



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

ISABEL CRISTINA DA SILVA ARAÚJO

**POTENCIAL DE REVEGETAÇÃO DE SOLO DEGRADADO PELA
MINERAÇÃO DE FERRO UTILIZANDO LEGUMINOSAS ARBÓREAS E
RESÍDUO DE CARCINICULTURA**

**FORTALEZA
2012**

ISABEL CRISTINA DA SILVA ARAÚJO

**POTENCIAL DE REVEGETAÇÃO DE SOLO DEGRADADO PELA MINERAÇÃO
DE FERRO UTILIZANDO LEGUMINOSAS ARBÓREAS E RESÍDUO DE
CARCINICULTURA**

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

Orientadora: Profa. Dra. Mirian Cristina Gomes Costa

FORTALEZA

2012

ISABEL CRISTINA DA SILVA ARAÚJO

POTENCIAL DE REVEGETAÇÃO DE SOLO DEGRADADO PELA MINERAÇÃO
DE FERRO UTILIZANDO LEGUMINOSAS ARBÓREAS E RESÍDUO DE
CARCINICULTURA

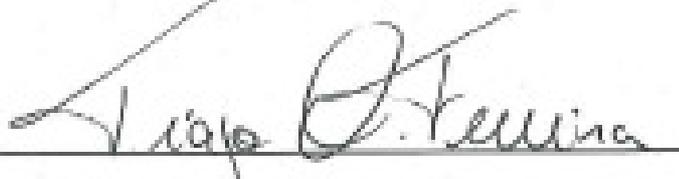
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia: Solos e Nutrição de Plantas, do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Agronomia. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

Aprovada em: 06/03/2012

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dra Mirian Cristina Gomes Costa (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)



Prof. Dr. Tiago Osório Ferreira (Coorientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)



Dr. Carlos Alberto Kenji Taniguchi
Embrapa Agroindústria Tropical

A Deus.
Aos meus pais, Socorro e Wilson, pelo amor e educação.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer a Deus por estar sempre comigo, por todas as conquistas, pela minha família, amigos e saúde.

Aos meus familiares que estiveram comigo em todos os momentos e colaboraram com carinho.

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

À prof. Mirian Cristina Gomes Costa pela orientação, amizade, apoio, paciência, ajuda em todas etapas desse trabalho e por ter apostado no meu trabalho, ensinamentos que vou levar por toda minha vida.

À todos os colegas do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará, em especial aos professores Sildemberny Santos e Arilene Franklin pela orientação e estímulo.

À minha turma de mestrado Edineide, Carol, Priscilla, Daniel, Augusto, Ailton, Zé Filho, Stella e Leo, pelos bons momentos vividos e colaboração.

Aos amigos do Departamento Isabela (minha irmã), Gabriel, Dimitri Wilson, Girlane, Ana Leônia, Romildo, Tássia, Alide, Rafaela Watanabe, Camila, Gislaine, Adriana, Daniela Zuliani pela colaboração e companheirismo.

Ao professor Tiago Osório pela co-orientação, amizade e disponibilidade.

Aos professores: Ricardo Romero, Assis Júnior, Paulo Mendes, Teogénes e Vânia, pelos ensinamentos repassados em aula e, principalmente, aos que tornaram possível a realização desse trabalho pela disponibilidade dos laboratórios.

Aos funcionários do Departamento de solos Antônio José, Geórgia, Tavares, Edilson, Aldo, Franzé e Fátima.

À Capes pela concessão da bolsa durante meus anos de mestrado.

E a todos que colaboraram de forma direta ou indireta com este trabalho, o meu “muito obrigada”.

RESUMO

Dentre as alternativas para recuperar áreas degradadas está a adição de resíduos orgânicos visando melhorar a estrutura e a disponibilidade de nutrientes no substrato degradado. No Estado do Ceará, o resíduo orgânico proveniente de tanques de criação de camarões (carcinicultura) merece destaque por apresentar teores relevantes de nutrientes e matéria orgânica. O objetivo deste estudo foi comprovar a hipótese de que o resíduo de carcinicultura favorece o desenvolvimento de leguminosas arbóreas e melhora o substrato degradado. Na etapa inicial do estudo foi feita a caracterização geoquímica e físico-química do resíduo para identificar a presença de pirita e o risco potencial de acidificação. Posteriormente, foi instalado um experimento em casa de vegetação com delineamento experimental em blocos casualizados e esquema fatorial 5x3, com quatro repetições. Os tratamentos foram cinco doses de resíduo de carcinicultura (0; 2; 4; 8; 12 Mg ha⁻¹) e três espécies de leguminosas: Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), Leucena (*Leucaena leucocephala*) e Jurema Preta (*Mimosa hostilis*). Três meses após a adição do resíduo de carcinicultura foi avaliado o crescimento das leguminosas, bem como a fitomassa e o acúmulo de nutrientes na parte aérea e nas raízes. Também foi avaliada a disponibilidade de nutrientes no substrato. Por meio dos resultados da análise geoquímica do ferro foi observado baixo grau de piritização e, conseqüentemente baixo risco de acidificação ao utilizar o resíduo de carcinicultura. Ao final do período de três meses de avaliação do experimento em casa de vegetação, constatou-se que as leguminosas arbóreas responderam positivamente às doses de resíduo. As espécies que apresentaram maior crescimento em altura e maior fitomassa foram *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Mimosa hostilis*, apresentando também maior acúmulo de nutrientes. Os efeitos do resíduo de carcinicultura no solo foram: aumento na condutividade elétrica e no pH. Conclui-se que o resíduo da carcinicultura favorece o crescimento e o desenvolvimento das leguminosas arbóreas avaliadas no presente estudo, sem prejudicar atributos químicos e físicos do substrato e permitindo maior disponibilidade de nutrientes de modo a favorecer o processo de revegetação da área degradada.

Palavras-Chave: Recuperação de áreas degradadas. Degradação no semiárido. Resíduo orgânico.

ABSTRACT

The addition of organic residues is among the alternatives to rehabilitate degraded lands, aiming to improve the structure as well as the nutrients availability of mining spoils. In the Ceará State, the organic residue from shrimp farms (carcinicultura) deserves attention because it contains relevant amount of nutrients and organic matter. The aim of this study was to test the hypothesis that residue from shrimp farms improves the development of leguminous trees as well as the degraded land. In the initial phase of this study both geochemical and physical-chemical characterization of the organic residue were done aiming to identify the presence of pyrite, and the potential risk of acidification. One experiment was set up under controlled conditions, in the experimental design of randomized blocks in a factorial scheme 5x3, with four replications. The treatments were five rates of organic residue from shrimp farms (0; 2; 4; 8; 12 Mg ha⁻¹) and three leguminous trees species: Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), Leucena (*Leucaena leucocephala*) and Jurema Preta (*Mimosa hostilis*). Three months after addition of the organic residue were evaluated the growth of leguminous trees, the fitomass, as well as the nutrients accumulation in the above ground, and below ground parts of the plants. The availability of nutrients in the substrate also was evaluated. The results of the geochemical analysis showed low amount of pyrite, and consequently the low risk of acidification by the use of organic residue from shrimp farms. After a period of three months was observed that leguminous trees presented positive answer to rates of organic residue. The species that presented higher growth and fitomass production were *Mimosa caesalpiniaefolia* and *Mimosa hostilis*, presenting also the higher nutrients accumulation. The effects of the organic residue in the soil were: increase in soil electric conductivity, and pH. The conclusion is that the organic residue from shrimp farms improved the growth and development of leguminous trees in the present study, and it did not damage soil chemical and physical attributes, allowing higher availability of nutrients to favour plant growth in degraded land.

Keywords: Rehabilitation of degraded areas. Degradation in semi-arid. Organic residue.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	10
1.1 A mineração de ferro	10
1.2 Resíduo de carcinicultura na revegetação de estéreis de mineração de ferro ..	12
1.3 Leguminosas para revegetar estéreis de mineração de ferro	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
2 CAPÍTULO 1: CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUO DO FUNDO DE TANQUE DE CARCINICULTURA PARA FINS DE REUSO COMO CONDICIONADOR DE SOLOS DEGRADADOS	20
RESUMO	20
ABSTRACT	21
2.1 INTRODUÇÃO	22
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	24
2.2.1 Área de estudo	24
2.2.2 Amostragem	24
2.2.3 Procedimentos analíticos	25
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
2.3.1 Parâmetros físico-químicos	26
2.3.2 Geoquímica do Fe	27
2.4 CONCLUSÕES	32
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
3 CAPÍTULO 2: LEGUMINOSAS ARBÓREAS CULTIVADAS EM ESTÉRIL DE MINERAÇÃO DE FERRO COM APLICAÇÃO DE RESÍDUO DO FUNDO DE TANQUE DE CARCINICULTURA	38
RESUMO	38
ABSTRACT	39
3.1 INTRODUÇÃO	40
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	41
3.2.1 Instalação do experimento	41
3.2.2 Delineamento experimental.....	43
3.2.3 Condução do experimento	43

3.2.4 Variáveis avaliadas	44
3.2.4.1 Crescimento e massa seca das leguminosas arbóreas	44
3.2.4.2 Teor e acúmulo de nutrientes	45
3.2.4.3 Análise estatística	45
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
3.3.1 Crescimento e massa seca das leguminosas arbóreas	46
3.3.1.1 Altura, número de folhas e incremento em altura	46
3.3.1.2 Massa seca da parte aérea e raízes	50
3.3.1.3 Teores foliares de macronutrientes	52
3.3.1.4 Teores foliares de micronutrientes	54
3.3.1.5 Acúmulo de nutrientes na parte aérea das leguminosas	55
3.3.1.6 Acúmulo de nutrientes nas raízes das leguminosas	60
3.3.1.7 Acúmulo total de nutrientes nas leguminosas	62
3.4 CONCLUSÕES.....	66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67

4 CAPÍTULO 3: ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM ESTÉRIL DE MINERAÇÃO DE FERRO TRATADO COM RESÍDUO DE CARCINICULTURA.....	71
RESUMO.....	71
ABSTRACT	72
4.1 INTRODUÇÃO	73
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	74
4.2.1 Instalação do experimento	74
4.2.2 Delineamento experimental.....	76
4.2.3 Condução do experimento	76
4.2.4 Coleta das amostras de solo e análise dos atributos químicos.....	77
4.2.5 Análise estatística	78
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
4.4 CONCLUSÕES.....	86
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

1 INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

1.1 A mineração de ferro

A mineração de ferro é uma atividade relevante na economia brasileira. Um levantamento realizado no ano de 2008 mostra que as reservas nacionais alcançaram 33 bilhões de toneladas, situando o país como a quinta maior reserva mundial de minério de ferro. No que diz respeito à produção mundial, a China é o primeiro produtor e o Brasil ocupa a segunda posição, com um setor composto por 95% de pequenas e médias minerações (IBRAM, 2010). O DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral) registrou em 2010, por meio do Relatório Anual de Lavra, 7.932 empresas que se distribuem no Brasil da seguinte forma: 439 empresas nas regiões Norte, 942 Centro-Oeste, 1.258 Nordeste, 1.901 Sul e 3.392 na Sudeste (IBRAM, 2011).

Na Região Nordeste, mais precisamente no Estado do Ceará, sabe-se da ocorrência de mais de 50 reservas de minério de ferro distribuídas, principalmente, nos municípios de Sobral-Camocim, Novo Oriente-Tauá e Iguatú-Aurora. No entanto, pouco tem sido feito em termos de caracterização geológica, tecnológica e de avaliação dessas reservas no Estado (CPRM, 2010). Informações do IBRAM (2010) indicam que o número de pedidos para pesquisa de minério de ferro no Ceará cresceu 374% em pouco mais de dois anos.

A mineração de ferro causa degradação severa devido a retirada da vegetação nativa e remoção da camada superficial de solo. O conhecimento das características da exploração auxilia a compreender os impactos da atividade na qualidade do solo. Segundo Jesus (2009), a mineração de ferro no Brasil se desenvolve em minas a céu aberto, sendo a lavra realizada em bancadas com desmonte por explosivos ou escavadeiras, o carregamento feito com pás carregadeiras. O beneficiamento consiste de britagem, peneiramento, lavagem, classificação, concentração e pelotização.

Como resultado do processo de exploração, o solo da área perde suas características originais, transformando-se no que Espósito (2000) classificou como estéreis e rejeitos. Estéreis são materiais (solo, subsolo, rocha) de ocorrência natural na área minerada, mas que não são aproveitados economicamente. Já o rejeito é o material resultante do beneficiamento do minério, do qual já foi extraída a parte de interesse econômico. Estéreis e rejeitos apresentam características físicas e químicas desfavoráveis ao crescimento de plantas. Silva *et al.* (2006), em estudo de caracterização de estéreis e rejeitos de mineração de ferro,

verificaram alto valor de pH, baixos teores de macronutrientes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P) e micronutrientes (Zn e Cu), com exceção apenas para o Fe e Mn. Os autores também observaram limitações físicas, como baixa capacidade de retenção de água e baixa condutividade hidráulica, que dificultam o desenvolvimento do sistema radicular das plantas. Além disso, estéreis e rejeitos possuem baixo teor de carbono orgânico. Características semelhantes às citadas anteriormente também foram observadas por Samitri (1989).

Estudos têm sido feitos para solucionar os problemas relacionados à presença de estéreis e rejeitos nas áreas de mineração. Alguns destes estudos enfocam alternativas para seu uso econômico aproveitando-o como material cimentante (YI *et al.*, 2009) ou na produção de tijolos (YELLISHETTY *et al.*, 2008). Como o rejeito ainda possui elevadas quantidades de ferro, Li *et al.*, (2010) estudaram uma técnica de recuperação do minério contido nas pilhas, constatando que grande quantidade do ferro pode ser reaproveitada.

Porém, mesmo que estéreis e rejeitos possam ser utilizados para outros fins e que técnicas permitam extrair mais ferro dos rejeitos, pilhas com grandes quantidades desses materiais sempre estarão presentes nas áreas de mineração. Com isso surge a necessidade de realizar estudos que enfoquem no problema dos estéreis e de rejeitos do ponto de vista da recuperação da área degradada, na qual ambos servirão como substrato para restabelecimento da vegetação. Estudos têm buscado reutilizar estes materiais no processo de recuperação das áreas degradadas (WONG, 2003; NORLAND; VEITH, 1995).

Ao ponderar os impactos da mineração é preciso considerar que a Região Nordeste corresponde a 18% do território nacional e 75% dessa região recebem a classificação climática de semiárida e árida (EMBRAPA, 1993). O clima do semiárido contribui para o predomínio de solos rasos, pedregosos e pouco intemperizados que, na maioria das vezes, apresentam restrições à infiltração da água e são vulneráveis à erosão hídrica. A principal formação vegetal no semiárido nordestino é a caatinga, cujas árvores são baixas, com troncos finos e engalhamento profuso, deixando os solos sujeitos às ações pluviais de alto potencial erosivo (GUERRA, 2009).

As características da caatinga, aliadas aos solos do semiárido, favorecem a erosão sazonal de forma intensa, mesmo sem a intervenção humana. Nas áreas em que há exploração do minério de ferro, a vegetação é totalmente removida, expondo ainda mais o solo à erosão. O restabelecimento da vegetação é de grande importância para recuperar áreas degradadas pela mineração de ferro no semiárido. Porém, considerando as limitações do substrato

degradado e do clima da região, é necessário adotar as estratégias que garantam o sucesso no restabelecimento da vegetação.

1.2 Resíduo de carcinicultura na revegetação de estéreis de mineração de ferro

A adição de fontes de nutrientes em estéreis ou rejeitos da mineração tem sido considerada uma etapa importante das estratégias de revegetação. Nesse sentido, o uso de resíduos orgânicos provenientes de diversas atividades antrópicas pode ser duplamente vantajoso, se proporcionar destinação segura para o material orgânico, bem como a melhoria de estéreis e rejeitos de mineração de modo a viabilizar o crescimento de plantas.

Neste contexto, surgiu o termo “Tecnosolos” como referência a solos formados “artificialmente”, tendo como base a intervenção humana no processo de recuperação de uma área degradada. Constituem um novo grupo de solos (WRB, 2006), derivados de resíduos provenientes de atividades humanas cujo uso faz parte das estratégias para melhorar o substrato e possibilitar a revegetação. O preparo de Tecnosolos visa reutilizar resíduos e melhorar as condições físicas e químicas de substratos para recuperar áreas degradadas (PUNSHON; ADRIANO; WEBER, 2002). Problemas ambientais resultantes do uso de resíduos para compor Tecnosolos podem ser evitados com o bom conhecimento das características do material e com sua adequação ao propósito de recuperação. Além disso, as características do produto final devem ser adequadas às condições edafoclimáticas da área a ser recuperada (ARBESTAIN *et al.*, 2008).

Segundo Pinto (2008), os resíduos gerados pela indústria de pesca podem ser utilizados na agricultura, principalmente como adubo. A produção e o processamento do camarão geram grandes quantidades de resíduos que, geralmente, são descartados clandestinamente em rios ou no mar (FIGUEIREDO *et al.*, 2006; PÁEZ-OSUNA, 2001). Como isso tem ocasionado graves problemas de poluição, seria mais adequado que esses resíduos tivessem uma destinação segura como material orgânico passível de utilização na melhoria de substratos degradados.

A questão ambiental do cultivo de camarão (carcinicultura) é bastante complexa, visto que cada elo da cadeia produtiva ocasiona impactos ao ambiente (FIGUEIREDO; ROSA; GONDIM, 2003). Dentre esses impactos está a poluição decorrente do descarte de efluentes nos estuários e rios (JOVENTINO; MAYORGA, 2008). Esses efluentes são ricos

em sedimentos, em matéria orgânica e em nutrientes, contribuindo com a eutrofização das águas (FIGUEIREDO *et al.*, 2006).

O resíduo da carcinicultura é composto por restos alimentares, fezes, exúvia dos organismos mortos e por nutrientes que são aplicados aos tanques. A adição desses nutrientes ocorre na fase da produção de larvas onde se utilizam fertilizantes como o nitrato de potássio e fosfato de potássio dibásico. No processo de criação, são realizadas aplicações de ureia, calcário dolomítico, superfosfato triplo, além da alimentação dos crustáceos com ração comercial. De acordo com Fraga (2002), a fração mineral da ração é composta por potássio, magnésio, manganês, zinco, iodo, selênio e cobre. Já na fase de produção dos camarões são usados químicos como metabissulfito de sódio e antibióticos (FIGUEIRÊDO *et al.*, 2006).

Alguns produtos químicos utilizados no cultivo de camarão, como os compostos organoestânicos, compostos de cobre e outros elementos, possuem alta afinidade aos sedimentos tornando-se persistentes e passíveis de impactarem negativamente o meio (GRASLUND; BENGTTSSON, 2001). Em estudo realizado por Nóbrega (2010) foi verificado que os efluentes da carcinicultura elevam os teores de Cu e Zn e que parte desses metais se encontra em formas biodisponíveis passíveis de contaminação do ambiente. Todos estes produtos podem se acumular nos sedimentos depositados no fundo dos tanques de carcinicultura, constituindo resíduo de aspecto enegrecido e lamoso (BERGHEIM; ASGARD, 1996, *apud* TORRES, 2009). A maioria das empresas de carcinicultura descarta esse resíduo diretamente nos cursos hídricos, de modo que uma destinação mais segura para esse material seria necessária.

A aplicação do resíduo de carcinicultura para melhorar substratos degradados pode ter limitações referentes à presença de metais pesados, patógenos e compostos orgânicos persistentes, que podem causar impactos ambientais negativos. Santos (2005) caracterizou a origem e a distribuição de Cu e Zn em três fazendas produtoras de camarão do litoral leste do Estado do Ceará. Seus resultados mostraram que o sistema de cultivo intensivo do *Litopenaeus vannamei* pode funcionar como acumulador de metais no sedimento do fundo dos tanques provenientes da alimentação. Torres (2009), avaliando a distribuição de cobre (Cu) e chumbo (Pb) no sedimento, no material particulado em suspensão e na biota de um canal de maré receptor de efluentes da carcinicultura, verificou uma correlação positiva significativa entre o Cu e a matéria orgânica, comprovando o efeito negativo do resíduo da carcinicultura uma vez introduzido no ambiente.

Outro problema citado na literatura é a formação de sulfetos de ferro, principalmente como pirita, em ambiente anóxico sedimentar dos tanques de criação. Logo após a despesca, os tanques são oxidados e, segundo Weber e Weber (1978), a presença do ácido sulfúrico no fundo dos tanques causa decréscimo no pH, alcançando valores entre 4 e 5.

Além da presença de metais pesados e dos riscos de acidificação pela presença de material sulfídrico, o excesso de sais é outra preocupação no que se refere à utilização de resíduos de carcinicultura para melhorar substratos de áreas degradadas. Esse potencial salino é agravado pelos sais provenientes da água do mar e também pelos insumos adicionados nos tanques de criação. Figueiredo *et al.*, (2005), avaliando o lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores concluíram que a condutividade elétrica (CE) do efluente do viveiro é maior em fazendas que realizam a fertilização. Outros fatores que também contribuem para a concentração de sais são a evaporação intensa e a despesca que intensifica a mineralização da matéria orgânica e a conseqüente solubilização de sais no fundo do viveiro (FIGUEIREDO *et al.*, 2005).

Para dar ênfase à adição de resíduos orgânicos como estratégia para revegetar uma área degradada, considera-se que quando a vegetação é retirada e a ciclagem de nutrientes é interrompida, a única reserva ativa é a do solo, que não terá mais a adição de nutrientes e/ou matéria orgânica. Portanto, ao tentar revegetar a área, não haverá reserva nutricional suficiente para propiciar o desenvolvimento inicial das plantas. Além disso, com baixas reservas, o desenvolvimento radicular será superficial, diminuindo o volume de solo explorado, resultando em menor absorção de água e nutrientes (BARBOSA, 2006).

1.3 Leguminosas para revegetar estéreis de mineração de ferro

O êxito do processo de recuperação de áreas degradadas não depende somente da introdução de resíduos orgânicos e/ou minerais, mas também das espécies vegetais adequadas. Segundo Ferreira *et al.* (2007), em função do grande número de espécies e de suas complexas inter-relações e interações com o ambiente, a escolha será mais correta quanto maior for o conhecimento a respeito delas.

As leguminosas apresentam uma característica importante que é a capacidade de fixar nitrogênio atmosférico em simbiose com bactérias do gênero rizóbio, embora isso não seja comum a todas as espécies (ALLEN; ALLEN, 1981). É justamente devido a esse potencial que as leguminosas são favoráveis no processo de revegetação de solos degradados.

As leguminosas, principalmente as de crescimento rápido, têm demonstrado alta capacidade de adaptação às áreas degradadas por inúmeros processos (CAMPELLO, 1999). As espécies da família das leguminosas são reconhecidas por serem melhoradoras das características físico-químicas do solo, uma vez que produzem grande quantidade de biomassa e que exploram grande volume de solo, promovendo maior agregação. As leguminosas também podem estabelecer dupla simbiose entre bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos arbusculares sendo esta associação importante para o crescimento das espécies (MONTEIRO, 1990).

Para as condições edafoclimáticas do semiárido nordestino, leguminosas nativas podem ser vantajosas na revegetação de áreas degradadas pela mineração de ferro, pois devem apresentar melhor resistência ao déficit hídrico. Por outro lado, estudos enfatizam também o potencial de espécies exóticas na caatinga (ARAUJO FILHO *et al.*, 2007; FORTES; BALEIRO; FRANCO, 2004; FREIRE; RODRIGUES; MIRANDA, 2010).

A estratégia de recuperação de solos degradados deve basear-se em técnicas que promovam não apenas a utilização de espécies de rápido crescimento, mas também daquelas que sejam capazes de melhorar o substrato por meio do aporte de matéria orgânica (SALMI, 2008) visando restaurar ciclagem dos nutrientes pela incorporação do material vegetal. Após seu estabelecimento, essas plantas facilitariam o posterior estabelecimento de outras espécies vegetais mais exigentes através do crescimento de raízes, deposição das folhas, e consequente cobertura vegetal que visa proteger o solo contra os processos erosivos (FRANCO *et al.*, 1992).

Com base nas hipóteses de que o resíduo de carcinicultura tem potencial como condicionador de solo, melhora o substrato degradado pela mineração de ferro e favorece o desenvolvimento de leguminosas arbóreas, objetivou-se com o presente estudo: a) caracterizar o resíduo de carcinicultura quanto à geoquímica de Fe e parâmetros físico-químicos; b) verificar o efeito de doses do resíduo de carcinicultura adicionadas ao estéril de mineração no crescimento de leguminosas arbóreas, na produção de fitomassa e no acúmulo de nutrientes e metais nas plantas; c) verificar as alterações em atributos químicos do substrato degradado em função do resíduo adicionado e do crescimento das leguminosas arbóreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, O. N.; ALLEN, E. K. **The leguminosae**: a source book of characteristics use and nodulation. Wisconsin: University of Wisconsin Press, 1981.

ARAÚJO FILHO, J. A. *et al.* Avaliação de leguminosas arbóreas, para recuperação de solos e repovoamento em áreas degradadas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Quixeramobim, v. 2, n. 2, p. 1698-1701, 2007.

ARBESTAIN, M. C. *et al.* Extractability and leachability of heavy metals in Technosols prepared from mixtures of unconsolidated wastes. **Waste Management**, v. 28, p. 2653-2666, 2008.

BARBOSA, L. M. **Manual para recuperação de áreas degradadas do estado de São Paulo**: matas ciliares do interior paulista. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006.

CAMPELLO, E. F. C. **A Influência de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio na sucessão vegetal em áreas degradadas na Amazônia**. 1999. 121 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1999.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS. **Ferro no Nordeste do Brasil**. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?inford=1190&sid=9#PTSEC-INS>>04/07/2010>. Acesso em: 10 jun. 2011.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Semi-Árido (Petrolina – PE). **Relatório técnico do Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Semi-Árido**: CPATSA 1979-1990. Petrolina, 1993.

ESPÓSITO, T. J. **Metodologia probabilística e observacional aplicada a barragens de rejeito construídas por aterro hidráulico**. 2000. 363 f. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2000.

FERREIRA, W. C. *et al.* Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada a margem do Rio Grande, na usina hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 177-185, 2007.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al.* Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 231-240, 2006.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al.* Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 167-174, abr./jun. 2005.

FIGUEIREDO, M. C. B.; ROSA, M. F.; GONDIM, R. S. Sustentabilidade ambiental da carcinicultura no Brasil: desafios para a pesquisa. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 34, n. 2, p. 242-253, 2003.

FORTES, J. L. O.; BALIEIRO, F. C.; FRANCO, A. A. Leguminosas arbóreas como agentes de recuperação de áreas degradadas. *In*: MOURA, E. G. (Coord.). **Agroambientes de transição entre o trópico úmido e o semi-árido do Brasil**: atributos; alterações; uso na produção familiar. São Luiz: UEMA, 2004. p. 101-132.

FRAGA, A. P. C. **Caracterização da qualidade da água, dos sedimentos e dos efluentes gerado pela carcinicultura marinha, em duas fazendas do estado de Santa Catarina**. 2002. 30 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2002.

FRANCO, A. A. *et al.* **Revegetação de solos degradados**. Seropédica: EMBRAPA CNPAB, 1992. (Comunicado técnico, n. 09).

FREIRE, A. L. O; RODRIGUES, T. J. D; MIRANDA, J. R. P. Crescimento e nutrição de planta de *Leucaena* (*Leucaena leucocephala* (Lam.) R. de Vit) sob salinidade. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 23, n. 4, p. 1-6, out./dez. 2010.

GRASLUND, S.; BENGTSSON, B. E. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment: a review. **The Science of the Total Environment**, v. 280, n. 1-3, p. 93-131, 2001.

GUERRA, M. D. F. **A problemática da desertificação nos sertões do médio Jaguaribe, Ceará**: o contexto do município de Jaguaribe. 2009. 170 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual do Ceará, Fortaleza, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Informações e Análises da Economia Mineral Brasileira**. 2011. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00001669.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Pedidos de pesquisa crescem 374% no Ceará**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/>>. Acesso em: 3 jul. 2010.

JESUS, C. A. G. **Ferro/Aço**. Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), Brasília-DF, 2009.

JOVENTINO, F. K. P; MAYORGA, M. I. O. Diagnostico socioambiental e tecnológico da carcinicultura no município de Fortim, Ceará. **Revista eletrônica do Prodepa**, Fortaleza, v. 2, n. 1, p. 80-96, jun. 2008.

LI, C. *et al.* Innovative methodology for comprehensive utilization of iron ore tailings: Part 1. The recovery of iron from iron ore tailings using magnetic separation after magnetizing roasting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, n. 1-3, p. 71-77, 2010.

MONTEIRO, E. M. S. **Resposta de leguminosas arbóreas à inoculação com rizóbio e fungos micorrízicos em solo ácido**. 1990. 221 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, 1990.

NÓBREGA, G. N. **Eutrofização e metais pesados em manguezais do Rio Acaraú (Ceará)**: o efeito dos resíduos de carcinicultura. 2010. Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2010.

NORLAND, M. R.; VEITH, D. L. Revegetation of coarse taconite iron ore tailing using municipal solid waste compost. **Journal of Hazardous Materials**, v. 41, n. 2-3, p. 123-134, 1995.

PAEZ-OSUNA, F. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. **Environmental Management**, v. 28, p.131-140, 2001.

PINTO, Z. V. **Desenvolvimento de substrato supressivo à murcha do crisântemo causada por *Fusarium oxysporum***. 2008. Tese (Doutorado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2008.

PUNSHON, T.; ADRIANO, D. C.; WEBER, J. T. Restoration of drastically eroded land, using coal fly ash and poultry biosolid. **Science of the Total Environment**, v. 296, p. 209-225, 2002.

SALMI, A. P. **Crescimento, acúmulo de nutrientes e fixação biológica de nitrogênio em *flemingia macrophylla* [(Willd.) Merrill]**. 2008. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

SAMITRI S. A. **Mineração da Trindade**. Mina de Alegria: Sistema de deposição de rejeitos sólidos. Aspectos ambientais do projeto. Rio de Janeiro: Enge-Rio, 1989.

SANTOS, J. A. **Determinação de cobre e zinco em fazendas produtoras de camarão do litoral leste do estado do Ceará**. 2005. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

SILVA, G. P. *et al.* Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da mina de Alegria, Mariana – MG. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 36, n. 1, p. 45-52, 2006.

TORRES, R. F. **Disponibilidade dos metais cobre e chumbo em um canal de maré receptor de efluentes de carcinicultura**. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

WEBER, R. J.; WEBER, H. H. Management of acidity in mangrove sited aquaculture. **Revista Biologia Tropical**, v. 26, p. 45-51, 1978.

WONG, M. H. Toxic effects of iron ore tailings and the response of watercress from tailings at high concentrations of Fe, Zn and Mn. **Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological**, v. 38, n. 2, p. 129-140, 2003.

WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES. **World Soil Resources Reports No. 103**. Rome, 2006.

YELLISHETTY, M. *et al.* Reuse of iron ore mineral wastes in civil engineering constructions: a case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, p. 1283-1289, 2008.

YI, Z. *et al.* Iron ore tailings used for the preparation of cementitious material by compound thermal activation. **International Journal of Minerals, Metallurgy and Materials**, v. 16, n. 3, p. 355-358, 2009.

2 CAPÍTULO 1: CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUO DE FUNDO DE TANQUE DE CARCINICULTURA PARA FINS DE REUSO COMO CONDICIONADOR DE SOLOS DEGRADADOS

RESUMO

A criação de camarões em viveiro (carcinicultura) é uma atividade em expansão e que tem gerado preocupações ambientais relacionadas aos riscos do descarte indevido do resíduo proveniente do fundo dos tanques. As condições anaeróbias encontradas nos tanques de criação são favoráveis ao processo de sulfato redução que contribui com a formação de pirita. Se o resíduo contendo pirita é removido e exposto ao ar, ocorre a oxidação do material sulfídrico, trazendo riscos de acidificação e biodisponibilização, possivelmente associados às formas reduzidas de ferro. Visando o melhor conhecimento das características do resíduo proveniente do fundo de tanques de carcinicultura, foi realizada extração seqüencial para revelar a distribuição geoquímica do ferro (Fe), bem como as seguintes análises físico-químicas: carbono orgânico total, Eh, pH, NO_3^- e NH_4^+ no resíduo, além de NO_3^- no efluente. Quanto aos parâmetros físico-químicos, o pH manteve-se na alcalinidade após oxidação do resíduo, com valor de 7,6. O nitrato solúvel revelou-se alto ($3,7 \text{ mg L}^{-1}$) segundo a legislação brasileira. Como resultados da análise geoquímica do ferro, a maior fração encontrada foi Fe-carbonático ($62,07 \mu\text{mol g}^{-1}$), seguida por Fe-cristalino ($28,38 \mu\text{mol g}^{-1}$) e Fe-ferridrita ($27,11 \mu\text{mol g}^{-1}$). Foi verificado baixo valor de ferro na fração pirítica ($3,7 \mu\text{mol g}^{-1}$), acarretando em baixo valor de DOP (2,45%). De modo geral, foi observado baixo grau de piritização. Os baixos conteúdos de Fe-pirítico devem resultar da presença de NO_3^- nos tanques.

Palavras-Chave: Material sulfídrico. Contaminação ambiental. Criação de camarão.

ABSTRACT

The shrimp farming is an expanding activity that has generated environmental concerns related to the risks of improper disposal of the residue from the bottom of the ponds. The anaerobic conditions found in the ponds are favorable to the process of sulfate reduction what contributes to the formation of pyrite. If the residue containing pyrite is removed and exposed to air, the oxidation of sulphide material takes place, bringing the risk of acidification and bioavailability, possibly associated with the iron reduced form. Aiming the better understanding of the organic residue characteristics sequential extraction was performed to evaluate the iron geochemical distribution, as well as the following physicochemical analysis: total organic carbon, Eh, pH, NO_3^- , and NH_4^+ in the residue, and NO_3^- in the effluent. Regarding physicochemical parameters pH remained in the alkalinity upon residue oxidation, with the value of 7.6. The soluble nitrate showed high values (3.7 mg l^{-1}) according to Brazilian legislation. In the Iron geochemical analysis, a major fraction was Fe-carbonate ($62.07 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$), followed by Fe-crystalline ($28.38 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$) and Fe-ferrihydrite ($27.11 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$). Low iron value was found in Fe-Pyrite fraction ($3.7 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$), resulting in low value of DOP (2.45%). In general, it was observed a low degree of pyritization. The low content of Fe-Pyrite must come from the presence of NO_3^- in the ponds.

Keywords: Sulfidric material. Risks of Environmental contamination. Reuse.

2.1 INTRODUÇÃO

O cultivo de camarões em cativeiro (carcinicultura) é uma das atividades econômicas que mais se expande no mundo. Segundo FAO (2009), o continente asiático é o maior produtor mundial de camarão cultivado com destaque para a Tailândia, Indonésia, Índia, Bangladesh e Malásia. No continente americano o Equador consolida-se como o maior produtor, seguido pelo México e Brasil (FAO, 2009). Segundo a Associação Brasileira de Criadores de Camarão (ABCC, 2004), o Brasil ocupa o sexto lugar na produção mundial de camarão em cativeiro e lidera o ranking mundial de produtividade. A região Nordeste responde por 93,1% da produção nacional de camarão cultivado e concentra 88,6% dos produtores. O Estado do Rio Grande do Norte é o maior produtor, seguido por Ceará e Bahia (ABCC, 2004). No Ceará a carcinicultura se concentra, principalmente, nos municípios de Aracati e Acaraú (IBAMA, 2005).

No entanto, essa atividade tem se tornado um problema grave devido aos impactos ambientais (GRASLUND; BENGTTSSON, 2001; TOVAR, *et al.*, 2000) que vêm desde a construção dos tanques, desmatando as áreas de mangues, até o descarte dos resíduos.

No que diz respeito à geração de resíduos, seu impacto é principalmente a contaminação dos cursos d'água (JOVENTINO; MAYORGA, 2008) e a eutrofização (FIGUEIREDO *et al.*, 2006). Todo material aplicado nesses tanques, com intuito de viabilizar o crescimento do camarão, sofre sedimentação gerando um resíduo denominado sedimento, lodo, lama ou solo de fundo de tanque. Anvimelech e Ritvo (2003), tratando dos processos e manejo da carcinicultura, evidenciam as quantidades geradas do material que é sedimentado no solo do fundo dos tanques, variando entre 20 a 461 Mg ha⁻¹ por ciclo de cultivo. Extrapolando para áreas de carcinicultura no Estado do Ceará, que correspondem a 6.069,96 ha (IBAMA, 2005), e considerando 20 Mg ha⁻¹ de resíduo produzido, estima-se que no Estado sejam gerados 121.380 Mg de resíduo de carcinicultura por ciclo.

Esse resíduo é composto por restos alimentares, fezes e exúvia dos organismos mortos, apresentando aspecto enegrecido e lamoso (BERGHEIM; ASGARD, 1996, apud TORRES, 2009) com grande quantidade de nutrientes. Esses nutrientes são adicionados aos tanques na forma de adubos minerais (ureia, superfosfato triplo, o superfosfato simples e o sulfato de amônio, dentre outros) com a finalidade de favorecer o crescimento de microalgas que servirão de alimento natural aos camarões. Os nutrientes também podem ser provenientes

da ração utilizada para a engorda dos camarões, que apresenta elevada quantidade de K, Mg, Mn, Zn, I, Se e Cu (FRAGA, 2002).

A maioria dos tanques de carcinicultura marinha encontra-se em áreas de alagadiços costeiros e, portanto, em solos anóxicos onde a sulfato redução destaca-se como a principal via de decomposição da matéria orgânica (FERREIRA *et al.*, 2007; OTERO, 2000; OTERO *et al.*, 2009). O ambiente redutor, associado a fontes lábeis de carbono orgânico, ferro e sulfato, característicos dos empreendimentos de carcinicultura, pode gerar condições favoráveis ao processo da sulfato redução no sedimento do fundo do tanque. Reações redox em solo do fundo de tanque têm sido estudadas por diferentes autores (PONNAMPERUMA, 1972; REDDY; FEIJTEL; PATRICK, 1986), inclusive Burford e Longmore (2001) que observaram que 50-80 % da degradação do carbono na carcinicultura é anaeróbica e associada à sulfato redução.

O produto final estável é a pirita (FeS_2) que permanece estável sob condições anaeróbicas, mas que sofre oxidação quando em condições aeróbicas (OTERO, 2000). Essa oxidação da pirita promove a geração de acidez (WEBER; WEBER, 1978) que favorece a liberação de metais antes associados ao material sulfídrico (HUERTA-DÍAZ; MORSE 1992). Este problema de acidificação pela pirita em “solos sulfato ácidos” é bastante conhecido em vários países, principalmente nas Filipinas e Malásia. Outro exemplo disso ocorreu na Costa Rica, onde a escavação dos viveiros de camarão dentro do mangue levou ao grave problema de acidez e conseqüente abandono da área (SIMPSON; PEDINI, 1985). Neste sentido, se o resíduo de carcinicultura apresentar material sulfídrico, seu descarte indevido ou sua utilização como resíduo orgânico para melhoria de solos degradados podem resultar em impactos ao ambiente em virtude da acidificação. Esse problema, associado à salinidade, pode constituir o maior entrave para o reuso do resíduo de carcinicultura.

A utilização deste resíduo em áreas degradadas possivelmente proporcionará destinação segura, bem como a melhoria dos solos degradados, pois apresenta potencial favorável devido altos teores de nutrientes e matéria orgânica lábil, provenientes dos insumos aplicados durante o ciclo de produção do camarão.

Com base no exposto, o objetivo deste estudo foi caracterizar o resíduo de fundo de tanque de carcinicultura e identificar seu potencial como condicionador de solos, principalmente de áreas degradadas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudo

O resíduo foi coletado em fazenda localizada no município de Aracati (latitude de $4^{\circ}33'42''\text{S}$, longitude de $37^{\circ}46'11''\text{W}$ e altitude de 5,7 metros), conforme ilustrado na Figura 1. A região apresenta clima tropical quente semiárido brando, com temperatura média variando de 26 a 28°C e precipitação de 935,9 mm (IPECE, 2006).

Figura 1 – Área de coleta em tanque de carcinicultura comercial, Aracati (CE).



2.2.2 Amostragem

Amostras do resíduo de carcinicultura foram retiradas de um tanque de criação comercial padrão, que apresentava as dimensões de 100 m de largura por 400 m de comprimento.

Para fins de caracterização do resíduo foram coletadas dez amostras em diferentes pontos do tanque de criação. O potencial de oxi-redução (Eh) foi medido com aparelho portátil e as leituras finais foram corrigidas pela adição do potencial do eletrodo de referência de calomelano (+244 mV). As leituras de pH também foram realizadas com auxílio de um aparelho portátil modelo Hanna HI 98107.

As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, mantidas a baixas temperaturas (4°C), transportadas e armazenadas sob refrigeração até a realização das análises.

2.2.3 Procedimentos analíticos

O nitrato e amônio (N-NH_4^+ e N-NO_3^-) foram determinados seguindo metodologia descrita por Cantarella e Trivelin (2001). O nitrato dissolvido foi determinado pelo método de redução de cádmio (APHA, 2005).

A presença de material sulfídrico foi determinada pela metodologia proposta por Breemen (1982). Para sua determinação uma camada de resíduo, apresentando um centímetro de espessura, foi incubada na capacidade de campo, temperatura ambiente, em proporção por peso em água de aproximadamente 1:1, ou com o mínimo de água para permitir a medição do pH. O resíduo foi mantido nestas condições durante 8 semanas e, após este período, realizou-se a leitura do pH para verificar a presença de material sulfídrico (EMBRAPA, 2006). Foi determinado o potencial total de acidificação conforme metodologia proposta por Konsten, Adriesse e Brinkman (1988). Esse atributo consiste na determinação do pH de oxidação em solo úmido, mediante adição de peróxido e cloreto de sódio (NaCl) 1M e aquecimento a 70 °C até completar a oxidação.

O carbono orgânico total foi quantificado por oxidação via úmida com dicromato de potássio [$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$] 0,167 mol L⁻¹ em meio sulfúrico. Esta análise seguiu metodologia proposta por Yeomans e Bremner (1988), adaptada por Mendonça e Matos (2005).

Para a realização da extração seqüencial de ferro foi utilizada a combinação dos métodos propostos por Tessier, Campbell e Bisson (1979), Huerta-Díaz e Morse (1990) e Fortín, Leppard e Tessier (1993), obtendo as seguintes frações: F1) Fe trocável e dissolvido; F2) Fe associado à carbonatos; F3) Fe associado à ferridrita; F4) Fe associado à lepidocrocita; F5) Fe associado às formas cristalinas ; F6) Fe associado à pirita.

Por meio da extração seqüencial foi possível determinar o grau de piritização do Fe (DOP), que estabelece a porcentagem de Fe reativo incorporada à fração pirítica (BERNER, 1970). Na determinação do DOP é considerado como Fe reativo o somatório do Fe extraído nas frações F1, F2, F3, F4 e F5, sendo o cálculo realizado conforme a equação 1.

$$\text{DOP} = (\text{Fe-pirítico} / \text{Fe-reativo} + \text{Fe-pirítico}) \times 100 \quad (1)$$

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Parâmetros físico-químicos

O valor médio de pH verificado (Tabela 1) evidencia ambiente alcalino. Sonnenholzner e Boyd (2000) observaram valores de pH do solo com variação de 4,8 a 8,2 em tanques de criação de camarão marinho no Equador. Nesse caso, o pH com reação ácida observado pelos autores deveu-se ao ácido sulfúrico produzido nos tanques em função da oxidação de material pirítico (JOHNSTON *et al.*, 2002; RITVO *et al.*, 1998).

O valor alto de pH verificado neste estudo é corroborado por Lopes (2006) que, realizando um estudo de acúmulo de metais (Zn e Cu) em viveiro de camarão, verificou baixa disponibilidade desses elementos justificada pelo aumento de pH nas camadas superficiais, em virtude da calagem.

Quanto ao Eh (Tabela 1), o mesmo encontrou-se próximo a 150 mV, indicando ambiente sub-óxico (TIAN-YEN, 1985). Provavelmente esse valor deva-se à aeração existente nos tanques que promoveu a difusão do oxigênio e propiciou ambiente mais oxidado.

Os valores de pH após o teste de oxidação e de incubação no resíduo ficaram acima de 4, apresentando valores de 7,13 e 7,4, respectivamente. Esses altos valores possivelmente se devem ao efeito tampão dos carbonatos, elevando o pH.

Tabela 1 – Valores médios (n=10) (\pm Desvio) dos parâmetros físico-químicos no resíduo de fundo de tanque de carcinicultura.

Parâmetros	Média
pH (H ₂ O)	6,8 \pm 0,08
Eh (mV)	150 \pm 74,78
Umidade (%)	50
COT (g kg ⁻¹)	14,94 \pm 0,28
M.O. (%)	2,60 \pm 0,59
NO ³⁻ (mg kg ⁻¹)	6,5 \pm 1,56
NH ⁴⁺ (mg kg ⁻¹)	90,07 \pm 11,68
NO ³⁻ no efluente (mg L ⁻¹)	3,10 \pm 0,07
pH de oxidação	7,13 \pm 0,08
pH de incubação	7,42 \pm 0,30

2.3.2 Geoquímica do ferro

O cultivo do camarão em tanques origina um ambiente peculiar ou propício a mudanças na geoquímica do ferro, que são influenciadas por aspectos químicos e biológicos. Segundo Greenwood (1961), a principal causa dessas mudanças é a diminuição ou escassez do oxigênio, devido à dificuldade de difusão oferecida pela água.

Uma vez que são instalados os tanques e estabelecidas as condições anaeróbias, a presença e a atividade dos microrganismos são alteradas, pois em substituição ao oxigênio os microrganismos passam a utilizar outros oxidantes, de acordo a sequência: nitrato (NO_3^-) → Oxi-hidróxidos de manganês → Oxi-hidróxidos de ferro → sulfato → dióxido de carbono (AVNIMELECH; RITVO, 2003; BARTLETT; JAMES, 1993; REDDY; FEIJTEL; PATRICK, 1986).

De acordo com a extração sequencial (Tabela 2) foi constatado que o maior conteúdo de Fe se encontrou associado a carbonatos ($62,07 \mu\text{mol g}^{-1}$), seguido pelo Fe-cristalino (goethita) ($58,38 \mu\text{mol g}^{-1}$) e pelo ferro associado à ferridrita ($27,11 \mu\text{mol g}^{-1}$). Já os teores de Fe trocável e associado à lepidocrocita foram pouco expressivos (Tabela 2). Adicionalmente, foi verificado baixo valor de ferro incorporado à fração pirítica ($3,7 \mu\text{mol g}^{-1}$), acarretando em baixo valor de DOP (2,45%).

Tabela 2 – Especificação das formas de ferro e valor DOP em resíduo do fundo de tanque de carcinicultura

Frações de Ferro						DOP
----- $\mu\text{mol g}^{-1}$ -----						----%---
F1 ^a	F2 ^a	F3 ^a	F4 ^a	F5 ^a	F6 ^a	DOP ^b
0,213±0,010	62,07±10,53	27,11±5,60	0,53±0,007	58,38±4,78	3,7±0,94	2,44±0,66

^a F1- Ferro trocável; F2- Ferro carbonático; F3- Ferro ferridrítrico; F4- Ferro ledipocrocítico; F5 -Ferro cristalino (goethita); F6- Ferro pirítico. ^b DOP- Grau de piritização. Ferro total: $\sum \text{F1} \rightarrow \text{F6} = 152,00 \mu\text{mol g}^{-1}$; Fe óxidos: $\sum \text{F3} \rightarrow \text{F5} = 86,02 \mu\text{mol g}^{-1}$.

As características geoquímicas verificadas no resíduo do presente estudo diferem em relação ao encontrado na literatura para solos de ambientes estuarinos (Tabela 3).

O domínio da fração Fe associado aos carbonatos deve-se provavelmente, ao valor de pH (Tabela 1). A ocorrência de pH elevado, conforme apresentado na Tabela 1, pode ter favorecido a precipitação de ferro na forma de carbonatos, uma vez que o pH baixo não favorece a precipitação dos carbonatos que, via de regra, ocorre na faixa de pH entre 6 a 8 (OTERO *et al.*, 2009).

Tabela 3 – Características geoquímicas em ambiente estuarinos

Ferro reativo $\mu\text{mol g}^{-1}$	Fe-pirítico $\mu\text{mol g}^{-1}$	DOP	Ref.
101,67	60	32%	Otero <i>et al.</i> , 2009
173,7	40	28%	Ferreira <i>et al.</i> , 2007
110,97	195,5	>75 %	Otero; Anta; Macíaz, 2009

Um dos fatores que pode ter influenciado a geoquímica do ferro em relação ao carbonato é o manejo da carcinicultura. Esse manejo se baseia, principalmente, em consecutivas aplicações de materiais neutralizantes nos tanques de criação, por meio da adição de cal virgem ou calcário dolomítico. Esses materiais promovem o aumento do pH (YUVANATEMIYA; BOYD, 2006) e a reprecipitação de metais na forma de carbonatos.

A calagem visa neutralizar a camada superficial do sedimento do fundo dos tanques e aumentar alcalinidade total e a dureza total da água (QUEIROZ; BOEIRA, 2006). Se a calagem não for feita, a presença de sedimentos pode ser considerada inadequada para aquicultura, pois esses sedimentos interferem indiretamente na produção de plâncton e bentos. Esses efeitos resultam em baixa produção de peixes e de outras espécies cultivadas. A adição de calcário é realizada quando o solo do tanque ou mesmo o resíduo, após vários ciclos, apresentam pH de reação ácida, de modo que a aplicação do insumo auxilia na correção da acidez e proporciona condições favoráveis à decomposição dos substratos orgânicos, haja vista que um dos principais objetivos da calagem é a decomposição da matéria orgânica acumulada, para garantir o desenvolvimento dos camarões.

Em ambientes com alta alcalinidade a solubilidade é controlada, principalmente, por carbonatos, de maneira que esses possam precipitar em fase pura como rodocrocita (MnCO_3) ou carbonato misto de Ca e Mn como kutnahorita, $\text{CaMn}(\text{CO}_3)_2$ (OTERO, 2000). Com a redução dos oxihidróxidos de Fe, mesmo que de forma inexpressiva, esse ferro pode difundir na superfície e ser oxidado novamente, podendo precipitar como carbonato (siderita: FeCO_3).

A co-dominância da fração F5 (Fe-goethita; $62,07 \mu\text{mol g}^{-1}$) pode estar relacionada à existência de um ambiente subóxico, verificado no meio (Tabela 2) pelos valores de Eh superiores a 100 mV (~150 mV; Tabela 2). Segundo Canfield, Thamdrup e Hansen, (1993) em condições subóxicas, a redução dos óxidos e oxidróxidos de ferro pode dominar o processo de degradação da matéria orgânica, aumentando as concentrações de Fe^{2+} na água intersticial e favorecendo sua precipitação sob a forma de carbonatos, fosfatos e

sulfetos; ou, alternativamente, pode haver nova oxidação promovendo a síntese de ferrihidrita, lepidocrocita e goethita.

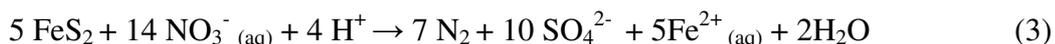
Como o resíduo avaliado no presente estudo apresentou considerável fração cristalina ($86,02 \mu\text{mol g}^{-1}$, conforme apresentado na Tabela 2), infere-se que a redução de ferro por parte das bactérias não foi dominante. No entanto, é importante frisar que a redução de ferro cristalino, principalmente goethita, nem sempre está associada à ambiente oxidado, pois muitas vezes o ferro cristalino não é reduzido e se tem, por exemplo, sulfato redução.

Postma e Jakoben (1996) afirmam que a atividade das bactérias é limitada diante de óxidos mais estáveis (ex. goethita) devido à sua menor área de superfície específica. Dessa forma, os óxidos menos estáveis (ex. ferrihidrita e lepidocrocita) são mais facilmente utilizados por estes microrganismos no processo de sulfato-redução. Nesse sentido, é encontrada a seguinte ordem decrescente de solubilidade por parte dos microrganismos: ferrihidrita > lepidocrocita > goethita.

Conforme já mencionado, a formação da pirita e sua posterior exposição, com conseqüente oxidação, é a principal preocupação quanto ao impacto que o resíduo do fundo de tanque de carcinicultura pode trazer ao ambiente.

Apesar da quantidade de ferro reativo, a baixa formação da pirita se deve à limitação do processo de sulfato-redução provocada pela presença de outras fontes oxidantes. Jorgensen *et al.* (2009) observaram baixos valores de Fe-pirítico, indicando que isso poderia ter ocorrido devido à presença de elevadas quantidades de NO_3^- nos tanques de aquicultura. Grandes quantidades de NO_3^- podem limitar a sulfato-redução, uma vez que o sulfato só é reduzido na medida em que o nitrato e outras formas como Mn(IV) e Fe (III) são esgotadas ou muito escassas (OTERO, 2000). No caso do resíduo avaliado no presente estudo, a maior parte do ferro está ligada aos carbonatos, de modo que para sua disponibilização é necessário diminuir o pH, o que não é possível em virtude do manejo dos tanques.

Outra possível explicação para o baixo grau de piritização fundamenta-se na “degradação” da pirita que, supostamente, já existia na área sendo proveniente do solo. Nesse caso, sua quantificação inexpressiva seria em virtude da degradação sofrida em função do manejo dos tanques, com adição de elevadas quantidades de nitrato. Este fato foi observado também por Jorgensen *et al.* (2009) que verificaram que o nitrato estava diretamente envolvido na oxidação da pirita, processo em que se tem a pirita como doador de elétrons na desnitrificação do nitrato no meio, conforme apresentado na equação 3:



No que se refere a sulfato-redução proporcionada por microrganismos, a formação inexpressiva de pirita no resíduo estudado é consequência tanto da presença de ferro reativo ($148,31 \mu\text{mol g}^{-1}$), quanto da forma na qual esse se encontra. O baixo valor de DOP (2,44 % Tabela 2) indica que existe potencial para a formação de pirita por parte da elevada quantidade de ferro reativo presente ($148,31 \mu\text{mol g}^{-1}$). Quanto maior o ferro reativo no meio, maior é o potencial deste ser reduzido e, posteriormente, ser utilizado na formação da pirita (SCHENAU *et al.*, 2002). A formação da pirita somente é possível com a redução do sulfato a sulfeto de hidrogênio, seguida de uma reação do H_2S com ferro reativo para formar sulfeto de ferro, seguida por reações subseqüentes dos sulfetos de ferro metaestáveis com enxofre elementar, polisulfetos ou sulfetos de hidrogênio (BERNER, 1984). O mesmo autor acrescenta que DOP superior a 50% é indicativo de que o processo de piritização é limitado, em virtude de grande parte estar como ferro pirítico.

Vale salientar que a presença da pirita foi evidenciada mesmo que em pequenas quantidades ($3,7 \mu\text{mol g}^{-1}$, conforme apresentado na Tabela 2). É possível inferir que o CaCO_3 do calcário favoreceu a neutralização da acidez gerada pela oxidação da pirita (BREEMEN; BUURMAN, 2003), fazendo com que não fosse observado no ambiente baixos valores de pH.

A geoquímica do Fe parece ter sido influenciada pelo carbono e, consequentemente, pela quantidade de matéria orgânica presente no resíduo estudado. Como já se sabe, mesmo que não exclusivamente, a matéria orgânica é fundamental para a formação da pirita. No presente estudo, o valor médio do carbono verificado no resíduo foi de $14,94 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 1), o que equivale a 2,60 % de matéria orgânica. Ritvo *et al.* (1998), avaliando a qualidade do solo monitorada após consecutivos ciclos de cultura em uma fazenda de camarão marinho no Texas, verificaram que a matéria orgânica variou 1,4-1,5%. Em condições anóxicas estes valores são maiores em virtude da menor taxa de mineralização da matéria orgânica.

Nunes (2001) demonstrou que o aumento na matéria orgânica no solo dos tanques leva à maior demanda de oxigênio durante o processo de degradação. No entanto, segundo Moriarty e Pullin (1987), a quantidade de detrito que pode ser armazenada em um viveiro é limitada pelo grau de aeração, já que os processos oxidativos são responsáveis pela mineralização da matéria orgânica.

Nesse contexto, infere-se que os valores de C podem ser explicados pela degradação da matéria orgânica, possivelmente intensificada pela alta atividade microbiana no meio, em virtude da presença de quantidades expressivas de nitrato. A degradação mediada pela atividade das bactérias redutoras de nitrato (BRN) é mais eficiente. O rendimento energético da oxidação da matéria orgânica pelo nitrato é elevado e semelhante ao que se obtém pelo oxigênio (REDDY; FEIJTEL; PATRICK, 1986), levando a vários grupos de bactéria e fungos a usá-lo como receptor de elétrons. A dominância desse tipo de respiração no presente estudo deve-se à alta quantidade de nitrato no meio, proveniente dos fertilizantes nitrogenados.

A análise do NO_3^- no efluente revelou valor solúvel em água de $3,47 \text{ mg L}^{-1}$. Cunha (2010), caracterizando um viveiro de camarão, encontrou valores de nitrato oscilando entre $0,60$ e $1,96 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo a Resolução Conama 357, (2005), o valor máximo de nitrato para a qualidade da água salobra, para que essa seja indicada para a aquicultura, é de $0,40 \text{ mg l}^{-1}$. Para a qualidade da água salina, também indicada para a aquicultura, o valor máximo de nitrato permitido é de $0,7 \text{ mg l}^{-1}$. Verifica-se, portanto, que o valor de nitrato presente no efluente encontra-se acima dos padrões estabelecidos para as classes.

O nitrato é constantemente aplicado nos tanques de criação, principalmente por meio da ração. Teores de nitrato também podem aumentar devido a nitrificação do meio. Segundo Pereira e Mercante (2005), a nitrificação é um processo aeróbio que ocorre somente nas regiões onde há oxigênio disponível, geralmente na coluna d'água e na superfície do sedimento. Esse processo pode ser beneficiado pela aeração que acontece nos tanques.

Estudos vêm demonstrando o potencial do nitrato em inibir a sulfato-redução. Segundo Maxwell *et al.* (2003), uma alternativa para o controle da atividade das bactérias redutoras de sulfato e, conseqüentemente, na redução do H_2S formado, tem sido a aplicação de nitrato. Essa aplicação favorece a atividade das bactérias redutoras de nitrato (BRN), impedindo a metabolismo das bactérias redutoras de sulfato. Estudo realizado por Ripl (1976) mostrou que a adição de nitrato inibiu a redução do ferro. Jenneman, Mcinerney e Knapp (1986) verificaram que o nitrato inibiu a formação de sulfato e a metanogênese no lodo de esgoto.

Brito *et al.* (2007) indicam a aplicação de nitrato para melhor controle da matéria orgânica, pois avaliando a aplicação de nitrato na mineralização da matéria orgânica os autores verificaram diminuição mediante aplicação de nitrato de sódio. A aplicação de nitrato

de sódio foi sugerida para que esse atuasse como oxidante de matéria orgânica do solo do fundo de tanques (BOYD, 1995).

Quanto aos valores de nitrato e amônio no resíduo do fundo de tanque do presente estudo, foi constatado que o teor de nitrato foi menor que o de amônio, com valores de $6,5 \text{ mg kg}^{-1}$ e $90,07 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente. A formação de compostos nitrogenados reduzidos ocorre como resultado da decomposição anaeróbica da matéria orgânica. A desnitrificação é, possivelmente, a causa deste maior acúmulo de amônio no resíduo, em virtude da diminuição do nitrato. Segundo Esteves (1998), nos ecossistemas aquáticos o principal local de ocorrência do amônio é o sedimento, pois além das baixas condições de oxigenação tem-se grande quantidade de substrato orgânico. A nitrificação e desnitrificação são processos acoplados e, no final de um período em condições anaeróbicas, observa-se grande quantidade de nitrogênio amoniacal.

2.4 CONCLUSÕES

A quantidade de Fe associada à fração pirítica no resíduo do fundo de tanque foi pequena, indicando baixo risco de acidificação a partir da exposição do resíduo ao ar.

O manejo dos tanques aplicando-se calcário e fontes de nitrato favorece a dominância da fração Fe-carbonático e a baixa quantidade de Fe-pirítico.

A presença de nitrato nos tanques não se deve somente ao aporte de insumos, mas também às transformações do nitrogênio, havendo necessidade de maiores estudos a respeito da dinâmica desse elemento nos tanques de carcinicultura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA, AWWA, and WEF, 2005. Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 21 ed., American Public Health Association, Washinton, D. C. 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO. **Projeto executivo para apoio político ao desenvolvimento do camarão marinho cultivado**. Recife, 2004. Disponível em: <<http://www.mcraquacultura.com.br/arquivos/Projeto>>. Acesso em: 12 abr. 2010.
- AVNIMELECH, Y.; RITVO, Y. G. Shrimp and fish pond soils: processes and management Department. **Aquaculture**, v. 220, p. 549-567, 2003.
- BARTLETT, R. J.; JAMES, B. R. Redox chemistry of soils. **Advances in Agronomy**, New York, v. 50, p. 151-208, 1993.
- BERNER, R. A. Sedimentary pyrite formation. **American Journal of Science**, v. 268, p. 1–23, 1970.
- BERNER, R. A. Sedimentary pyrite formation: an update. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 48, p. 605–615, 1984.
- BOYD, C. E. Potential of sodium nitrate to improve environmental conditions in aquaculture ponds. **World Aquaculture Magazine**, v. 26, p. 38-40, 1995.
- BREEMEN, V. N. Genesis, morphology, and classification of acid sulfate soils in coastal plains. In: KITRICK, J. A.; FANNING, D. S.; HOSSNER, L. R. (Ed.). **Acid Sulfate Weathering**. Madison: Soil Science Society of America, 1982. p. 95-108.
- BREEMEN, V. N.; BUURMAN, P. **Soil Formation**. 2. ed. Dordrecht: Kluwer, 2003.
- BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Total nitrogen. In: PAGE, A. L. (Ed.) **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.
- BRITO, L. O. *et al.* Effect of fertilization on organic matter and pH of soil in ponds for *Litopenaeus vannamei* culture. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 2, n. 3, p. 233-237, 2007.
- BURFORD, M. A.; LONGMORE, A. R. High ammonium production from sediments in hypereutrophic shrimp ponds. **Marine Ecology Progress Series**, v. 224, p. 187-195, 2001.
- CANFIELD, D. E.; THAMDRUP, B.; HANSEN, J. W. The anaerobic degradation of organic matter in Danish coastal sediments: iron reduction, manganese reduction and sulfate reduction. **Geochimica Cosmochimica Acta**, v. 57, p. 3867-3883, 1993.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357/2005. 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. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

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

CUNHA, P. E. V. **Aplicação da metodologia para estimativa do fator de emissão-nutriente e metais pesados- para avaliar a contribuição dos efluentes de carcinicultura no estuário do rio Potengi, Natal (RN)**. 2010. 238. p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). São Paulo. 2010.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The state of World fisheries and aquaculture 2008**. Rome: FAO, 2009.

FERREIRA, T. O. *et al.* Are mangrove forest substrates sediments or soils? A case study in southeastern Brazil. **Catena**, v. 70, p. 79-91, 2007.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al.* Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 231-240, 2006.

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

FRAGA, A. P. C. **Caracterização da qualidade da água, dos sedimentos e dos efluentes gerado pela carcinicultura marinha, em duas fazendas do estado de Santa Catarina – Brasil**. 2002. 30 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2002.

GRASLUND, S.; BENGTSSON, B. E. Chemicals and biological products used in south-east Asian shrimp farming, and their potential impact on the environment: a review. **The Science of the Total Environment**, v. 280, p. 93-131, 2001.

GREENWOOD, D. J. The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soil. **Plant and Soil**, v. 14, p. 360-376, 1961.

HOWARTH, R. W.; HOBBI, J. E. The regulation of decomposition and heterotrophic microbial activity in salt marsh soils_a review. *In*: KENNEDY, V. S. (Ed.). **Estuarine comparasions**. New York: Academic Press, 1982. p.103-127.

HUERTA-DÍAZ, M. A.; MORSE, J. W. A quantitative method for determination of trace metal concentrations in sedimentary pyrite. **Marine Chemistry**, v. 29, p. 119-114, 1990.

HUERTA-DÍAZ, M. A.; MORSE, J. W. Pyritization of trace metals in anoxic marine sediments. **Acta Geochimica Cosmochimica**, v. 56, p. 2681-2702, 1992.

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

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ. **Perfil Básico Municipal de Aracati**. Fortaleza, 2006.

JENNEMAN, G. E.; MCINERNEY, M. J.; KNAPP, R. M.. Effect of nitrate on biogenic sulfide production. **Applied Environmental Microbiology**, v. 51, p. 1205-1211, 1986.

JOHNSTON, D. *et al.* Water quality and plankton densities in mixed shrimp-mangrove forestry farming systems in Vietnam. **Aquaculture Research**, v. 33, p.785-798, 2002.

JORGENSEN, C. J. *et al.* Microbial Oxidation of Pyrite Coupled to Nitrate Reduction in Anoxic Groundwater Sediment. **Environmental Science Technology**, v. 43, p. 4851-4857, 2009.

JOVENTINO, F. K. P.; MAYORGA, M. I. O.. Diagnostico socioambiental e tecnológico da carcinicultura no município de fortim, Ceará, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v. 2, n. 1, p. 80-96, jun. 2008.

KONSTEN, C. J. M.; ADRIESSE, W.; BRINKMAN, R. A field laboratory method to determine total potential and actual acidity in acid sulphate soils. *In: Selected Papers of the Dakar Symposium on Acid Sulphate Soils*. The Netherlands: Internacional Institute for Land Reclamation and Improvement, 1988. p. 106-134. (International Institute for Land Reclamation and Improvement, 44).

LOPES, L. V. **Acumulo de metais traco cobre (cu) e zinco (zn) em viveiros de cultivo de camarao (litopenaeus vannamei)**. 2006. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

MAXWELL, S. *et al.* **The simulation of nitrate-reducing bacteria (NRB) in oil-field systems to control sulphate- reducing bacteria (SRB), microbiologically influenced corrosion (MIC) and reservoir souring: an introduction review**. London: Energy Institute, 2003.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria Orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005.

MORIARTY, D.J.W.; PULLIN, R.S.V. **Detritus and microbial ecology in aquaculture**. ICLARM Conference Proceedings 13. International Centre for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 385 pp. 1987.

NUNES, A. J. P. Alimentação para camarões marinhos: parte II. **Panorama da Aqüicultura**, v. 11, n. 71, p. 13-23, 2001.

OTERO, X. L. **Biogeoquímica de metais pesados en ambientes sedimentarios marinos: I** Fluviosoles de la Ría de Ortigueira (NO Península Ibérica). II- Sedimentos de la Fosa

hidrotermal de Guaymas (Golfo de California - México). 2000. 308 f. Tese (Doutorado) - Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 2000.

OTERO, X. L.; ANTA, C. R.M.; MACÍAS, F. Iron geochemistry under mussel rafts in the Galician ria system(Galicia-NW Spain). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, p. 83-93, 2009.

OTERO, X. L. *et al.* Geochemistry of iron and manganese in soils and sediments of a mangrove system, Island of Pai Matos (Cananeia - SP, Brazil). **Geoderma**, v. 148, p. 318–335, 2009.

PEREIRA, L. P. F.; MERCANTE, C. T. J. A amônia nos sistemas de criação de peixes e seus efeitos sobre a qualidade de água: uma revisão. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 81-88, 2005.

PONNAMPERUMA, F. N. The chemistry of submerged soil. **Advances in Agronomy**, v. 24, p. 29-96, 1972.

POSTMA, D.; JAKOBSEN R. Redox zonation: Equilibrium constraints on the Fe (III)/SO₄–reduction interface. **Geochimica Cosmochimica Acta**, v. 60, p. 3169–3175, 1996.

QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. Calagem e controle da acidez dos viveiros de aquicultura. **Circular técnica [da Embrapa]**, Jaguariúna, SP, n. 14, p. 1-8, 2006.

REDDY, K. R.; FEIJTEL, T. C.; PATRICK JR., W. H. Effect of soil redox conditions on microbiological oxidation of organic matter. *In*: CHEN, Y.; AVNIMELECH, Y. (Ed.). **The role of organic matter in modern agriculture**. Madison: Soil Science Society America, 1986.

RIPL, W. Biochemical oxidation of polluted lake sediments with nitrate: a new lake restoration method. **Ambio**, v. 5, p. 132–135, 1976.

RITVO, G. *et al.* Accumulation of chemical elements in Texas shrimp pond soils. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 29, n. 4, p. 422-431, 1998.

SCHENAU, S. J. *et al.* Sedimentary pyrite formation in the Arabian Sea. **Marine Geology**, v. 185, p. 393-402, 2002.

SIMPSON, H. J.; PEDINI, M. Brackishwater aquaculture in the tropics: the problem of acid sulfate soils. **FAO Fisheries Circular**, n. 791, 1985.

SONNENHOLZNER, S.; BOYD, C. E. Chemical and physical properties of shrimp pond bottom soils in Ecuador. **Journal of the World Aquaculture Society**, v. 31, n. 3, p. 358-375, 2000.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

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

TIAN-YEN, Y. Soil and plants. *In:* _____. **Physical chemistry of paddy soils**. Berlin: Springer-Verlag, 1985. p. 197-214.

TORRES, R. F. **Disponibilidade dos metais cobre e chumbo em um canal de maré receptor de efluentes de carcinicultura**. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Marinhas e Tropicais) – Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2009.

TOVAR, M. C. A. *et al.* Environmental impacts of intensive Aquaculture in marine waters. **Water Research**, v. 34, n. 1, p. 334-342, 2000.

YEOMANS, J. C.; BREMMER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of carbon in soil. **Communications In Soil Science Plant**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

YUVANATEMIYA, V.; BOYD, C. E. Physical and chemical changes in aquaculture pond bottom soil resulting from sediment removal. **Aquacultural Engineering**, v. 35, p. 199 - 205, 2006.

WEBER, R. J.; WEBER, H. H. Management of acidity in mangrove sited aquaculture. **Revista Biologia Tropical**, v. 26, p. 45-51, 1978.

3 CAPÍTULO 2: LEGUMINOSAS ARBÓREAS CULTIVADAS EM ESTÉRIL DE MINERAÇÃO DE FERRO COM APLICAÇÃO DE RESÍDUO DO FUNDO DE TANQUES DE CARCINICULTURA

RESUMO

A mineração de ferro causa degradação severa, tornando as condições do solo desfavoráveis para o crescimento das plantas. Isso exige ações prévias para melhoria do estéril tendo em vista a revegetação da área degradada. O objetivo deste trabalho foi avaliar o crescimento de leguminosas arbóreas, bem como o acúmulo de nutrientes nas plantas cultivadas em estéril de mineração de ferro, no qual foi adicionado resíduo orgânico de carcinicultura. Os fatores em estudo foram cinco doses de resíduo orgânico da carcinicultura (0; 2; 4; 8 e 12 Mg ha⁻¹) e três espécies de leguminosas (*Mimosa caesalpiniaefolia*, *Leucaena leucocephala* e *Mimosa hostilis*). O delineamento experimental foi de blocos ao acaso, em esquema fatorial 5 x 3 com 4 repetições. As variáveis avaliadas foram: altura das plantas, número de folhas, acúmulo de matéria seca na raiz e na parte aérea (folha e caule), incremento médio em altura (IMA), teor de nutrientes no tecido vegetal e acúmulo na planta inteira. Ao final do período de três meses de avaliação, constatou-se que *Mimosa caesalpiniaefolia* e *Mimosa hostilis* apresentaram maior crescimento e maior acúmulo de nutrientes. Quanto à dose ideal, nas condições em que este experimento foi realizado, não foi possível identificar o ponto de máximo, uma vez que as espécies apresentaram resposta quadrática e positiva às doses de resíduo. Conclui-se que o resíduo da carcinicultura contribuiu positivamente com o crescimento e desenvolvimento das leguminosas arbóreas.

Palavras-Chave: Recuperação de áreas degradadas. Leucena. Sabiá. Jurema preta. Resíduo orgânico

ABSTRACT

The iron mining causes severe degradation, making soil conditions inadequate for plant growth. In this situation prior actions are required to improve mine spoil conditions aiming to revegetate degraded areas. The objective of this study was to evaluate the growth of woody leguminous, as well as the accumulation of nutrients in plants growing in iron mining spoil, in which shrimp farm organic residue was added. The treatments were five levels of organic residue from shrimp (0; 2; 4; 8 and 12 Mg ha⁻¹), and three species of leguminous (*Mimosa caesalpiniaefolia*, *Leucaena leucocephala* and *Mimosa hostilis*). The experimental design was randomized blocks in factorial layout 3 x 5 with four replications. The variables evaluated were: plant height, leaf quantity, dry matter accumulation in root and shoot (leaf and stem), average height increase (AHI), nutrient concentration in plant tissue as well as nutrients accumulation in the whole plant. At the end of three months evaluation, *Mimosa caesalpiniaefolia* and *Mimosa hostilis* showed the greatest growth and nutrient content. The *Leucaena leucocephala* showed the lowest growth and lower nutrients accumulation. Regarding the optimal level, under conditions on which this experiment was carried out, it was not possible to identify the maximum point, since the species showed a quadratic and positive response to residue levels. Shrimp residue contributed positively with both growth and development of leguminous species.

Key: Restoration of degraded areas. *Leucaena*. Sabiá. Jurema-preta. Organic residue.

3.1 INTRODUÇÃO

Segundo dados da Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO), 65% das terras do mundo estão sob algum nível de degradação. Dentre as várias causas está a mineração, que é uma atividade importante para o mundo moderno. Apesar de essa atividade resultar em baixa percentagem no total das áreas degradadas, acarreta em um nível de degradação severa a muito severa (FAO, 2009).

Parte dessa severidade é justificada pelo fato de que, no processo de exploração do minério, é gerado o que Espósito (2000) denomina de “estéril” e “rejeito”. Presoti (2002) qualifica estéreis de mineração de ferro como materiais sem valor comercial, estocados em pilhas na área do beneficiamento; já o rejeito é classificado como um material de pós-processamento e que ainda apresenta elevados teores do minério. Tanto as pilhas de estéreis, quanto de rejeitos representam um substrato cujas condições são inadequadas ao restabelecimento da vegetação.

Para aumentar as chances de sucesso na recuperação de áreas degradadas é preciso dar atenção especial à escolha das espécies a serem usadas na revegetação, pois a escolha inadequada levará a um crescimento reduzido ou mortalidade das plantas. Outro fator importante é a utilização de leguminosas. Essas plantas apresentam rápido crescimento e fazem a fixação de nitrogênio atmosférico por meio da relação simbiótica que estabelecem com microrganismos, o que contribui para acelerar a sucessão natural (ANDRADE; PEREIRA; DORNELAS, 2002), reduzindo custos e aumentando a eficiência do processo de recuperação (BATISTA *et al.*, 2008). Essas características fazem das leguminosas espécies pioneiras na recuperação de áreas degradadas (SCHOENHOLTZ; BURGER; TORBET, 1987; EINLOFT; GRIFFITH; RUIZ, 1999).

Para as condições climáticas do semiárido brasileiro, as leguminosas nativas, ou aquelas mais adaptadas ao déficit hídrico, são as que apresentam melhor potencial de utilização para recuperar áreas degradadas. Destaque é dado ao sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) e à jurema preta (*Mimosa hostilis*). A primeira espécie apresenta potencial de crescimento em áreas degradadas (ALENCAR *et al.*, 2008; FERREIRA, 2006; RIBASKI *et al.*, 2003), trata-se de uma leguminosa com boa capacidade de regeneração natural que se propaga facilmente por sementes, sendo muito importante para florestas em regeneração e, principalmente, em áreas de reflorestamento. Já a jurema-preta (*Mimosa hostilis*) é uma espécie de porte arbustivo que ocorre em larga escala na caatinga. Essa espécie também tem

alta capacidade de adaptação em áreas degradadas, de modo que suas características favoráveis foram enfatizadas por Santos, Lima e Virgínio Filho (1993) e Araújo Filho *et al.* (2007).

Entretanto, algumas espécies exóticas também podem apresentar bom potencial de uso para a recuperação de áreas degradadas em regiões semiáridas. A leucena (*Leucaena leucocephala*) é uma importante leguminosa arbórea tropical, perene, com sistema radicular que atinge camadas mais profundas do solo, o que lhe confere grande resistência à seca. Seu potencial de uso em estratégias de recuperação foi verificado em vários trabalhos (ARAÚJO FILHO *et al.*, 2007; FREIRE; RODRIGUES; MIRANDA, 2010; SOUZA *et al.*, 2007).

Porém, para potencializar o crescimento das plantas em áreas degradadas pela mineração, faz-se necessária a intervenção humana para melhorar as condições do substrato. A intervenção pode ser por meio da aplicação de resíduos orgânicos, dentre os quais destaca-se aquele proveniente do fundo de tanques de criação de camarões (carcinicultura). Esse resíduo apresenta potencial favorável, pois possui altos teores de nutrientes e de matéria orgânica, ambos provenientes dos insumos aplicados durante o ciclo de produção do camarão. O resíduo é gerado em grande volume e liberado para cursos d'água naturais, contaminando o ambiente (FIGUEIREDO, 2005).

Diante do exposto, o presente estudo foi realizado para comprovar a hipótese de que o resíduo de carcinicultura contribui com crescimento de leguminosas arbóreas em estéril de mineração. Os objetivos foram avaliar o crescimento e teor de nutrientes em leguminosas arbóreas cultivadas em estéril de mineração de ferro em que foram adicionadas doses crescentes de resíduo da carcinicultura.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Instalação do experimento

Este estudo foi realizado por meio de um experimento em vasos, instalado em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará (UFC), no município de Fortaleza-CE. O experimento foi instalado em 22 de março de 2011 e teve a duração de 90 dias sem que houvesse controle do ambiente em termos de temperatura, umidade do ar e insolação. Vasos foram preenchidos com solo degradado (estéril de mineração) proveniente de uma mina de exploração de ferro localizada no distrito de São José

do Torto, município de Sobral – CE (Figuras 1), cuja caracterização física e química é apresentada na Tabela 1.

Figura 1 - a- Vasos preenchidos com estéril de mineração de ferro. b - Pilhas de onde foi coletado o estéril de mineração de ferro para a instalação do experimento.



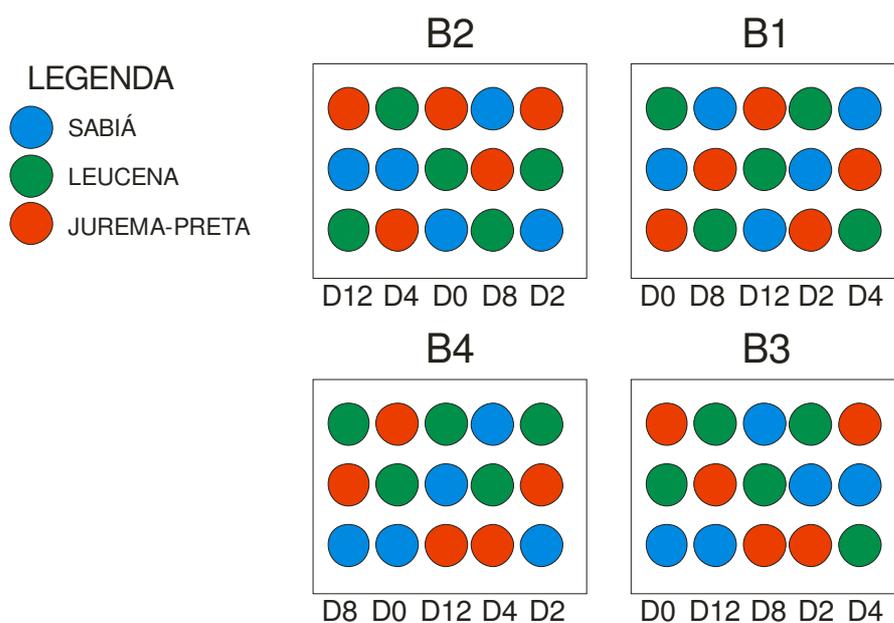
Tabela 1 - Atributos químicos e físicos do estéril proveniente da mineração de ferro

Atributos	Valor
CE (dS m ⁻¹)	0,24
pH (H ₂ O)	5,20
Al ³⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,18
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,30
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	1,50
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,01
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,04
H + Al (cmol _c kg ⁻¹)	2,85
SB (cmol _c kg ⁻¹)	1,85
CTC (cmol _c kg ⁻¹)	4,70
V (%)	39,36
m (%)	8,87
PST (%)	0,21
COT (g kg ⁻¹)	5,26
P (mg kg ⁻¹)	0,97
Cu (mg kg ⁻¹)	0,17
Fe (mg kg ⁻¹)	14,28
Zn (mg kg ⁻¹)	0,51
Mn (mg kg ⁻¹)	24,33
Areia (%)	43,70
Argila (%)	22,60
Silte (%)	33,70
Densidade global (g cm ⁻³)	1,48
Densidade de partículas (g cm ⁻³)	2,58

3.2.2 Delineamento experimental

O delineamento experimental foi em blocos casualizados e esquema fatorial 5 x 3, com quatro repetições, totalizando 60 unidades experimentais (Figura 2). Cada unidade experimental foi composta por um vaso, contendo uma planta. Os tratamentos foram cinco doses de resíduo de carcinicultura (0; 2; 4; 8; 12 Mg ha⁻¹) e três espécies de leguminosas: Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), Leucena (*Leucaena leucocephala*) e Jurema-Preta (*Mimosa hostilis*). O resíduo da carcinicultura foi obtido em propriedade localizada no município de Aracati (CE) e possui características conforme apresentado no item 2 deste trabalho.

Figura 2 - Croqui do experimento. Cores representam as espécies de leguminosas arbóreas e as siglas D0 a D12 representam as doses de resíduo avaliadas.



Fonte: Arquivo pessoal

3.2.3 Condução do experimento

Antes da semeadura, as sementes de leguminosas foram submetidas a um tratamento de quebra de dormência em ácido sulfúrico (96-98 % PA) durante 10 minutos para *M. hostilis*, 5 minutos para *M. caesalpiniaefolia* e 20 minutos para *L. leucocephala*, em seguida foram lavadas com água destilada.

As sementes foram inoculadas com bactérias fixadoras de N₂, sendo que os inoculantes, provenientes da Embrapa Agrobiologia, foram selecionados para cada tipo de espécie. Após inoculação, foram colocadas três sementes por célula de bandejas para produção de mudas, preenchidas com substrato de areia e composto orgânico (na proporção 1:1). Após a germinação, foi realizado desbaste deixando a plântula mais vigorosa que, trinta dias após a semeadura, foi transplantada para vasos com capacidade para 5 litros.

Para o cálculo das quantidades de resíduo da carcinicultura a serem aplicadas nos vasos, correspondendo às doses propostas em cada tratamento, foi utilizada a densidade média do estéril (1,48 g cm⁻³), bem como o volume dos vasos. Assim, as quantidades de resíduo, correspondentes às doses de 0; 2; 4; 8 e 12 Mg ha⁻¹ foram 0; 2,70; 5,40; 10,81 e 16,21 g vaso⁻¹ em base seca.

O estéril foi peneirado em malha de 2 mm e o resíduo foi adicionado individualmente em cada vaso, permitindo perfeita homogeneização. Durante os 90 dias de condução do experimento, a irrigação foi realizada com água destilada diariamente determinando-se a quantidade de água necessária a partir da pesagem de cada vaso. A lâmina de água a ser aplicada foi correspondente ao volume evaporado, obtido pela diferença em relação à massa inicial dos vasos.

3.2.4 Variáveis avaliadas

3.2.4.1 Crescimento e massa seca das leguminosas arbóreas

Após o transplante das mudas nos vasos, passou-se a monitorar o crescimento em altura semanalmente com o auxílio de uma régua graduada em cm. Para calcular o incremento médio em altura (IMA) foi utilizada a seguinte fórmula:

$$IMA \text{ (mm/dia)} = (\text{altura final} - \text{altura inicial}) / \text{intervalo de tempo entre as duas medições} \quad (1)$$

Para melhor avaliação desta variável o experimento foi dividido em três períodos, correspondente a cada mês. O número de folhas foi contabilizado concomitantemente às medidas de altura. Após período de avaliação de 90 dias, as plantas foram cortadas na base do caule e a parte aérea foi separada das raízes com auxílio de uma tesoura de poda. As raízes

foram lavadas com água destilada para a retirada completa do solo. As raízes e a parte aérea (folhas e caule) foram colocadas em estufa a 65°C até atingirem peso constante, sendo posteriormente pesadas em balança analítica para determinação da matéria seca em cada parte da planta.

3.2.4.2 Teor e acúmulo de nutrientes

Para a quantificação dos teores de nutrientes, foram analisadas separadamente folhas, caule e raízes, conforme metodologias descritas em Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) quanto aos teores de fósforo (P), potássio (K), sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn).

Antes da determinação, as amostras passaram por digestão nitro-perclórica que tem como princípio a extração dos elementos que posteriormente foram determinados. Os teores de Ca, Mg, Cu, Zn, Fe, e Mn foram determinados em espectrofotômetro de absorção atômica, Na e K pelo fotômetro de chama e o P por colorimetria. Os teores de N total foram determinados pelo método semimicro Kjeldahl, adaptado de Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco *et al.* (1995), que se baseia na destilação e arraste de vapores.

Por meio dos valores da massa seca, bem como dos teores de nutrientes, foram obtidos os valores de acúmulo dos elementos na parte aérea e no sistema radicular das leguminosas. Os acúmulos foram determinados a partir das fórmulas 2 e 3:

$$\text{Acúmulo de nutrientes para macronutrientes (mg planta}^{-1}\text{)} = \text{massa seca (g)} \times \text{teor do nutriente (g kg}^{-1}\text{)} / 1000 \quad (2)$$

$$\text{Acúmulo de nutrientes para micronutrientes (}\mu\text{g planta}^{-1}\text{)} = \text{massa seca (g)} \times \text{teor do nutriente (mg kg}^{-1}\text{)} / 1000 \quad (3)$$

3.2.4.3 Análise estatística

Os resultados foram analisados segundo o esquema fatorial 5x3 (cinco doses de resíduo x três espécies), com quatro repetições. Inicialmente, realizou-se a análise da variância e, mediante constatação de diferença significativa, foi aplicado o teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade para comparação de médias dos fatores qualitativos (espécies) e análise de regressão para fatores quantitativos (doses), utilizando o programa SISVAR.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Crescimento e massa seca das leguminosas arbóreas

3.3.1.1 Altura, número de folhas e incremento em altura

O teste F da análise de variância revelou efeitos significativos dos fatores isolados (espécies e doses) na altura. No entanto, para número de folhas foi revelado efeito significativo apenas nas espécies (Tabela 2).

Observou-se que a leucena apresentou menor altura (22,45 cm) e menor número de folhas, seguida pelas espécies sabiá e jurema-preta, com valores de altura correspondentes a 31,05 cm e 36,70 cm, respectivamente (Tabela 2). Esse resultado é corroborado por Bertalot (1997) que, estudando o crescimento de leguminosas arbóreas, verificou que a leucena foi a que apresentou o menor crescimento em detrimento a outras espécies. Ferreira (2006) verificou maior crescimento em altura para o sabiá.

Tabela 2 – Altura e N° de folhas de três leguminosas, 90 dias após aplicação de doses de resíduo da carcinicultura

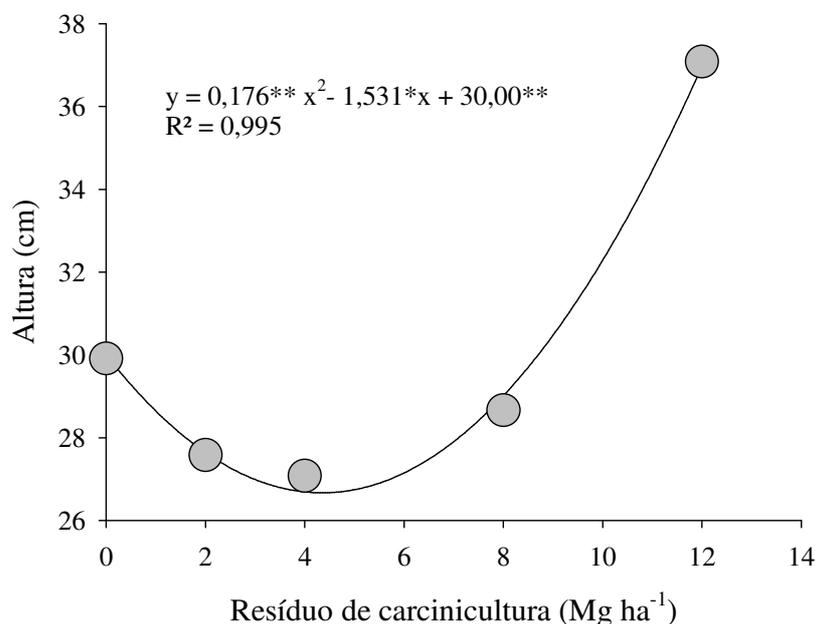
	Teste F ²	
Espécies (A)	24,30**	101,06**
Doses (B)	4,69**	2,21 ^{ns}
AxB	0,24 ^{ns}	0,95 ^{ns}
CV (%)	21,65	20,25
Espécies	Altura (cm)	N° de folhas
Sabiá	31,00b ¹	10,85b
Leucena	22,45c	9,15b
Jurema-preta	37,50a	20a
CV (%)	21,65	20,25

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Valores de crescimento em altura se ajustaram a uma equação quadrática, com ponto de mínimo (Figura 4).

Figura 4 - Altura média de três leguminosas arbóreas, em função de doses de resíduo da carcinicultura



Foi observado que as doses de resíduo (0, 2, 4, 8 e 12 Mg ha⁻¹) resultaram em valores médios de altura correspondentes a 31,25 cm; 27,54 cm; 27,08 cm; 28,60 cm e 37,04 cm, respectivamente. As doses 2, 4 e 8 Mg ha⁻¹ de resíduo não proporcionaram maior altura nas leguminosas quando comparadas ao controle (sem aplicação do resíduo). Isso pode ser explicado pelo fato de que as referidas doses podem ter prejudicado a fixação biológica de nitrogênio (FBN), dessa forma o total de N nas correspondentes doses não superou o total de N aportado pelo controle, onde a fixação não foi inibida.

Com as doses 2; 4; 8 e 12 Mg ha⁻¹ de resíduo da carcinicultura avaliadas no presente estudo foram aplicadas quantidades equivalentes a 5,6; 11,2; 22,4 e 33,6 kg ha⁻¹ de N. Araújo, Burity e Lyra (2001) avaliando os efeitos da adubação com N e de P na formação de mudas de leucena, destacaram que o fornecimento de N mineral (20 kg ha⁻¹ de N) para a planta desfavoreceu a simbiose, resultando em menor altura das plantas.

Alencar *et al.* (2008), avaliando o crescimento inicial de plantas de sabiá em solo degradado na região do Cariri cearense, verificaram que, aos 75 dias após a semeadura, a altura das plantas foi de 17,33 cm sem aplicação de adubos. Por outro lado, mediante a aplicação de esterco, os autores encontraram que a altura máxima atingida pelo sabiá foi de 24,08 cm. Esses valores para a menor e maior altura encontradas por Alencar *et al.* (2008) são 44 e 24% inferiores aos encontrados para o sabiá no presente estudo. Certamente a superioridade verificada no presente estudo se deve à maior duração do experimento, mas

também ao tipo de resíduo utilizado, demonstrando seu potencial favorável ao desenvolvimento inicial das plantas.

Resposta positiva do crescimento em altura foi observada mediante as maiores doses avaliadas. Utilizando outros resíduos, respostas semelhantes foram encontradas por Marques *et al.* (2006), Barroso *et al.* (2000) e Gonçalves *et al.* (2010) para mudas de sabiá. Estudos utilizando resíduo do fundo de tanque de carcinicultura para avaliação de crescimento das espécies arbóreas não foram encontrados na literatura.

Para o incremento médio em altura, a análise de variância revelou efeitos significativos para todas as épocas em todos os tratamentos. Nas espécies os tratamentos correspondentes às doses 2 e 12 Mg ha⁻¹ não foram significativos (Tabela 3).

Tabela 3 – Resumo da análise de variância e coeficientes de variação para o incremento médio em altura das leguminosas na doses.

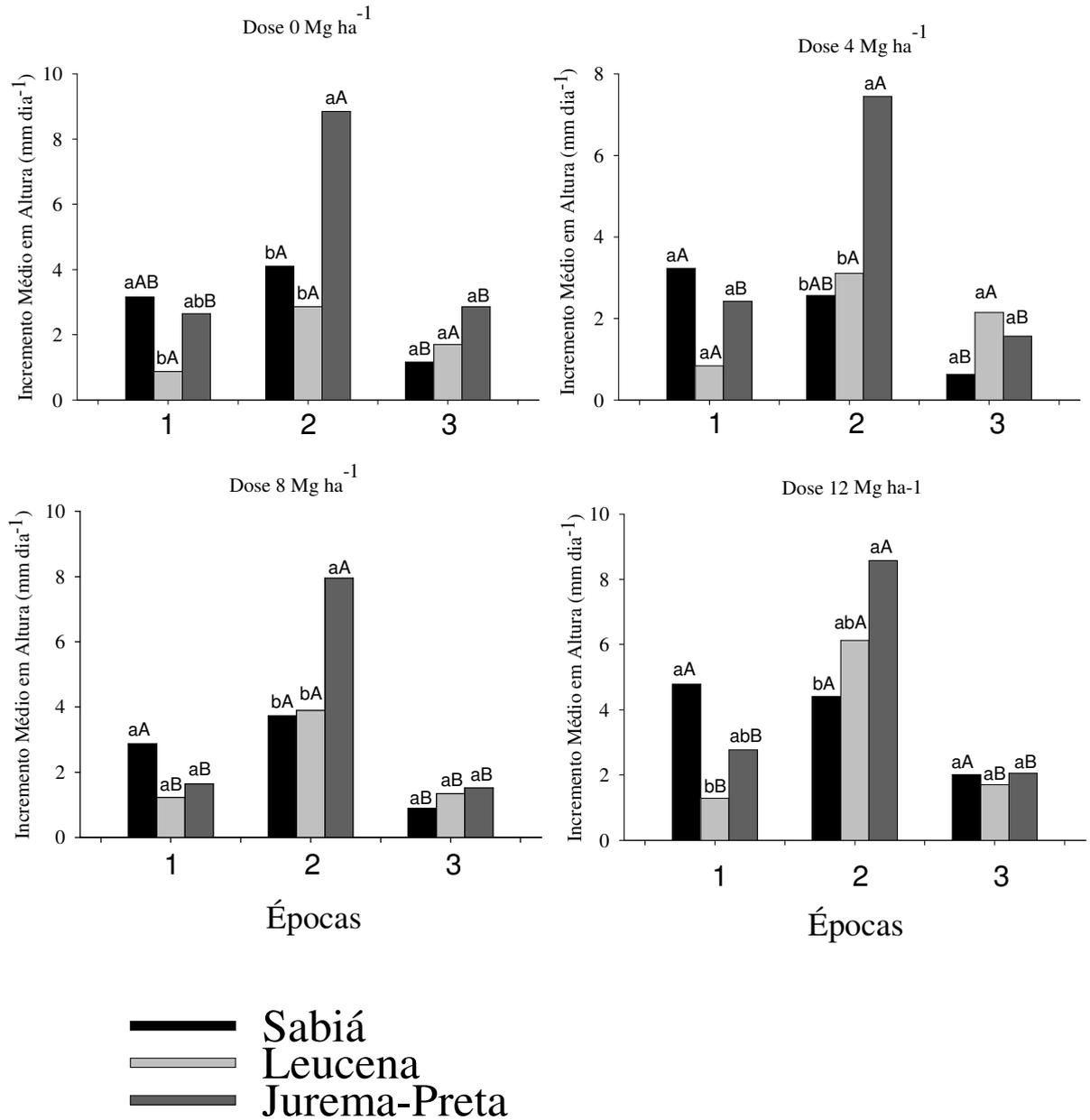
Fonte de variação	Valor de F ¹				
	Dose 0	Dose 2	Dose 4	Dose 8	Dose 12
Espécies	16,79** ²	2,79 ^{ns}	6,43**	7,06**	2,18 ^{ns}
Épocas	25,32**	8,95**	15,06**	47,36**	22,95**
Interação	6,45**	0,87 ^{ns}	6,73**	8,10**	4,20*
CV (%)	40,86	58,46	51,22	38,14	44,90

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Verificou-se significativo incremento em altura das espécies em todos os tratamentos no segundo período, exceto para as doses 2 e 12 Mg ha⁻¹. No entanto, foi verificada redução do incremento na terceira época de avaliação para todas as espécies (Figura 5). Observa-se que na terceira época de avaliação as mudas deixaram de crescer aproximadamente 70% em relação à segunda época. Supõe-se que isso tenha ocorrido devido à limitação de espaço que o vaso proporcionou ao crescimento radicular, haja vista que na desinstalação do experimento verificou-se enovelamento das raízes (Figura 6).

Figura 5 – Incremento médio em altura das leguminosas arbóreas, em três períodos



Letras minúsculas compararam médias entre espécies dentro de cada época. Letras maiúsculas compararam cada espécie nas três épocas de avaliação. Teste de Tukey a nível de 5%.

3.3.1.2 Massa seca de parte aérea e raízes

No que se refere à massa seca das diferentes partes da planta, o teste F da análise de variância revelou efeitos significativos dos fatores isolados (espécies e doses) e da interação entre espécies na relação entre massa seca de raízes e parte aérea (Tabela 4).

Tabela 4 – Produção de massa seca de parte aérea, raiz e total de três espécies de leguminosas arbóreas, 90 dias após a aplicação de resíduo da carcinicultura

Fonte de variação	Valor do F			
	Total	Parte aérea	Raiz	Raiz/Parte aérea
Espécies (A)	20,54**	70,85**	24,15**	165,91**
Doses (B)	14,55**	9,21**	10,25**	4,22**
Interação Ax B	2,08 ^{ns}	1,86 ^{ns}	1,24 ^{ns}	0,21*
CV (%)	13,01	18,67	16,02	20,2
Espécies		g planta ⁻¹		-
Sabiá	6,14a ¹	3,72b	2,42b	0,67b
Leucena	4,87b	1,99c	2,88a	1,46a
Jurema-preta	6,24a	4,21a	2,02c	0,50c

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

²** , * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

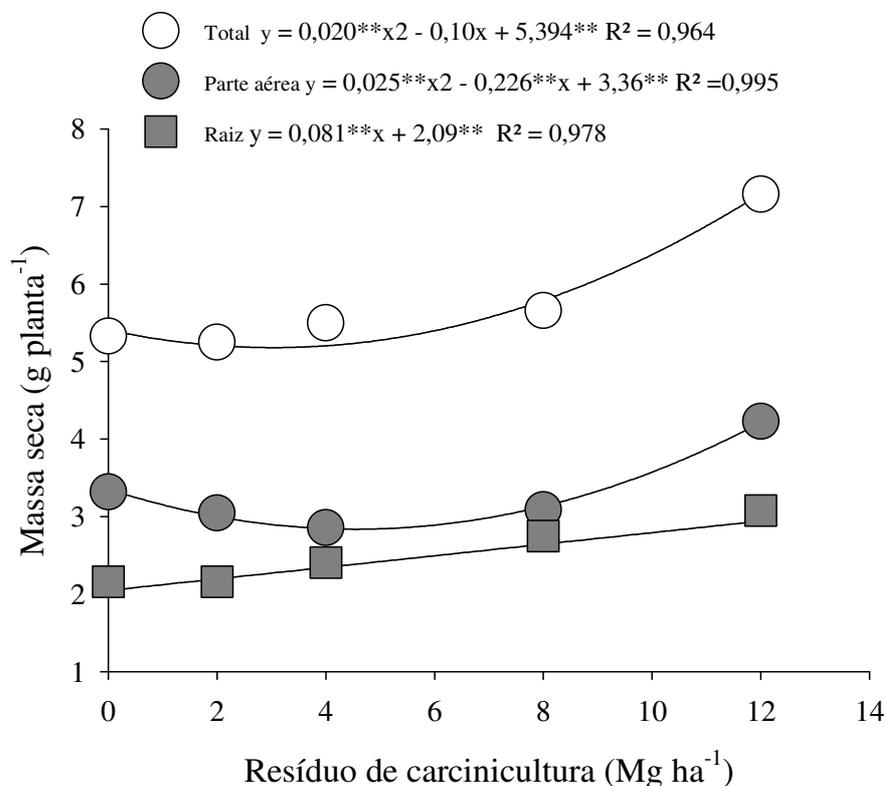
Em relação à produção total de massa seca nas espécies, a quantidade de massa seca na leucena foi menor (4,87 g planta⁻¹). O sabiá e a jurema-preta não diferiram quanto à produção de massa seca, apresentando valores de 6,14 g planta⁻¹ e 6,23 g planta⁻¹, respectivamente (Tabela 4).

Em estudo no qual foi analisado o crescimento do sabiá, Araújo (2010) verificou massa seca de 8,38 g planta⁻¹ sob condições de rega diária. Já Alencar *et al.* (2008), concluiu que o peso total das mudas de sabiá não foi afetado pela adição de esterco e fertilizantes químicos, diferindo do presente estudo que demonstrou que as doses mais elevadas do resíduo da carcinicultura interferiram positivamente no desenvolvimento inicial das plantas.

Analisando a produção de massa seca na parte aérea e raiz (Tabela 4), verifica-se na raiz que as quantidades decresceram na seguinte ordem: leucena > sabiá > jurema-preta, com valores de 2,88; 2,42 e 2,02 g planta⁻¹, respectivamente. No entanto, a leucena apresentou os menores valores de massa seca total.

Na avaliação da massa seca total, considerando a influência das doses do resíduo da carcinicultura, os dados se ajustaram a uma equação quadrática, com ponto de mínimo (Figura 7). Os valores médios de massa seca observados foram 5,38; 5,12; 5,20; 5,76 e 7,11 g planta⁻¹, quando aplicadas as doses 0, 2, 4, 8 e 12 Mg ha⁻¹ de resíduo, respectivamente. Estimou-se, por meio dos parâmetros da equação, que a partir da dose 5 Mg ha⁻¹ o resíduo proporcionou maior massa seca quando comparado ao efeito da FBN, sendo a indicação de que a partir dessa dose o resíduo torna-se eficiente. Nas doses inferiores a 5 Mg ha⁻¹ o efeito da FBN se sobressaiu, o que refletiu na ausência de efeitos por parte do resíduo.

Figura 7 - Quantidade de massa seca (g planta⁻¹) das leguminosas arbóreas, em relação á doses de resíduo da carcinicultura



De modo geral, verificou-se que a leucena apresentou a maior relação raiz/parte aérea (Tabela 4). Fetene e Feleke (2001) mencionam que o desenvolvimento do sistema radicular com razão raiz/parte aérea elevada sugere tolerância ao estresse, pois permite maior absorção de água e nutrientes. Essa maior relação raiz/parte aérea poderia estar associada a uma não translocação de elementos para parte aérea, ou seja, desbalanço na partição dos assimilados (HANSON; HITZ, 1982).

Freire *et al.* (2010), avaliando o crescimento da leucena sob aplicação de NaCl, verificaram que teor de N é coerente com o aumento do tratamento aplicado. No entanto, nas raízes os teores foram superiores aos da parte aérea, demonstrando ter ocorrido interferência na translocação desse nutriente para a parte aérea das plantas. Esse resultado não está de acordo com o encontrado no presente estudo, haja vista que na medida que aumentou a dose do resíduo da carcinicultura, não se verificou diferença na relação parte aérea/raiz. A explicação para esta maior relação raiz/parte aérea possivelmente apóia-se na idéia de que a leucena possui raízes pivotantes e profundas, caracterizando-as como mais tolerantes ao déficit hídrico (COSTA *et al.*, 2008).

3.3.1.3 Teores foliares de macronutrientes

Os teores foliares de nitrogênio (N) apresentaram a seguinte ordem decrescente: leucena > sabiá > jurema, com valores de 21,39; 18,30 e 16,68 g kg⁻¹, respectivamente (Tabela 7). Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) apresenta teores adequados para espécies florestais na faixa de 16 a 35 g kg⁻¹. Dreschel e Zech (1991) apresentam valores adequados para leucena na faixa de 4,07 a 4,26%, o que equivale a 40,7 a 42,6 g kg⁻¹. Os valores aqui verificados encontram-se abaixo desses valores de referência, provavelmente devido à época e aos critérios recomendados para coleta de folhas.

Barbosa *et al.* (2010), avaliando teores de N, P e K em dez espécies vegetais da caatinga, verificaram que o teor de N nas folhas variou de 16,98 a 33,32 g kg⁻¹. Medeiros, Santos e Tertuliano (2008), avaliando folhas de dez espécies arbóreo-arbustivas da caatinga no semi-árido paraibano, verificaram teores semelhantes de N, na faixa de 16,1 a 31,4 g kg⁻¹. Souza *et al.* (2007), em estudo de nodulação de espécies arbóreas em solos de Pernambuco, verificaram teores na faixa de 19,00 e 20,30 g kg⁻¹ para as espécies sabiá e leucena, respectivamente.

Para o fósforo (P) os teores oscilaram entre 0,65 g kg⁻¹ e 0,82 g kg⁻¹ para a leucena e jurema, respectivamente (Tabela 7). Os teores de P encontrados em estudo realizado por Barbosa *et al.* (2010), apresentaram valores entre 2,87 a 7,38 g kg⁻¹. Estes valores elevados devem ser decorrentes da idade da planta, tendo em vista que no presente estudo a coleta ocorreu apenas aos três meses. Os teores de P das leguminosas arbóreas avaliadas no presente estudo ficaram abaixo dos teores considerados adequados por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) para espécies florestais (1,0 a 2,3 g kg⁻¹).

Quanto ao potássio (K), os teores entre as espécies apresentaram tendência semelhante ao N e P (Tabela 7). A leucena apresentou maior teor (10,23 g kg⁻¹ de K), cujo valor está na faixa considerada adequada por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) para outras espécies florestais (10-15 g kg⁻¹). Os teores foliares de K da leucena e do sabiá foram 14,49 e 16,61 g kg⁻¹, respectivamente. A jurema-preta apresentou o teor do nutriente com valor inferior a 10,69 g kg⁻¹. Baseando-se nos teores verificados por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), entre 10-15 g kg⁻¹ para outras espécies florestais, os teores encontrados no presente estudo são considerados adequados. Dantas (2005), estudando a absorção de N, P, K de três espécies florestais, verificou que a *Mimosa hostilis* apresentou valores de 0,84 a 1,70g kg⁻¹ para P, teores de 11,6 a 18,9 g kg⁻¹ para N e 5,60 a 9,57 g kg⁻¹ para K.

Tabela 7 - Média dos teores de macronutrientes e Na foliares das leguminosas

Fonte de variação	Valor do F					
	N	P	K	Ca	Mg	Na
Espécies (A)	24,07**	29,59**	50,30**	10,45**	31,12**	2,99ns
Doses (B)	1,21ns	10,22**	1,55ns	1,01ns	6,42**	1,20ns
Interação AxB	2,56**	4,83**	1,81ns	1,00ns	1,46**	1,51ns
CV (%)	11,58	10,63	18,25	26,62	21,76	20,55
Espécie	g kg ⁻¹					
Sabiá	18,3b	0,81a	8,81b	16,61a	3,50b	0,11a
Leucena	21,39a	0,82a	10,23a	14,59b	5,66a	0,13a
Jurema	16,68b	0,65b	5,59c	10,69c	3,78b	0,12a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

²** , * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Quanto aos teores de Mg nas espécies, esses variaram na faixa de 3,50 a 3,78 g kg⁻¹. A faixa considerada adequada por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997), para outras espécies florestais, é de 1,5 a 5,0 g kg⁻¹. O teor de cálcio foi maior no sabiá com valor de 16,61 g kg⁻¹, seguido da leucena e jurema-preta com valores de 14,59 e 10,69 g kg⁻¹, respectivamente. Os valores verificados encontram-se acima do considerado adequado (3 a 12 g kg⁻¹), exceto quanto ao teor encontrado na jurema-preta.

Nesse contexto, considerando os valores indicados para outras espécies florestais, os teores aqui verificados estão dentro da faixa adequada. Contudo, são necessários mais estudos a fim de verificar os teores foliares adequados para espécies nativas com potencial de

uso na recuperação de áreas degradadas no semi-árido.

3.3.1.4 Teores foliares de micronutrientes

Os teores de micronutrientes apresentaram a seguinte ordem decrescente: ferro (Fe) > manganês (Mn) > zinco (Zn) > cobre (Cu), para todas as espécies (Tabela 8). Os teores de Fe nas espécies leucena, jurema e sabiá foram 213,81; 457,92 e 326,31 mg kg⁻¹, respectivamente.

Tabela 8 - Média dos teores de micronutrientes das três espécies

Fonte de variação	Valor do F ¹			
	Fe	Cu	Zn	Mn
Espécies (A)	3,17ns	6,72**	20,91**	17,58**
Doses (B)	1,01ns	1,00ns	1,28ns	0,44ns
Interação Ax B	1,00ns	4,23**	0,83ns	0,54ns
CV (%)	92	20,07	23,05	27,27
Espécie	mg kg ⁻¹			
Sabiá	213,86b ²	12,80b	18,00b	82,31c
Leucena	457,92a	15,31a	29,21a	110,72b
Jurema	326,31ab	12,36b	25,60a	138,91a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ns: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Outros autores, avaliando as concentrações de Fe em diferentes espécies vegetais, encontraram valores entre 10 e 1500 mg kg⁻¹, dependendo da parte da planta analisada e da espécie (MALAVOLTA, 1980; PAIS; JONES JUNIOR, 1996). Esses mesmos autores consideraram adequadas as concentrações entre 50 e 100 mg kg⁻¹ e também verificaram que as plantas deficientes apresentam teores de Fe abaixo de 10 mg kg⁻¹, enquanto que teores acima de 80 mg kg⁻¹ resultaram em toxicidade. Para algumas espécies florestais, Malavolta, Vitti e Oliveira (1997) consideraram adequados teores de Fe entre 25-200 mg kg⁻¹. Segundo Dreschel e Zech (1991), para a leucena valores de Fe acima de 439 mg kg⁻¹ são considerados elevados.

Os teores elevados de Fe observados nas folhas das leguminosas no presente estudo podem ter sido influenciados pela análise das folhas inteiras (sem retirada da nervura central), bem como pela época em que as folhas foram coletadas. É possível que não tenha ocorrido redistribuição do Fe nas plantas, haja vista que as espécies foram analisadas numa

fase inicial de crescimento. Mesmo tendo-se encontrado teores de Fe nas folhas das leguminosas arbóreas acima de todos referenciais citados, pode-se inferir que isso não prejudicou o crescimento das espécies, uma vez que não foram verificados impactos negativos no crescimento das plantas.

Na avaliação dos teores foliares de Zn, as espécies sabiá, leucena e jurema apresentaram valores de 18,00; 29,21 e 25,60 mg kg⁻¹, respectivamente. Apenas o sabiá apresentou teor foliar de Zn relativamente baixo. Dreschel e Zech (1991) indicam que o teor adequado de Zn para a leucena varia de 20 a 26 mg kg⁻¹. Vale destacar que diferentes autores (MALAVOLTA, 1980; PAIS; JONES JUNIOR, 1996) consideram que teores de Zn abaixo de 25 mg kg⁻¹ caracterizam deficiência do elemento nas folhas.

Em relação ao Cu, os teores foliares nas espécies apresentaram a seguinte ordem decrescente: leucena > sabiá > jurema, com valores de 15,31; 12,80 e 12,36 mg kg⁻¹, respectivamente. As espécies apresentaram teores adequados para o crescimento normal, pois plantas deficientes em Cu apresentam concentrações foliares menores de 4 mg kg⁻¹, enquanto que valores acima de 20 mg kg⁻¹ podem ser tóxicos (MALAVOLTA, 1980). Teores de Cu na faixa de 17 a 20 mg kg⁻¹ são considerados adequados para a leucena (DRESCHER; ZECH, 1991).

Os teores de Mn nas plantas variam entre 5 e 1.500 mg kg⁻¹, também dependendo da parte da planta e da espécie. As concentrações entre 20 e 500 mg kg⁻¹ são consideradas adequadas para o crescimento e desenvolvimento vegetal normal. Em muitas plantas, as folhas deficientes possuem concentrações menores que 20 mg kg⁻¹ em base no tecido seco, enquanto que quantidades acima de 700 mg kg⁻¹ são consideradas tóxicas (MALAVOLTA, 1980; PAIS; JONES JUNIOR, 1996). Os teores foliares de Mn verificados nas leguminosas arbóreas avaliadas no presente estudo encontraram-se na faixa indicada como adequada, destacando que o maior valor (138,91 mg kg⁻¹) foi observado para a jurema-preta.

3.3.1.5 Acúmulo de nutrientes na parte aérea das leguminosas

Os resultados da análise de variância, apresentados na Tabela 9, revelaram efeitos significativos dos fatores isolados (espécies e doses) no acúmulo de todos macronutrientes e sódio (Na) na parte aérea. Todavia, para os micronutrientes, a significância dos fatores isolados foi verificada para Cu, Zn e Mn, sendo revelado efeito significativo para espécies de todos os elementos (Tabela 9). No que diz respeito às interações, a análise estatística não

revelou significância para grande maioria dos elementos, exceto N, Ca e Cu. Entretanto, de modo geral, não apresentaram ajuste na curva de resposta para todas as espécies, exceto o N.

Tabela 9 - Resumo da análise de variância referente ao acúmulo de macronutrientes e Na parte aérea das leguminosas

FV	F ¹					
	N	P	K	Ca	Mg	Na
Espécie (A)	52,78**	33,60**	18,28**	70,15**	22,38**	54,14 **
Dose (B)	11,03**	29,75**	6,76**	9,25**	10,26**	4,51*
Interação (AxB)	2,16 ^{ns}	1,61 ^{ns}	1,80 ^{ns}	4,74**	0,87 ^{ns}	2,15 ^{ns}
CV (%)	15,77	17,57	22,96	17,89	21,75	24,39
Espécies	mg Kg ⁻¹					
Sabiá	43,98 b ²	2,32 a	25,80 a	35,95 a	7,10 b	0,33 a
Leucena	30,31 c	1,49 b	16,55 c	17,65 c	7,15 b	0,14 b
Jurema-Preta	51,50 a	2,27 a	20,90 b	29,40 a	10,40 a	0,31 a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

O acúmulo de macronutrientes na parte aérea seguiu a seguinte ordem decrescente em todas as espécies: N > Ca > K > Mg > P (Tabela 9). Quanto ao Na, seu acúmulo ocorreu de forma decrescente para as espécies jurema-preta > sabiá > leucena, com valores de 0,31; 0,33 e 0,14 mg kg⁻¹, respectivamente. O menor acúmulo foi encontrado para a leucena, pois a espécie apresentou menor massa seca. A ordem de acúmulo encontrada para leucena é corroborada por Nyathi e Campbell (1994). No entanto, seus acúmulos foram menores, mas isso foi verificado devido à menor massa seca na mesma (Figura 7).

Prado e Natale (2005), avaliando o efeito da aplicação de lodo têxtil, ressaltaram que o aumento nos teores dos nutrientes nas mudas de maracujazeiro pode ser explicado pelo efeito de concentração, ou seja, o aumento das doses de lodo promoveu diminuição na produção de matéria seca. No entanto, explicação semelhante a essa não pode ser dada para o crescimento da leucena, pois este não foi afetado com o aumento da dose do resíduo da carcinicultura. Essa constatação é reforçada pela relação parte aérea/raiz que foi a mesma em todas as doses (Dados não apresentados). Isso leva à hipótese de que a leucena apresenta alta exigência nutricional.

Quanto ao acúmulo dos micronutrientes foi verificada a seguinte ordem decrescente Fe > Mn > Zn > Cu, para todas as espécies (Tabela 10). De maneira similar ao

observado para os macronutrientes, a jurema-preta apresentou maior acúmulo de micronutrientes. Exceção foi feita ao potássio cuja quantidade foi maior (16,04 mg Kg⁻¹) para o sabiá.

Tabela 10 - Resumo da análise de variância referente ao acúmulo de micronutrientes na parte aérea das leguminosas

F ¹				
FV	Fe	Cu	Zn	Mn
Espécie (A)	11,94**	44,89**	85,87**	146,03**
Dose (B)	0,22ns	5,14**	3,83**	2,62*
Interação (AxB)	1,18ns	2,26*	0,56ns	1,41ns
CV (%)	49,31	22,2	20,37	22,1
Espécies	µg Kg ⁻¹			
Sabiá	429,45 b ²	33,40 b	43,75 b	173,95 b
Leucena	575,60 b	22,50 c	48,25 b	127,95 c
Jurema-Preta	902,75 a	44,85 a	90,25 a	384,05 a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ns: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Em relação ao acúmulo dos nutrientes na parte aérea em função das doses (Tabela 11), foi observado que o acúmulo de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e magnésio (Mg) foi influenciado pelo resíduo utilizado. Os tratamentos para os quais se ajustaram modelos quadráticos apresentaram o ponto de mínimo entre as doses 2 e 8 Mg ha⁻¹ de resíduo da carcinicultura (Tabela 11). Essa resposta está relacionada com a massa seca que apresentou a mesma tendência, obtendo-se assim um padrão de resposta às doses do resíduo.

Com relação ao P, as espécies responderam de forma positiva à aplicação do resíduo de carcinicultura, levando a um acúmulo do nutriente que variou de 1,05 a 1,66 mg folha planta⁻¹. Este resultado difere do verificado por Santos, Siqueira e Moreira (2008) que, avaliando o crescimento de espécies arbóreas nativas, verificaram respostas pouco consistentes ao aumento das doses de nutrientes fornecidas, tanto na produção de massa seca quanto no acúmulo de P.

Por meio da equação de ajuste para o acúmulo de K nas folhas das espécies (Tabela 13), verifica-se que houve alterações significativas. Este efeito do resíduo da carcinicultura foi decorrente, possivelmente, da elevação gradual dos teores desse nutriente no substrato. Observou-se que a partir da dose 8 Mg ha⁻¹ houve aumento no acúmulo de K na

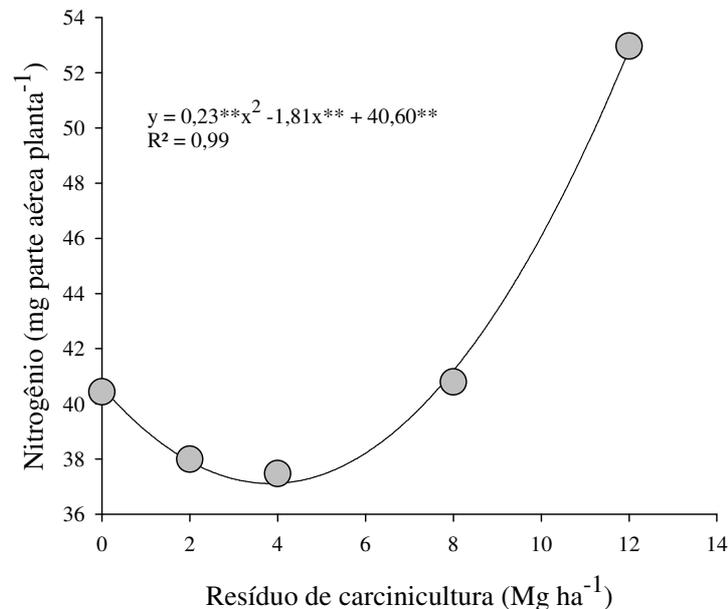
parte aérea.

Tabela 11 - Equações de regressão referentes ao acúmulo de nutriente e de sódio na parte aérea, em função das doses (fator b isolado) do resíduo da carcinicultura

Variáveis	Equações de regressão	R ²
P	$y = 0,0203x^2 - 0,1525x + 1,8913$	0,99
K	$y = 0,2152x^2 - 2,4106x + 23,802$	0,97
Mg	$y = 0,0396x^2 - 0,1676x + 7,2787$	0,97
Ca	$y = 0,18x^2 - 1,7272x + 28,436$	0,70
Na	$y = 0,0016x^2 - 0,0139x + 0,2599$	0,89

No tratamento controle houve maior acúmulo de N quando comparado às doses 2 e 4 Mg ha⁻¹ de resíduo (Figura 9). Isso pode ser atribuído à fixação biológica de nitrogênio (FBN) que, neste tratamento, respondeu à inoculação com estímulo para que as bactérias fixadoras realizassem simbiose.

Figura 9 - Média do acúmulo de N parte aérea das leguminosas em função das doses de resíduo de carcinicultura nas leguminosas



No entanto, mediante maiores doses do resíduo orgânico, houve aumento na quantidade de N disponível às plantas e diminuição da FBN (Dados não mostrados). Um aspecto que deve ser observado na utilização de qualquer resíduo que contenha N é o efeito da

disponibilidade desse nutriente na nodulação. A nodulação poderá ser inibida ou estimulada, de acordo com a dose e fonte de nitrogênio utilizada. Este comportamento foi observado por Nobre (2008) que, avaliando a resposta de gliricídia à aplicação de N, verificou queda na produção de massa seca quando aumentou a dose de N. Waterer e Vessey (1993) demonstraram que o nitrogênio é particularmente inibitório ao crescimento de nódulo e à atividade da nitrogenase.

No presente estudo foi constatado que o acúmulo de nitrogênio tornou-se superior ao tratamento controle somente a partir da dose 9 Mg ha⁻¹. Porém, verificou-se resposta distinta na dose 2 Mg ha⁻¹, supondo-se que a quantidade de N associada a essa dose de resíduo de carcinicultura ainda é pequena, de modo que, segundo Ingestad (1980) e Rohm e Werner (1991), pequenas quantidades de N disponível podem estimular, em algumas circunstâncias, a nodulação em arbóreas.

Segundo Prado (2008), o N está envolvido no crescimento e produção das culturas, participando de vários processos fisiológicos vitais para o ciclo de vida. Além disso, é elemento essencial para utilização de carboidratos, estimulando o desenvolvimento e a atividade radicular, bem como a absorção de outros nutrientes (OLSON; KURTZ, 1982). O nitrogênio tem sido demonstrado ser um bom indicador da altura e da biomassa (XU *et al.*, 2002), haja vista que a matéria seca está diretamente relacionada com o teor de nitrogênio.

Quanto ao cálcio, seu acúmulo na parte aérea foi afetado pela interação entre espécies e doses. No caso da leucena não foi verificado ajuste, pois o acúmulo foi inconsistente em relação ao aumento da dose do resíduo (Tabela 12).

Tabela 12 - Equações de regressão referentes ao acúmulo de Ca na parte aérea, sob influência do resíduo da carcinicultura

	Equações de regressão	R ²
Sabiá	$y = 0,3589x^2 - 3,1628x + 36,029$	0,61
Leucena	-	
Jurema-preta	$y = 0,1153x^2 - 1,3827x + 31,331$	0,96

A resposta do acúmulo de Ca e Mg às doses do resíduo se deve às elevadas quantidades desses nutrientes no resíduo em função do calcário aplicado nos tanques durante o processo de produção do camarão. Para o ajuste das concentrações de cálcio, os criadores de camarão fazem uso do calcário dolomítico (CaMg(CO₃)₂) (BARBIERI; OSTRENSKY, 2002).

No que diz respeito aos micronutrientes, houve interação entre espécies e doses para o acúmulo de Cu nas folhas. Em relação ao aumento da dose do resíduo verificou-se variação na absorção. O Cu é um elemento que representa preocupação quanto a sua biodisponibilidade no resíduo, pois segundo Lacerda, Santos e Lopes (2009) a forma biodisponível do elemento atinge cerca de 20% do teor total em sedimentos do fundo dos tanques de carcinicultura. O Cu entra no fundo dos tanques como impurezas em fertilizantes e princípios ativos de pesticidas utilizados na atividade (BOYD e MASSAUT, 1999). Entretanto, o acúmulo de cobre observado no presente estudo parece não ter prejudicado o crescimento das espécies, ou seja, doses de resíduo de carcinicultura de 2 a 12 Mg ha⁻¹ não apresentam quantidades significativas de Cu que possa interferir no crescimento das plantas.

Existe evidências de que o Zn inibe a absorção do Cu e vice-versa. Contudo, é difícil seu diagnóstico devido à interferência de outros elementos tais como: P, Fe, Mo, Zn e S. Dos vários fatores que podem afetar a disponibilidade de Cu, o pH merece destaque. Seu aumento interfere na disponibilidade e, conseqüentemente, na absorção dos micronutrientes (FERNANDES, 2006). Como o resíduo de fundo de tanque recebeu elevadas quantidades de calcário, seu pH tende a ser mais elevado, podendo ocasionar indisponibilidade de micronutrientes. Além disso, o cálcio impede a absorção de Cu diretamente, haja vista seu efeito antagônico sobre o nutriente (PRADO, 2008). Foi verificado efeito quadrático ($y = 0,5463x^2 - 6,0692x + 40,05$ $R^2 = 0,99$) para o sabiá. As demais espécies não apresentaram ajuste.

Segundo Abreu (2001), a deficiência de Cu nas plantas pode ocorrer devido ao baixo conteúdo do elemento no solo ou devido às altas quantidades de matéria orgânica (MO). Assim, outra hipótese que explicaria o menor acúmulo de Cu nas plantas é a alta quantidade de MO presente no resíduo, limitando a disponibilidade.

3.3.1.6 Acúmulo de nutrientes nas raízes das leguminosas

O teste F apresentado na Tabela 17 revelou que os acúmulos de P, K, Mg, Na, Fe, Cu e Zn nas raízes das plantas não foram influenciados pela interação dos fatores estudados. Houve efeito da interação no acúmulo de N, Ca e Mn (Tabelas 13 e 14). Quando se avalia os efeitos dos fatores isolados todos são significativos, exceto Mg e Mn.

Tabela 13 - Resumo da análise de variância referente ao acúmulo de macronutrientes e sódio nas raízes das leguminosas

F ¹						
FV	N	P	K	Ca	Mg	Na
Espécie (A)	26,8**	23,3**	18,0**	10,8**	0,98 ^{ns}	3,96*
Dose (B)	21,13**	26,9**	8,0**	3,3*	1,40 ^{ns}	3,07*
Interação (AxB)	2,23*	1,0 ^{ns}	1,85 ^{ns}	3,06**	1,97 ^{ns}	1,42 ^{ns}
CV (%)	15,18	20,71	26,1	30,26	36,88	59,78
Espécies	mg raiz planta ⁻¹					
Sabiá	28,80a ²	1,31 a	18,35 b	7,40b	3,82a	0,87 ab
Leucena	28,76a	1,17 a	26,99 a	11,39a	4,07a	0,57 b
Jurema-preta	20,81b	0,83 b	17,59 b	8,65b	3,46a	1,00 a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

A ordem decrescente do acúmulo de macronutrientes nas raízes de todas as espécies foi a seguinte: N > K > Ca > P (Tabela 13). De maneira diferente ao que aconteceu para o acúmulo de nutrientes na parte aérea, o menor acúmulo nas raízes não foi verificado na leucena. A ordem decrescente de acúmulo para os micronutrientes para todas as espécies foi: Fe > Zn > Cu (Tabela 14).

Tabela 14 - Resumo da análise de variância referente ao acúmulo de micronutrientes nas raízes das leguminosas

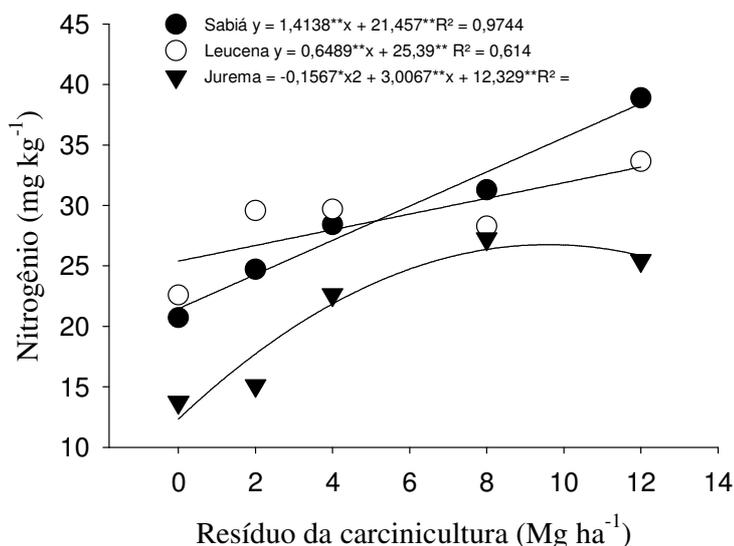
F ¹				
FV	Fe	Cu	Zn	Mn
Espécie (A)	3,43*	10,85**	18,44**	3,02 ^{ns}
Dose (B)	5,93**	3,91**	3,44*	2,55 ^{ns}
Interação (AxB)	0,85 ^{ns}	0,78 ^{ns}	0,64 ^{ns}	2,31*
CV (%)	45	30,2	32,8	55,34
Espécies	µg raiz planta ⁻¹			
Sabiá	60.260 b ²	37,69 a	44,16 b	139,60a
Leucena	86.114 a	37,74 a	58,72 a	91,25b
Jurema-preta	66.473 ab	24,83 b	30,64 c	109,56ab

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

² **, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

A concentração de nitrogênio nas raízes foi influenciada positivamente pela adição das doses de resíduo, sendo que as mais altas concentrações de nitrogênio nas raízes foram obtidas com as doses mais elevadas do resíduo.

Figura 12 - Acúmulo de N nas raízes das leguminosas em função das doses de resíduo de carcinicultura nas leguminosas



O acúmulo de macro e micronutrientes encontrados nas raízes de todas as espécies foi menor do que aqueles encontrados na parte aérea, com exceção do ferro que foi maior nas raízes. O aumento de Fe nas raízes pode ocorrer, entre outros mecanismos, pela formação de complexos solúveis ou quelatos (FERNANDES, 2006) originários possivelmente de exsudatos das raízes de substâncias produzidas na decomposição da matéria orgânica do solo.

3.3.1.7 Acúmulo total de nutrientes nas leguminosas

A análise de variância (Tabelas 15 e 16) revelou efeitos significativos dos fatores isolados (espécies e doses) para P, Mg, Na, Fe, Cu, Zn, e Mn. Para o potássio houve resposta somente às doses, já para o cálcio houve resposta às espécies. Em se tratando da interação, somente houve resposta significativa para o nitrogênio.

A seqüência decrescente de acúmulo total de macronutrientes foi: N > Ca > K > Mg > P (Tabela 15). A espécie que mais acumulou P foi o sabiá (3,63 mg kg⁻¹), as maiores quantidades de Ca foram acumuladas pelas espécies sabiá e jurema-preta, com valores de 41,29 e 38,04 mg planta⁻¹, respectivamente. Já o acúmulo total de magnésio foi maior na jurema-preta, com valor de 13,46 mg planta⁻¹ (Tabela 15).

Tabela 15 - Resumo da análise de variância para o acúmulo total de macronutrientes e sódio nas leguminosas

F ¹						
FV	N	P	K	Ca	Mg	Na
Espécie (A)	25,23**	21,90 **	30,69 ^{ns}	12,64**	7,29**	8,32**
Dose (B)	26,31**	43,41**	10,60**	1,99 ^{ns}	9,24**	3,81**
Interação (AxB)	3,52**	1,47 ^{ns}	2,08 ^{ns}	1,00 ^{ns}	0,77 ^{ns}	1,66 ^{ns}
CV (%)	10,72	14,65	17,33	23	21,37	45
Espécies	mg planta ⁻¹					
Sabiá	72,79a ²	3,63 a	43,27a	41,29 a	10,60 b	1,22 a
Leucena	58,41b	2,67 c	43,63a	28,59 b	11,16 b	0,72 b
Jurema-preta	72,32a	3,10 b	38,54a	38,04 a	13,46 a	1,31 a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

²**, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Os valores de magnésio acumulado foram 10,60; 11,16 e 13,40 mg planta⁻¹ para as espécies sabiá, leucena e jurema-preta, respectivamente. No entanto, é pertinente lembrar que estas variações ocorreram, pois a época de amostragem das folhas deveria coincidir com época de coleta das folhas utilizada pela pesquisa a fim de estabelecer padrões, mas como já citado anteriormente são escassas as pesquisas voltadas para espécies arbóreas.

Já para os micronutrientes a ordem decrescente de acúmulo foi: Fe > Mn > Zn > Cu (Tabela 16).

Tabela 16 - Resumo da análise de variância para o acúmulo total de micronutrientes nas leguminosas

F ¹				
FV	Fe	Cu	Zn	Mn
Espécie (A)	3,43*	4,08*	14,53**	53,53**
Dose (B)	5,93**	5,92**	5,32**	2,88**
Interação (AXB)	0,85 ^{ns}	0,97 ^{ns}	0,28 ^{ns}	1,46 ^{ns}
CV (%)	45,92	19,88	18,49	24,9
Espécies	µg planta ⁻¹			
Sabiá	60260 b ²	71,22 a	87,91 b	313,47 b
Leucena	86114 a	60,15 b	107,03 a	219,32 c
Jurema-preta	66473 ab	69,78 ab	120,97 a	493,59 a

¹Médias seguidas de mesma letra na coluna, não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

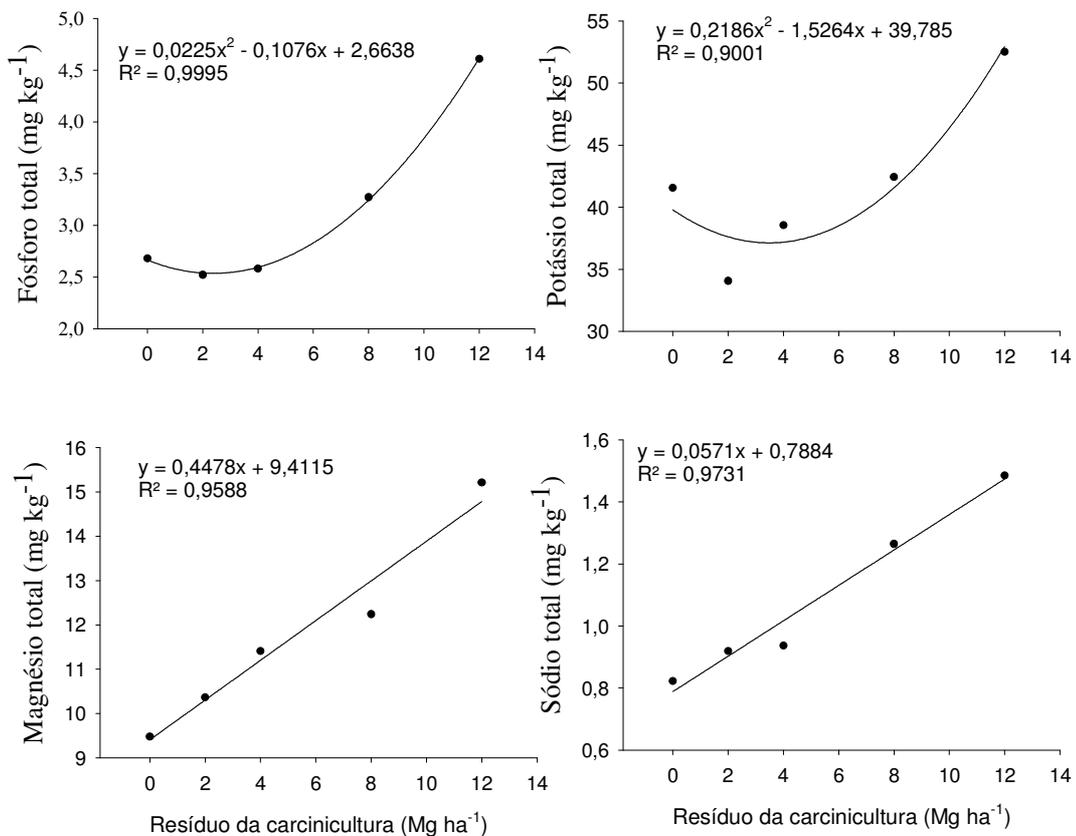
²**, * e ^{ns}: Significativo a 1, 5% de probabilidade e não significativo, respectivamente.

Quanto aos micronutrientes, as espécies que apresentaram maior acúmulo de Fe foram leucena e jurema-preta, com valores de 86.114 e 66.473 $\mu\text{g planta}^{-1}$ (Tabela 16). O acúmulo total de Cu foi maior para o sabiá e para a jurema-preta, com valores de 71,22 e 69,78 $\mu\text{g planta}^{-1}$, respectivamente. Entretanto, o sabiá apresentou menor acúmulo de Zn (87,91 $\mu\text{g planta}^{-1}$), já a leucena apresentou menor acúmulo Mn (219,32 $\mu\text{g planta}^{-1}$).

O maior acúmulo de Fe e menor acúmulo de Mn na leucena, deve estar relacionado ao efeito negativo que um elemento tem em relação ao outro no processo de absorção. Prado (2008) ressalta que em algumas situações o excesso de Fe inibe a absorção de Mn.

Foi observado padrão de resposta quanto à influência da aplicação de diferentes doses do resíduo do fundo de tanque de carcinicultura para todos nutrientes, exceto o Ca (Figura 13). Verificou-se aumento linear para o Mg e Na, e ajuste quadrático para P e K.

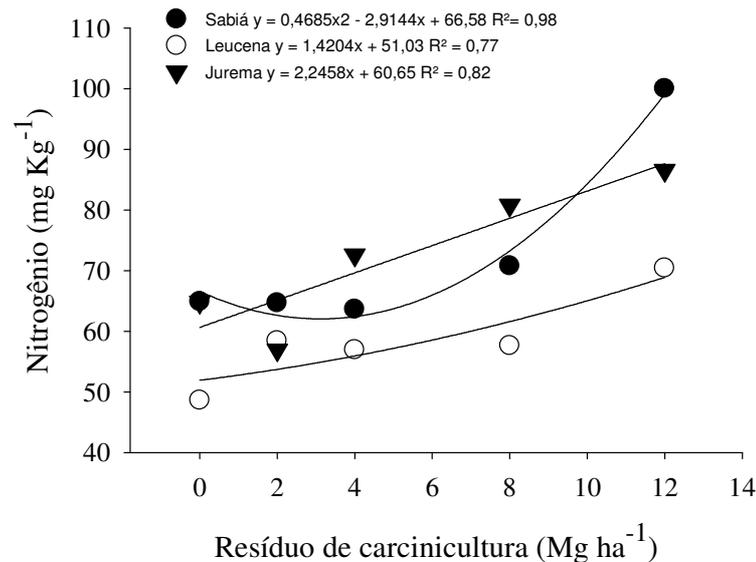
Figura 13 - Acúmulo total de P, Mg, K e Na nas leguminosas em função das doses de resíduo de carcinicultura



Um fator importante a ser levado em consideração é a possível melhoria das condições químicas do estéril de mineração com a adição do resíduo de carcinicultura que contribuiu para a elevação do acúmulo dos elementos analisados, principalmente do N.

As equações de ajuste para as espécies leucena e jurema-preta, revelaram acúmulo linear positivo de nitrogênio em relação às doses aplicadas. Já o sabiá apresentou ajuste quadrático, com um ponto de mínimo para o acúmulo de N (Figura 14).

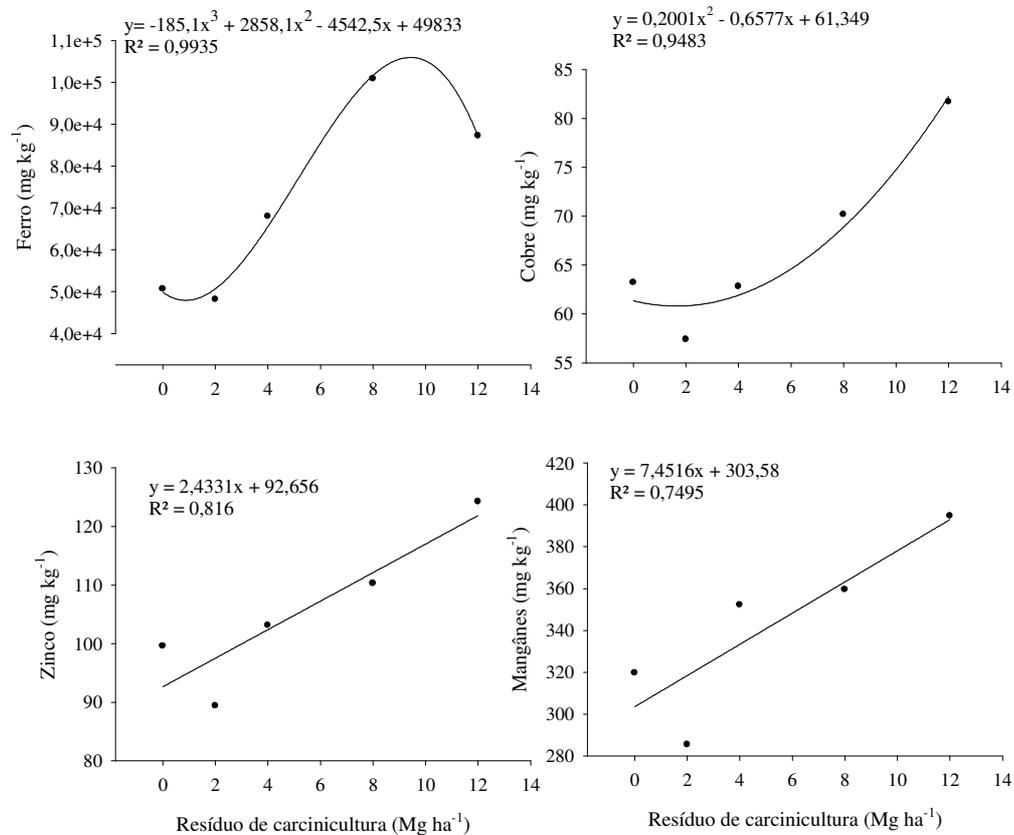
Figura 14- Acúmulo total de N nas leguminosas em função das doses de resíduo do fundo de tanque de carcinicultura nas leguminosas



No que se refere à resposta do acúmulo total de micronutrientes nas plantas com as doses de resíduo, o Fe aumentou com as doses aplicadas (Figura 16). Porém, houve diminuição no acúmulo total do elemento na dose máxima aplicada. Como exposto anteriormente, são vários os fatores que afetam absorção quanto o transporte de ferro na planta (FERNANDES, 2006) e, possivelmente, a quantidade de cálcio na última dose de resíduo pode ter induzido a uma menor absorção do Fe, haja vista que o CaCO₃ livre apresenta efeito negativo sobre absorção do Fe na planta (LUCAS; KNEZEK, 1972 *apud* PRADO, 2008).

Observou-se ajuste quadrático para o acúmulo de cobre na planta, verificando significativo aumento com a aplicação do resíduo da carcinicultura. Para o Zn e Mn houve padrão de resposta às doses de resíduo, com ajustes lineares e aumento significativo do acúmulo total com o aumento das doses de resíduo (Figura 15). Esse resultado não é corroborado por Mello e Vitti (2002) que, avaliando os efeitos de doses e resíduos orgânicos no tomateiro, verificaram que as aplicações do composto de lixo reduziram linearmente as concentrações Mn no tecido vegetal.

Figura 15 - Acúmulo total de Fe, Cu, Zn e Mn nas leguminosas em função das doses de resíduo do fundo de tanque de carcinicultura nas leguminosas



3. 4 CONCLUSÕES

1. A adição do resíduo do fundo de tanque de carcinicultura proporcionou o crescimento e o acúmulo de nutrientes pelas espécies de leguminosas arbóreas estudadas.
2. Não foi encontrada uma dose ideal, no entanto foi constatado que a dose que justifica aplicação do resíduo de carcinicultura está acima de 5 Mg ha⁻¹.
3. São necessários mais estudos para examinar a dose ideal do resíduo, com o intuito de informar qual dose proporciona redução no crescimento e produção de biomassa das plantas.
4. Estima-se que as espécies podem responder a doses ainda mais elevadas do que essa.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. A.; FERREIRA, M. E.; BORKERT, C. M. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: zinco e cobre. *In: FERREIRA, M. E. et al. Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura*. Jaboticabal: CNPq: FAPESP: POTAFOS, 2001.
- ALENCAR, F. H. H. *et al.* Crescimento inicial de plantas de sábia em latossolo degradado do Cariri cearense sob efeito de esterco e fertilizantes químicos. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Rio Grande do Norte, v. 3, n. 3, p. 1-5, 2008.
- ANDRADE, L. A.; PEREIRA, I. M.; DORNELAS, G. V. Análise da vegetação arbóreo-arbustiva; espontânea; ocorrente em taludes íngremes no município de Areia - Estado da Paraíba. **Revista Árvore**, Minas Gerais, v. 26, n. 2, p. 165-172, 2002.
- ARAÚJO, A. S. F.; BURITY, H. A.; LYRA, C. C. P. Influência de diferentes níveis de nitrogênio e fósforo em leucena inoculada com *Rhizobium* e fungo micorrízico arbuscular. **Ecosistema**, v. 26, n. 1, p. 35-38, jan./jul. 2001.
- ARAÚJO, R. S. L. *et al.* Análise de Crescimento em mimosa caesalpiniifolia Benth. (SABIÁ) e Parapiptadenia rígida Benth (Brenan) (angico monjolo) submetidas ao estresse hídrico. *In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO*, 10., 2010, Recife. [Resumos]. Recife: UFRPE, 2010.
- ARAÚJO FILHO, J. A. *et al.* Avaliação de leguminosas arbóreas, para recuperação de solos e repovoamento em áreas degradadas. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 2, n. 2, p. 1592-1595, 2007.
- BARROSO, D. G. *et al.* Efeito de diferentes doses de nitrogênio em mudas de sesbânia (*Sesbania virgata* Raddi) e sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Benth), produzidas em resíduos agro-industriais como substrato. *In: CONGRESSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE FLORESTAS*, 6., 2000, Porto Seguro. **Resumos técnicos...** Rio de Janeiro: Instituto Biosfera, 2000. p. 120-121.
- BARBOSA, M. D. *et al.* Teores de N, P E K em folhas de dez espécies vegetais de Caatinga. *In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO*, 10., 2010, Recife. [Resumos]. Recife: UFRPE, 2010.
- BATISTA, Q. R. *et al.* Bioqualidade de área degradada pela extração de argila, revegetada com *Eucalyptus* spp. e Sabiá. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 21, n. 1, p. 169-178, 2008.
- BARBIERI, R. C. J.; OSTRENSKY, A. N. **Camarões marinhos: engorda**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2002.
- BERTALOT, M. J. A. **Crescimento e avaliação nutricional de leguminosas arbóreas potenciais para ecossistemas Agroflorestais num solo de cerrado**. 1997. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 1997.

BOYD, C. E.; MASSAUT, L. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. **Aquaculture Engineering**, v. 20, n. 2, p. 113-132, 1999.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Total nitrogen. *In*: PAGE, A. L. **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

COSTA, N. L. *et al.* Leucena: características agronômicas, produtividade e manejo em Roraima. **Comunicado Técnico [da Embrapa]**, Boa Vista, n. 14, p. 1-7, dez., 2008.

DANTAS, J. S. **Absorção de N, P, K de três espécies florestais em relação ao estresse hídrico e adubação orgânica em dois solos do semiárido da Paraíba, Areia, PB.** 2005. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, 1999.

DRESCHER, P.; ZECH, W. Foliar nutrient levels of broad-leaved tropical trees: a tabular review. **Plant Soil**, v. 131, p. 29-46, 1991.

ESPÓSITO, T. J. **Metodologia probabilística e observacional aplicada a barragens de rejeito construídas por aterro hidráulico.** 2000. 363 f. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, 2000.

EINLOFT, R.; GRIFFITH, J. J.; RUIZ, H. A. Índice de priorização de gramíneas e leguminosas para revegetação de uma área de empréstimo. **Revista Árvore**, v. 23, n. 2, p. 213-221, 1999.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. Terrastat. 2009. Land resource potential and constraints statistics at country and regional. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/agl/agll/terrastat/>>. Acesso em: 22 jan. 2012.

FETENE, M.; FELEKE, Y. Growth and photosynthesis of seedlings of four tree species from a dry tropical afro-montane forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 2, p. 269-283, March, 2001.

FERNANDES, S. M. **Nutrição mineral de plantas.** Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006.

FERREIRA, A. P. **Uso de leguminosas arbóreas fixadoras de nitrogênio na recuperação de áreas degradadas pela mineração de areia no Pólo produtor de Seropédica/ Itaguaí.** 2006. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al.* Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 167-174, abr./jun. 2005.

FREIRE, A. L. O.; RODRIGUES, T. J. D.; MIRANDA, J. R. P. Crescimento e nutrição de planta de Leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) R. de Vit) sob salinidade. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 23, n. 4, p. 1-6, out./dez., 2010.

- GONÇALVES, E. O. *et al.* crescimento de mudas de sansão-do-campo (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) sob diferentes doses de macronutrientes. **Science For.**, Piracicaba, v. 38, n. 88, p. 599-609, dez. 2010.
- HANSON, A.; HITZ, W. Metabolic responses of mesophytes to plant water deficits. **Annual Review of Plant Physiology**, v. 33, p. 163-203, 1982.
- INGESTAD, T. Growth, nutrition and nitrogen fixation in grey alder at varied rate of nitrogen addition. **Physiologia Plantarum**, v. 50, n. 4, p. 353-364, 1980.
- LACERDA, L. D.; SANTOS, J. A.; LOPES, D. V. Fate of copper in intensive shrimp farms: bioaccumulation and deposition in pond sediments. **Braz. J. Biol.**, v. 69, n. 3, p. 851-858, 2009.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1997.
- MALAVOLTA, E. **Elementos de Nutrição de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251p.
- MARQUES, V. B. *et al.* Efeitos de fontes e doses de nitrogênio no crescimento de mudas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.). **Scientia Forestalis**, n. 71, p. 77-85, ago. 2006.
- MEDEIROS, M. L. D. de; SANTOS, R. V. dos; TERTULIANO, S. S. X. Avaliação do estado nutricional de dez espécies arbóreas ocorrentes no semi-árido paraibano. **Caatinga**, Mossoró, PB, v. 21, p. 31-39, 2008.
- MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 200-206, jun. 2002.
- NOBRE, A. P. **Respostas de mudas de *gliricidia sepium* à aplicação de nitrogênio e fósforo**. 2008. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Centro de Saúde e Tecnologia Rural, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, Universidade Federal de Campina Grande, Patos, PB, 2008.
- NYATHY, P.; CAMPBELL, B. Leaf quality of *Sesbania sesban*, *Leucaena leucocephala* and *Brachystegia spiciformis*: potencial agroforestry species. **Forest Ecology Management**, v. 64, p. 259-264, 1994.
- OLSON, R. A.; KURTZ, L. T. Crop nitrogen requirements, utilization, and fertilization. In: STEVENSON, F. J. **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: Soil Science Society of America, 1982. p. 567-604.
- PAIS, I.; JONES JUNIOR, J. B. **The handbook of trace elements**. Boca Raton: St. Lucie Press, 1996.
- PRADO, R. M. **Nutrição de plantas**. São Paulo: Editora UNESP, 2008.

- PRADO, R. M. P.; NATALE, W. Desenvolvimento inicial e estado nutricional do maracujazeiro em resposta à aplicação de lodo têxtil. **Pesq. Agropec. Bras.**, Brasília, v. 40, n. 6, p. 621-626, jun. 2005.
- PRESOTTI, E. S. **Influência do teor de ferro nos parâmetros de resistência de um rejeito de minério de ferro**. 2002. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2002.
- RIBASKI, J. *et al.* Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) árvore de múltiplo uso no Brasil. **Comunicado Técnico [da Embrapa]**, Colombo, PR, n. 104, p. 1-4, dez. 2003.
- ROHM, M.; WERNER, D. Nitrate levels affect the development of the black locust - Rhizobium symbiosis. **Trees**, v. 5, n. 4, p. 227-231, 1991.
- SANTOS, J. G. D.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Eficiência de fungos micorrízicos arbusculares isolados de solos de áreas de mineração de bauxita no crescimento inicial de espécies nativas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 141-150, 2008.
- SANTOS, J. M.; LIMA, Z. B.; VIRGINIO FILHO, E. Comportamento inicial de *Leucaena leucocephala*, *Mimosa hostilis* e *prosopis* sp. em área de solo degradado no município de Condado (PB). *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 1., 1993, Areia. **Resumos...** Areia: UFPB, 1993, p. 11.
- SCHOENHOLTZ, S. H.; BURGER, J. A.; TORBERT, J. L. Natural mycorrhizal colonization of pines on reclaimed surface mines in Virginia. **Journal of Environmental. Qual.**, n. 16, v. 2, p. 143-146, 1987.
- SOUZA, L. A. G. *et al.* Desenvolvimento e nodulação natural de leguminosas arbóreas em solos de Pernambuco. **Pesquisa agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 2, p. 207-217, fev. 2007.
- TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise do solo, plantas e outros minerais**. Porto Alegre: UFRGS, 1995.
- WATERER, J. G.; VESSEY, J. K. Nodulation response of autoregulated or NH_4^+ -inhibited pea (*Pisum sativum*) after transfer to stimulatory (low) concentrations of NH_4^+ . **Physiologia Plantarum**, v. 88, p. 460–466. 1993.
- XU, Z. H.; BUBB, K. A.; SIMPSON, J. A. Effects of nitrogen fertilisation and weed control on nutrition and growth of a four-year-old *Araucaria cunninghamii* plantation in subtropical Australia. **J. Trop. For. Sci.**, v. 14, p. 213–222, 2002.

4 CAPÍTULO 3: ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM ESTÉRIL DE MINERAÇÃO DE FERRO TRATADO COM RESÍDUO DE CARCINICULTURA

RESUMO

No processo de extração do minério de ferro, o solo perde suas características originais e há geração de estéreis que são inadequados ao crescimento das plantas. A adição de resíduos orgânicos aos estéreis é uma prática que pode melhorar as condições químicas, biológicas e físicas do substrato degradado. O objetivo do presente estudo foi avaliar as alterações químicas de um estéril de mineração de ferro mediante aplicação de doses de resíduo orgânico proveniente do fundo de tanques de carcinicultura e posterior revegetação com leguminosas arbóreas. Os fatores em estudo foram cinco doses de resíduo (0, 2, 4, 8 e 12 Mg ha⁻¹) e três espécies de leguminosas (*Mimosa caesalpiniaefolia*, *Leucaena leucocephala* and *Mimosa hostilis*). O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso, em esquema fatorial 5 x 3, com 4 repetições. O experimento foi realizado em vasos mantidos em casa de vegetação durante 90 dias. A aplicação da maior dose do resíduo (12 Mg ha⁻¹) elevou o pH de 5,2 para 6,2. A condutividade elétrica aumentou com aplicação do resíduo da carcinicultura, coerente com as doses crescentes do resíduo, que em termos de qualidade refletiu numa maior disponibilidade de nutrientes. Conclui-se que o resíduo tem potencial condicionante e favorece a formação de um estéril com melhores condições químicas ao crescimento das espécies em solo degradado pela mineração de ferro.

Palavras-Chave: Degradação do solo. Resíduo orgânico. Recuperação de solos degradados. Tecnosolos.

ABSTRACT

In the process of iron mining, the original features of soil are lost, contributing to generate spoils that are inadequate for plant growth. The addition of organic residues has been considered important, as it may improve chemical and physical conditions of a degraded substrate. The aim of this study was to evaluate the chemical changes of iron mine spoil after application of increasing levels of organic residue from the bottom of shrimp ponds and subsequent revegetation with woody leguminous. The studied factors were five levels of residue (0; 2; 4; 8 and 12 Mg ha⁻¹) and three species of leguminous (*Mimosa caesalpiniaefolia*, *Leucaena leucocephala* and *Mimosa hostilis*). The experimental design was in randomized blocks in factorial layout 5x3, with four replications. The experiment was carried out in pots in a greenhouse during 90 days. The highest residue level (12 mg ha⁻¹) raised spoil pH from 5.2 to 6.2. The electrical conductivity increased with residue levels. Residue from shrimp ponds reflected in greater availability of nutrients in iron mine spoil. The residue has a conditioning potential and improves iron mine spoil promoting better chemical conditions to plant growth.

Key: Degradation. Organic residue. Restoration of degraded soils. Tecnosolos.

4.1 INTRODUÇÃO

A mineração de ferro é uma atividade que causa impactos ambientais, principalmente devido retirada da vegetação e perda da qualidade do solo, que o torna inadequado ao crescimento vegetal. Segundo Espósito (2000), a atividade mineradora degrada o solo gerando estéreis e rejeitos que apresentam condições desfavoráveis às plantas. Considerando as limitações desses substratos degradados, principalmente na região semiárida em que a reduzida pluviosidade dificulta a revegetação natural, se faz necessário adicionar nutrientes aos estéreis e rejeitos para favorecer as estratégias de revegetação. Nesse sentido, conforme citado por Canellas *et al.* (2001), a adição de resíduos orgânicos visando melhorar solos degradados pode ser duplamente vantajosa, principalmente se proporcionar destinação segura ao resíduo.

A utilização de resíduos contribui com a formação “artificial” de solos, fundamentada na intervenção humana durante o processo de recuperação de áreas degradadas. Dentro desse contexto, surgiu o termo “Tecnosolos” (WRB, 2006) para se referir a solos “construídos” pelo homem, cujo preparo envolve a reutilização de resíduos para melhorar as condições físicas e químicas de substratos para recuperar áreas degradadas (PUNSHON; ADRIANO; WEBER, 2002). Problemas ambientais resultantes do uso de resíduos para compor Tecnosolos podem ser evitados com o bom conhecimento das características do material e com sua adequação ao propósito de recuperação (ARBESTAIN *et al.*, 2008). Os mesmos autores ressaltam que, além disso, as características do produto final devem ser adequadas às condições edafoclimáticas da área a ser recuperada.

Verifica-se que há potencial de utilização de diferentes tipos de resíduos orgânicos, como por exemplo, o resíduo urbano (AGGELIDES; LONDRA, 2000; SHIRALIPOUR; MCCONNELL; SMITH (1992; HEMMAT *et al.*, 2010) e o lodo de curtume (TEIXEIRA *et al.*, 2006), no condicionamento das propriedades físico-químicas do solo. Correia *et al.* (2005) verificaram aumento linear da matéria orgânica do solo após aplicação do resíduo industrial do processamento da goiaba. Segundo Pinto (2008), os resíduos gerados pela indústria de pesca podem ser utilizados na agricultura, principalmente como adubo.

No Estado do Ceará, dentre os resíduos orgânicos disponíveis em grandes quantidades, destaque é dado àquele proveniente do fundo dos tanques de criação de camarões (carcinicultura). Esse resíduo apresenta potencial fertilizante, pois possui altos teores de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (FIGUEIREDO *et al.*, 2006), resultantes da

adição de insumos durante o ciclo de produção do camarão. Vale destacar que o descarte indiscriminado do resíduo de carcinicultura nos cursos d'água tem potencial para contaminar o ambiente (FIGUEIREDO *et al.*, 2005), o que chama atenção para a necessidade de medidas que possibilitem o reuso e a disposição segura deste resíduo.

Shiralipour, Mcconnell e Smith (1992) verificaram efeitos positivos da aplicação de resíduos. Dentre esses efeitos os autores destacaram o aporte de nutrientes, aumento na capacidade de retenção de água, maior resistência à erosão e, principalmente, melhorias em atributos químicos do solo, tais como pH e a capacidade de troca de cátions. Quanto ao lodo de curtume, que é um resíduo semelhante ao do fundo de tanque de carcinicultura por apresentar salinidade elevada, Teixeira *et al.* (2006) também verificaram resultados positivos, uma vez que sua aplicação elevou o pH e os teores de matéria orgânica e cálcio.

Até o momento, nenhum estudo foi realizado para avaliar os efeitos do resíduo do fundo de tanque de carcinicultura como condicionador de solo. Com base na hipótese de que o resíduo de carcinicultura atua como melhorador de substratos degradados, o presente estudo foi realizado com o objetivo de avaliar os efeitos de doses do resíduo em atributos químicos de um estéril de mineração de ferro.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Instalação do experimento

Este estudo foi realizado por meio de um experimento em vasos, instalado em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará (UFC), no município de Fortaleza-CE. O experimento foi instalado em 22 de março e teve a duração de 90 dias sem que houvesse controle do ambiente em termos de temperatura, umidade do ar e insolação.

Vasos foram preenchidos com solo degradado (estéril de mineração) proveniente de uma mina de exploração de ferro localizada no distrito de São José do Torto, município de Sobral – CE (Figuras 1a e 1b), cuja caracterização física e química é apresentada na Tabela 1.

Figura 1 - a- Vasos preenchidos com estéril de mineração de ferro. b - Pilhas de onde foi coletado o estéril de mineração de ferro para a instalação do experimento.

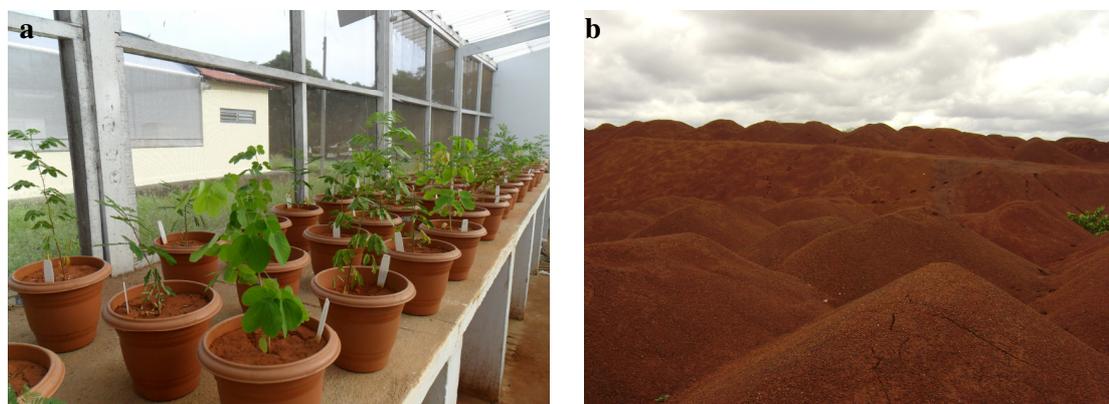


Tabela 1 - Atributos físicos e químicos do estéril proveniente da mineração de ferro

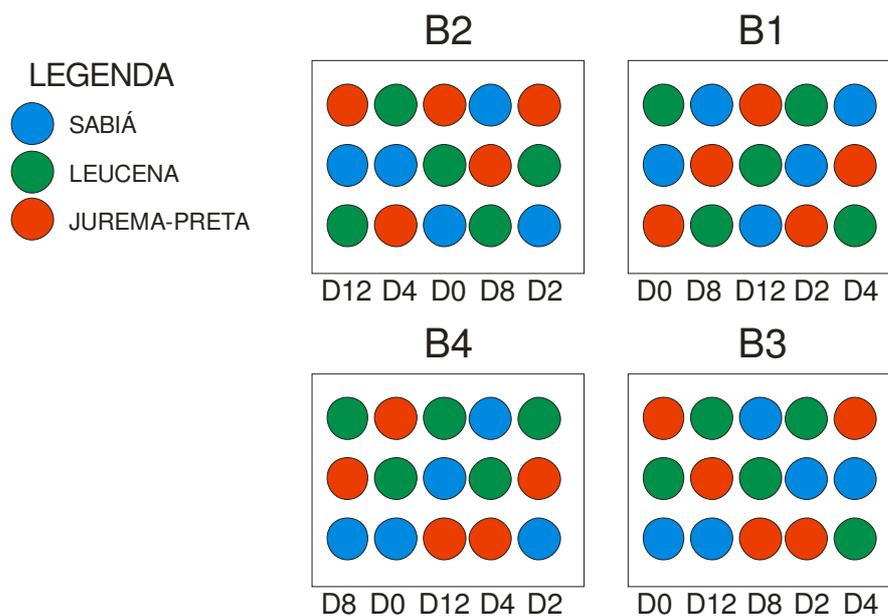
Atributos	Valor
CE (dS m ⁻¹)	0,24
pH (H ₂ O)	5,2
Al ³⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,18
Ca ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,3
Mg ²⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	1,5
Na ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,01
K ⁺ (cmol _c kg ⁻¹)	0,04
H + Al (cmol _c kg ⁻¹)	2,85
SB (cmol _c kg ⁻¹)	1,85
CTC (cmol _c kg ⁻¹)	4,7
V (%)	39,36
m (%)	8,87
PST (%)	0,21
COT (g kg ⁻¹)	5,26
P (mg kg ⁻¹)	0,97
Cu (mg kg ⁻¹)	0,17
Fe (mg kg ⁻¹)	14,28
Zn (mg kg ⁻¹)	0,51
Mn (mg kg ⁻¹)	24,33
Areia (%)	43,7
Argila (%)	22,6
Silte (%)	33,7
Densidade global (g cm ⁻³)	1,48
Densidade de partículas (g cm ⁻³)	2,58

Al³⁺ (extrator KCl); Ca e Mg (extrator Acetato de amônio pH 7,0); Na, K, P, Cu, Fe, Zn e Mn (extrator Mehlich 1); H+Al (Acetato de cálcio pH 7,0).

4.2.2 Delineamento experimental

O delineamento experimental foi em blocos casualizados e esquema fatorial 5x3, com quatro repetições, totalizando 60 unidades experimentais (Figura 2). Cada unidade experimental foi composta por um vaso, contendo uma planta. Os tratamentos foram cinco doses de resíduo de carcinicultura (0; 2; 4; 8; 12 Mg ha⁻¹) e três espécies de leguminosas: Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth), Leucena (*Leucaena leucocephala*) e jurema-preta (*Mimosa hostilis*). O resíduo da carcinicultura foi obtido em propriedade localizada no município de Aracati (CE) e apresenta as características conforme apresentado no segundo item deste trabalho.

Figura 2 - Croqui do experimento. Diferentes cores representam as espécies de leguminosas arbóreas e as siglas D0 a D12 representam as doses de resíduo avaliadas.



Fonte: Arquivo próprio

4.2.3 Condução do experimento

Antes da semeadura, as sementes de leguminosas foram submetidas a um tratamento de quebra de dormência em ácido sulfúrico (96-98 % PA) durante 10 minutos para *M. hostilis*, 5 minutos para *M. caesalpiniaefolia* e 20 minutos para *L. leucocephala*, em seguida foram lavadas com água destilada.

As sementes foram inoculadas com bactérias fixadoras de N_2 , sendo que os inoculantes, provenientes da Embrapa Agrobiologia, foram selecionados para cada tipo de espécie. Após inoculação, foram colocadas três sementes por célula de bandejas para produção de mudas, preenchidas com substrato de areia e composto orgânico (na proporção 1:1). Após a germinação, foi realizado desbaste deixando as duas plântulas mais vigorosas que, trinta dias após a semeadura, foram transplantadas para vasos com capacidade para 5 litros.

Para o cálculo das quantidades de resíduo da carcinicultura a serem aplicadas nos vasos, correspondendo às doses propostas em cada tratamento, foi utilizada a densidade média do estéril ($1,48 \text{ g cm}^{-3}$), bem como o volume dos vasos. Assim, as quantidades de resíduo, correspondentes às doses de 0; 2; 4; 8 e 12 Mg ha^{-1} foram 0; 2,70; 5,40; 10,81 e $16,21 \text{ g vaso}^{-1}$ (base seca).

O estéril foi peneirado em malha de dois milímetros e o resíduo foi adicionado individualmente em cada vaso, permitindo perfeita homogeneização. Durante os 90 dias de condução do experimento, a irrigação foi realizada diariamente determinando-se a quantidade de água necessária a partir da pesagem de cada vaso. A lâmina de água a ser aplicada foi correspondente ao volume evaporado, obtido pela diferença em relação à massa inicial dos vasos.

4.2.4 Coleta de amostras de solo e análise dos atributos químicos

No fim do experimento, depois de retirar a parte aérea e as raízes, o solo foi homogeneizado e, em seguida, colocado para secagem e peneiramento, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA) para a realização das análises.

Foram analisados os seguintes atributos químicos: $\text{pH}_{\text{água}}$ (EMBRAPA, 1997); condutividade elétrica (CE) no extrato da pasta saturada (SILVA, 2009); acidez potencial (H+Al) extraída com acetato de cálcio tamponado a pH 7,0 e determinada por titulometria (EMBRAPA, 1997); cálcio (Ca) e magnésio (Mg) extraídos com solução de KCl 1M e determinados por espectrometria de absorção atômica (SILVA, 2009); alumínio (Al) trocável extraído com solução KCl 1M e determinado por titulometria (SILVA, 2009); fósforo (P), potássio (K) e sódio (Na) extraídos com Mehlich 1. A determinação do P foi por colorimetria, enquanto que as determinações do K e Na foram por fotometria de chama (EMBRAPA,

1997). Os elementos cobre, ferro, zinco e manganês foram extraídos com solução de Mehlich 1 e determinados por espectrometria de absorção atômica (EMBRAPA, 1997).

Outros atributos como capacidade de troca de cátions (CTC), soma de bases (SB), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m%) e porcentagem de saturação por sódio (PST), foram calculados com base nas análises realizadas. O teor de carbono foi determinado segundo metodologia de Yeomans e Bremner (1988), adaptada por Mendonça e Matos (2005). Os teores de N total foram determinados pelo método semimicro Kjeldahl, adaptado de Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco *et al.*, (1995), que se baseia na destilação e arraste de vapores.

4.2.5 Análise estatística

Os resultados foram analisados segundo o esquema fatorial cinco (doses de resíduo) por três (espécies), com quatro repetições. Inicialmente realizou-se a análise da variância e, mediante constatação de diferença significativa, foi aplicado o teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade para comparação de médias dos fatores qualitativos (espécies) e análise de regressão para fatores quantitativos (doses), utilizando o programa SISVAR.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise de variância apresentada na Tabela 2 revelou efeito significativo isolado do fator “espécies” sobre os valores de K, Ca, Mg, Na, SB, CTC, V%, PST e m% do solo. Já para o fator “doses”, a resposta foi significativa para todas as variáveis, exceto teores de H+Al, N, P, K e Mg. Foi também observada interação doses x espécies para o atributo carbono orgânico total (COT).

Tabela 2 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação (CV) para atributos químicos do solo 90 dias após a instalação do experimento.

FV	pH	CE	N	P	K	Ca	Mg	Na
-----Valor F-----								
Espécies (A)	0,870 ^{ns}	0,272 ^{ns}	0,73 ^{ns}	2,847 ^{ns}	4,060 [*]	66,16 ^{**}	9,456 ^{**}	60,842 ^{**}
Doses (B)	8,297 ^{**}	15,091 ^{**}	1,13 ^{ns}	1,256 ^{ns}	0,478 ^{ns}	5,77 ^{**}	0,773 ^{ns}	7,173 ^{**}
Interação AXB	1,299 ^{ns}	2,410 ^{ns}	1,582 ^{ns}	1,346 ^{ns}	2,00 ^{ns}	1,44 ^{ns}	1,791 ^{ns}	0,701 ^{ns}
CV (%)	1,16	15,66	33,99	14,4	13,27	11,54	8,95	13,75

Continuação...Tabela 2 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação (CV) para atributos químicos do solo 90 dias após a instalação do experimento.

	Al	H+Al	SB	CTC	V%	PST	M%	COT
	-----Valor F-----							
Espécies (A)	0 ^{ns}	0,482 ^{ns}	53,41 ^{**}	45,17 ^{**}	24,12 ^{**}	67,98 ^{**}	42,50 ^{**}	1,862 ^{ns}
Doses (B)	0 ^{ns}	3,212 ^{ns}	5,18 ^{**}	3,83 ^{**}	8,17 ^{**}	6,17 ^{**}	4,67 ^{**}	2,725 [*]
Interação AXB	15,75 ^{ns}	0,832 ^{ns}	1,94 ^{ns}	1,69 ^{ns}	1,80 ^{ns}	0,27 ^{ns}	1,77 ^{ns}	3,079 ^{**}
CV (%)	0,1	10,76	6,43	6,72	1,01	16,89	7,01	35,43

^{ns} Não significativo. ^{*} e ^{**} significativos a 5 % e 1 % de probabilidade, respectivamente

Com relação ao efeito das espécies nos atributos químicos do estéril de mineração de ferro (Tabela 3), os teores de K e Mg foram maiores mediante cultivo com a jurema-preta, seguida pelo sabiá. O teor de Ca, mediante cultivo com o sabiá apresentou valor correspondente a 5,58 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ que foi significativamente maior que o observado para as demais espécies. Os teores de Na foram de 0,23; 0,29 e 0,38 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ no solo cultivado com as espécies sabiá, leucena e jurema-preta, respectivamente. A soma de bases, CTC e V% também foram maiores quando o estéril foi cultivado com o sabiá, seguindo a mesma tendência para o que foi observado quanto aos teores de Ca. Valores de PST apresentaram a mesma tendência, com valores crescentes entre as espécies sabiá, leucena e jurema-preta (Tabela 3).

Tabela 3 - Teores médios de nutrientes no estéril de mineração de ferro 90 dias após o transplante de mudas de leguminosas arbóreas e adição de resíduo do fundo de tanque de carcinicultura

Tratamento	K	Ca	Mg	Na	SB	CTC	V	PST
	----- $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$ -----						-----%-----	
Sabiá	0,130ab	5,58a	4,62a	0,23c	10,57a	11,52a	91,74a	2,04c
Leucena	0,120b	3,98b	4,23b	0,29b	8,63c	9,61c	89,73c	3,10b
Jurema-preta	0,135a	3,91b	4,7a	0,38a	9,21b	10,16b	90,58b	3,76a

Letras minúsculas comparam médias entre as espécies dentro de cada coluna

Os teores de K no estéril, após adição do resíduo do fundo de tanque de carcinicultura e do plantio das leguminosas, estão de acordo com os citados por Fernandes (2006) indicando que os teores de K podem variar de 0,02 a 0,128 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$, dependendo das características do solo. Os maiores teores de K observados no estéril cultivado com jurema-preta e sabiá são coerentes com o menor acúmulo desse nutriente no sistema radicular das

plantas. O teor de K nas raízes foi inversamente proporcional aos teores do nutriente no solo ($r = -0,996$), ou seja, quanto menor o teor de K no estéril, maior seu acúmulo nas raízes das plantas. O teor de K no solo passou de 0,04 a 0,135 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ após a aplicação do resíduo e cultivo das leguminosas.

Segundo Fernandes (1993), teores de Ca superiores a 4 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ são considerados altos para solos do estado do Ceará. De modo geral, o estéril de mineração apresentou elevados teores de Ca, o que deve ser resultado do alto teor do nutriente no resíduo do fundo de tanque de carcinicultura, em decorrência das aplicações de calcário. O estéril cultivado com sabiá apresentou valor de Ca maior que os demais, indicando que o sabiá acumulou menos Ca na raiz ($r = -0,715$).

No caso do Mg, os valores foram elevados, pois segundo Fernandes (1993), para solos do Ceará, teores de Mg superiores a 1,0 $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ são considerados elevados. Os teores mais elevados desse elemento no estéril cultivado com sabiá e jurema-preta, de maneira semelhante ao observado para o K, deveram-se à menor absorção pelas espécies ($r = -0,893$).

O maior teor de Na no estéril cultivado com jurema-preta não é explicado pelo menor acúmulo desse elemento nas raízes da leguminosa, pois não houve relação inversamente proporcional entre teor de Na no solo e acúmulo nas raízes da planta ($r = 0,390$).

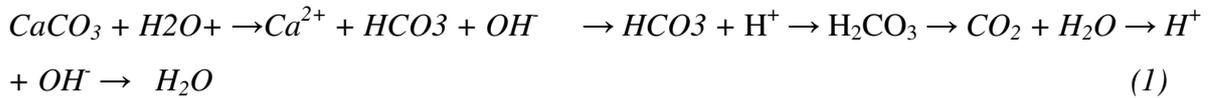
Tabela 4: Coeficiente de correlação de Pearson entre parâmetros do solo e quantidade acumulada nas plantas

	r
Ca solo x Ca raiz	-0,715
K solo x K raiz	-0,996
Mg solo x Mg raiz	-0,893
Na solo x Na raiz	0,39
pH x Mn	0,584

Ao observar o efeito das doses do resíduo nos atributos químicos do estéril de mineração, se constatou variação no pH cujo menor valor foi 6,1 e o maior valor foi 6,38. A aplicação de resíduo de carcinicultura no estéril favoreceu a elevação de pH, haja vista que o pH do estéril na análise de caracterização foi 5,2 (Tabela 1) e, com a aplicação do resíduo, seu valor médio foi 6,23.

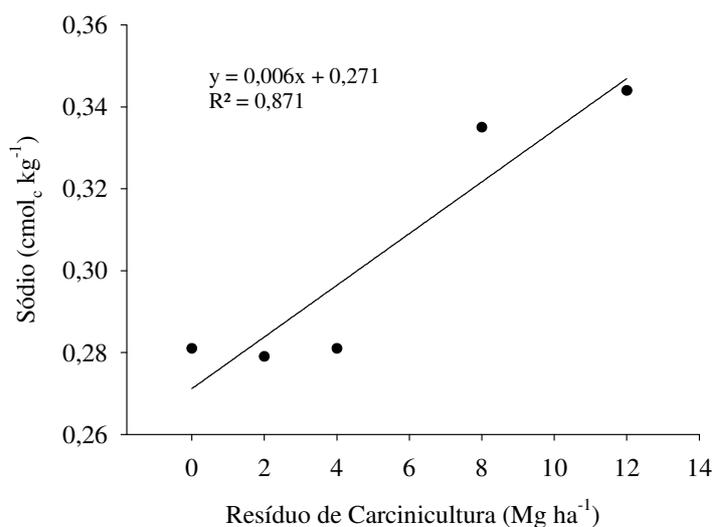
Este resultado é corroborado por Ferreira *et al.* (2003) que, avaliando as alterações químicas do solo pela utilização de resíduo de curtume, verificaram aumento do pH, diminuindo a acidez. Costa *et al.* (2001) verificaram, após a adição de lodo de curtume,

alterações químicas do solo, principalmente no pH que aumentou em até uma unidade em relação à testemunha. Possivelmente este aumento é resultado das elevadas quantidades de calcário aplicadas no tanque. A explicação para a elevação do pH se deve neutralizando a acidez, pela seguinte reação do calcário (1).



Quanto ao Na, verificou-se que as doses crescentes do resíduo de carcinicultura aumentaram linearmente o teor do elemento no estéril. Konrad e Castilhos (2002), avaliando o efeito do lodo de curtume nas propriedades químicas do solo, também verificaram aumento nos teores de Na. Os efeitos na elevação dos teores de Na no solo após a aplicação de lodos de curtume também foram observados por Aquino Neto e Camargo (2000). Segundo Gheyi *et al.* (2010), a porcentagem de sódio trocável (PST) dos estéreis está dentro da classe de solos não sódicos (PST <7). Segundo classificação de Richards, (1954) o valor da PST verificado no presente estudo (Tabela 3) está dentro da classificação para solos normais (PST < 15%). Assim, é possível concluir que as doses do resíduo de carcinicultura avaliadas não representam riscos de sodificação.

Figura 3 – Teor de Na no estéril de mineração de ferro, mediante cinco doses de resíduo do fundo de tanque de carcinicultura.

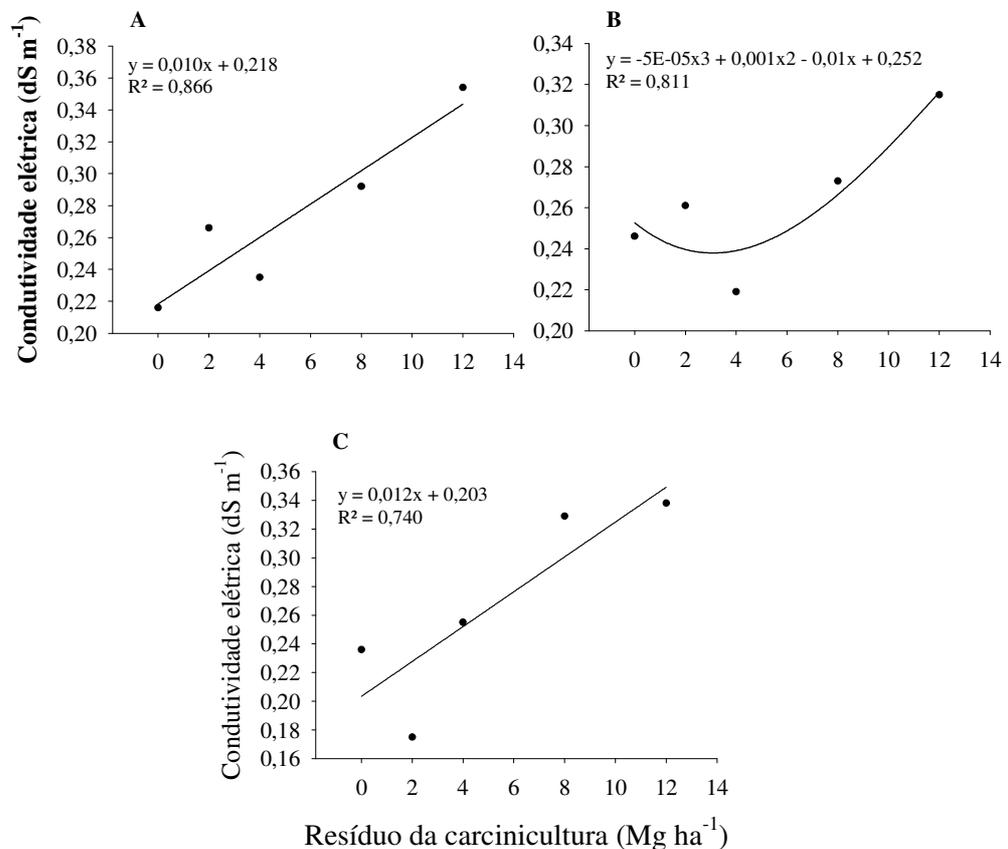


Houve resposta linear da condutividade elétrica no estéril às doses do resíduo de carcinicultura, apresentando valor mínimo de 0,21 e máximo de 0,35 dS m⁻¹ para a menor e maior dose de resíduo, respectivamente. Esse resultado é coerente com o incremento dos cá-

tions, principalmente Ca e Na, observado com o incremento das doses do resíduo, refletindo em maior condutividade. Este resultado é corroborado por Costa *et al.* (2001) que, ao aplicar resíduo do calcário, verificaram aumento na condutividade devido ao maior teor de sódio no resíduo.

É importante ressaltar que, no caso do presente estudo, mesmo na maior dose de resíduo de carcinicultura, a condutividade elétrica observada não representa problemas ao desenvolvimento das plantas (GHEYI *et al.*, 2010), mesmo àquelas consideradas mais sensíveis. Segundo Maas e Hoffmman (1977) apud Gheyi *et al.* (2010), as plantas cultivadas apresentam diferentes respostas à salinidade, variando desde sensíveis a tolerantes. Esse é um fator relevante quando se pretende utilizar o resíduo de carcinicultura como melhorador de estéréis de mineração para favorecer a revegetação de uma área degradada. Os dados de condutividade elétrica no estéril cultivado com sabiá e jurema-preta se ajustaram a equações lineares, já a condutividade elétrica em estéril se ajustou a uma equação quadrática (Figura 2).

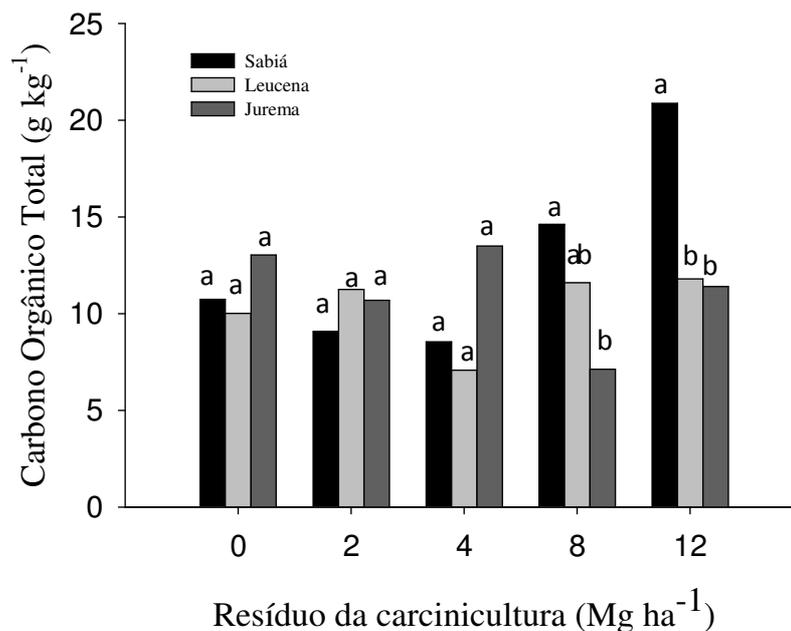
Figura 2 – Valor da condutividade elétrica no estéril cultivado com *Mimosa caelsapinifolia* (A) *Mimosa Leucena leucocephala* (B) e *Mimosa hostilis*(C).



No que se refere ao teor de carbono orgânico total (COT) no estéril de mineração, houve interação entre espécies de leguminosas e doses do resíduo de carcinicultura (Tabela 2).

Ao considerar as médias do atributo entre as espécies, os valores não diferiram nas doses 0, 2 e 4 e Mg ha^{-1} , de modo que diferenças somente foram verificadas nas doses 8 e 12 Mg ha^{-1} (Figura 4). Na dose 8 Mg ha^{-1} de resíduo, o sabiá foi a espécie associada ao maior valor de COT, seguida pela jurema-preta. Dentro dessa mesma dose de resíduo, os valores de COT associados a leucena não diferiram em relação ao que foi observado para as outras duas leguminosas. Considerando a maior dose de resíduo (12 Mg ha^{-1}), o sabiá foi a espécie que levou aos maiores valores de COT no estéril de mineração de ferro, ficando a leucena e a jurema-preta associadas aos menores teores de carbono.

Figura 4 – Contéudo de carbono orgânico no estéril cultivado as espécies *Mimosa caelsapinifolia* (sabiá) *Mimosa hostilis* (jurema-preta) e *Leucena leucocephala* (leucena) nos tratamento com doses crescente de resíduo do fundo de tanque de carcinicultura.



A adição do resíduo de carcinicultura levou ao aumento nos teores de carbono orgânico no estéril de mineração de ferro, principalmente comparando com o teor existente antes da instalação do experimento (Tabela 1). No entanto, as equações de regressão (Tabela 7) somente explicam o aumento do COT em função das doses do resíduo mediante cultivo com o sabiá ($R^2 = 0,97$).

Verificou-se aumento do COT aproximadamente quatro vezes em relação ao teor existente antes do experimento (Tabela 1). Esse aporte de matéria orgânica é de fundamental importância para solos degradados pela mineração de ferro, principalmente quando se leva em

consideração a região semiárida nordestina, que naturalmente apresenta baixos valores de matéria orgânica. Essa matéria orgânica atua como fonte de nutrientes que favorecem o desenvolvimento das plantas e também influencia na disponibilidade de elementos por meio do acúmulo de fases tóxicas e metais pesados, que podem ser prejudiciais ao ambiente.

Tabela 5 - Equações de regressão referentes ao teor de carbono no solo, em função das doses (fator b isolado) do resíduo da carcinicultura

Variáveis	Equações de regressão	R ²
Sabiá	$y = 1,6036x^2 - 7,0424x + 16,256$	0,979
Leucena	$Y = 0,09x^3 - 0,337x^2 - 0,317x + 10,96$	0,311
Jurema-preta	$Y = 0,458x^3 - 3,837x^2 + 8,40x + 7,516$	0,347

No que se refere aos teores de outros elementos químicos no estéril de mineração, a análise de variância não revelou interações entre os fatores “espécies” e “doses”. Para o fator “espécies” foi observada diferença significativa entre teores de Fe e Mn no estéril de mineração. Já para o fator “dose”, foi encontrada significância para teores de Zn e Mn no estéril de mineração.

Tabela 6 - Resumo da análise de variância e coeficientes de variação (CV) para teores de micronutrientes no estéril após período de condução do experimento.

Tratamento	Valor de F			
	Cu	Fe	Mn	Zn
Espécies (A)	0,253 ^{ns}	8,208 ^{**}	5,86 ^{**}	1,810 ^{ns}
Doses (B)	1,543 ^{ns}	2,255 ^{ns}	2,06 [*]	2,745 ^{**}
Interação AxB	1,38 ^{ns}	0,50 ^{ns}	1,95 ^{ns}	0,811 ^{ns}
CV (%)	24,01	20,51	9,74	63,36

^{ns} Não significativo. ^{*} e ^{**} significativos a 5 % e 1 % de probabilidade, respectivamente

Teores de Mn no estéril foram maiores que os teores de Fe (Tabela 6), o que é coerente com o elevado teor desse elemento no estéril (Tabela 1). O estéril cultivado com leucena apresentou maior valor de Fe (12,6 mg kg⁻¹), enquanto que o estéril cultivado com sabiá apresentou menor valor do elemento (9,7 mg kg⁻¹). Os teores de Fe encontrados no estéril cultivado com a jurema-preta não diferiram em relação ao encontrado para as outras duas leguminosas.

Em relação aos teores de Mn, o estéril cultivado com jurema-preta apresentou maior teor ($30,3 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto que os estéreis cultivados com sabiá e leucena apresentaram os menores teores do elemento. Contudo, não é possível explicar esse resultado por meio do menor acúmulo de Mn nas raízes da jurema-preta, que estaria associado à relação inversa entre acúmulo e teor no estéril. É interessante observar que, conforme apresentado no item três do presente estudo, a jurema-preta foi à espécie que apresentou maior acúmulo de Mn nas raízes e também na parte aérea.

Os principais fatores que podem ter influenciado nessa disponibilidade de Mn seria o pH e matéria orgânica. O pH atua como fator primordial na disponibilidade de micronutrientes, pois segundo Novais *et al.* (2007), a disponibilidade dos elementos denominados micronutrientes diminui com aumento do pH. O efeito negativo do pH na disponibilização dos micronutrientes foi verificado por Mugwira (1979) que constatou redução nas concentrações de Fe e Mn em plantas de milho com o aumento das doses de esterco de curral, devido o aumento do pH. No entanto, o pH não foi o fator determinante da disponibilidade de Mn no estéril de mineração, pois os valores de pH não foram menores no estéril cultivado com a jurema-preta.

O outro fator importante que pode ter influenciado a disponibilidade de Mn é a matéria orgânica. Mello e Vitti (2002), avaliando os efeitos de doses e resíduo orgânico no tomateiro, verificaram que as aplicações do resíduo diminuíram linearmente as concentrações de Mn no tecido vegetal. Segundo os autores, as quantidades de matéria orgânica adicionadas por esse composto, bem como suas propriedades químicas, diminuíram a disponibilidade de Fe e Mn por meio da complexação pelos compostos orgânicos, o que resultou em menor acúmulo desses metais. Borges e Coutinho (2004) verificaram que as frações trocável e orgânica foram as principais responsáveis pelas quantidades de Mn na parte aérea do milho e pelo teor extraído do solo Mehlich-1.

Como ficou estatisticamente comprovado que o estéril cultivado com jurema-preta apresentou menor COT (Figura 4), supõe-se que o Mn tenha ficado mais disponível. Nesse caso, pode-se inferir que a maior disponibilidade e acúmulo de Mn na jurema-preta deveram-se à menor quantidade de matéria orgânica.

Tabela 7 - Teor de Mn e Fe em estéril de mineração cultivado com leguminosas arbóreas

Espécies	Mn	Fe
	mg kg ⁻¹	
Sabiá	27,4b	9,7b
Leucena	28,1b	12,6a
Jurema-preta	30,3a	11,2ab

Quanto ao efeito das doses do resíduo de carcinicultura nos teores de Zn e Mn no estéril de mineração (Tabela 8), houve aumento linear ($R^2 = 0,52$ para Zn e $R^2=0,67$ para Zn e Mn, respectivamente).

Tabela 8 - Equações de regressão referentes ao teor de carbono no solo, em função das doses (fator b isolado) do resíduo da carcinicultura

Variáveis	Equações de regressão	R ²
Zn	$y = 0,0098x + 0,1614$	0,52
Mn	$y = 0,1964x + 27,585$	0,67

4.4 CONCLUSÕES

1. É possível melhorar a fertilidade do substrato degradado pela mineração de ferro utilizando resíduo do fundo de tanque de carcinicultura.
2. A adição de resíduo de carcinicultura alterou atributos químicos do estéril de mineração de ferro, elevando o pH.
3. As doses de resíduo de carcinicultura avaliadas neste estudo não causaram problemas ao estéril de mineração no que se refere à salinidade e à sodicidade. Porém, como houve aumento nos teores de sódio, aplicações sucessivas e em grandes quantidades podem causar problemas.
4. As doses de resíduo de carcinicultura contribuíram com o aumento do carbono orgânico total em estéril de mineração de ferro mediante cultivo com a leguminosa sabiá.

REFERÊNCIAS

- AGGELIDES, S. M.; LONDRA, P. A. Effects of compost produced from town wastes and sewage sludge on the physical properties of a loamy and a clay soil. **Bioresource Technology**, v. 71, p. 253-259, 2000.
- AQUINO NETO, V.; CAMARGO, O. A. Crescimento e acúmulo de cromo em alface cultivada em dois latossolos tratados com CrCl₃ e resíduos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 24, p. 225-235, 2000.
- ARBESTAIN, M. C. *et al.* Extractability and leachability of heavy metals in Technosols prepared from mixtures of unconsolidated wastes. **Waste Management**, v. 28, p. 2653-2666, 2008.
- BORGES, M. R.; COUTINHO, E. L. M. Metais pesados do solo após aplicação de biossólido. I- fracionamento. Seção ix - poluição do solo e qualidade ambiental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 543-555, 2004.
- BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Projeto RadamBrasil. **Folhas SB. 24/25 – Jaguaribe/Natal**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 1981. (Levantamento de Recursos Naturais, 23).
- BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Total nitrogen. *In*: PAGE, A. L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.
- CANELLAS, L. P. *et al.* Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com a adição de resíduos de origem urbana. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 36, p. 1529-1538, 2001.
- CORRÊA, M. C. de M. *et al.* Propriedades químicas do solo tratado com resíduo orgânico da indústria processadora de goiabas. **Revista Brasileira Agrociência**, Pelotas, v. 11, n. 2, p. 241-243, abr./jun., 2005.
- COSTA, C. N. *et al.* Efeito de adição de lodo de curtume sobre as alterações químicas do solo, rendimento de matéria seca e absorção de nutrientes em soja. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 7, p. 189-191, 2001.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997.
- ESPÓSITO, T. J. **Metodologia probabilística e observacional aplicada a barragens de rejeito construídas por aterro hidráulico**. 363 f. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, Distrito Federal, 2000.
- FERNANDES, M. S. **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2006.
- FERNANDES, V. L. B. (Coord.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado do Ceará**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1993.

FERREIRA, A. S. *et al* Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 4, v. 27, p. 755-763, 2003.

FIGUEIREDO, M. C. B. de *et al*. Impactos ambientais da carcinicultura de águas interiores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 231-240, 2006.

FIGUEIREDO, M. C. B. *et al*. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Revista Engenharia Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 167-174, abr./jun. 2005.

GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. **Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados**. Fortaleza: INCT Sal, 2010.

HEMMAT, A. *et al*. Long-term impacts of municipal solid waste compost, sewage sludge and farmyard manure application on organic carbon, bulk density and consistency limits of a calcareous soil in central Iran. **Soil & Tillage Research**, v. 108, p. 43–50, 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **World reference base for soil resources 2006**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2006. (World Soil Resources Reports, n. 103).

KONRAD, E. E.; CASTILHOS, D. D. Alterações químicas do solo e crescimento do milho decorrentes da adição de lodos de curtume. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 1, p. 257-265, 2002.

MAAS, E. V.; HOFFMAN, G. J. Crop salt tolerance: current assessment. **J. Irrig. and Drainage Div.**, v. 103, n. 2, p. 115-134, 1977.

MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 200-206, jun. 2002.

MENDONÇA, E. de S.; MATOS, E. da S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa: UFV, 2005.

MUGWIRA, L. M. Residual effects of dairy cattle manure on millet and rye forage and soil properties. **Journal of Environmental Quality**, v. 8, p. 251-255, 1979.

NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

PINTO, Z. V. **Desenvolvimento de substrato supressivo à murcha do crisântemo causada por *Fusarium oxysporum***. 2008. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2008.

PUNSHON, T.; ADRIANO, D. C.; WEBER, J. T. Restoration of drastically eroded land, using coal fly ash and poultry biosolid. **Science of the Total Environment**, v. 296, p. 209–225, 2002.

- RICHARDS, L. A. (Ed.). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington DC: United States Department of Agriculture, 1954. (Agriculture Handbook, 60, Issued February).
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2009.
- SHIRALIPOUR, A.; MCCONNELL, D. B.; SMITH, W. H. Physical and chemical properties of soils as affected by municipal solid waste compost application. **Biomass and Bioenergy**, v. 3, n. 3-4, p. 261-266, 1992.
- TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 1. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.
- TEIXEIRA, K. R. G. *et al.* Efeito da adição de lodo de curtume na fertilidade do solo, nodulação e rendimento de matéria seca do caupi. **Ciência agrotec.**, Lavras, v. 30, n. 6, p. 1071-1076, nov./dez. 2006.
- YEOMANS, J. C.; BREMMER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of carbon in soil. **Commun. Soil Sci. Plant.**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.