nitrogen fertilization. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p. 1164-1172, 2001.
- OSBORNE, G. J. Chemical fractionation of soil nitrogen in six soils from southern new south wales. **Australian Journal of Soil Research**, v. 15, p. 159-165, 1977.

PARÉ, T.; DINEL, H.; SCHNITZER, M.; DUMONTET, S. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, p. 173-178, 1998.

REDDY, K. S.; SINGH, M.; TRIPATHI, A. K.; SINGH, M.; SAHA, M. N. Changes in amount of organic and inorganic fractions of nitrogen in an Eutrochrept soil after longterm cropping with different fertilizer and organic inputs. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 166, p. 232-238, 2003.

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

ROBERTS, P.; BOL, R.; JONES, D. L. Free amino sugar reactions in soil in relation to soil carbon and nitrogen cycling. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39 p. 3081-3092, 2007.

ROBERTSON, Alistar. I.; ALONGI, Daniel. M. (1992). Tropical Mangrove Ecosystem. **In: Nitrogen and phosphorus cycles**. Coastal and Estuarine Studies, 1992, 334 p.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 26, p. 1-15, 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 (URCA)**, v. 1, p. 12-20, 2006.

SOARES, A. M. L.; CARVALHO, M. S. B. S.; BARRETO, R. N. C.; SOARES, Z. M. L. **Análise temporal do crescimento da carcinicultura marinha no estuário do rio Jaguaribe – Ceará**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 21-26 abril 2007, INPE, p. 4267-4274. Anais. Florianópolis, Brasil, 2007.

SPARGO, J. T.; ALLEY, M. M.; THOMASON, W. E.; NAGLE, S. M. Illinois soil nitrogen test for prediction of fertilizer nitrogen needs of corn in Virginia. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 434-442, 2009.

STEINKE, T. D.; WARD, C. J. Degradation of mangrove litter in the St.Lucia estuary as influenced by season and exposure. **South African Journal of Botany**, v. 53, p. 323-328, 1987.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: Genesis, Composition, Reactions**. 2. ed, Wiley, New York, 1994, 512 p.

STEVENSON, F. J. Nitrogen-Organic Forms. D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, editors, **Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods**, SSSA Book Ser. 5.3. SSSA, ASA, Madison, WI, 1996, 1185-1200 p.

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. **Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients**. 2. Ed. New York: John Willey, 1999. 448 p.

SULÇE, S.; PALMA-LOPEZ, D.; JAQUIN, F.; VONG, P. C.; GUIRAUD, G. Study of immobilization and remobilization of nitrogen fertilizer in cultivated soils by hydrolytic fractionation. **European Journal of Soil Science**, v. 47, p.249-255, 1996.

TROTT, L. A.; ALONGI, D. M. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. **Marine Pollution Bulletin**, v. 40, p. 947-951, 2000.

VANNUCCI, Marta. **Os manguezais e nós: uma síntese de percepções**. 1 ed. EdUSP: São Paulo, 2003. 244 p.

YEASMIN S.; ISLAM, A. K. M. M.; ISLAM, A. K. M. A. Nitrogen fractionation and its mineralization in paddy soils: a review. **Journal of Agricultural Technology**, v. 8, p. 775-793, 2012.