

CAPACIDADE FOTOSSINTÉTICA E CRESCIMENTO DE DOIS
GENÓTIPOS DE *Ricinus communis* L. EM RESPOSTA A DOSES DE
MATERIAL SÓLIDO PARTICULADO À BASE DE FERRO
APLICADAS AO SOLO

GEÓRGIA PEIXOTO BECHARA MOTHÉ

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO – UENF

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
JUNHO – 2012

CAPACIDADE FOTOSSINTÉTICA E CRESCIMENTO DE DOIS
GENÓTIPOS DE *Ricinus communis* L. EM RESPOSTA A DOSES DE
MATERIAL SÓLIDO PARTICULADO À BASE DE FERRO
APLICADAS AO SOLO

GEÓRGIA PEIXOTO BECHARA MOTHÉ

“Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Genética e Melhoramento de Plantas.”

Orientador: Prof. Eliemar Campostrini

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ
JUNHO – 2012

CAPACIDADE FOTOSSINTÉTICA E CRESCIMENTO DE DOIS
GENÓTIPOS DE *Ricinus communis L.*, EM RESPOSTA A DOSES DE
MATERIAL SÓLIDO PARTICULADO A BASE DE FERRO
APLICADAS AO SOLO

GEÓRGIA PEIXOTO BECHARA MOTHÉ

“Dissertação apresentada ao Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Genética e Melhoramento de Plantas.”

Aprovada em 29 de junho de 2012.

Comissão Examinadora:

Prof. Geraldo de Amaral Gravina (D.Sc. Produção Vegetal) – UENF

Prof. Alessandro Coutinho Ramos (D.Sc. Ecologia e Ecossistemas) – UVV

Dr^a. Alena Torres Netto (D.Sc. Produção Vegetal) – UENF

Prof^a. Ângela Pierre Vitória (D.Sc. Ecofisiologia Vegetal) - UENF

Prof. Eliemar Campostrini (D.Sc. Produção Vegetal) – UENF
(Orientador)

“A vida não é um jogo onde só quem testa seus limites é que leva o prêmio. Não sejamos vítimas ingênuas desta tal competitividade. Se a meta está alta demais, reduza-a. Se você não está de acordo com as regras, demita-se. Invente seu próprio jogo. Faça o que for necessário para ser feliz. Mas não se esqueça de que a felicidade é um sentimento simples, você pode encontrá-la e deixá-la ir embora por não perceber sua simplicidade”

Mário Quintana

AGRADECIMENTOS

A Deus e à minha mãe, que sempre esteve ao meu lado, sempre me apoiando, compreendendo e me incentivando, sem a qual não conseguiria ter chegado até aqui.

Ao Prof. Eliemar Campostrini, pela orientação, pelos ensinamentos e por sua amizade.

À pesquisadora Alena Torres Neto, pela grande ajuda no desenvolvimento deste trabalho.

Ao Dr. Alessandro Coutinho Ramos (UVV), por ter ajudado, incentivado e participado deste trabalho.

À Pesquisadora Dr^a. Tammy Aparecida Manabe Kiihl (IAC) e ao IAC, por ter cedido as sementes de Mamona para a realização dos trabalhos desta dissertação.

Ao Rodrigo por me ajudar, incentivar, entender e compreender cada dia atendido aos meus estudos.

Aos meus professores de curso de Pós Graduação em Genética e Melhoramento de Plantas do CCTA/UENF, que me ensinaram.

Aos Amigos de Laboratório de Fisiologia Vegetal que estiveram comigo nesses anos e me ajudaram, Tatiana, Tarcísio, Fabio, Amanda, Jeferson, Tiago, Marcelo, Juliana, Leandro, Bruna, etc.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense e ao Programa de Genética e Melhoramento de Plantas pela oportunidade de participação do curso de mestrado e avanço na minha vida científica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro durante o curso.

E, finalmente, a todos que, de alguma maneira direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização deste trabalho.

A todos, o reconhecimento sincero.

SUMÁRIO

RESUMO.....	vii
ABSTRACT.....	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DA LITERATURA	4
2.1. Biorremediação.....	4
2.2. Mamona.....	8
2.3. O solo	12
2.4. Teor de Ferro na Planta.....	15
2.5. Estresse por Excesso de Ferro na planta.....	17
3. OBJETIVOS	20
3.1. Objetivo Geral	20
3.2. Objetivo Específico	20
4. MATERIAL E MÉTODOS	21
4.1. Material vegetal e condições de cultivo.....	22
4.2. Desenvolvimento do experimento.....	22
4.3. Análises ecofisiológicas.....	26
4.3.1. Variáveis relacionadas à capacidade fotossintética.....	26
4.3.2. Variáveis relacionadas ao crescimento.....	27
4.3.3. Determinação de Ferro no material Vegetal	29
4.4. Análise estatística.....	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30

5.1. Análises Biométricas.....	30
5.2. Capacidade fotossintética.....	42
5.3. Teor de ferro no tecido vegetal.....	48
6. CONCLUSÃO.....	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	52

RESUMO

Mothé, Geórgia Peixoto Bechara; M.Sc.; Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; Junho de 2012; Capacidade fotossintética e crescimento de dois genótipos de *Ricinus communis* L. em resposta a doses de ferro aplicada ao solo. Orientador: Eliemar Campostrini; Conselheiros: Antônio Teixeira do Amaral Junior e Geraldo de Amaral Gravina.

A espécie humana vem modificando, consideravelmente, o ambiente que habita. Porém, essa modificação ambiental tem como consequência uma acelerada degradação ambiental. Atualmente, um dos grandes causadores da poluição ambiental são as práticas industriais. No litoral brasileiro, o crescimento do setor de mineração, que está associado à prática de produção e extração de minério de ferro, tem causado impactos diretos e indiretos por meio da emissão de diversos poluentes atmosféricos. Esses materiais, provenientes da atividade mineradora relacionada ao ferro, podem ser os materiais particulados, que, além de gerar danos à saúde humana, podem comprometer a sobrevivência de espécies vegetais. Quando depositado no solo, o Material Sólido Particulado de Fe (MSPFe) pode provocar danos ao ambiente, como exemplo, uma contaminação intensa. No processo de descontaminação, o uso de plantas tem sido uma das técnicas mais promissoras pelo fato desse processo ocorrer *in situ*. Dessa maneira, o objetivo deste trabalho foi estudar os possíveis efeitos de diferentes concentrações MSPFe aplicados ao solo sobre os processos relacionados à fotossíntese, às variáveis biométricas, bem como sobre o teor de Fe em folhas e caule de Mamona (*Ricinus communis*). Com base nas respostas

desta pesquisa, será possível compreender a importância da técnica de fitorremediação por meio do uso da mamona, a ser utilizada como extratora do ferro no solo e em associação com a produção de biocombustível. O material vegetal utilizado foram as cultivares IAC 2028 e a IAC Guarani. O experimento foi realizado em casa de vegetação, localizada na Universidade Estadual do Norte Fluminense, e foi utilizado um delineamento inteiramente casualizado, composto de quatro tratamentos ($0\text{g L}^{-1}\text{ MSP}_{\text{Fe}}$, $23\text{g L}^{-1}\text{ MSP}_{\text{Fe}}$, $35\text{g L}^{-1}\text{ MSP}_{\text{Fe}}$ e $46\text{g L}^{-1}\text{ MSP}_{\text{Fe}}$) e dois genótipos de mamona (*Ricinus communis*), com 8 repetições por tratamento. Como unidade experimental, foi considerada uma planta por vaso. Aos 15 dias após a semeadura (DAS), os tratamentos foram impostos e, ao final do experimento (60 DAS), foram feitas as análises fisiológicas, biométricas e do teor de ferro nas plantas. Embora os dois genótipos (IAC 2028 e IAC Guarani) tenham reduzido a massa seca total em, aproximadamente, 5 g por planta, e o genótipo IAC Guarani tenha reduzido 2 folhas por planta, com a aplicação de MSPFe no solo, os teores elevados de Fe encontrados nas folhas, mesmo na ausência de MSPFe no solo, não foram suficientes para causar comprometimentos na capacidade fotossintética e nas demais características de crescimento avaliadas nos dois genótipos estudados. Os dois genótipos se mostraram promissores para o uso no processo de fitorremediação associada ao depósito de MSPFerro no solo.

Palavras-chaves: MSPFe, fotossíntese, Mamona, Remediação

ABSTRACT

Mothé, Geórgia Peixoto Bechara; M.Sc.;Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro; June 2012; Photosynthetic capacity and growth of two genotypes of *Ricinus communis* L. at doses of iron applied to the soil. Adviser: Eliemar Campostrini; Committee members: Antônio Teixeira do Amaral Junior e Geraldo de Amaral Gravina.

The human species has considerably modifying their environment. This search, however, has resulted in an accelerated environmental degradation. Today, a major cause of pollution are industrial practices. The increase in the mining industry and practice of production and extraction of iron ore on the Brazilian coast brought direct and indirect impacts for the emission of several air pollutants: particulate matter as well as creating damage to human health may jeopardize the survival of species vegetables. The particulate solid material of Fe when deposited on the ground may cause damage to the environment, leading to a stage of contamination. The use of plants for the decontamination process has been one of the most promising because this process occurs *in situ*. The objective of this study was to study the possible effects of different concentrations of iron in the soil on the processes related to photosynthesis, biometric variables, as well as the accumulation of this mineral nutrient in leaves, petioles and stems of *Ricinus communis*. Besides being able to understand how this species can support the technique of phytoremediation soils with a degree of contamination caused by this metal, associated with the exploration of areas contaminated with this nutrient for the production of biofuel. The plant material was cultivars *R. communis*, the IAC

2028 and IAC Guarani, the experiment was conducted in a greenhouse at the Universidade Estadual do Norte Fluminense in a completely randomized design consisting of four treatments (0 g L^{-1} MSP_{Fe}, 23 g L^{-1} MSP_{Fe}, 35 g L^{-1} MSP_{Fe} e 46 g L^{-1} MSP_{Fe}) and two genotypes of castor bean Mamona (*Ricinus communis*), with 8 replicates per treatment, with one plant per pot as experimental unit. Thirty days after sowing (DAS) treatments were imposed, and at sixty DAS were analyzed physiological, biometric and Iron in plants. Although the two genotypes (IAC 2028 and IAC Guarani) have reduced the total dry mass of approximately 5 g per plant, and IAC Guarani genotype has cut two leaves per plant, with the application of MSPFe in the soil, the higher Fe found in leaves, even at a concentration of 0 g L^{-1} were not sufficient to cause impairment in photosynthetic capacity, and other growth characteristics of the studied genotypes.

Key-words: MSPFe, photosynthesis, Castor, Remediation

1. INTRODUÇÃO

A espécie humana vem modificando, consideravelmente, o ambiente que habita. Essa situação vem ocorrendo desde o século passado em função do crescimento das atividades industriais, que se estende aos dias atuais, apoiado pelo forte consumismo que acompanha o homem. Porém, essa busca trouxe como consequência uma acelerada degradação ambiental, decorrente da transformação de matérias-primas em bens manufaturados, acarretando a produção de muitas substâncias indesejáveis, as quais têm sido descartadas, incorretamente, no solo, na água ou no ar. Nas últimas décadas, vem ocorrendo o aumento da preocupação com a deposição irresponsável de substâncias orgânicas e inorgânicas, muitas vezes tóxicas, ao ambiente. Essas substâncias não-tratadas previamente e acumuladas poderão apresentar efeitos negativos no ambiente, nos seres vivos, incluindo o próprio homem.

Atualmente, um dos grandes causadores da poluição são as práticas industriais como a lavagem, descargas, extrações, tratamentos químicos, entre outros, os quais são gerados nos processos de industrialização, principalmente o de produção.

Diante disso, os principais problemas ambientais podem ser englobados em quatro categorias, como a poluição da água, a do ar, a sonora e a do solo.

No litoral brasileiro, o aumento do setor de mineração e a prática de produção e extração de minério de ferro trouxeram impactos diretos e indiretos pela emissão de diversos poluentes atmosféricos, entre eles os materiais

particulados (MP). Esses MP's, além de gerar danos à saúde humana, podem comprometer a sobrevivência de espécies vegetais sensíveis a esse nutriente mineral (Silva et. al., 2006; Neves et. al., 2009). Segundo Bitar, (1997), a indústria de mineração provoca um conjunto de efeitos não-desejados como as alterações ambientais, o conflito de uso do solo, a depreciação de imóveis circunvizinhos e o transtorno ao tráfego urbano, os quais geram conflitos com a comunidade. Com relação às alterações ambientais, cada substância gera um problema diferente ao meio ambiente.

O material particulado (MP) está diretamente relacionado com o minério explorado, e os principais agentes poluentes encontrados na indústria de mineração de ferro são o pó de minério de ferro, um material particulado sólido (MSPFe), e o dióxido de enxofre (SO_2), um material particulado gasoso, os quais são emitidos, principalmente, em atividades de combustão, transformando-se em partículas como resultado de reações químicas no ar (Lopes et al., 2000). O dióxido de enxofre pode reagir com a água na atmosfera e formar o ácido sulfúrico, que pode ser depositado por meio da chuva ácida sobre a superfície dos vegetais. Portanto, os efeitos da chuva ácida junto à deposição de MSPFe sobre a vegetação possuem um efeito sinérgico no qual um potencializa o efeito do outro, levando as comunidades vegetais a uma nova situação antrópica de distúrbio (Kuki et. al., 2008).

Nos últimos anos, houve uma grande preocupação com o meio ambiente, e os possíveis impactos negativos provocados com a emissão de poluentes no solo. A recuperação dessas áreas impactadas vem sendo uma prioridade para a sociedade como um todo, tendo, assim, uma grande demanda comercial e ambiental por técnicas que possam minimizar ou recuperar essas áreas.

Na busca de alternativas para despoluir as áreas contaminadas por diversos compostos orgânicos e inorgânicos, tem-se optado por soluções que englobam eficiência na descontaminação, simplicidade na execução, tempo demandado pelo processo e menor custo. A recuperação de áreas contaminadas pelas atividades humanas pode ser feita por meio de vários métodos, tais como escavação, incineração, extração com solvente, oxiredução e outros que são bastante dispendiosos (Cunningham et. al., 1995). Alguns processos deslocam a matéria contaminada para local distante, causando riscos de contaminação

secundária e aumentando, ainda mais, os custos com tratamento (Costa e Chaves, 2010).

Por isso, passou-se a dar preferência a métodos *in situ* que perturbem menos o ambiente e sejam mais econômicos. Para a recuperação de um determinado solo, é necessário um completo entendimento das propriedades do solo e dos fatores de deterioração.

O processo de remediação consiste na melhoria ou recuperação de solos contaminados de forma natural, física, química e biológica, que ocorre na subsuperfície, reduzindo a carga de contaminante, a concentração, a mobilidade ou a toxicidade desse contaminante em um determinado local. Entre os processos envolvidos estão a atenuação natural, na qual os custos operacionais são baixos, quando comparados a métodos tradicionais; a biodegradação onde ocorre a transformação de moléculas xenobióticas por microrganismos; a dispersão, diluição, volatilização e estabilização química ou biológica, e a destruição dos contaminantes. A eliminação de fontes e o monitoramento são essenciais para que ocorra a remediação e podem ser combinados com algumas das técnicas ativas acima (Usepa, 1999)

Uma estratégia na recuperação de áreas contaminadas com metais pesados é a fitorremediação. Essa é uma tecnologia barata, com capacidade de atender a uma maior demanda, o que apresenta um maior potencial de desenvolvimento no futuro (Chekol, 2004). A fitorremediação visa a indicar espécies promissoras para o processo de revegetação das áreas degradadas.

Um dos requisitos básicos para o sucesso de qualquer técnica de revegetação é a seleção de plantas tolerantes aos contaminantes. Além da extração de metais biodisponíveis no solo, a introdução de plantas em área contaminada melhora o aporte de material orgânico, aumenta a quantidade de raízes que contribuem para melhorar a estrutura do solo, atenua processos erosivos e melhora o *habitat* para os microrganismos do solo (Khan et al., 2000). No caso específico da mamona, com um importante pensamento na sustentabilidade ambiental, a produção de biocombustível, nas áreas contaminadas, pode ter uma importância ainda maior.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 – Biorremediação

Segundo Khan et al. (2004), a crescente contaminação do solo tem se tornado objeto de inúmeros estudos, principalmente os de remediação. A remediação do solo é, ainda, uma atividade em estudo, com muitos processos em vários estágios de desenvolvimento, tais como a lavagem de solo, a vitrificação, a extração com fluido supercrítico, os processos oxidativos avançados, a biorremediação e a fitorremediação.

A biorremediação é o processo de tratamento que utiliza a ocorrência natural de microrganismos e/ou plantas para degradar substâncias toxicamente perigosas transformando-as em substâncias menos ou não tóxicas. Esse processo é um mecanismo de estímulo de situações naturais de biodegradação, para a limpeza de derramamentos de óleos, e tratamento de ambientes terrestres e aquáticos contaminados com compostos xenobióticos (substância sintética que polui o meio ambiente) (Bergmann et al., 1989).

A biorremediação pode ser considerada como uma nova tecnologia para tratar locais contaminados mediante o uso de agentes biológicos capazes de modificar ou decompor poluentes alvos, por meio de microrganismos autóctones, adição de nutrientes estimulantes como oxigênio (bioestimulação) e inoculação de fungos e bactérias (Bento et al., 2003). A biorremediação vem sendo usada há séculos, sendo o processo de desalinação do solo de agricultura pela fitoextração

um importante exemplo. Essa técnica confere maior segurança e menos perturbação ao meio ambiente.

As técnicas de biorremediação envolvem variações de tratamentos *in situ* e *ex situ* que podem envolver inúmeros procedimentos. Na maioria das vezes, a utilização dessa técnica é para tratamento de superfícies, e outras para sub-superfícies.

Algumas técnicas são utilizadas para remediar solos contaminados. Dentre elas, está a biorremediação passiva, a qual consiste na degradação intrínseca ou natural pelos microrganismos nativos do solo; a bioestimuladora, a qual consiste na adição de nutrientes, como N e P, para estimular os microrganismos nativos; a bioventilação, que é uma forma de bioestimulação por meio da adição de gases estimulantes, como O₂ e CH₄, para aumentar a atividade microbiana decompositora; a compostagem, na qual se utilizam microrganismos termofílicos aeróbios em material orgânico para degradar o contaminante; e a fitorremediação, a qual utiliza plantas para descontaminar sítios com resíduos químicos na porção superficial do solo (Moreira e Siqueira, 2002)

Com o objetivo de promover a degradação dos resíduos ferrosos, diversos sistemas de biotratamento podem ser usados. Nesse contexto, cresce o interesse pela utilização da biorremediação, a qual objetiva descontaminar o solo e a água, por meio da utilização de organismos vivos, como exemplo os microrganismos e as plantas.

2.1.1 – Fitorremediação

Segundo Accioly e Siqueira (2000), a fitorremediação envolve o emprego de plantas associado à microbiota do solo e agentes amenizantes (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica, etc.), além de práticas agronômicas que, se aplicadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes inofensivos ao ecossistema. A fitorremediação pode ser usada em solos contaminados com substâncias orgânicas ou inorgânicas, como metais (chumbo (Pb), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Mercúrio (Hg)); compostos inorgânicos (nitrito (NO₃⁻), amônio (NH₄⁺), Fosfato (PO₄³⁻)); elementos químicos radioativos (Urânio (U), Césio (Cs)); hidrocarbonetos de petróleo (BTEX); agrotóxicos; explosivos (TNT, DNT); solventes clorados (TCE, PCE); herbicidas (atrazine,

bentazona, compostos clorados e nitroaromáticos); subprodutos tóxicos da indústria (PCPs, PAHs), entre outros (Cunningham et al., 1996).

Essa técnica promove a degradação, a volatilização, a acumulação dos contaminantes e a estimulação da microbiota do solo e da rizosfera. A fitoremediação pode ser decorrente da assimilação direta dos contaminantes, e subsequente acumulação de metabólitos não tóxicos nos tecidos vegetais. Esses compostos na planta estão associados a componentes estruturais, e do estímulo da atividade microbiana provocada pela planta. Nessa condição, por ação dos microrganismos, a planta pode liberar exsudatos que favorecem o aumento da mineralização do contaminante na região da rizosfera (Scramin et al., 2001).

A utilização dessa técnica é baseada na seletividade natural ou desenvolvida, que algumas espécies exibem a determinados tipos de compostos ou mecanismos de ação. Esse fato é de ocorrência comum em espécies agrícolas e daninhas, tolerantes a certos herbicidas. A seletividade deve-se ao fato de que os compostos orgânicos podem ser translocados para outros tecidos da planta e subsequentemente volatilizados; podem, ainda, estar submetidos a uma parcial ou completa degradação, ou ser transformados em compostos menos tóxicos, especialmente menos fitotóxicos, combinados e/ou ligados a tecidos das plantas (Accioly e Siqueira, 2000; Scramin et al., 2001). Antes de serem isolados em vacúolos, ou ligarem-se a estruturas celulares insolúveis, como a lignina, a maioria dos compostos orgânicos parece estar submetida a algum grau de transformação nas células das plantas (Salt et al., 1998).

A fitorremediação apresenta seis funções básicas; entre elas, a fitodegradação, fitoextração, rizofiltração, rizodegradação, fitoestabilização e fitovolatilização (Andrade et al., 2007) Essas funções podem ser consideradas exemplos destacados da ecofisiologia das plantas e das aplicações desses organismos na recuperação do meio ambiente.

Na fitodegradação, os contaminantes orgânicos são degradados ou mineralizados dentro das células vegetais por enzimas específicas.

A fitoextração envolve a absorção dos contaminantes pelas raízes, os quais são nelas armazenados, ou são transportados e acumulados na parte aérea. Essa técnica pode ser aplicada, principalmente, para metais como o Cádmio, Níquel, Cobre, Zinco, Chumbo, e é usada, também, para outros compostos inorgânicos como o Se e compostos orgânicos. Essa técnica utiliza as

plantas chamadas hiperacumuladoras, que têm a capacidade de armazenar altas concentrações de metais específicos.

Na fitoestabilização, os contaminantes orgânicos ou inorgânicos são incorporados à lignina da parede vegetal ou ao húmus do solo, precipitando os metais sob formas insolúveis, sendo, posteriormente, aprisionados na matriz. Essa técnica objetiva evitar a mobilização do contaminante e limitar a difusão no solo, por meio de uma cobertura vegetal.

Na fitoestimulação, as raízes em crescimento (extremidades e ramificações laterais) promovem a proliferação de microrganismos degradativos na rizosfera, que usam os metabólitos exudados da planta como fonte de carbono e energia. Além disso, as plantas podem secretar enzimas biodegradativas. A aplicação da fitoestimulação limita-se aos contaminantes orgânicos.

A fitovolatilização ocorre por meio da ascensão e transpiração do poluente pela planta e a liberação do poluente é feita para a atmosfera, na forma original ou modificada. Esse mecanismo é empregado, também, para compostos orgânicos.

Na rizofiltração, as plantas terrestres absorvem, concentram e/ou precipitam os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radiativos, por meio do sistema radicular.

É desejável que as plantas que apresentem potencial para fitorremediação possuam algumas características que devam ser usadas como indicativos para seleção. Com base nas análises apresentadas por Cobbett e Goldsbrough, (2002) e Ferro et al., (1994), essas características dessas plantas estão associadas à capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante; à retenção do contaminante nas raízes (no caso da fitoestabilização, como oposto à transferência para a parte aérea, evitando a manipulação e disposição); à apresentação de sistema radicular profundo e denso; à alta taxa de crescimento e produção de biomassa; à capacidade transpiratória elevada (especialmente em árvores e plantas perenes); à fácil colheita quando necessária a remoção da planta da área contaminada; à elevada taxa de exsudação radicular; à resistência a pragas e doenças; ao fácil controle ou erradicação; ao elevado crescimento em ambientes diversos; e à ocorrência natural em áreas poluídas, que é um fator importante na identificação.

2.2 – Mamona

A mamoneira (*Ricinus communis L.*) é da família Euphorbiaceae, é uma espécie perene e de crescimento indeterminado (emissão de inflorescências de várias ordens e idades fisiológicas). Essa última característica pode trazer problemas na colheita mecanizada, em especial em cultivares que têm frutos deiscentes, (que abrem na maturidade) (Schultz, 1963; Vidal e Vidal 1980; Popova e Moshkin 1986).

Essa planta é considerada tolerante à seca, provavelmente devido ao sistema radicular bem desenvolvido, chegando a alcançar, nos tipos comerciais, até seis metros de profundidade (Azevedo e Godim, 2012) A falta de umidade no solo, mesmo na fase da maturação dos frutos, induz à produção de sementes pouco pesadas e com baixo teor de óleo. Quando cultivada em solos mais profundos, as cultivares que apresentam maior desenvolvimento da raiz principal podem ter melhor desempenho no período de seca (Azevedo e Gondim, 2012). De acordo com esses mesmos autores, a maior exigência de água dessa oleaginosa ocorre no início da fase vegetativa.

Em áreas onde a precipitação pluviométrica mínima até o início da floração seja em torno de 400 mm, a mamona apresenta uma alta produção econômica. As chuvas fortes podem provocar a queda dos frutos, ocasionando perdas. Nas fases de floração e maturação dos frutos, a umidade relativa elevada e temperaturas do ar mais amenas podem favorecer o surgimento de doenças (Filho, 2005).

Para que haja produção que assegure valor comercial, a variação da temperatura do ar deve ser de 20 a 35 °C, estando a temperatura ótima para a planta em torno de 28°C. As temperaturas muito elevadas, superiores a 40 °C, provocam abortamento das flores, reversão sexual das flores femininas em masculinas e a redução do teor de óleo nas sementes (Beltrão e Silva, 1999).

Segundo Azevedo et al., (2001), a cultura da mamona, no Brasil, é típica de pequena propriedade, sendo cultivada sob baixo a médio nível tecnológico, com pouco ou nenhum uso de adubos e corretivos. Essa espécie é considerada adaptada às mais variadas condições edafoclimáticas, é de fácil cultivo e resistente a relativa escassez de água. A mamoneira é sensível à acidez do solo,

e é exigente em nutrientes; entretanto, há carência de informações sobre a resposta dessa cultura às diferentes condições nutricionais do solo.

Sendo uma cultura considerada bioenergética, uma das grandes vantagens é adaptabilidade do biocombustível produzido por essa espécie, aos motores do ciclo diesel. Ao se comparar o biocombustível produzido pela mamona com os outros combustíveis, como exemplo o gás natural e o biogás, estes requerem a adaptação dos motores. Em contrapartida, a combustão do biodiesel pode dispensar essa adaptação, configurando-se em uma técnica capaz de atender a toda a frota já existente movida a óleo diesel. Do ponto de vista econômico, a viabilidade está relacionada à substituição das importações e às vantagens ambientais inerentes, como a redução de emissão de materiais particulados e de enxofre, o que evitará custos com saúde pública, e de gases responsáveis pelo efeito estufa, que podem gerar recursos internacionais no mercado de carbono (Petrobras, 2009).

No Brasil, a produção da mamona é intensificada pelo grande interesse na inserção do biodiesel na matriz energética brasileira, além da justificativa ambiental da substituição do óleo diesel de origem fóssil. Desde 2008, a mamona está incluída no Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB), elaborado pelo Governo Federal, o qual autorizou a adição de 2% de combustíveis derivados de óleos vegetais ao diesel (B2) obtido a partir do petróleo, e elevará esse percentual para 5% (B5), até 2012 (Ramos et al., 2006). Esse fato intensifica a expansão da produção, promovendo uma demanda crescente por tecnologias favoráveis à produção e à qualidade da semente e da planta.

A mamona é uma espécie rústica, que se adapta a ambientes impactados e de solo pobre, possui uma estratégia de dispersão eficiente e tem apresentado tolerância a metais pesados (Rosenfield, 2007). Segundo Ovsiany (2007), as plantas de mamonas podem ser utilizadas como fitorremediadoras, utilizando-se o processo de fitoextração.

Segundo Romeiro (2005), a *Ricinus communis* L. é uma espécie com potencial hiperacumulador de Pb e tem características de fitoextratora desse metal. Os estudos de Shi e Cai (2009) relatam que a mamona é uma planta hiperacumuladora, capaz de remover zinco e cádmio de solos contaminados. Lima (2010) mostrou que os mecanismos envolvidos na redução dos

contaminantes foram o da fitoextração, com relação ao chumbo, e o da fitodegradação para o tolueno, e concluiu que as culturas da mamona e do girassol podem ser utilizadas em sistemas de pós-tratamento de efluentes industriais que apresentem esse tipo de contaminante. Lima et al.(2010) mostraram que a retenção do chumbo nos tecidos (sistema radicular, caule e folhas) da mamona indicou que a planta apresentou boa capacidade de bioacumular o chumbo, validando, assim, a utilização dessa planta em sistemas de polimento de efluentes que foram submetidos a tratamentos prévios. Rosa (2006) analisou diferentes espécies como agentes fitorremediadoras de petróleo, e, nesse estudo, verificou que a mamona foi uma das plantas promissoras em relação à braquiária e ao girassol. Diante dessas questões, podemos verificar a capacidade dessa espécie em acumular compostos em diferentes órgãos, sejam estes compostos orgânicos ou inorgânicos.

2.2.1 Cultivares

O Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) foi o pioneiro na execução de pesquisas com a cultura da mamona, contribuindo com potencial de cultivo em todo o país.

A mamona possui muitas variedades, as quais são definidas como cultivares. As cultivares apresentam características peculiares daquele tipo de planta, em função do crescimento, desenvolvimento, e geração de frutos, obtidas do melhoramento genético da espécie, normalmente por meio de seleção massal ou de hibridação artificial

IAC GUARANI

Em 1974, foi desenvolvida a cultivar Guarani, resultado do Programa de Melhoramento de Mamoneira, por meio do cruzamento de cultivares. Essa cultivar foi obtida após cruzamentos que se iniciaram com as cultivares “IAC-38” (porte anão, frutos deiscentes) (Savy Filho & Banzatto,1993) e a cultivar “Cimarron”, originando a cultivar “Campinas”, e posterior cruzamento com a população local da cultivar “Preta”. Esse cruzamento procurou reunir as boas características de

produtividade e frutos indeiscentes da cultivar “Campinas”, com a boa adaptabilidade e rusticidade da “Preta”.

A cultivar IAC Guarani apresenta frutos indeiscentes, porte médio, altura média de 1.80 a 2.00 m, ciclo vegetativo de 180 dias, potencial produtivo de 1.500 a 4.000 kg/ha, colheita única, 47% de óleo nas sementes e peso de 100 sementes de 43 g.

IAC 2028

Para atender à demanda do agronegócio da mamona no Brasil, o Instituto Agronômico de Campinas lançou, também, a cultivar IAC-2028, com um elevado potencial produtivo, ciclo precoce e frutos indeiscentes, propiciando uma única colheita. Essa cultivar foi obtida por meio da hibridação artificial entre a linhagem L881, desenvolvida por seleção massal dentro da cultivar IAC-38 e a progênie H34 do Programa de Melhoramento da Mamoneira do IAC.

Dentre as principais características apresentadas pela Cultivar IAC-2028, está o sistema radicular pivotante, profundo, com raiz principal que pode atingir 1.50 m de profundidade e diâmetro de 0.05 m, em média. A fitomassa do sistema radicular alcança 450 g. A altura média pode variar entre 1.50 e 1.80 m, o que é considerado porte baixo (Nóbrega et al., 2001).

A cultivar IAC-2028 é vantajosa devido ao alto potencial de agronegócio: grãos com alto teor de óleo (alta qualidade, boa cotação no mercado nacional e internacional e possibilidade de uso para biodiesel), possibilidade de tecnificação (frutos indeiscentes e plantas mais baixas), cultura com maior tolerância ao déficit hídrico, adaptação a diferentes ambientes, cultura de fácil manejo e baixo investimento inicial e alta reciclagem de nutrientes.

Segundo o boletim técnico do Instituto Agronômico de Campinas (2006), os resultados experimentais demonstram a boa produtividade da cultivar IAC 2028, em média de 2.121 kg/ha, e o teor de óleo nas sementes de 48%. Com esse mesmo teor de óleo, a IAC Guarani tem produtividade média de 1.500 kg/ha. Essa comparação mostra a evolução dos materiais proporcionada pelo melhoramento genético (Savy Filho, 2005).

O período ótimo de plantio desta cultivar IAC 2028 está compreendido entre outubro e janeiro, com queda na produtividade com o afastamento dessa

época. Para cultivares de porte alto como o IAC 2028, o espaçamento é de 2.50 a 3.00 m entre linhas, e 1.00 m entre plantas, e o gasto de sementes é de 4 kg/ha.

Para a cultivar Guarani, o espaçamento é de 1,00 x1,00 m ou 1,50x0,50 m, e o gasto de sementes é de 8 a 10 kg/ha. A semeadura pode ser feita na profundidade de 5 cm, semeando-se duas sementes. O desbaste de uma planta é feito após a germinação. Tanto da cultivar IAC-2028, quanto da Guarani, no final do ciclo reprodutivo, a colheita é realizada em única operação, coletando-se os cachos já secos. O descascamento mecânico é obrigatório, pois promove a fricção dos frutos. Para as cultivares indeiscentes, cujos frutos não abrem depois de secos, nem na planta nem no terreiro, como é o caso das cultivares “Guarani” e “2028”, a colheita é realizada em uma única etapa, quando todos os cachos da planta atingirem a maturidade fisiológica, o que possibilita a mecanização dessa operação (Savy Filho et al., 2007).

2.3 – O solo

Como é sabido, o solo é constituído por minerais e poros preenchidos por água e ar, além de matéria orgânica e microrganismos, e esse sistema é capaz de sustentar a vida das plantas na superfície da terra. A fração sólida do solo produtivo típico está formada por, aproximadamente, 5% de matéria orgânica, e 95% de matéria inorgânica. Quanto maior a quantidade de biomassa do solo, maior será o estoque de nutrientes, por meio do acúmulo de células microbianas, devido à degradação das células por morte ou predação. (Coutinho et al., 1999 citado por Rosa Smocking, 2006).

O estado de agregação das partículas tem influência sobre a infiltração de água, sobre a dinâmica da biomassa do solo, sobre a biodiversidade, sobre a disponibilidade de oxigênio às raízes, sobre a erosão do solo e sobre o teor de umidade. Esse estado de agregação é fundamental para o sucesso da biorremediação (Denef et al., 2001).

A sobrevivência das plantas e dos microrganismos depende de água. Portanto, uma estrutura do solo que favoreça a retenção de água, mantendo uma fração significativa de poros preenchidos por ar, beneficia a atividade biológica. As propriedades do solo influenciam, diretamente, o processo de fitorremediação, determinando a disponibilidade de água, de ar e de nutrientes. Esses fatores

supracitados podem inibir ou estimular o crescimento e o desenvolvimento das plantas e dos microrganismos, os quais são responsáveis pela degradação do contaminante.

2.3.1 Solos contaminados

Historicamente, com base no suposto poder tampão e potencial de autodepuração, o solo foi considerado, por muito tempo, um receptor ilimitado de substâncias nocivas descartáveis, como o lixo doméstico e os resíduos industriais. Porém, essa capacidade foi superestimada e, somente a partir da década de 70, foi direcionada maior atenção à proteção desse sistema. Assim, um solo contaminado é definido como um local cujo solo foi submetido a um dano ambiental significativo, que o impede de assumir as funções naturais ou legalmente garantidas (Cetesb, 2007).

No final da década de 70 e no início da década de 80, o mundo industrializado começou a se conscientizar dos problemas causados pelas áreas contaminadas, principalmente após a ocorrência, no Brasil, de casos como os ocasionados no Vale da Morte em Cubatão, São Paulo, e o Césio 137, em Goiânia, Goiás. Esses casos contribuíram para essa preocupação intensa com áreas contaminadas (Joner et al., 2004).

Os estudos feitos na Grã-Bretanha mostram que mais de 90% da carga de contaminantes orgânicos que entram no ambiente acabam atingindo o solo (Cousins et. al., 1999). Essas substâncias perigosas presentes no solo também representam riscos potenciais para as águas subterrâneas e superficiais devido aos processos de lixiviação e erosão que os solos possam estar sujeitos.

O solo é constituído por componentes minerais e orgânicos, e a composição é extremamente diversa e heterogênea. De acordo com a Cetesb (2002), os principais elementos metálicos encontrados com maior frequência no solo são Cobre, Ferro, Manganês, Molibdênio, Zinco, Cobalto, Níquel, Alumínio, Prata, Cádmiu, Cromo, Mercúrio e Chumbo. Em virtude dessa relação, pode-se relatar que o solo pode ser considerado não contaminado quando a concentração de um elemento ou substância de interesse ambiental é menor ou igual ao valor de ocorrência natural. Da mesma forma, pode-se dizer que, quando esse

elemento está em maior grau de concentração do que a ocorrência natural, esse solo pode ser considerado contaminado.

Segundo Crathorne et al. (1996), os termos poluição e contaminação podem ser confundidos em função do uso no dia a dia. Na área científica, esses termos são distintos. O termo contaminação é utilizado para designar uma substância química em uma amostra, sem que ela cause algum dano; já o termo poluição é usado nos casos em que a presença da substância é danosa. Em vista disso, os poluentes são substâncias químicas que causam dano ao meio ambiente.

Segundo Skladany e Metting (1992), os poluentes ambientais podem ser definidos como substâncias químicas naturais ou sintéticas, que, ao serem liberadas no ambiente, apresentam efeitos indesejáveis aos seres vivos e ao equilíbrio dos ecossistemas. Dentre os diversos tipos de poluentes orgânicos, podem ser citados os inseticidas, os fungicidas e os herbicidas. Com relação aos poluentes inorgânicos, nesse grupo, estão inseridos os metais como zinco, cádmio, mercúrio, cobre, alumínio, ferro e compostos como cianetos, sulfetos e material sólido particulado, entre vários outros.

Por meio da intensificação das atividades industriais, agrícolas e de urbanização, a contaminação do solo com metais pesados é um problema crescente e responsável por sérios impactos ao ambiente (Sengupta, 1993). Uma das atividades que mais contribuem para a poluição do solo com esses agentes é a atividade de mineração e a indústria metalúrgica.

Os metais estão presentes nas ferramentas que permitem avanços tecnológicos, e, com isso, estes apresentam ameaças potenciais e reais à saúde humana, à fauna e à flora. No local de trabalho, no ar, na água, no alimento ou no solo, vários produtos ou resíduos são liberados e podem ser considerados como contaminantes do processo de produção de bens ou de consumo da população (Chasin e Paoliello, 2001).

Atualmente, em áreas de mineração e processamento de metais, um dos grandes problemas ambientais é a contaminação do solo. Nesses locais, a concentração desses elementos pode atingir valores tóxicos às plantas, ao solo e aos organismos do solo.

A atividade mineradora, quando comparada a outras fontes de degradação do ambiente, como a agricultura e a pecuária, afeta, diretamente,

pequenas áreas. Contudo, os elementos solubilizados de rejeitos, se atingirem os cursos d'água, podem impactar, negativamente, as áreas localizadas a centenas de quilômetros da mineração (Salomons, 1995). O solo contaminado acaba afetando as plantações e os vegetais que absorvem essas substâncias, podendo ser ingeridas pelos humanos e por outros animais.

No Brasil, os principais problemas provenientes da mineração podem ser englobados em quatro categorias: a poluição da água, a poluição do ar, a poluição sonora e a subsidência do terreno. Os impactos causados pela mineração, associados à competição pelo uso e ocupação do solo, geram conflitos socioambientais pela falta de metodologias de intervenção, que reconheçam a pluralidade dos interesses envolvidos. Segundo Sánchez (1994), existe uma tendência de ver os impactos causados pela mineração unicamente sob as formas de poluição, os quais são objetos de regulamentação pelo poder público, que estabelece padrões ambientais, ou seja, a poluição do ar e das águas, das vibrações e dos ruídos.

2.4. Teor de Ferro na planta.

As plantas necessitam do nutriente mineral ferro (Fe) intracelular como catalisador para a síntese da clorofila. O ferro também está presente em uma série de enzimas fundamentais. A alta afinidade do Fe para formar complexos com vários ligantes (por exemplo, ácidos orgânicos e fosfatos) e a capacidade em alterar a sua valência são as duas características importantes que formam a base dos numerosos efeitos fisiológicos desse nutriente. O Ferro pode estar disponível em duas formas, o Fe^{2+} e Fe^{3+} , e é um micronutriente importante para as plantas (Epstein, 1975)

Na natureza, existem dois principais grupos de proteínas contendo Fe, as proteínas heme e as proteínas Fe-S. As proteínas heme são caracterizadas pela presença de um complexo Fe heme-porfirina, o qual age, por exemplo, como um grupo prostético dos citocromos que facilitam o transporte de elétrons na respiração. Das proteínas Fe-S, a mais conhecida é a ferredoxina que participa dos processos de fotossíntese, respiração, fixação biológica de nitrogênio e na assimilação de nitrogênio e enxofre (Marschner, 1995).

O Fe é transportado via xilema até a parte aérea da planta (Schmidt, 2003). Na planta, a translocação do Fe, quando incorporado nos cloroplastos, tem mobilidade bastante limitada, o que está de acordo com a observação de que os sintomas de deficiência desse micronutriente são restritos às brotações jovens. Entretanto, durante a senescência das folhas, há relatos de que o Fe pode ser translocado através do floema. Em feijão fava (*Vicia faba*), submetido ao sombreamento, essa mobilidade do Fe dentro da planta foi confirmada mais recentemente por Zhang et al., (1995). Além disso, os mesmos autores mostraram que uma alta proporção de Fe que foi translocada das raízes para as brotações via xilema foi retranslocada pelo floema até os ápices das brotações em crescimento. Esses dados claramente enfatizam que, em princípio, o Fe é móvel no floema também.

O Ferro tem importante função no metabolismo das plantas, como a capacidade de transferir elétrons, uma vez que esse nutriente é reversivelmente oxidado de Fe^{+2} a Fe^{+3} . O Fe é o componente de uma série de enzimas, a maioria das quais participam de reações de oxi-redução no metabolismo, e é essencial para a síntese de clorofila. As funções do ferro nos vegetais estão associadas ao crescimento, à produtividade, à fotossíntese, à respiração, à assimilação de nitrogênio e enxofre e à fixação biológica do nitrogênio. No metabolismo vegetal, o ferro está envolvido na fotossíntese, respiração mitocondrial, assimilação do nitrogênio (Jeong; Connolly, 2009), biossíntese hormonal (etileno, ácido giberélico e ácido jasmônico), produção e sequestro de espécies reativas de oxigênio e proteção contra patógenos (Hänsch e Mendel, 2009).

Uma forma do Fe ser absorvido pela planta é por meio do material particulado depositado no solo. O material particulado é um conjunto de componentes constituído de poeira, fumaça e todo tipo de sólido ou líquido que se mantêm na atmosfera sob suspensão em função do tamanho da partícula (Cetesb, 2005). As principais fontes de emissão de particulado para a atmosfera são os veículos automotores, os processos industriais, a queima de biomassa e a ressuspensão da poeira do solo.

O material sólido particulado de ferro (MSPFe) afeta as plantas, tanto por mecanismos físicos, alterando o balanço de radiação, causando abrasão e aquecimento foliar e prejudicando o controle estomático; ou por mecanismos químicos associados à lixiviação de nutrientes das folhas, alterando de pH,

comprometendo, assim, o estado nutricional e a microflora do solo (Grantz et. al., 2003).

2.5. Estresse por excesso de ferro na planta

Na planta, a toxicidade produzida por um metal vai depender da concentração do elemento no ambiente. Dessa forma, a planta terá diferentes respostas ao mesmo metal. Há muitos graus de resistência à toxicidade dos metais como os mecanismos fisiológicos, a amplitude e a distribuição das espécies e, inclusive, variedades e tipos dentro de uma mesma espécie (Barceló & Poschenrieder, 1992).

A baixa translocação de metais para a parte aérea reflete a tolerância de algumas espécies ao excesso de metais pesados no solo. Segundo Soares et al. (2001), as espécies mais tolerantes apresentam valores elevados desses metais pesados no caule. Em *Lavandula angustifolia* crescendo em solo contaminado com metais, houve uma concentração de cobre, manganês e ferro na raiz, e cádmio e zinco nas folhas (Zheljzakov & Nielsen, 1996). Sabe-se que os metais pesados diminuem a taxa fotossintética, inibem o crescimento e podem levar as plantas à morte (Clijsters e Assche, 1985).

Frequentemente, a toxicidade das plantas ao ferro são encontradas nos solos que possuem pH muito baixo ou em solos com drenagem deficiente. No solo, o excesso de ferro pode interferir na adsorção de manganês, zinco, cobre, fósforo, cobalto e cálcio (Schmidt, 2003). Esse excesso potencializa o estresse oxidativo, aumentando a produção de espécies reativas de oxigênio (EROs). As EROs podem ser altamente destrutivas, levando a severas lesões nos componentes celulares (Smirnoff, 1993) e a uma diversidade de alterações morfológicas, bioquímicas e fisiológicas (Fang et al., 2001), como exemplo as alterações na fotossíntese, a inibição do crescimento e a diminuição da concentração de clorofila (Chatterjee; Gopal; Dube, 2006).

Algumas plantas possuem a capacidade de adaptar-se às condições adversas à sobrevivência, adquirindo mecanismos de tolerância. Uma maneira diferente que a planta tem de evitar a toxicidade é armazená-la na forma de proteína ferritina (Connolly e Guerinot, 2002). Os estudos com espécies vegetais

têm mostrado a plasticidades fisiológicas e anatômicas em função das condições ambientais de cultivo (Coelho, 2008).

Os principais sintomas de toxidez por excesso de ferro são o bronzeamento das folhas, inicialmente as mais velhas, e a deposição de pigmentos marrons, podendo levar ao retardo do crescimento, à baixa produtividade e, em casos mais severos, à morte da planta (Ponnamperuma et al., 1972). De acordo com Adamski (2011), dependendo da espécie estudada, podem existir diferentes respostas às condições estressantes do acúmulo de ferro na planta.

Quando as espécies *Schinus terebinthifolius* e *Sophora tomentosa* foram expostas à deposição de partículas de ferro, ambas as espécies responderam, diferentemente, a esses tipos de poluentes. Em *S. tomentosa*, houve diminuição na fotossíntese e aumento no teor de ferro no tecido. Por outro lado, *S. terebinthifolius* apresentou aumento no conteúdo de clorofila, na máxima eficiência quântica do fotossistema II e na taxa de transporte de elétrons; já o teor de ferro ficou inalterado (Kuki et al., 2008b).

O ambiente poluído com material particulado pode alterar a fisiologia e a estrutura anatômica de folhas. As diferenças podem ocorrer na área foliar, peso seco, densidade estomática, área foliar específica, espessura do mesófilo e no teor de clorofila (Bujokas, 2001; Bündchen, 2001). Segundo Oliveira et al., (2007), o MSPFe pode causar perdas em propriedades funcionais como a fotossíntese, a redução de biomassa, reprodução e, em um grau mais severo de risco ambiental, pode interferir na distribuição de espécies numa determinada área, e, conseqüentemente, na sucessão vegetal.

Em função do intemperismo, o acúmulo do MSPFe no solo por meio do processo de percolação passa a ser um local para acondicionamento desses resíduos, tornando esse solo com altas concentrações de ferro em um solo contaminado. Isso é um sério problema para o crescimento de plantas. Os estudos feitos por Oliveira et al., (2007), mostraram que, por mais que a fonte poluidora esteja um pouco distante, num raio de 40 km, as espécies como *Clusia hilariana* e *Eugenia uniflora* apresentaram necroses pontuais e aspectos cloróticos. Nessas plantas, houve, também, deposição do MSPFe na superfície foliar. Porém, quando comparadas com as plantas próximas à fonte poluidora, os autores verificaram que, no período chuvoso, os teores de clorofila *a* e

carotenóides foram maiores nas amostras coletadas próximo à fonte poluidora. Nesse caso, o teor de clorofila *a* foi cerca de 15% menor nas amostras localizadas num raio de 40 km. No período seco, todos os pigmentos analisados mostraram-se com maiores valores nas plantas coletadas na área próxima à fonte poluidora. Tais resultados podem refletir o alto requerimento de ferro na síntese de clorofila, sendo um micronutriente essencial, estando ligado a proteínas participantes de diferentes rotas metabólicas e do transporte de elétrons nas cadeias respiratória e fotossintética (Mulchi et al., 1991).

As adaptações das plantas aos ambientes poluídos mais descritas na literatura se referem às modificações que ocorrem nas folhas, pois esse órgão é de rápido crescimento e renovação constante. Como consequência adaptativa, as folhas podem responder com alterações anatômicas à poluição, disponibilidade de água, temperatura, radiação e a concentrações de nutrientes (Medeiros; Stefani, 1997; Boeger et al., 1998; Meziani; Shipley, 1999; Bündchen, 2001; Menezes et al., 2003).

Assim, o excesso de ferro pode causar disfunções nutricionais e afetar o metabolismo das plantas. Dessa maneira, buscar entender os efeitos de diferentes concentrações de ferro, tanto em nível morfológico ou fisiológico, é, de certa forma, indispensável para um melhor entendimento da homeostase desse micronutriente nas plantas. Com este presente estudo, pode-se contribuir, de maneira significativa, com os programas de melhoramento genético, ou para o desenvolvimento de variedades ou cultivares resistentes ao excesso desse nutriente no solo.

3 - OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral.

A presente dissertação teve como objetivo estudar os possíveis efeitos de diferentes concentrações de MSPFerro aplicados ao solo sobre os processos relacionados à fotossíntese, às variáveis biométricas, bem como, o teor Fe em folhas e caule de *Ricinus communis L.*

2.2 Objetivos Específicos

Verificar os possíveis efeitos da aplicação do MSPFe na assimilação fotossintética do carbono e na eficiência fotoquímica, bem como sobre as variáveis biométricas

Avaliar a possível resposta de genótipos de *R. communis* e a efetividade desses genótipos na fitorremediação, por meio da capacidade extratora dessa espécie em solos contaminados por MSPFe;

Fornecer subsídios para que um possível sistema de fitorremediação possa ser utilizado como tecnologia de remediação de solos contaminados por ferro, o qual pode mostrar a possível capacidade adaptativa dessa espécie produtora de biocombustível

4 - MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Material vegetal e condições de cultivo

As sementes de Mamona (*Ricinus communis*) utilizadas neste experimento foram provenientes do Instituto Agronômico de Campinas (IAC). No experimento, foram utilizadas duas cultivares, a IAC 2028 e a IAC Guarani, e de acordo com o IAC, essas duas cultivares se distinguem por terem porte baixo e médio, respectivamente.

4.2 - Desenvolvimento do experimento

O experimento foi realizado em casa de vegetação na Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, RJ (latitude 21° 44'47"S, longitude de 41° 18'24"O), em um delineamento inteiramente casualizado composto de quatro tratamentos (doses de MSP_{Fe}) e dois genótipos de mamona (*Ricinus communis L.*). Cada vaso foi considerado uma unidade experimental, e foram utilizadas 8 repetições por tratamento. O experimento teve duração de dois meses, de janeiro a março de 2012 (Figura 1).



Figura 1 – Disposição do experimento na casa de vegetação aos 15 dias após a semeadura

O solo utilizado constituía uma mistura de Areia-Latossolo-esterco bovino na proporção 1:1:1. O latossolo foi peneirado em peneira de arrasto de malha 2x2 cm para remoção de rochas e materiais consolidados de grande fração granulométrica. A mistura foi distribuída em vasos brancos de 6 litros. Para evitar o aquecimento do solo, os vasos foram cobertos com uma manta aluminizada.

O experimento foi mantido em casa de vegetação, onde foi instalada uma miniestação meteorológica modelo 700 ET (Spectrum Technologies, Illinois, USA), que armazenou os dados referentes às variáveis climatológicas, como a temperatura (T_{ar}) e umidade relativa do ar (UR_{ar}), e o fluxo de fótons fotossintéticos (FFF). Esses dados foram acoplados a um coletor de dados modelo Watchdog 200 (Spectrum Technologies, Inc., Illinois, USA) e as informações foram tomadas ao longo do dia, por todo o período, com intervalos de uma hora (Figura 2).

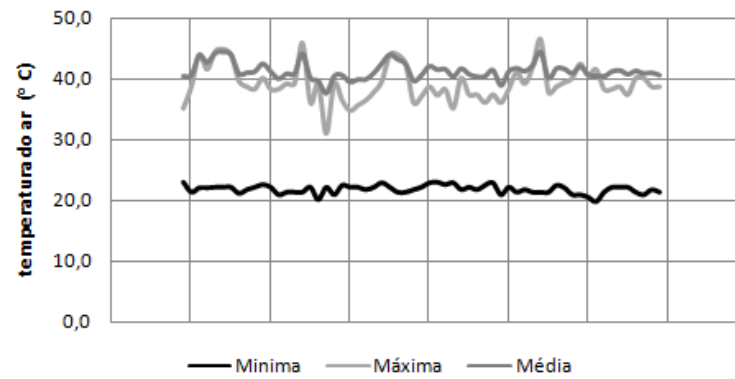
O deficit de pressão de vapor do ar (DPV_{ar}), em kPa, foi calculado segundo a equação proposta por (Jones, 1992):

$$DPV_{ar} \text{ (kPa)} = 0,61137e^t * (1 - UR/100) \quad \text{Eq. (1)}$$

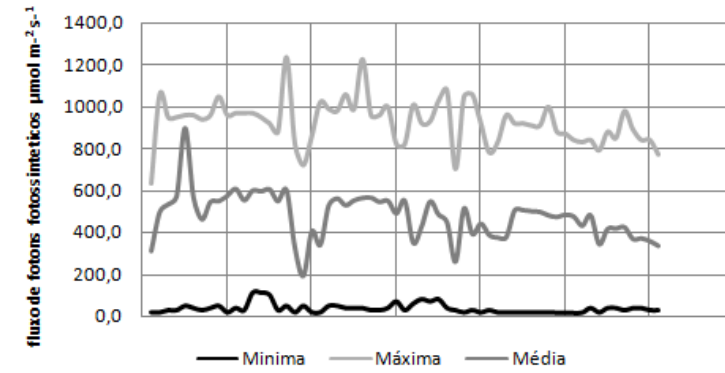
em que t é calculado pela equação:

$$t = 17,502 * (T_{ar}) / (240,97 + T_{ar}) \quad \text{Eq. (2)}$$

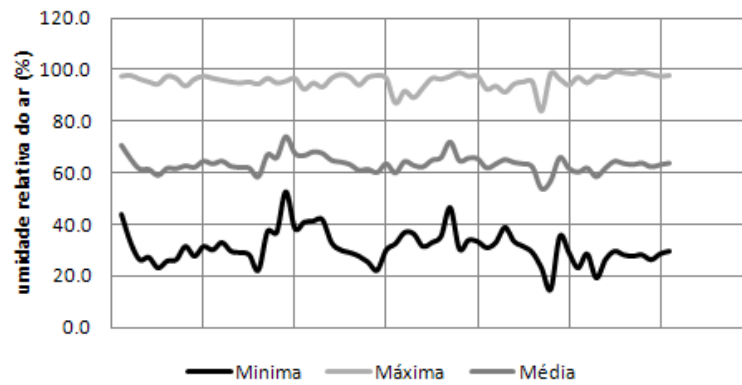
UR é a umidade relativa do ar e T_{ar} é a temperatura do ar. Ambas as variáveis foram obtidas pela míni estação climatológica.



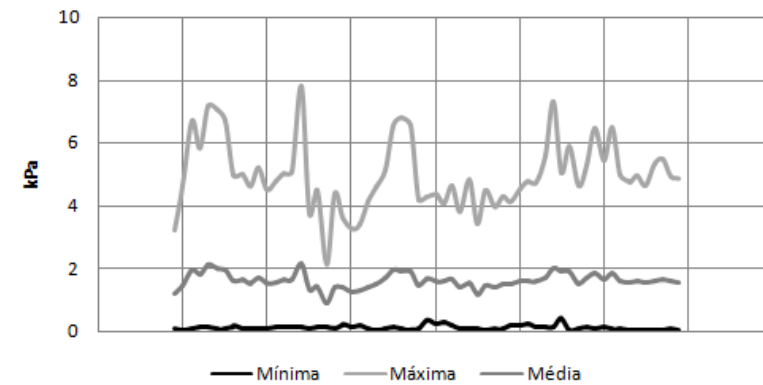
A



B



C



D

Figura 2: Temperatura mínima, média e máxima (A), fluxo de fótons fotossintéticos mínimo, médio e máximo (B), umidade relativa mínima, média e máxima (C), e déficit de pressão de vapor do ar mínimo, médio e máximo (D) na casa de vegetação, no período de 11/01/2012 a 11/03/2012.

4.2.1 – Imposição dos tratamentos às plantas

Aos 15 dias após a semeadura, os tratamentos foram impostos e consistiram em duas aplicações de material sólido particulado de ferro (MSPFe) proveniente das proximidades de uma mineradora na cidade de Ubú, Estado do Espírito Santo, com intervalo de 15 dias para cada aplicação (Tabela2).

O Tratamento controle - T₀ foi constituído sem a adição de MSPFe; o Tratamento T₁ foi constituído por 11,5g L⁻¹ de MSPFe na primeira aplicação mais 11,5g L⁻¹ de MSPFe na segunda aplicação, totalizando 23g L⁻¹, no qual, corresponde a 6,5 t ha⁻¹; o tratamento T₂ foi constituído por de 23,5g L⁻¹ MSPFe na primeira aplicação mais 11,5g L⁻¹ de MSPFe, na segunda aplicação, totalizando 35 g L⁻¹, no qual, corresponde a 9,75 t ha⁻¹, e o tratamento T₃ foi constituído por 34,5 g L⁻¹ de MSPFe na primeira aplicação mais 11,5g L⁻¹ de MSPFe na segunda aplicação, totalizando 46 g L⁻¹, no qual, corresponde a 13 t ha⁻¹ (Quadro 1).

Quadro 1 – Imposição das doses de Ferro nos diferentes tratamentos.

Tratamentos	15 Dias	30 Dias	Total
T0	0	0	0
T1	11,5g L ⁻¹	11,5g L ⁻¹	23g L ⁻¹
T2	23,5g L ⁻¹	11,5g L ⁻¹	35 g L ⁻¹
T3	34,5g	11,5g L ⁻¹	46 g L ⁻¹

O MSPFe foi distribuído, uniformemente, sobre a superfície do solo, procurando simular uma deposição de MSPFe que ocorre no entorno da Usina de pelotização de minério de Fe, em Ubu, ES. De acordo com Lopes et al. (2000), na área ao entorno da usina, normalmente, são depositados 6 mg.cm⁻². dia⁻¹ de MSPFe, apresentando características distintas (Quadro 2).

Quadro 2- Composição química do MSPFe proveniente das proximidades de uma mineradora na cidade de Ubu, Estado do Espírito Santo.

pH	Micronutrientes						Macronutrientes							
	P *	K *	Ca	Mg	Al	Na	C	MO	Fe	Cu	Zn	Mn	S	B
	mg/dm ³		cmol _c /dm ³				%	g/dm ³	mg/dm ³					
9.6	60	45	3.6	0.3	0	1.68	0.48	8.27	264	3.5	3.4	294.5	65.6	0.8

Os tratamentos descritos acima correspondem à simulação da deposição de MSPFe próximo a uma usina de pelotização, em um período de 6, 9 e 12 dias, nos T₁, T₂ e T₃ respectivamente, em relação à área superficial do vaso de acordo com o descrito acima (Figura 3).

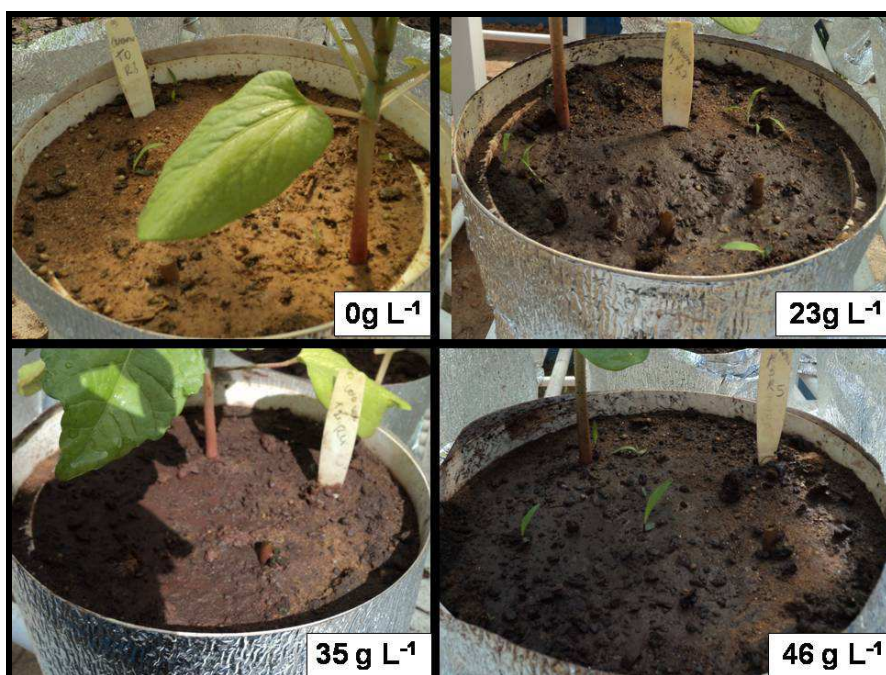


Figura 3 – Simulação da deposição do MSPFe nos vasos, em diferentes doses, aos 30 dias após a semeadura (T₀ 0g L⁻¹ MSP_{Fe}, T₁ 23g L⁻¹ MSP_{Fe}, T₂ 35 g L⁻¹ MSP_{Fe} e T₃ 46 g L⁻¹ MSP_{Fe}).

Aos 45 dias após a semeadura, com a finalidade de acelerar a solubilização do ferro, o solo foi acidificado por meio da adição de 150 ml de

solução nutritiva (SN) em pH 4,5 sem ferro (Quadro 3). O volume da SN foi suficiente para o umedecimento completo do solo e sem encharcamento. A solução nutritiva utilizada foi adaptada de Ramos et al., 2009, com omissão do Fe, para que essa aplicação não influenciasse a adição desse nutriente no tratamento. Assim, todo ferro adicionado aos tratamentos foi proveniente da aplicação de MSPFe no solo.

Quadro 3- Composição química da solução nutritiva com omissão dos macronutrientes, do boro e do ferro (mL L^{-1}). Adaptada Ramos et al. (2009)

Soluções estoques	(mL L^{-1})
$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 2 mol L^{-1}	1,0
KNO_3 2 mol L^{-1}	2,0
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 1 mol L^{-1}	1,0
$(\text{NH}_4)\text{H}_2\text{PO}_4$ 1 mol L^{-1}	0,25
H_3BO_3	1,0

4.3. Análises ecodisiológicas

Ao final do experimento (60 dias após a semeadura), foram realizadas as avaliações relacionadas à capacidade fotossintética, ao crescimento e ao estado nutricional.

4.3.1 Variáveis relacionadas à capacidade fotossintética:

4.3.1.1 - Intensidade de cor verde das folhas (índice SPAD)

A intensidade do verde foi estimada por meio de um medidor portátil de clorofila modelo SPAD 502 (Chlorophyll Meter – Minolta, Japão). As medidas foram realizadas na 4ª ou 5ª folha expandida contada a partir do ápice da planta. As medidas foram feitas em cinco diferentes pontos do limbo foliar, evitando-se as extremidades e nervura das folhas.

4.3.1.2 – Trocas gasosas, Condutância estomática, Transpiração.

A taxa fotossintética líquida (A), a condutância estomática (g_s) e transpiração (E) foram determinados na 4ª ou 5ª folha expandida contada a partir do ápice da planta. Essas determinações foram feitas a uma intensidade de $1000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de Fluxo de Fótons Fotossintetizantes (FFF), às oito horas da manhã, com um Sistema Portátil de Medição das Trocas Gasosas, modelo LI - 6400 (LI-COR, Lincoln, NE, USA). Para tanto, foi utilizada uma área foliar de 6 cm^2 e, durante as medidas, a concentração de CO_2 , no interior da câmara, foi mantida em torno de $380 \mu\text{L L}^{-1}$.

4.3.1. 3 - Fluorescência da clorofila a

Nas mesmas folhas onde foram feitas as medições do índice SPAD, e logo após a medição das trocas gasosas, as variáveis da fluorescência da clorofila a foram medidas, usando-se o fluorímetro Pocket PEA (Plant Efficiency Analyser-Hansatech Ltd., King's Lynn, Norfolk, UK).

A vitalidade da planta foi caracterizada por meio do índice fotossintético, ou *performance index* (PI) e por meio do rendimento quântico máximo do PSII (F_v/F_m). Essas variáveis foram obtidas por meio do fluorímetro Pocket PEA (Plant Efficiency Analyser-Hansatech Ltd., King's Lynn, Norfolk, UK). O índice PI integra outras 3 variáveis independentes, como a densidade de centros de reação ativos, ou seja, a eficiência na absorção da luz (RCs/ABS), a capacidade do elétron em reduzir Q_a no PSII (TR/DI) e a capacidade do elétron que reduziu Q_a em entrar na cadeia de transporte de elétrons (ET/(TR-ET)). A variável PI é um índice multi-paramétrico, reflete a atividade dos fotossistemas I e II e fornece uma informação quantitativa sobre o estado atual da atividade fotoquímica da folha sobre condições de estresse (Strasser et al. 2000).

4.3.2. - Variáveis relacionadas ao crescimento

4.3.2.1 Altura da planta (A)

A altura da planta de mamona foi determinada a partir do coleto até a folha recém-lançada no ápice caulinar, por meio de uma trena.

4.3.2.2 Diâmetro do caule (DC)

O diâmetro do caule foi determinado a um centímetro acima do coleto por meio de um paquímetro digital Starret® modelo 2001.

4.3.2.3 Número de folhas (NF)

O número de folhas foi feito pela contagem desses órgãos.

4.3.2.4 Massa foliar específica (MFE)

A área foliar foi determinada, utilizando-se um medidor de área foliar de bancada modelo LI-3100 (LI-COR, Lincoln, NE, USA). A massa seca foi obtida após a permanência da folha em estufa a 70°C, por 48 horas. A massa foliar específica (MFE) foi obtida pela razão entre massa seca do limbo e área do limbo da mesma folha.

4.3.2.5 - Determinação da massa seca da parte aérea (MSPA), matéria seca de raízes (MSR) e a relação da massa seca da parte aérea com a massa seca das raízes (MSPA / MSR)

As plântulas foram divididas em três partes: parte aérea - folha, parte aérea - caule e raiz. As partes foram colocadas em estufa a 70°C, por 48 h e foram pesadas para a determinação das respectivas massas secas. Com os dados da massa seca, foi possível estimar a relação da massa seca da parte aérea com a massa seca da raiz (MSPA/MSR), a razão de massa foliar (RMF= massa seca das folhas / massa seca total), razão de massa do caule (RMC= massa seca do caule/ massa seca total), razão de área foliar (RAF= área foliar / massa seca total) (Cruz et al., 2004).

4.3.2.6 - Volume rdicular

Para a avaliação do sistema radicular, retirou-se, cuidadosamente, a raiz do vaso e o excesso de solo em água corrente. Tomaram-se, apenas, três plantas por tratamento. Utilizou-se uma proveta com capacidade de dois litros com volume conhecido. O volume das raízes colocadas na proveta era obtido pela diferença do volume da água antes e depois da imersão da raiz.

4.3.3 – Determinação de Ferro no material Vegetal

O material vegetal foi separado em caule e folhas e, então, colocado na mufla, a 500°, por 5 horas, resultando em uma massa seca.

Foram feitas 3 repetições de cada tratamento. A determinação de ferro foi feita, utilizando-se um sistema automatizado, composto de um espectrofotômetro de absorção atômica de chamas de ar-acetileno. O aparelho foi ajustado para o comprimento de onda correspondente ao Ferro, $\lambda = 2483\text{nm}$, de acordo com Allan (2006).

4.4 - Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo programa ASSISTAT, e a comparação entre as médias foi realizada pelo teste de Tukey, a 5% de significância.

5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 - Análise Biométricas

A aplicação de MSPFe não alterou, significativamente, a altura das plantas (Tabela 1). Porém, apenas para o genótipo IAC Guarani, houve uma diferença no número das folhas em função das diferentes doses de ferro (tabela 2). Nessa tabela, observa-se que o incremento na quantidade de MSPFe depositado no solo causou uma diminuição no número de folhas neste genótipo Guarani (Tabela 2). Resultados semelhantes foram obtidos por Pereira (2006), em que as plantas da espécie de restinga (*Clusia hilariana*) crescidas em solo contaminado por MSPFe não alteraram, significativamente, a altura, mas, no final do experimento, houve uma diferença no número de folhas. De acordo com Jucoski (2011), o ferro não teve qualquer efeito sob o número de folhas e a altura das plantas de *Eugenia uniflora*, quando estas foram submetidas a diferentes doses de Ferro na forma de FeEDTA, no solo. Dados de Silva (2003) mostram que plantas de *Eugenia uniflora* e *Clusia hilariana*, quando expostas às deposições da usina com MSPFe, não apresentaram diferença significativa mesmo em diferentes locais da fonte emissora.

A diferença no número de folhas pode ser explicada pelo fato do ferro ser um elemento essencial para a planta, podendo agir com fertilizante foliar. Porém, em doses elevadas, esse nutriente pode diminuir a produção de biomassa foliar e levar à necrose (Lopes et al., 2000). No presente experimento com mamona, para

essa característica avaliada, a cultivar IAC 2028 se mostrou mais tolerante do que a IAC Guarani.

Tabela1: Altura da Planta (m), ao final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Tratamento	Altura da Planta (m)			
	IAC 2028		IAC GUARANI	
0g L ⁻¹	0,40	Aa	0,38	Aa
23g L ⁻¹	0,42	Aa	0,43	Aa
35g L ⁻¹	0,44	Aa	0,40	Aa
46g L ⁻¹	0,42	Aa	0,37	Aa

Tabela 2: Número de folhas, no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Tratamento	Número de Folha			
	IAC 2028		IAC GUARANI	
0g L ⁻¹	8	Aa	9	Aa
23g L ⁻¹	8	Aa	8	Aab
35g L ⁻¹	8	Aa	8	Aab
46g L ⁻¹	8	Aa	7	Ab

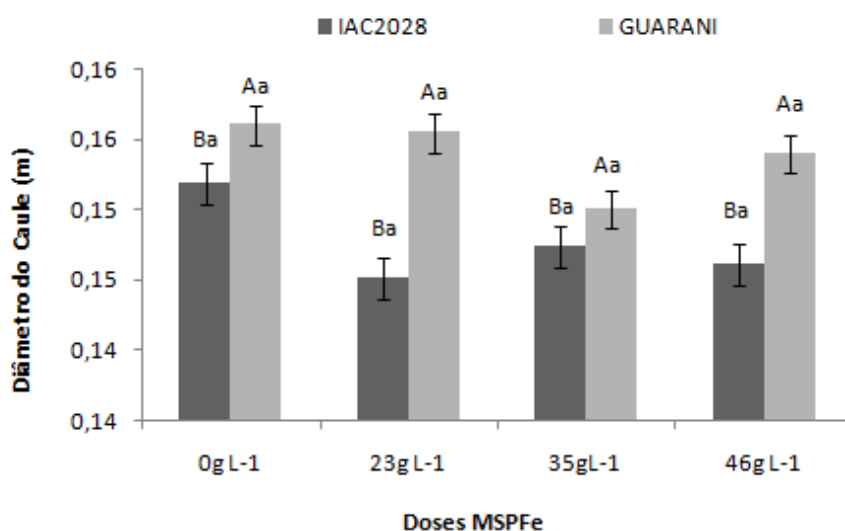
Para diâmetro do caule (Figura 4A), os valores encontrados foram significativamente diferentes para os dois genótipos. O genótipo Guarani apresentou uma espessura do caule maior que a do genótipo IAC 2028, independente das concentrações de ferro. À medida que houve um aumento nas

doses do MSPFe, o diâmetro do caule diminuiu, resultados vistos nos dois genótipos, porém esses valores não apresentaram diferenças significativas (Figura 4A).

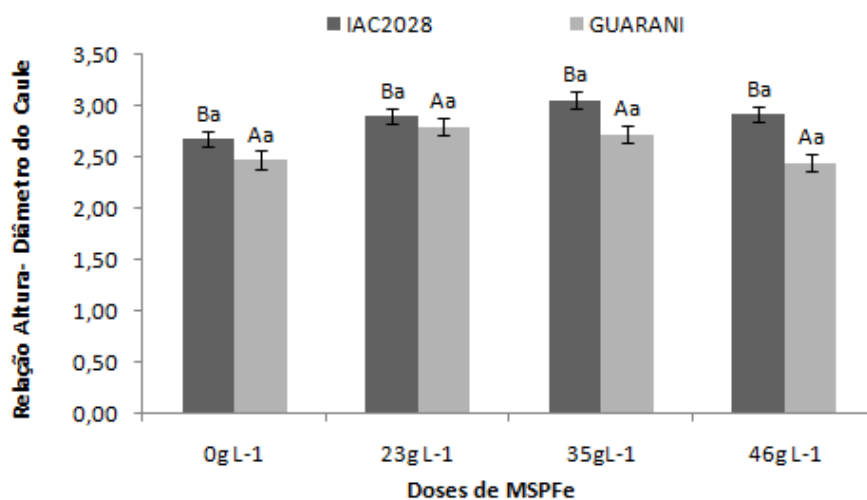
A relação altura da planta e diâmetro do caule (AP/DC) é um parâmetro que indica a qualidade de plantas no campo uma vez que se espera um equilíbrio no desenvolvimento entre a parte aérea e o sistema radicular da planta (Campos & Uchida, 2002). Essa é uma característica importante para o sucesso de adaptação da planta no ambiente de crescimento, pois quanto menor essa relação, mais resistentes são as plantas às condições do ambiente em decorrência do maior equilíbrio entre as partes da planta. Segundo o IAC, o genótipo 2028 possui porte mais baixo que o genótipo Guarani. Contudo, na idade em que foi feita avaliação neste presente experimento, com base na relação AP/D (Figura 4) e na AP (tabela 2), essa informação não se confirmou.

Foi observado que o incremento do MSPFe, no solo, fez com que o diâmetro do caule tivesse relação positiva com a variável AP/DC (relação altura da planta e diâmetro do caule). Portanto, à medida que há a diminuição do diâmetro do caule, proporcionalmente ocorre o aumento dessa relação (AP/DC), confirmado pela relação positiva. Isso não é o esperado, pois um alto valor para relação (AP/DC) não é interessante, pois significaria plantas de caule fino e altas, ou seja, com baixo vigor e mais sujeitas a danos causados pelo vento. Logo, a menor relação obtida foi no genótipo Guarani. Esse genótipo apresentou valores significativamente menores em relação ao genótipo IAC2028. Porém, à medida que houve o incremento do MSPFe no solo, os valores de AP/DC aumentaram para os dois genótipos. Após a maior concentração de MSPferro adicionado ao solo (46 gL^{-1}), o genótipo Guarani diminuiu essa relação (Figura 4B). Esses resultados revelam que material depositado no solo contribuiu, negativamente, para essa situação; porém, não sendo uma variável significativa. Resultados diferentes foram obtidos por Missio & Nicoloso (2005), que verificaram um aumento linear positivo do aumento do diâmetro do caule e o número de folhas à medida que aumentavam os níveis de ferro no solo (0, 6, 12 mg kg^{-1}) em plantas de *Apuleia leiocarpa*. De acordo com Ponnampertuma et al. (1972), níveis elevados de ferro podem levar ao retardo do crescimento, baixa produtividade e, em casos mais severos, à morte da planta. Tais níveis de ferro utilizados por Missio e Nicoloso (2005) podem não ter comprometido a relação AP/DC nas

plantas, já os utilizados neste experimento podem ter contribuído para uma maior relação, até 35 g L⁻¹ de MSPFe.



A



B

Figura 4: Diâmetro do caule (A) e Relação Altura da Planta – Diâmetro do caule (B), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

O Volume da Raiz (Figura 5) não foi influenciado pelo incremento das doses de MSPFe no solo. Em estudo com *Sophora tomentosa*, observou-se que o sintoma de toxicidade nas raízes, pela presença do ferro no solo, foi uma cobertura

nas raízes com placas de Fe. Essas raízes tiveram o crescimento atrofiado (Kuki et al., 2009). Contudo, o efeito fitotóxico do Fe pode variar de planta para planta, devido ao ferro ser translocado para a parte aérea em algumas espécies.

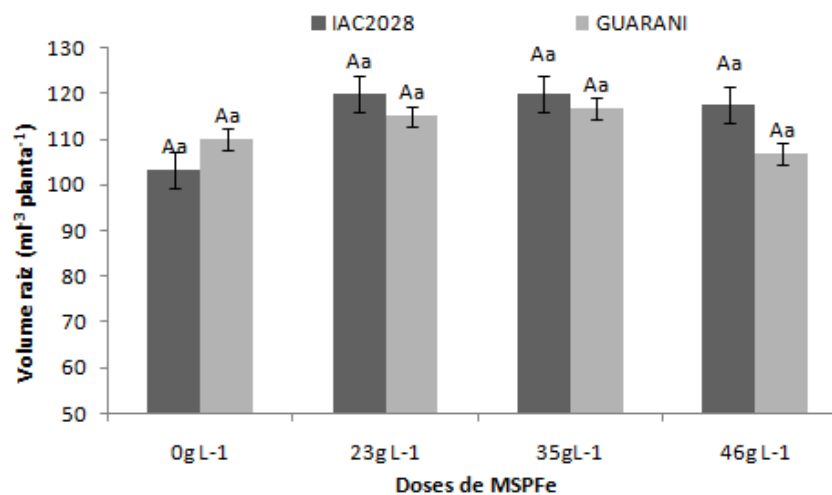


Figura 5: Volume da Raiz, no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem significativamente entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Quanto à alocação de massa seca na parte aérea (MSPA) e nas raízes (MSR), nas plantas de *Ricinus communis* L. estudada, foi observado que o maior investimento foi para a parte aérea das plantas em relação à raiz. Tal fato pode ser explicado, pois o experimento foi realizado em casa de vegetação, com cerca de quase 50% de interceptação do fluxo de fótons fotossintético (Figura 2). Em condição de menor disponibilidade de luz, as plantas investem em maior intensidade em parte aérea em detrimento do sistema radicular (Ramos et al., 2004).

Nos dois genótipos estudados, não houve diferença significativa na variável MSPA (Figura 6A). Porém, no genótipo IAC 2028, houve uma diminuição na produção de biomassa da parte aérea com o aumento das doses de MSPFe. Embora tenha havido esse pequeno decréscimo, esse fato não indica que esse genótipo apresenta sensibilidade ao MSPFe aplicado ao solo. No genótipo Guarani, houve um leve aumento da MSPA na primeira dose, porém diminuiu com

o incremento das demais doses. Em experimento em casa de vegetação com mamona, Zeitouni (2003) não verificou diferença significativa na produção de MSPA em nenhum dos tratamentos com Cd, Pb, Cu, Ni e Zn. Em relação à massa seca da parte aérea e da raiz, na presença ou não de matéria orgânica no solo, De Lima et. al. (2007) verificaram que a mamona responde negativamente. Em duas espécies de mamona estudadas e expostas ao MSPFe, Silva (2003) não observou diferenças significativas na MSPA.

Com relação à MSR (Figura 6B), mesmo sem significância estatística entre os genótipos, tanto o IAC2028 quanto o Guarani mostram que, com o aumento das doses de MSPFe no solo, houve uma pequena diminuição na biomassa de raiz. No experimento feito por Jucoski (2011), quando comparadas com o controle, verificou-se que a matéria seca da raiz e da parte aérea reduziram, significativamente, com o aumento das concentrações de FeEDTA. Resultados semelhantes foram obtidos por Adamiski (2011), em que plantas de batata-doce (*Ipomea batatas* L.), submetidas a diferentes doses de ferro, apresentaram uma significativa redução no crescimento de raízes.

Santos et al. (2011), estudando espécies de aroeira e tomate submetidas a diferentes doses de Ferro, verificaram que as dosagens de Fe influenciaram o crescimento das raízes, ou seja, houve redução na massa desses órgãos, em todas as doses de ferro aplicadas. Para Taiz e Zeiger (2009), essa produção está associada à tolerância da espécie ao contaminante, conseguida por meio de diferentes adaptações bioquímicas, as quais permitem à planta tolerar concentrações elevadas desse elemento.

Avaliando a relação entre a matéria seca da parte aérea e a matéria seca das raízes (MSPA/MSR), não houve diferença significativa em relação aos genótipos, como também não houve diferença significativa em relação ao incremento nas doses de ferro (Figura 6C). Essa variável mostra que o incremento de massa seca foi um pouco maior na parte aérea do que na raiz.

Esses resultados mostram que essa espécie estudada não foi afetada pelas dosagens de MSPFe aplicadas ao solo, o que mostra um grande potencial de uso da mamona em áreas contaminadas com esse MSP.

A partição de fotoassimilados pode ser avaliada mediante análises da Razão de Massa Foliar (RMF), Razão de Massa do Caule (RMC) e Razão da Área Foliar (RAF). A RMF, que mostra a relação do aparelho fotossintetizante

(folhas) em relação à biomassa vegetal total, tem os resultados apresentados na Figura 7 A. Nessa figura, verifica-se uma tendência para o aumento desses valores, em todos os tratamentos independente dos genótipos. Contudo, diferença significativa somente foi observada no tratamento controle, o que mostra que essa distribuição de massa foi alterada, dando preferência à formação de folhas ao invés de caule.

As diferentes doses de MSPferro no solo não foram significativas para a RMC. Porém, à medida que as doses de ferro aumentaram, nos dois genótipos, essa relação se elevou, mas sem diferenças significativas. Esse fato pode mostrar que as doses de ferro não prejudicaram o crescimento do caule (Figura 7B), mesmo diminuindo os valores de massa seca total (Figura 8B).

Segundo Cruz et al.(2004), a RAF representa a dimensão relativa do aparelho fotossintético (folhas), sendo, inclusive, apropriado para a avaliação dos efeitos genotípicos, climáticos e de manejo de comunidades vegetais. A figura 8A mostra que o genótipo IAC2028 não alterou os valores em função das doses de MSPferro. Contudo, o genótipo Guarani teve um aumento dessa razão quando as plantas foram submetidas às diferentes doses de ferro no solo. De qualquer forma, no genótipo Guarani, e pelos resultados obtidos, a adição de MSPFe incrementou a RAF em relação ao controle. Logo, no genótipo Guarani, fica evidente a influência positiva do MSPFe na RAF, sendo esta uma medida da dimensão relativa do aparelho assimilador.

Para a variável RMC, os valores de RMC nas diferentes doses de MSPFe no solo não foram significativos. Esse resultado mostra que as doses do MSPFe aplicadas ao solo não prejudicaram o crescimento do caule (Figura 7B).

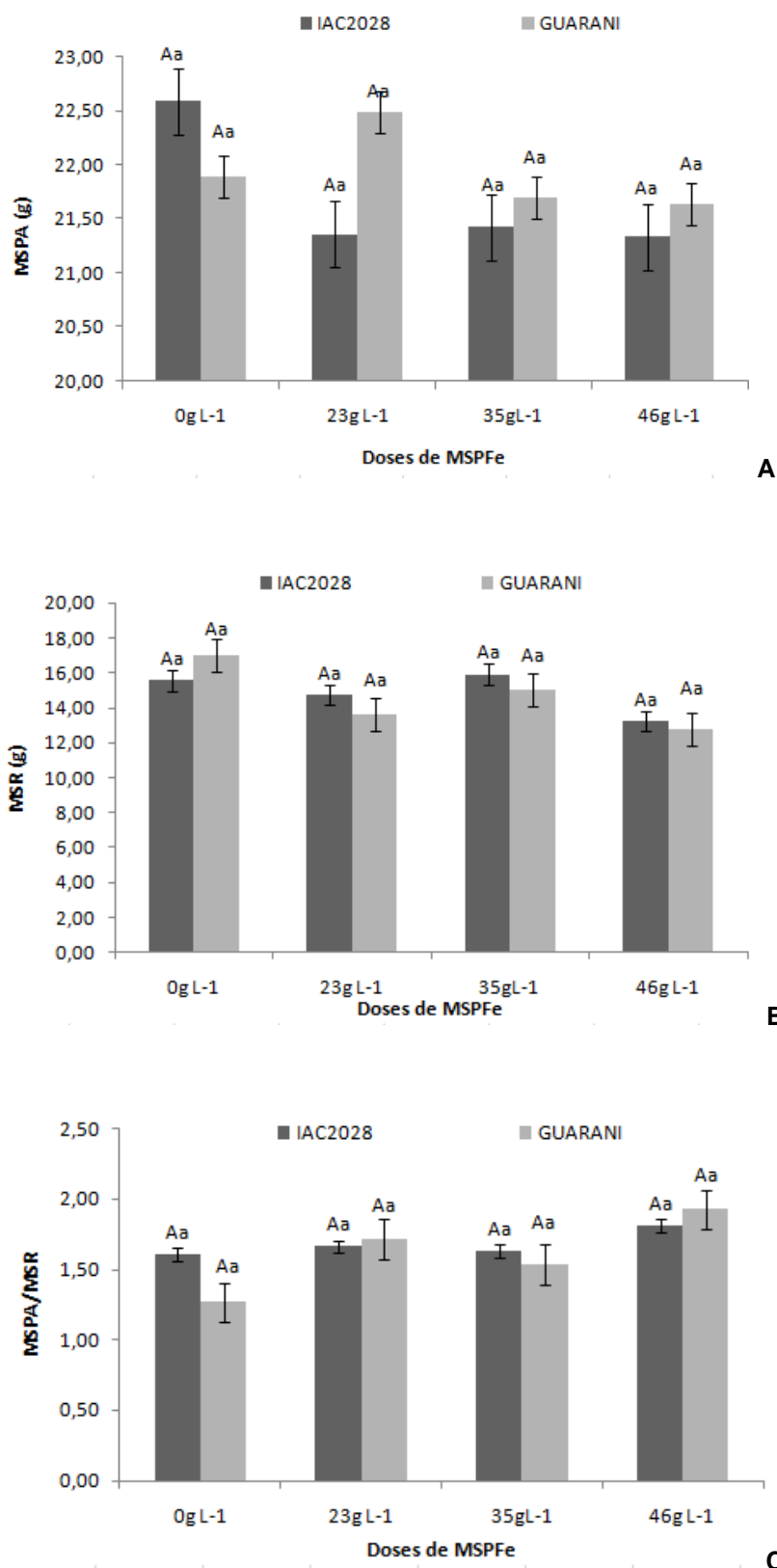


Figura 6: Massa Seca Parte Aérea (MSPA) (A), Massa Seca Raiz (MSR) (B), Relação da massa seca da parte aérea com a massa seca da raiz (MSPA/MSR) (C), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

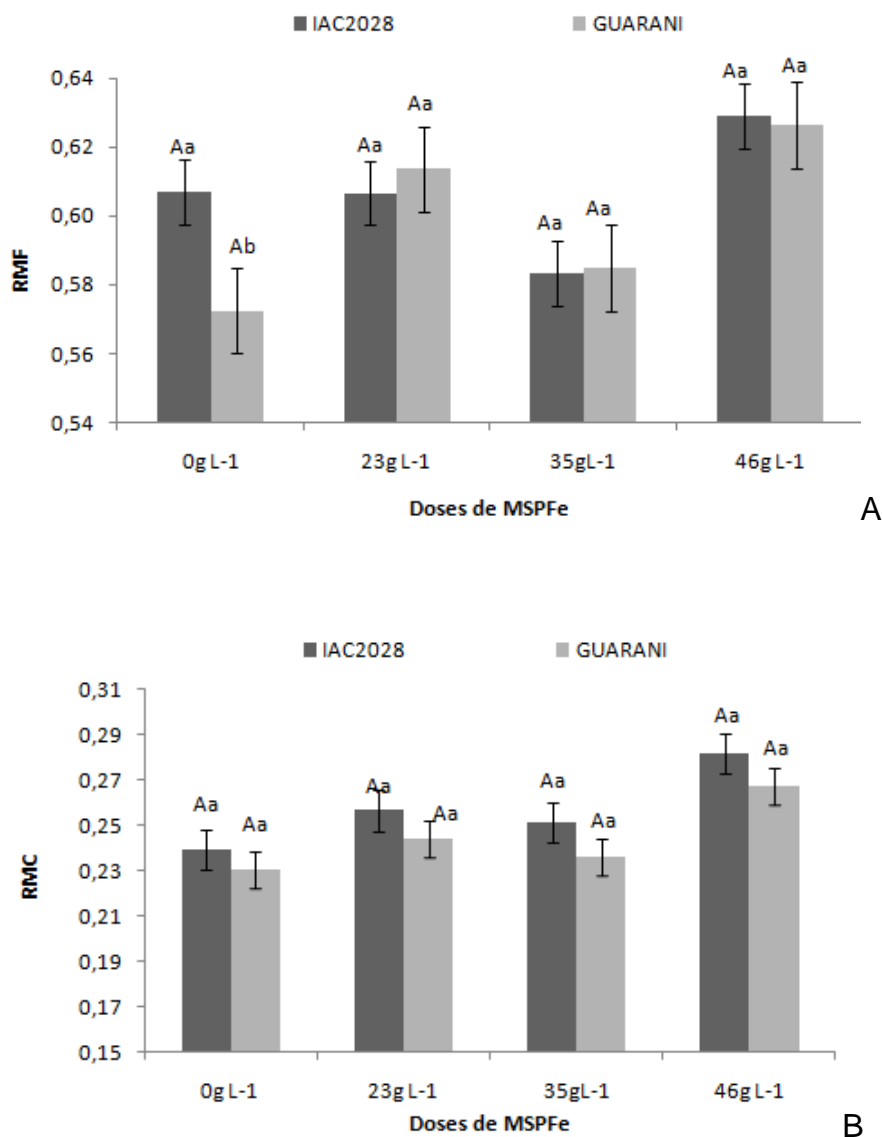


Figura 7: Razão de Massa Foliar (RMF) (A), Razão de Massa do Caule (RMC) (B), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Com relação a esta variável RAF, a figura 8A mostra que o genótipo IAC2028 não alterou os valores em função das doses do MSPFe aplicadas. Contudo, para o genótipo Guarani, a imposição do MSPFe, houve um aumento dessa razão até os valores de 35 g L⁻¹ de MSPFe. Logo, para esse nutriente, a adição do MSPFe ao solo contribuiu para incrementar os valores de RAF, sendo essa variável uma medida da dimensão relativa do aparelho assimilador, no qual se explica a maior RMF para esse genótipo nessa dose.

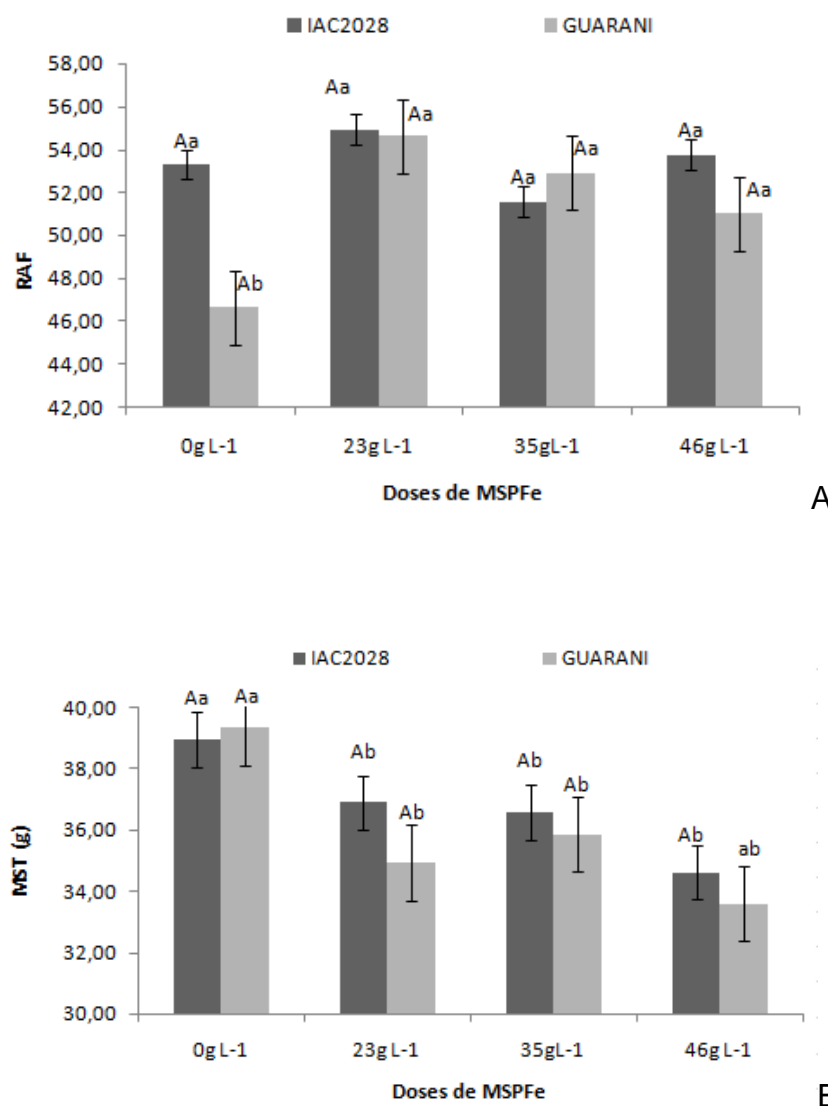


Figura 8: Razão de Área Foliar (RAF) (A), Massa Seca Total (MST) (B), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Ainda, na Figura 8, pode-se observar o efeito da adição do MSPFe ao solo sobre a massa seca total (MST) (Figura 8B). Nessa figura, verifica-se que, em ambas as cultivares estudadas, em relação à dose 0 g L⁻¹, a aplicação de MSPFe causou redução na MST. Embora não se tenha observado um efeito das doses aplicadas do MSPFe sobre a MSPA e MSR, isoladamente, quando se somaram essas duas variáveis para se ter a MST, as diferenças foram observadas. Em ambas as cultivares, a diferença entre os valores da MST entre a

menor dose (0 g L^{-1}) e a maior dose (46 g L^{-1}) de MSPFe foi de, aproximadamente, 5g por planta (Figura 8B).

Os valores da área foliar (AF) e da massa foliar específica (MFE) não apresentaram diferenças significativas, nem entre os genótipos, nem entre tratamentos aplicados (figura 9). Porém, para as duas cultivares, observa-se uma tendência de redução nos valores da AF com o incremento na concentração do MSPFe adicionado ao solo. Esse resultado, embora sem efeito significativo, foi semelhante ao resultado obtido com a MSPA, na qual a adição de MSPFe causou uma diminuição significativa na MST (Figura 7B).

Já com os valores da MFE, não houve uma variação significativa em relação ao incremento das doses de MSPFe aplicadas (Figura 9B), bem como entre os cultivares estudados. Segundo Benincasa (1988), essa variável está relacionada à espessura da folha, ou seja, maiores valores da MFE indicam folhas mais espessas. Com base no resultado obtido, pode-se inferir que as doses aplicadas do MSPFe ao solo não causou modificações na espessura foliar em nenhuma das duas cultivares estudadas neste trabalho.

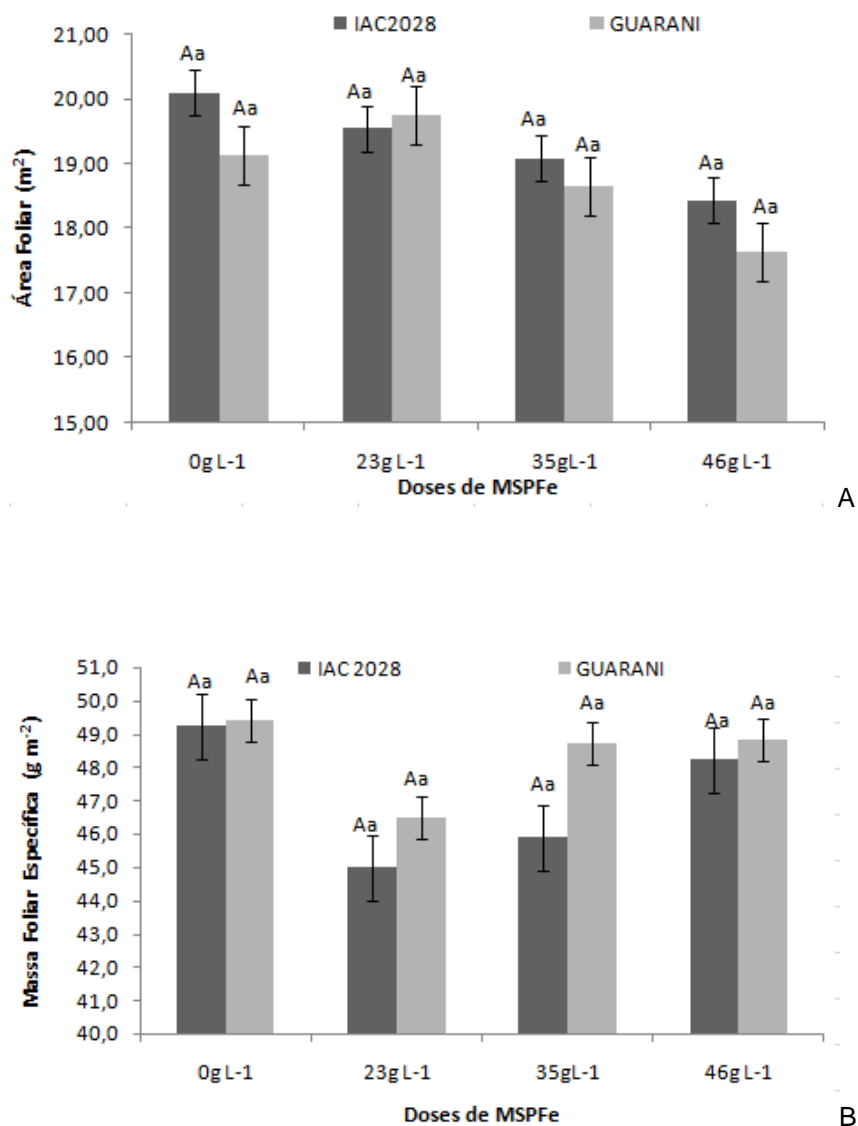


Figura 9: Área foliar (m²) (A) Massa foliar específica (g m⁻²) (B), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes concentrações de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

5.2 – Capacidade fotossintética

A vitalidade da planta pode ser caracterizada pelo índice fotossintético ou *performance index* (PI) (Strasser et al., 2000). O índice PI integra outras 3 variáveis independentes, como a densidade de centros de reação ativos, ou seja, a eficiência na absorção da luz (RCs/ABS), a capacidade do elétron em reduzir Qa no PSII (TR/DI) e a capacidade do elétron que reduziu Qa em entrar na cadeia de transporte de elétrons (ET/(TR-ET)). A variável PI reflete a atividade dos fotossistemas I e II, e fornece uma informação quantitativa sobre o estado atual da atividade fotoquímica da folha sobre condições de estresse (Strasser et al., 2000).

Com relação aos dados do Índice fotossintético, houve uma redução significativa nos valores do genótipo IAC 2028, quando comparado ao genótipo Guarani, o que mostra uma maior eficiência do processo fotoquímico do genótipo Guarani, independente da dose aplicada de MSPFe ao solo (Figura 10A).

Adamski (2011) encontrou queda nesse índice em plantas de batata-doce cultivadas em baixa concentração de ferro, porém, em altas concentrações, houve um aumento no índice fotossintético.

Uma outra variável utilizada na avaliação dos efeitos dos estresses bióticos e abióticos sobre o fotossistema II é a razão F_v/F_m . Essa razão avalia o rendimento quântico máximo do PSII (Krause & Weis, 1991), ou seja, a probabilidade de que 1 fóton, absorvido no PSII, seja capaz de reduzir a quinona a. Quanto maior a probabilidade de reduzir a quinona, maior o valor dessa variável, e mais funcional está o PSII (Strasser et al. 2000).

De acordo com Krause & Weis (1991), essa razão decresce em plantas submetidas a algum tipo de estresse, e o valor ótimo considerado está entre 0,75 a 0,85, independente da espécie em estudo (Genty et al., 1989; Bolhar-Nordent, 1985).

Na figura 10B, os valores de F_v/F_m não apresentaram nenhuma diferença significativa entre os genótipos e entre os tratamentos aplicados. Os valores dessa variável ficaram entre 0,81 e 0,83. Adamski (2011) e Pereira (2006) não encontraram valores significativamente diferentes para essa variável em plantas de batata-doce tratadas em diferentes concentrações de ferro em sistema de hidroponia. Entretanto, em uma cultivar de arroz tolerante à toxidez de ferro, mas cultivada em estresse de ferro e por frio, resultados diferentes foram encontrados

por Beauvalet (2010). Nesse trabalho publicado por Beauvalet (2010), a planta apresentou efeitos danosos no aparelho fotossintético quando exposta à combinação por estresse por excesso de ferro e frio. Pereira (2006) verificou que, em *C. hilariana*, o rendimento quântico máximo do PSII foi significativamente afetado por meio da aplicação de MSPFe na superfície foliar, e, quando esse material sólido foi aplicado ao solo, não houve redução significativa no rendimento quântico máximo do PSII.

Neste presente trabalho com mamona, independente da dose do MSPFe aplicada, a variável PI foi mais eficiente na separação entre as cultivares quanto à eficiência do processo fotoquímico, do que a relação F_v/F_m . De fato, alguns autores têm mostrado que essa variável PI pode apresentar maior sensibilidade na avaliação do processo fotoquímico do que a relação F_v/F_m (Zivcak et al, 2008; Thach et al, 2007).

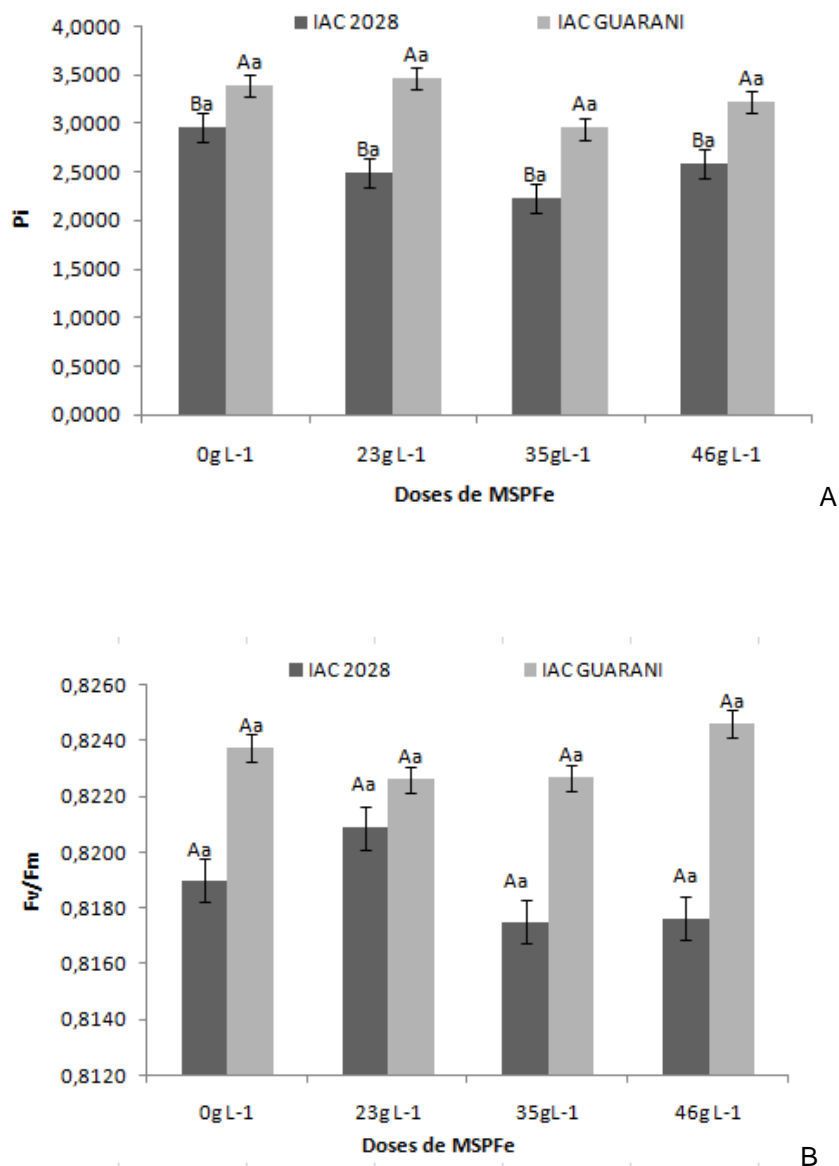


Figura 10: Índice Fotossintético (A), Rendimento quântico máximo do Fotossistema II - Fv/Fm (B), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes níveis de MSPFe aplicados no solo. Médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre os tratamentos com ferro, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade

A taxa fotossintética líquida (A) e a condutância estomática (g_s) não apresentaram diferenças significativas entre os genótipos e entre os tratamentos (Figura 11A e 11B). Pereira (2006) verificou que plantas de *C. hilariana*, submetidas à aplicação de MSPFe no solo, não apresentaram diferenças nos valores de A e g_s . Entretanto, a deposição do MSPFe na superfície foliar de *C. hilariana* acarretou alterações significativas ao longo do dia na taxa fotossintética e na condutância estomática.

Com relação aos efeitos de MSPFe, segundo Silva (2003), o valor da condutância estomática de *E. uniflora* não foi afetada quando as plantas dessa espécie estavam cultivadas próximo à fonte emissora de MSPFe. Contudo, em uma outra espécie *C. hilariana* cultivada a partir de 800m de distância da fonte emissora, os valores de g_s foram afetados negativamente.

Os valores da transpiração apresentaram diferenças significativas somente entre os genótipos estudados, as taxas de transpiração do IAC2028 apresentaram valores mais baixos, pois os valores de g_s são mais baixos, mesmo não apresentando diferença significativa. (Figura 11C). O genótipo IAC2028 teve uma menor taxa de transpiração. De acordo com Silva (2003), em plantas de *C. hilariana* e *E. uniflora*, verificou-se uma tendência de decréscimo da transpiração em relação à distância da fonte emissora de MSPFe; quanto mais próximo à fonte, maiores os médias de transpiração.

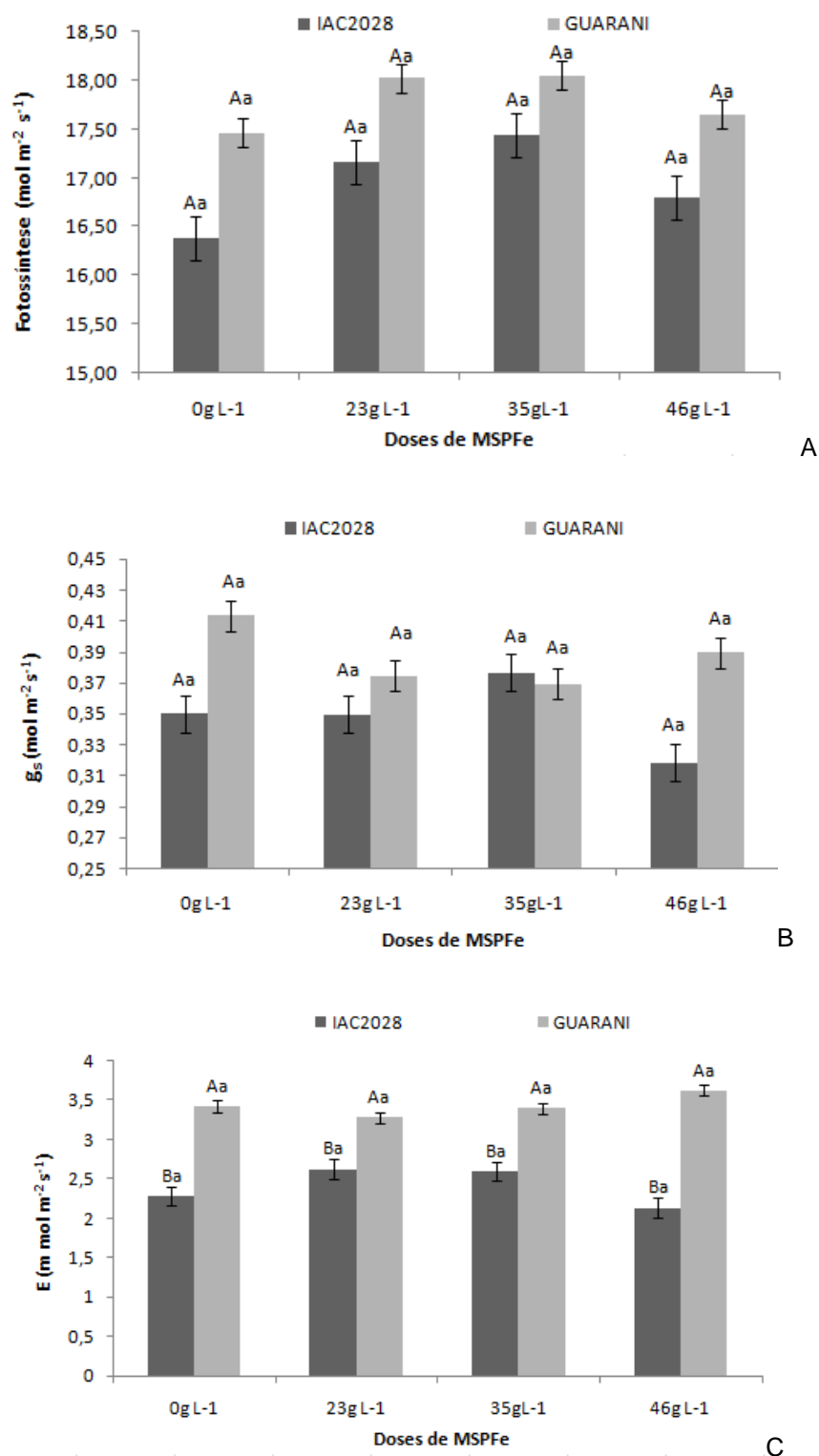


Figura 11: Valores de Fotossíntese Potencial - A (A), Condutância Estaomática - g_s (B) Transpiração - E (C), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes níveis de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Nos dois genótipos estudados e independente da adição de MSPFe ao solo, não houve diferenças significativas na estimativa do teor de pigmentos de clorofila, quando avaliada pela intensidade de cor verde (Figura 12); no entanto, o genótipo IAC2028 mostrou-se um pouco maior em função desse incremento de Fe. Os valores absolutos nesse genótipo são menores que o Guarani, o que explica os valores absolutos menores em relação a esse genótipo para FV/Fm, Pi e Fotossíntese. Sinha et al. (1997) e Kampfenkel et al. (1995), trabalhando com plantas expostas a ferro em solução nutritiva, também não obtiveram aumentos significativos no conteúdo de clorofila das plantas expostas a esse nutriente mineral. De acordo com Pereira (2006), o incremento na disponibilidade de ferro, no meio radicular, aumentou, significativamente, o conteúdo de clorofilas *b* nas folhas jovens de *C. hilariana*, crescidas durante a imposição dos tratamentos. Entretanto, nas folhas completamente expandidas, com a deposição de MSPFe no solo, os teores de clorofila aumentaram em resposta com maior teor de Fe nas folhas. Resultados semelhantes foram encontrados por Silva (2003), em *E. uniflora*. Nessa espécie, a maior intensidade do verde foi observada nas plantas localizadas a 800m da fonte emissora. Contudo, em *C. hilariana*, não houve diferença significativa nos valores desse índice entre as distâncias testadas.

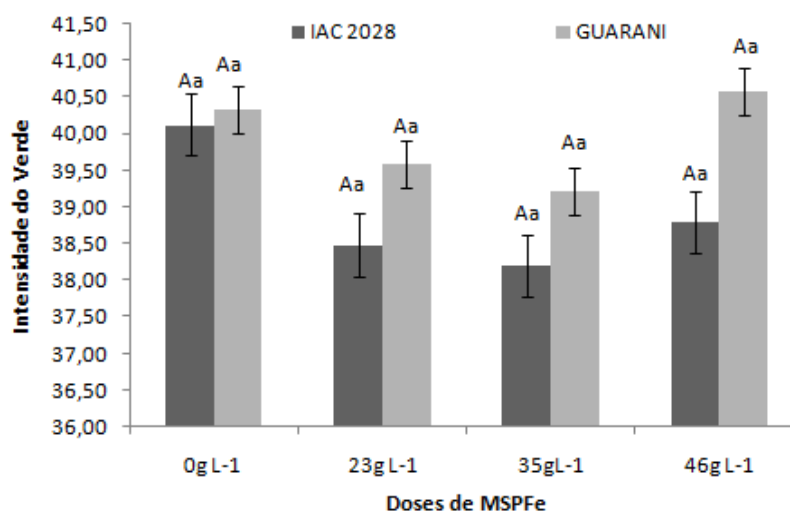


Figura 12: Intensidade do verde - SPAD, no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes níveis de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

5.3 - Teor de ferro no tecido vegetal

Nas folhas no genótipo IAC 2028, os teores de Ferro foram, significativamente, maiores do que no genótipo Guarani (Figura 13A). Esse fato mostra que a cultivar IAC2028 apresentou maior capacidade em assimilar o nutriente ferro, em função do incremento na quantidade de MSPFe adicionado ao solo. Contudo, os teores de ferro na folha não diferenciaram, estatisticamente, entre aos tratamentos (Figura 13A).

Com relação aos teores de Fe no Caule, não houve diferença entre os genótipos; entretanto, em relação ao controle (0 g L^{-1}), os tratamentos 35 e 46 g L^{-1} MSPFe apresentaram diferenças significativas para ambos os genótipos (Figura 13B). O tratamento com maior concentração de MSPFe no solo teve uma maior concentração de Ferro no caule (Figura 10B). Contudo, quando se soma o teor de ferro nas folhas com o teor de ferro no caule (Figura 13C), observa-se que não há diferenças significativas entre as cultivares e entre os tratamentos aplicados. De acordo com Pereira (2006), foram verificados maiores teores de ferro nas folhas em relação ao caule em espécies de *C. hilariana*. Em *Eugenia uniflora*, os teores de ferro nas folhas, mesmo no maior nível do tratamento, não atingiram os valores de toxicidade desse elemento (Jucoski,2011), que é de $0,5 \text{ mg g}^{-1} \text{ MS}^{-1}$ (Marschner, 1995)

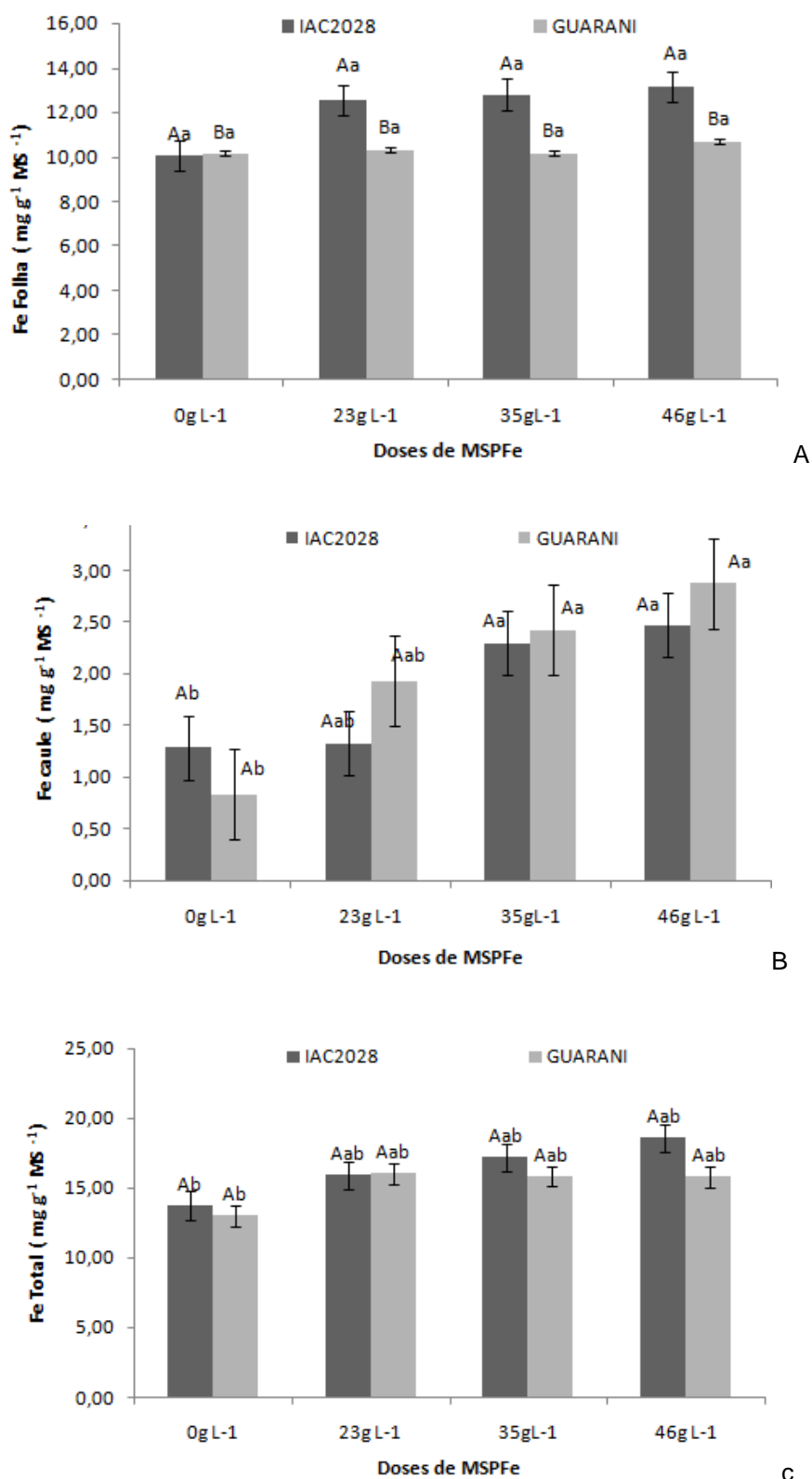


Figura 13: Teores de Ferro na Planta Folha (A), Caule (B) e Total (C), no final do experimento, de plantas *Ricinus communis* submetidas a diferentes níveis de MSPFe aplicados no solo. As médias seguidas da mesma letra, maiúscula entre genótipos e minúsculas entre as dose de MSPFe, não diferem, significativamente, entre si pelo teste Tukey a 5% de probabilidade.

Neste presente experimento com mamona, os teores de Fe na folha atingiram um valor máximo em torno de 13 mg g^{-1} , ou seja, um valor 26 vezes maior que a concentração tóxica relatado na literatura (Marschner, 1995). Esse resultado mostra a elevada capacidade da espécie *Ricinus communis* em tolerar altas concentrações de Fe na folha, uma vez que o metabolismo fotossintético, bem como a maioria das características de crescimento de genótipos estudadas neste trabalho não foram alteradas em teores 26 vezes maiores que os níveis tóxicos encontrados na literatura ($300 \text{ a } 500 \text{ mg kg}^{-1}$, ou seja, $0,3 \text{ a } 0,5 \text{ mg g}^{-1}$).

Geralmente, a toxicidade do Fe está ligada com a absorção, translocação e acúmulo desse nutriente na parte aérea das plantas. Neste experimento, durante o tempo de cultivo (60 dias após o plantio), observou-se que não houve uma relação entre a adição do MSPFe ao solo e os valores das variáveis relacionadas à capacidade fotossintética nas folhas amostradas estudadas neste trabalho com mamona, o que evidenciou pouco efeito do MSPFe adicionado ao solo sobre a capacidade fotossintética dos genótipos estudados.

Ainda, neste experimento com mamona, o acúmulo de ferro não mostrou fitotoxidez nas folhas (folhas com coloração bronzeada intensa e com manchas amarronzadas) das plantas expostas ao MSPFe aplicado no solo, mesmo em doses mais altas. Ou seja, a resposta fisiológica não foi alterada pelos níveis de Fe acumulados nos tecidos, mesmo chegando a ser expressivamente maior do que os valores requeridos para suprir as necessidades normais das plantas (Larcher, 2004).

6 – CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que, embora os dois genótipos IAC 2028 e IAC Guarani tenham reduzido a massa seca total em, aproximadamente, 5 g por planta, e o genótipo IAC Guarani tenha reduzido 2 folhas por planta, com a aplicação de MSPFe no solo, os teores elevados de Fe, encontrados nas folhas, não foram suficientes para causar comprometimentos na capacidade fotossintética e em outras características de crescimento e fisiológicas nos genótipos estudados neste trabalho. Esses resultados mostram que os genótipos estudados possuem uma excelente capacidade extratora do nutriente mineral Fe, o que os torna excelentes materiais para o cultivo em áreas com altas concentrações de MSPFe no solo (fitoremediação),

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accioly, A. M. A.; Siqueira, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: Novais, R. F.; Alvarez, V. H.; Schaefer, C. E. G. R. Tópicos em ciências do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do solo, 2000. V. 1. P. 299-352.
- Adamski, J. M. Respostas morfofisiológicas de *Ipomoea batatas* L. em função da concentração de ferro. Dissertação. Universidade Federal de Pelotas, Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal. 64p, 2011.
- Adamski, J. M.; Coelho, G. C. Biomass, Mineral accumulation, and calcium crystals in *Ipomoea batatas* (L.) Blume as a function of calcium carbonate Addition. *Journal of Plant Nutrition*, V.31, P.205–217, 2008
- Agrosoft Jornal Link <http://www.agrosoft.org.br/agropag/27351.htm>. acesso dia 27/04/2012
- Andrade, J. C. M.; Tavares, S. R. L. & Mahler, C. F., 2007, Fitorremediação, o uso de plantas na melhoria ambiental. São Paulo: Oficina de Textos. 176pp.

- Azevedo, D. M. P.; Lima, E. F.; Batista, F. A. S.; Lima, E. F. V. Manejo cultural. In: Azevedo, D. M. P.; Lima, E. F. (Ed.). O Agronegócio da mamona no Brasil. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2001. cap. 6, p.121-160
- Azevedo, D.M.P.; Gondim, T.M.S. Cultivo da mamona: clima e solo. http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Mamona/CultivodaMamona_2ed/climasolo.html (maio, 2012)
- Banzatto, N.V.; Canecchio Filho, V.; Savy Filho, A. Guarani: novo cultivar de mamoneira. Campinas: Instituto Agrônômico, 1977. 7p
- Barceló, J.; Poschenrieder C.H. Respuestas de las plantas a la contaminación por metales pesados. Suelo y Planta, Madrid, v. 2, p. 345-361, 1992.
- Beauvalet, C. S. Suscetibilidade do cultivo de arroz irrigado as condições múltiplas de estresse. Desbalanço de ferro e temperatura. Monografia. Universidade federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências. 34p.
- Beltrão, N.E.M.; Silva, L.C. Os múltiplos usos do óleo da mamoneira (*Ricinus communis* L.) e a importância do seu cultivo no Brasil. Fibras e Óleos, Campina Grande, n. 31, p. 7, 1999
- Benincasa, M.M.P. Análise de crescimento de plantas; noções básicas. Jaboticabal, FUNEP, 1988. 42p.
- Bento, F. M.; Camargo, F. A. O.; Okeke, B. Bioremediation of soil contaminated by diesel oil, Brazilian journal of microbiology. v. 34 , p. 65-68, 2003.
- Bergmann, H.; Engelhardt, D.; Martin, D.; Mengs, H.J.; Ono, D.; Ritcher, R.; Schoknecht; Wallnofer, P.R. Degradation of Pesticides, Dessiccation And Defoliation, Ach-Receptors A-Targets. Chemistry of plants protection. 2. Ed. Berlin: heidelberg, 1989, 115 P.

- Bitar, O, Y. Avaliação da recuperação de áreas degradadas para mineração Região Metropolitana de São Paulo. SP, 1997
- Boeger, M.R.; Alves, L.C.; Negrelle, R.R.B. Variações morfo-anatômicas dos folíolos de *Tapirira guianensis* em relação a diferentes estratos da floresta. *Biotemas*, Florianópolis, v. 11, n. 2, p. 27 – 38, 1998
- Bolhar-Nordenkampf, H.R., Long, S.P., Baker, N.R., Öquist, G., Schreiber, U., Lechner, G. (1989) Chlorophyll fluorescence as a probe of the photosynthetic competence of leaves in the field: a review of current instrumentation. *Functional Ecology*. 3:497-514.
- Bujokas, M. W. O impacto da poeira de cimento em *Schinus therebinthifolius* Raddi. Curitiba, 2001. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
- Bündchen, M. Respostas morfo-anatômicas e fisiológicas em folhas de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Araucariaceae) sujeitas à poluição urbana. Curitiba, 2001. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná.
- Campos, M.A.S.; Uchida, T. 2002. Influência do sombreamento no crescimento de mudas de três espécies amazônicas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 37(3): 281-288.
- Cetesb - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de atendimento a acidentes ambientais em postos e sistemas retalhistas de combustíveis 1984 a 2004. 2005. 23p. Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2005. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em 08/01/2011.
- Chasin, A. A. M; Paoliello, M. M. B.; *Ecotoxicologia do chumbo e seus compostos*. Série cadernos de referencias ambiental v.3. Neama. Salvador – Ba. 2001

- Chatterjee, C.; Gopal, R.; Dube, B. K. Impact of iron stress on biomass, yield, metabolism and quality of potato (*solanum tuberosum l.*). *Scientia Horticulturae*, v.108, p.1-6, 2006.
- Chekol, T.; Vough, L. R. & Chaney, R. L. (2004) - Phytoremediation of polychlorinated biphenylcontaminated soils: the rhizosphere effect. *Environment International*, v. 30, n. 6, p. 799-804.
- Clijsters, H.; Assche, V. F. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. *Photosynthesis Research*, Dordrecht, v. 7, p. 31-40, 1985.
- Connolly, E. L.; Guerinot, M. L. Iron stress in plants. *Genome biology*, v.2, p.1-4, 2002.
- Costa, C. M. Da.; Chaves, E. V. Atividade fitorremediadora da espécie *melissa officinalis* em solo contaminado por chumbo. Congresso norte-nordeste de pesquisa e inovação, Maceió - Alagoas 2010
- Coutinho, H. L. da C.; Oliveira, V. M. de; Manfio, G. P.; Rosado, A. S. Evaluating the microbial diversity of soil samples: nemathodological innovations. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, Rio de Janeiro. V 71, n 3, p. 491-503, 1999.
- Crathorne, B.; Dobbs, A. J.; Rees, Y. Chemical pollution of aquatic environment by priority pollutants and its control. In: Harrison, R. M. (Ed.) *Pollution causes, effects and control*. 3.ed. London: The Royal Society of Chemistry, 1996. Part. 1
- Cruz, J.L., Coelho, E.F., Pelacani, C.R., Coelho filho, M.A., Dias, A.T., dos Santos, M.T. (2004). Crescimento e partição de matéria seca e de carbono no mamoeiro em resposta à nutrição nitrogenada. *Bragantia* 63.(3):.351-361.
- Cunningham, S. D.; Anderson, T. A.; Schwab, A. P.; Hsu, F. C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *advance in agronomy*, New York, V. 56, P. 55-114, 1996.

- Cunningham, S. D.; Ow, D. W. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*, Washington, DC, v. 110, p. 715-719, 1996.
- Denef, K.; Six, J.; Bossuyt, H.; Frey, S.D.; Elliott, E.T.; Merckx, R.; Paustian, K. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biology Biochemistry*, v. 33, p.1599-1611, 2001.
- Epstein, M. *Nutrição mineral de plantas – princípios e perspectivas*. USP livros técnicos e científicos. São paulo, 1975
- Fang, W.C.; Wang, J.W.; Lin, C.C.; Kao, C.H. Iron Induction of Lipid Peroxidation And Effects On Antioxidative Enzyme Activies In Rice Leaves. *Plant Growth Regulation*, V.35, P.75-80, 2001.
- Genty, B.; Briantais, J.M.; Baker, N. The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching chlorophyll fluorescence. *Biochimica et Biophysica Acta*, v.990, p.87-92, 1989.
- Grantz D.A, Garnerb J.H.B, Johnson D.W. (2003) Ecological effects of particulate matter. *Environment International* 29: 213–239.
- Hänsch, R.; Mendel, R. R. Physiological Functions of Mineral Micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion In Plant Biology*, V.12, P.259-266, 2009.
- Jeong, J.; Connolly, E. L. Iron uptake mechanisms in plants: functions of the fro family of ferric reductases. *Plant science*, v.176, p.709-714, 2009.
- Jones, H.G. (1992) *Plants and microclimate. A quantitative approach to environmental plant physiology*.2. ed. Cambridge:Cambridge University Press

- Jucoski, G. O. Toxicidade de ferro e metabolism antioxidativo em *Eugênia uniflora* L. Viçosa, MG: UFV, 2011 92 p. tese (doutorado em fisiologia vegetal) – Universidade Federal de Viçosa. 2011
- Kampfenkel K, Montagu M.V, Inzé D. 1995. Effects of Iron Excess on *Nicotiana plumbagnifolia* Plants: Implications to Oxidative Stress. *Plant Physiology*, 107: 725-735.
- Khan, A.G.; Kuek, C.; Chaudhry, T.M.; Khoo, C.S.; Hayes, W.J. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. *Chemosphere*, v.21, p.197-207, 2000.
- Krause, G.H.; Weis, E. Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basics. *Annual Review Plant Physiology. Plant Molecular Biology*, v.42, p.313-349, 1991
- Kuki, K. N.; Oliva, M. A.; Pereira, E. G.; Costa, A. C.; Cambraia, J. (2008). Effects of simulated deposition of acid mist and iron ore particulate matter on photosynthesis and the generation of oxidative stress in *Schinus terebinthifolius* Radii and *Sophora tomentosa* L. *Science of the Total Environment*, v.403, p.207-214.
- Kuki, K. N.; Oliva, M; A.; Costa, A.C. (2009) The simulated effects of iron dust and acidity during the early stages of establishment of two coastal plants Species. *Water air soil pollution* 196: 287-295.
- Larcher, W.(2004) *Ecofisiologia Vegetal*. Rima Artes e Textos, São Carlos, 531p.
- Lima, A. M de; Avaliação do potencial fitorremediador da mamona (*Ricinus communis* L.) e girassol (*Helianthus annuus* L.) quanto à remoção de chumbo e tolueno em efluentes sintéticos. Teses apresentada ao programa de Pós graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2010.

- Lima, A. M De.; Melo, J. L. De S.; Melo; H.N. De S.; Carvalho, F. G. de. 2010. Avaliação Do Potencial Fitorremediador Da Mamona (*Ricinus communis L*) Utilizando Efluente Sintético Contendo Chumbo. *Holos*, Ano 26, Vol. 1
- Lopes A.S., Oliva M.A., Martinez C.A.. Impacto das imissões de dióxido de enxofre e deposição de material particulado de ferro em espécies vegetais de restinga: avaliação ecofisiológica. *In: Ecotoxicologia - Perspectivas para o século XXI*. Espíndola, E.L.G.; Paschoal, C.M.R.; Rocha, O.; Bohrer, M.B.C.; Oliveira Neto, A.L. (eds), RiMa Artes e Textos, São Carlos, p 53-71, 2000.
- Marschner, H. Mineral nutrition of higher plants. 2^o ed. London. Ed. Academic Press, 1995. 889p
- Medeiros, J.D.; Stefani, M.R. Anatomia ecológica de la hoja de olandi *Calophyllum brasiliense* Camb. (Cusiaceae). *Biotemas*, Florianópolis, v. 10, p. 77 - 96, 1997.
- Menezes N. L.; Silva D. C.; Pinna G. F. M. Folha. *In: Paoll, A. et al. Anatomia Vegetal*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2003.
- Meziani, D.; Shipley, B. Interacting determinants of specific leaf area in 22 herbaceous species: effects of irradiance and nutrient availability. *Plant, Cell and Environment*, Oxford, v. 22, p. 447-459, 1999.
- Missio E. L.; Nicoloso, F. T. Distúrbios nutricionais induzidos pela adubação de fósforo e ferro em plantas jovens de grápia (*apuleia leiocarpa*). *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 15, n. 4, p. 377-389, 2005
- Moreira, F. M. S.; Siqueira, J. O. *Microbiologia e Bioquímica do Solo*. Lavras: Ed. UFLA, 2002

- Mulchi, C.L.; Adamu, C.A.; Bell, P.F.; Chaney, R.L. 1991. Residual heavy metal concentrations in sludge-amended coastal plain soils: I. Comparison of extractants. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 22: 919-941.
- Neves, Nr, Oliva Ma, Centeno, Dc, Costa Ac, Ribas, Rf, Pereira Eg. (2009) Photosynthesis and oxidative stress in the restinga plant species *Eugenia uniflora* L. exposed to simulated acid rain and iron ore dust deposition: Potential use in environmental risk assessment. *Science of Total Environment* 407:3740-3745.
- Nóbrega, M.B. de M.; Andrade, F.P. de; Santos, J.W. dos; Leite, E.J.. In: Azevedo, D.M.P. de; Lima, E.F. (Ed.). *O Agronegócio Da Mamona No Brasil*. Campina Grande: Embrapa Algodão; Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2001. P.257-281.
- Oliveira, C. R. M.; Oliva, M. A.; E Pereira, E. G. Efeito do Material particulado de Ferro no Teor de Pigmentos de *Schinus terebinthifolius* Raddi. *Revista brasileira de Biociências*, Porto Alegre, v. 5, supl. 2, p. 681-683, jul. 2007
- Ovsiany, R.. Testes fisiológicos para validação da mamona como uma planta fitorremediadora. 2007. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Ciências Biológicas) - Faculdade Assis.
- Pereira, E.G. Efeitos fisiológicos e bioquímicos causados pela deposição de ferro particulado em *Clusia Hilariana*, uma espécie de restinga. Tese – Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Vegetal. Universidade Federal de Viçosa – UVF – Viçosa .66p, 2006.
- Petrobras. Características do óleo diesel. Disponível em: <http://www.br.com.br/wps/portal!/ut/p/c0/04_sb8k8xllm9msszpy8xbz9cp0os3hlf0n_p293qwn_gwa3aynzby8f42bfawndq_2cbedfao4wqvq!/?pc_7_9o1onkg100hg002nmd9Int10g7_wcm_context=/wps/wcm/connect/portal%20de%20

conteudo/produtos/automotivos/oleo+diesel/caracteristica+do+oleo>. Acesso em: Dez. 2010.

Ponnamperuma, F.N. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, New York, v. 24, p. 29-96, 1972.

Popova, G. M.; Moshkin, V. A. Botanical classification. In: Moshkin, V. A. (Ed.). *Castor*. New Delhi: Amerind. 1986. p. 11-27.

Ramos, M. J. M.; Monnerat, P.H.; Carvalho, A.J.C. de; Pinto, J.L.A.; Silva, J.A. da. Sintomas visuais de macronutrientes e de boro em abacaxizeiro 'imperial'; *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal, v. 31, n. 1, p. 252-256, 2009.

Ramos, N.P.; Amorim, E.P.; Savy Filho, A. Potencial da cultura da mamona como fonte de matéria-prima para o programa nacional de produção e uso de biodiesel. In: Câmara, G.M.S.; Heiffig, L.S. (Coords.). *Agronegócio de plantas oleaginosas: matérias-primas para biodiesel*. Piracicaba: Esalq, p.81-104, 2006.

Ramos, K.M.O., Felfil, J.M., Fagg, C.W., Sousa-Silva, J.C., Franco, A.C., 2004. Desenvolvimento inicial e repartição de biomassa de *Amburana cearensis* (Allemão) A.C. Smith, em diferentes condições de sombreamento. *Acta bot. Brás.* V.18 n.2 p. 351-358.

Raschke, K. 1979. Movements using turgor mechanisms: Movements of stomata. In: Haupt, W.; Feinleib, M.E. (Ed.). *Encyclopedia of plant physiology*. Springer-Verlag, Berlin. 7: 383-441

Rodrigues, S.D. Análise de crescimento de plantas de soja (*Glycine max* (L.) Merrill) submetidas à carências nutricionais. Rio Claro, 1982. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista Prof. Júlio de Mesquita Filho

- Rosa, S. G. Avaliação do Potencial de Espécies Vegetais na Fitorremediação de Solos Contaminados por Petróleo, 2006. xiii, 144 p. FEN/UERJ, Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental.
- Rosenfield, M. F.; Azzolini M.; Porto, M. L. E Rodrigues, G. G. Influência dos resíduos carboníferos na decomposição de *Ricinus communis* L. Nota científica, Revista Brasileira de Biociências, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 690-692, jul. 2007
- Salomons, W. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. J. Geochem. Explor., 52:5-23, 1995
- Sánchez, L.E. Projetos de recuperação: usos futuros e a relação com a comunidade. In: I encontro de mineração no município de São Paulo. São Paulo: secretaria das administrações regionais da prefeitura do municipal de São Paulo, 1994. P. 53-73.
- Santos, T.C.; Oliveira, M.L.F; Alexandre, J.R.; Souza, S.B.; Eutrópio, F.J. E Ramos, A.C. Crescimento inicial de aroeira (*Schinus terebinthifolius Raddi*) e Tomate transgênico AVP10X (*Solanum Lycopersicum L.*) sob diferentes níveis de ferro). Revista Natureza *on line* 9 (3) : 152-156, 2011.
- Savy Filho, A. Mamona: Tecnologia agrícola. Campinas: emopi, 2005. 105p.
- Savy Filho, A.; Amorim, E.P.; Ramos, N.P.; Martins, A.L.M.; Cavichioli, J.C. IAC-2028: nova cultivar de mamona. Pesq. agropec. bras., Brasília, v.42, n.3, p.449-452, mar. 2007
- Savy Filho, A.; Banzatto, N.V. Mamona. In: Furlani, A.M.C.; Viégas, G.P. (Ed.). O melhoramento de plantas no Instituto Agronômico. Campinas: IAC, 1993. p.315-353
- Schmidt, W. Iron solutions: acquisition strategies and signaling pathways in plants. Trends in plant science, v.8, p.188-193, 2003.

- Schultz, A. R. Botânica sistemática. Rio de Janeiro: Globo, 1963. 427 p
- Scramin, S.; Skorupa, L. A.; Melo, I. S. Utilização de plantas na remediação de solos contaminados por herbicidas – levantamento da flora existente em áreas de cultivo de cana-de-açúcar. In: MELO, J. S. et al. (Ed.) Biodegradação. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 369-371.
- Sengupta, M. Environmental impacts of mining: monitoring, restoration, and control. Boca raton: lewis, 1993. 494 p.
- Shi, G.; Cai, Q. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotechnology Advances*, v. 27, p.555-561, 2009
- Silva L.C.D., Oliva M.A., Azevedo A.A., Araújo J.M., (2006) Responses of restinga plant species to pollution from an iron pelletization factory. *Water Air Soil Pollut* 17: 241–56.
- Silva, L.C. da. Avaliações bioquímicas, fisiológicas e anatômicas dos efeitos de poluentes atmosféricos sobre espécies vegetais de restinga. Tese doutorado Programa em Pós-Graduação em Produção Vegetal. Universidade Federal de Viçosa 109 p. 2003.
- Sinhá S, Gupta M, Chandra P. 1997. Oxidative stress induced by iron in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle: response of antioxidants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 38: 286- 291.
- Skladany, G. J.; Metting Jr., F. B. (1993). Biorremediation of contaminated soil. P. 483-513, In: Metting Jr, F. B. (ed) *Soil Microbial Ecology. Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, Inc New York. 646 p
- Smirnoff, N. The role of active oxygen in the response of plants to water deficit and desiccation. *New phytologist*, v.125, n.1, p.27-58, 1993.

- Soares, C.; Accioly A.; Marques T.; Siqueira J.; Moreira F.; Acúmulo e distribuição de metais pesados nas raízes, caule e folhas de mudas de árvores em solo contaminado por rejeitos de indústria e zinco. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, Londrina, v. 13, p. 302-315, 2001.
- Strasser, B. J.; Strasser, R. J. Measuring fast fluorescence transients to address environmental questions: The JIP-test. In: Mathis P (ed) *Photosynthesis: From Light to Biosphere*, Vol V, pKluwer Academic Publishers, Dordrecht, p. 977– 980, 1995.
- Strasser, R.J., Srivastava, A., Tsimilli-Michael, M. The fluorescence transient as a tool to characterize and screen photosynthetic samples. In: Yunus, M., Pathre, U., Mohanty, P. (eds), *Probing photosynthesis: Mechanism, Regulation and Adaptation*. Taylor e Francis, London, p.443-480, 2000.
- Strasser, R.J.; Srivastava, A.; Tsimilli-Michael, M. Analysis of fluorescence transient, in: G. Papageogiou, Govindjee (Eds.), *Chlorophyll Fluorescence: a Signature of Photosynthesis*, *Advances in Photosynthesis and Respiration*, v. 19, Springer, 818 Dordrecht, p.321-362, 2004.
- Taiz, L.; Zeiger, E. *Fisiologia Vegetal*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848 p.
- United States Environmental Protection Agency - USEPA. *In Situ Treatment Technologies for Contaminated Soil*. Engineering Forum Issue Paper. 35 p. 2006. Disponível em: <www.epa.gov/tio/tsp>. Acesso em: 02 de janeiro de 2011
- Vidal, W. N.; Vidal, M. R. R. *Fitossistemática: famílias de angiospermas*. Viçosa: UFV 1980. 59 p
- Zeitouni, C. F. Eficiência de espécies vegetais como fitoextratoras de cádmio, chumbo, cobre, níquel e zinco de um latossolo vermelho amarelo distrófico. 2003. 103 f. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, 2003.

Zhang, E., Robinson, E.L., Stiening, R.F., Horne, K. 1995, ApJ 454, 447-462

Zheljazkov, D. V.; Nielsen E. N. Studies on the effect of heavy metals (Cd,Pb, Cu, Zn and Fe) upon the growth, productivity and quality of lavender (*Lavandula angustifolia* Mill.) Journal of Essential Oil Research, Carol Stream, v. 8, p. 259–274, 1996.