

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Programa de Pós-Graduação em Agronomia
Área de Concentração: Solos



Dissertação

Manejo da irrigação por alagamento e a toxidez por ferro no arroz cultivado em casa de vegetação

Fábiana Schmidt

Pelotas, 2009.

FÁBIANA SCHMIDT

**MANEJO DA IRRIGAÇÃO POR ALAGAMENTO E A TOXIDEZ POR FERRO NO
ARROZ CULTIVADO EM CASA DE VEGETAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia – área de concentração em Solos da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciência.

Orientador: Professor Dr. Rogério Oliveira de Sousa

Co-orientador (es): Professor Dr. Ledemar Carlos Vahl
Dr. Walkyria Bueno Scivittaro

Pelotas, 2009.

Banca examinadora

Prof. Dr. Rogério Oliveira de Sousa (Presidente)
Orientador - PPGA - Solos

Prof^a. Dr^a. Flavia Fontana Fernandes
UFPEl - Departamento de Solos

Prof. Dr. Leandro Souza da Silva
UFSM - Departamento de Solos

Prof.Dr. Antônio Costa de Oliveira
UFPEl - Departamento de Fitotecnia

Dedico este trabalho a pessoas especiais e fundamentais em minha vida...

Meus pais Antônio (in memoriam) e Valéria Schmidt,

Minha irmã Débora,

Minha vó de coração, Carlota Lozano.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, por me iluminar e permitir alcançar mais esta vitória.

Ao professor Dr. Rogério Oliveira de Sousa pela orientação, confiança e sincera amizade, pelos conhecimentos transmitidos e pelo exemplo profissional.

Ao professor Ledemar Carlos Vahl pelo auxílio e sugestões na elaboração desta dissertação.

A todos os professores do Curso de Pós-Graduação dos Solos, pelos ensinamentos que contribuíram para minha formação e engrandecimento profissional.

À doutora Walkyria Bueno Scivitarro e a Embrapa Clima Temperado pela concessão da área para a coleta do solo utilizado no experimento.

A todos os colegas do Departamento de Solos pelos momentos de descontração, amizade e troca de experiências.

Aos amigos e colegas de trabalho: Magali de Ávila Fortes, Jonas Wesz, Gerson Lübke Buss e Roberto Carlos Doring Wolter, pelo convívio, ajuda na condução dos experimentos e pela amizade sincera.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela concessão da bolsa e pelo apoio financeiro para execução do projeto.

RESUMO

SCHMIDT, FABIANA. **Manejo da irrigação por alagamento e a toxidez por ferro no arroz cultivado em casa de vegetação**. 2009. 86f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Solos. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

A toxidez por ferro é um dos mais importantes estresses abióticos que limitam a produção de arroz em sistemas alagados. O alagamento do solo restringe as trocas gasosas com a atmosfera, e condiciona ambientes com características de redução. O maior ou menor estado de oxirredução do solo é condicionado pela atividade dos microrganismos anaeróbios, que é afetada pelo manejo da água. Com o objetivo de avaliar o efeito de manejos de água na dinâmica do ferro e no desenvolvimento de toxidez de ferro em arroz irrigado em um Planossolo Háplico alagado foi instalado um experimento em casa de vegetação, em blocos casualizados com quatro repetições, onde foram testados os seguintes tratamentos: 1. início do alagamento no estágio V2-V3 (condição 1); 2. início do alagamento no estágio V6-V7 (condição 2); 3. Condição 1 e drenagem no estágio V10-V11; 4. Condição 2 e drenagem no estágio V10-V11 e 5. Condição 1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11. Foram realizadas coletas semanais da solução do solo aos 17, 24, 31, 41, 48, 55, 63 e 70 dias após a emergência das plantas de arroz. Na solução do solo foram avaliados Eh, pH, e as concentrações de Fe, Mn, Ca, Mg, P e K. Nas plantas de arroz foram avaliadas a massa seca da parte aérea e os teores dos nutrientes: N, K, P, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu e Zn aos 42 e 70 dias após a emergência. Aos 50, 60 e 70 dias após a emergência avaliou-se a presença de sintomas de toxidez de ferro na planta. Os dados obtidos foram submetidos à análise da variância, Teste de Duncan a 5% de probabilidade e análise de correlação entre os indicadores de interesse avaliados. O retardamento do início do período de alagamento para o estágio V6-V7 do arroz manteve os valores do potencial redox da solução mais elevados promovendo menor disponibilidade de Fe na solução do solo e deslocou o pico de liberação do Fe para estádios mais tardios da planta. A realização de drenagens ao longo do ciclo da cultura promoveu a reoxidação do solo que refletiu no aumento dos valores do potencial redox e na redução da concentração de Fe na solução do solo devido à oxidação de grande parte dos compostos de ferro que se encontravam sob forma reduzida. O uso destes procedimentos durante o manejo da água foi eficiente na promoção dos menores teores de ferro na parte aérea tanto no estágio V10-V11 como na fase de diferenciação da panícula e também na redução do percentual de sintomas de toxidez de ferro nas folhas e no retardamento do aparecimento destes sintomas para fases mais tardias da cultura. A realização de duas drenagens ao longo do ciclo do arroz proporcionou a maior produção de massa seca na parte aérea na fase de diferenciação da panícula. As concentrações mais elevadas de Fe na solução se correlacionaram com os maiores incrementos nos teores de Fe na parte aérea, maior percentual de folhas atingidas com sintomas de toxidez e na diminuição da massa seca da parte aérea das plantas. Os teores de Fe na planta se correlacionaram com a presença de sintomas de toxidez de Fe nas folhas somente aos 41 dias e não se correlacionaram com a produção de massa seca da parte aérea. No estágio de diferenciação da panícula o aumento no percentual de folhas com sintomas de toxidez de ferro se correlacionou com reduções na produção de massa seca da parte aérea.

Palavras-chave: Arroz. Solos alagados. Toxidez. Ferro.

ABSTRACT

SCHMIDT, FABIANA. **Flooding management and iron toxicity on rice cultivated in greenhouse**. 2009. 86f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia/Solos. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas.

Iron toxicity is one of the most important abiotic stresses limiting rice production in lowland systems. Soil flooding affects the gas exchange processes with the atmosphere promoting oxi-reduction conditions in rice fields. The oxi-reduction state of the soil is influenced by anaerobic microorganism activities, which is affected by water management. With the objective of evaluating the effect of different water management systems on iron reduction dynamics in flooded Albaqualf Soil and to iron toxicity symptoms in irrigated rice plants. The experiment was performed in the greenhouse using a randomized complete block design with four replications. The water management treatments were: 1. Beginning of flooding in the stage V2-V3 (Condition 1); 2. Beginning of flooding in the stage V6-V7 (Condition 2); 3. Condition 1 and drainage in the stage V10-V11; 4. Condition 2 and drainage in the stage V10-V11 and 5. Condition 1 and drainages in the stage V8-V9 and V10-V11. Was sampled the soil solution weekly at 17, 24, 31, 41, 48, 55, 63 and 70 days after the emergence of the rice plants. In the soil solution the Eh, pH, and the concentration of Fe, Mn, Ca, Mg, P and K were evaluated. In the rice plants the shoot dry matter and the concentrations of the following nutrients: N, K, P, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu and Zn, at 42 and 70 days after the emergence were evaluated. Iron toxicity symptoms were assessed at 50, 60 and 70 days after the emergence of the rice plants. The results were subjected to analysis of variance, Duncan's Test at 5% probability and correlation analysis. The delay of the start of the water flooding to stage V6-V7 kept the redox potential of soil solution higher what promoted less Fe available and moved the iron release peak to later stages of plant growth. Drainages during the rice growth cycle promoted soil re-oxidation leading to an increase of redox values due to the decrease of Fe concentration in the soil solution as consequence of oxidation of Fe compounds previously reduced in the flooded soil. This water management procedure was effective in promoting lower shoot Fe levels at V10-V11 stage as well as at maturity stages. Also, it attenuated the toxicity symptoms and/or delayed its occurrence to later stages. Two drainage events during the rice growth cycle produced the highest shoot dry matter yield at plant maturity. Highest Fe in soil solution was correlated with higher increases in Fe concentrations in shoot, higher percentage of leaves showing iron toxicity symptoms and decrease of rice shoot dry matter. The Fe concentrations in the rice plants were correlated with leaf iron toxicity symptoms only at 41 days and were not correlated with shoot dry matter yield. At rice maturity stage the increase in percentage of leaves showing iron toxicity symptoms was correlated with shoot dry matter yield decreases.

Keywords: Rice. Flooded soil. Toxicity. Iron.

Lista de Figuras

Figura 1	Relação entre o Eh (a) e o pH (b) e os teores de Fe na solução do solo. * Nível de significância 1 %.	46
Figura 2	Relação entre o teor de Fe na planta (mmol kg^{-1}) e a concentração de Fe na solução do solo (mmol L^{-1}), aos 42 dias (a) e aos 70 dias (b) após a emergência. ** Nível de significância 5 %.....	48
Figura 3	Relação entre concentração de Fe na solução do solo (mmol L^{-1}), aos 42 dias (a) e aos 70 dias (b) após a emergência e do teor de ferro nas plantas aos 42 dias (c) e aos 70 dias (d) após a emergência com os teores de Mn na planta.*Nível de significância 1 %. ** Nível de significância 5 %.....	49
Figura 4	Presença de sintomas de toxidez por ferro em arroz aos 41 dias após a emergência no T1.....	53
Figura 5	Relação entre % de sintomas com as concentrações de Fe (a,b) e o índice $\text{Fe}/\text{Fe}+\text{Mn}+\text{Ca}+\text{Mg}$ (c,d) na solução e com o teor de Fe (e,f) e o índice $\text{Fe}/\text{Fe}+\text{Mn}+\text{Ca}+\text{Mg}$ (g,h) na planta.**Nível de significância 5 %.....	56
Figura 6	Relação da massa seca da parte aérea e do percentual de folhas com sintomas de toxidez por ferro aos 70 dias após a emergência do arroz. *Nível de significância 1%.....	58
Figura 7	Relação entre a massa seca da parte aérea com a concentração de Fe na solução do solo aos 42 dias (a) e aos 70 dias (b) e com os teores de Fe na parte aérea aos 42 (c) e 70 (d) dias após a emergência do arroz. **Nível de significância 5%.....	59

Lista de Tabelas

Tabela 1	Teores de ferro, material de origem e localização de alguns solos utilizados com a cultura do arroz irrigado.....	15
Tabela 2	Caracterização química e física do Planossolo Háplico utilizado no experimento.....	33
Tabela 3	Frações de ferro amorfo (Fe_o pH 3,0 e 6,0), ferro livre (Fe_d), teor de Fe^{+2} trocável e a saturação da CTC com Fe^{+2} ($PSFe^{+2}$) no solo.....	34
Tabela 4	Valores de Eh e pH da solução de um Planossolo alagado em função de manejos da água e dos dias após a emergência do arroz.....	39
Tabela 5	Concentração de Fe e Mn na solução de um Planossolo alagado em função de manejos de manejos de água e dos dias após a emergência do arroz.....	41
Tabela 6	Concentração de Ca, Mg, K, P na solução de um Planossolo alagado em função de manejos de água e dos dias após a emergência do arroz.....	44
Tabela 7	Teores de Fe e Mn ($mg\ kg^{-1}$) na parte aérea do arroz aos 42 dias (1 ^o coleta) e aos 70 dias (2 ^o coleta) após a emergência do arroz.....	47
Tabela 8	Teores de N, P, K, Ca e Mg ($g\ kg^{-1}$) na parte aérea do arroz aos 42 dias e aos 70 dias após a emergência do arroz em em função de manejos da água.....	50
Tabela 9	Teores de Zn e Cu ($mg\ kg^{-1}$) na parte aérea do arroz aos 42 dias (1 ^o coleta) e aos 70 dias (2 ^o coleta) após a emergência do arroz em em função de manejos da água.....	51
Tabela 10	Percentual de folhas atingidas por sintomas de toxidez de ferro aos 50, 60 e 70 dias após a emergência do arroz.....	54
Tabela 11	Massa seca da parte aérea do arroz coletada aos 42 (1 ^a coleta) e aos 70 (2 ^a coleta) dias após a emergência, em função de manejos da água.....	57

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	12
2.1 O ferro no solo.....	12
2.2 O ferro nos solos hidromórficos do Rio Grande do Sul.....	14
2.3 O ferro em ambientes alagados.....	15
2.4 Características do solo associadas à toxidez por ferro em arroz irrigado.....	17
2.5 O ferro na planta.....	18
2.5.1 Absorção e transporte do ferro	18
2.5.3 Sintomatologia da toxidez de ferro.....	19
2.5.4 Mecanismos da toxidez de ferro.....	21
2.5.5 Estratégias das plantas de arroz para lidar com a toxidez por ferro.....	23
2.6 Manejo da água no controle da toxidez de ferro.....	29
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	33
3.1 Coleta, preparo do solo e caracterização química.....	33
3.2 Delineamento experimental e descrição de tratamentos.....	34
3.3 Condução do experimento em casa de vegetação.....	35
3.4 Coleta da solução do solo e indicadores avaliados.....	36
3.5 Coleta de plantas e análises de tecido vegetal.....	38
3.6 Avaliação dos sintomas de toxidez.....	38
3.7 Análises estatísticas.....	38
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
6. CONCLUSÕES	61
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	62
8. APÊNDICES.....	72

1. INTRODUÇÃO

O arroz irrigado é cultivado em aproximadamente 128 milhões de hectares de terras irrigadas ou com drenagem deficiente. Destes, mais de 100 milhões de hectares apresentam algum tipo de restrição nutricional para o arroz, relacionada à deficiência ou toxidez (MACLEAN et al., 2002). A toxidez por ferro é um dos mais importantes estresses abióticos que limitam a produção de arroz em sistemas alagados (DOBERMANN & FAIRHURST, 2000), causando reduções de 12 à 100% na produção do arroz, dependendo da intensidade do estresse e da tolerância das cultivares de arroz (SAHRAWAT et al., 1996; SAHRAWAT, 2004).

A toxidez por ferro em arroz irrigado é um distúrbio nutricional que ocorre em lavouras de diversos países, principalmente na Ásia, África e América do Sul. No Brasil já foi constatada nos estados do Rio Grande do Sul (RS) e Santa Catarina (SC) que são os principais estados produtores de arroz irrigado. Nesses estados, a toxidez por ferro era raramente observada até fins da década de setenta, quando predominavam cultivares do tipo tradicional e intermediário, com o surgimento de novas cultivares, no início da década de oitenta, os produtores, pesquisadores e extensionistas começaram a observar os sintomas de toxidez com maior frequência e intensidade pois as variedades modernas, apesar de mais produtivas, são mais sensíveis ao problema (SOUSA, 1991).

O sistema de alagamento altera o equilíbrio dos elementos e compostos no solo, desencadeando uma série de transformações, que fazem com que o comportamento desses solos seja completamente diferente do observado em ambientes bem drenados. O alagamento do solo restringe as trocas gasosas com a atmosfera e impede a renovação do oxigênio que é rapidamente consumido pelos microrganismos presentes no solo. A ausência do oxigênio faz com que o metabolismo anaeróbio seja estabelecido no solo alagado. A decomposição anaeróbia da matéria orgânica utiliza compostos oxidados do solo diferentes do oxigênio, como receptores finais de elétrons, transformando-os em suas formas reduzidas. Dentre esses compostos, o ferro trivalente (Fe^{3+}) é destaque como o principal elemento a ser reduzido no solo alagado, pelas grandes quantidades normalmente presentes e pelos efeitos que sua redução causa no solo e nas plantas (SOUSA et al., 2006).

Embora a redução do ferro Fe^{3+} para Fe^{2+} e o conseqüente aumento da concentração desse elemento na solução do solo seja benéfico para o arroz, sob determinadas situações, o ferro pode atingir níveis tóxicos, prejudicando as plantas. A cinética de liberação do ferro para a solução do solo é muito rápida, e concentrações máximas de ferro podem ocorrer em poucas semanas de alagamento.

O maior ou menor estado de oxirredução do solo, que interfere na redução do ferro, é condicionado pela atividade de microrganismos anaeróbios, que, por sua vez, é influenciada pelo manejo da água. O alagamento contínuo aumenta as condições de anaerobiose o que favorece a liberação de maior concentração de ferro para a solução do solo. A entrada da água muito precoce na lavoura antecipa os picos de liberação do ferro fazendo com que, em muitos casos, estes coincidam com o final do perfilhamento que é a fase de desenvolvimento do arroz mais sensível a toxidez (SOUSA et al., 2004). Assim, o sistema de irrigação do arroz predominante no Rio Grande do Sul que é o alagamento com lâmina de água contínua favorece o desenvolvimento de toxidez por ferro.

Um manejo de água diferenciado pode diminuir a solubilidade do ferro e impedir que altas concentrações do elemento coincidam com as fases em que o arroz é mais sensível. Retardar o início do período de alagamento, drenar a lavoura antes dos estádios de desenvolvimento em que o arroz é mais sensível à toxidez e manejar a lavoura com irrigação intermitente, são algumas práticas descritas na literatura como eficientes para reduzir a toxidez por ferro (SOUSA et al., 2004).

Nesse contexto, a condução de experimentos que permitam avaliar o efeito de diferentes manejos de água na dinâmica do ferro em solos alagados e no desenvolvimento de toxidez por ferro em arroz irrigado faz-se necessária, de maneira que se possa estabelecer um manejo de água diferenciado para áreas com problemas de toxidez por ferro visando minimizar os efeitos deste distúrbio sobre as plantas de arroz. Em função disso, foi realizado o estudo, com o objetivo geral de avaliar o efeito do manejo da água na manifestação da toxidez por ferro em arroz irrigado.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 O ferro no solo

O ferro é um dos elementos mais abundantes da crosta terrestre, compreendendo 4,6% de rochas ígneas e 4,4% de rochas sedimentares (MOREL & HERING, 1993). As concentrações típicas de ferro no solo estendem-se de 0,2% à 55% (20.000 à 550.000 mg kg⁻¹), podendo variar significativamente com a localização das áreas, com o tipo de solo e presença de outras fontes (BODEK et al., 1988).

O ferro pode ocorrer no solo na forma divalente (íon ferroso ou Fe²⁺) ou trivalente (íon férrico ou Fe³⁺). As reações do ferro são largamente dependentes do pH-Eh do ambiente do sistema e do estágio de oxidação dos componentes de ferro envolvidos.

A solubilização ou a precipitação do ferro no solo depende basicamente do Eh (potencial redox) e do pH. O potencial redox é a medida da intensidade de redução do solo e determina a forma como o ferro está presente, se oxidado (Fe³⁺) ou reduzido (Fe²⁺). Baixos valores de Eh proporcionam condições para que o ferro apresente-se na forma reduzida de alta solubilidade. Eh alto condiciona a presença de ferro oxidado, muito insolúvel, favorecendo a precipitação de compostos de ferro (Fe³⁺). Em relação ao pH, verifica-se que solos com pH ácido o ferro apresenta-se mais solúvel, e o aumento do pH do solo favorece a precipitação do ferro como hidróxido.

O ferro nos minerais primários ocorre principalmente como silicatos ferromagnesianos (LINDSAY, 1979). Durante o processo de intemperismo, esses minerais se decompõem, liberando ferro para o solo onde este se precipita na forma de óxidos e hidróxidos. O ferro é precipitado nessas formas devido à alta afinidade do cátion Fe³⁺ com o ligante OH⁻ e à rápida polimerização que ocorre após a hidrólise, formando compostos de baixa solubilidade nos valores normais de pH do solo. A reação inversa de solubilização é termodinamicamente desfavorável, o que explica a baixa solubilidade do ferro em solos sob condições de aeração (SCHWERTMANN & TAYLOR, 1989)

Segundo Kämpf (1988), os minerais que contêm ferro no solo com maior frequência são a hematita, a goethita, a lepidocrocita e o óxido férrico hidratado.

Destes, o último é o mais estável na natureza. No entanto em solos que sofrem reversíveis ciclos de oxi-redução, o hidróxido férrico pode ser a forma de ferro trivalente predominante. Por causa da sua grande reatividade, essa é a principal espécie sólida envolvida no equilíbrio redox em solos alagados (PONNAMPERUMA et al., 1967).

A solubilidade do Fe^{3+} é usualmente controlada por muitos óxidos solúveis. Precipitados amorfos de magnetita ou siderita recém-formados são os óxidos de Fe^{3+} mais solúveis e geralmente controlam a atividade de Fe^{3+} e a disponibilidade de Fe^{2+} nos solos, dependendo do potencial redox e CO_2 (BODEK et al., 1988). Sob condições oxidadas onde o $\text{pe} + \text{pH} > 11,5$, o $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (que é uma forma intermediária na solubilização de hidróxidos amorfos e óxidos cristalinos) controla a solubilidade do ferro. Em valores de $\text{pe} + \text{pH}$ abaixo de 11,5, a magnetita (Fe_3O_4) é a fase estável, porém formas de siderita (FeCO_3) podem ocorrer quando o $\text{pe} + \text{pH}$ estiver abaixo de 8. Óxidos de ferro menos solúveis, como a goethita, podem controlar a solubilidade do ferro em sistemas com pH abaixo de 6 e com maior estabilidade redox. A solubilidade do $\text{Fe}(\text{OH})_3$ amorfo é 3,6 vezes maior que a da goethita (SCHWAB & LINDSAY, 1983).

Em vários solos, especialmente sob condições de pH baixo, os óxidos de ferro podem precipitar na superfície de argilominerais formando revestimentos ou camadas que, após formadas, tornam-se estáveis em pHs mais elevados. Estes revestimentos apresentam consistência de gel, podendo deslizar quando umedecidos ou molhados, unindo e transformando poros, e reunindo partículas primárias dentro dos agregados. Estes revestimentos com o tempo se transformam em formas cristalinas (DRAGUN, 1988).

A formação de óxidos de ferro também é afetada pela matéria orgânica e bactérias. As bactérias podem ser mediadoras na conversão entre os principais estados de valência do ferro. Os gêneros de bactérias mais comuns que oxidam o Fe^{2+} à Fe^{3+} , incorporando parte da energia liberada do seu metabolismo são *Ferrobacillus*, *Crenothrix*, *Lepthrix* e *Gallionella* (BODEK et al. 1988). Bactérias anaeróbias facultativas, como a *Geobacter*, *Pseudomonas*, *Clostridium* e *Bacillus* sp., promovem a redução e mobilização dos óxidos de ferro (MUNCH & OTTOW, 1980; TROLLDENIER, 1988). Há a hipótese de que alguns fungos também possuam a capacidade enzimática de reduzir os óxidos de ferro (SCHWERTMANN, 1985). Estes microrganismos utilizam o ferro oxidado como uma alternativa de acceptor de

elétrons para a respiração que requer energia rica de elétrons doadores, a abundância de microrganismos redutores de ferro ocorre tanto na rizosfera como no volume do solo (BENCKINSER et al., 1983).

A distribuição do ferro extraível no solo depende da presença de matéria orgânica. O ferro forma quelatos metálicos com a matéria orgânica e, além disso, a matéria orgânica no solo tem um importante papel na mobilização de cátions como o K, Ca, Mg, Al e Mn, que influenciam na capacidade de troca da fração ferro $[Fe/(Ca+Mg+Fe+Mn+Al)]$, sendo que esta tem sido analisada para explicar a toxidez por ferro. Solos húmicos e ácidos adsorvem fortemente ou complexam o ferro a $pH > 3$. Outros constituintes do solo que adsorvem o Fe^{3+} são os óxidos cristalinos, minerais de argila e óxidos hidratados de ferro e manganês.

2.2 Ferro nos solos hidromórficos do Rio Grande do Sul

Os teores de ferro no solo são dependentes da ocorrência do elemento no material de origem. Existe uma variedade muito grande de rochas que deram origem aos solos de várzea utilizados com a cultura do arroz irrigado no Estado do Rio Grande do Sul. Os solos da região da Fronteira Oeste são originados predominantemente de basalto e sedimentos de basalto; na Campanha e Depressão Central são originados de arenitos, de siltitos, de argilitos e de folhelhos; e na região Litoral Sul de sedimentos de granito. Os minerais presentes nas rochas diferem nas suas concentrações de ferro. O basalto é rico em ferro, pois apresenta os minerais piroxênio e olivina, que possuem ferro em sua estrutura em concentrações médias de 4,4%. O granito é pobre em ferro, uma vez que os principais constituintes desta rocha (quartzo, feldspato e mica) não possuem ferro apresentando concentrações médias de 0,38% do elemento. Em relação às rochas sedimentares, algumas podem ser ricas em ferro, 4,0% de Fe, como os folhelhos, cujos os minerais constituintes são quartzo e argilominerais, e outras pobres, 0,29% de Fe, como o arenito que apresenta como constituintes quartzo e acessórios (BONHEN, 2000 e ERNST, 1996).

Brasil (1973) e Dias (1991) analisaram os teores de ferro total (Fe_t), ferro ditionito (Fe_d) e ferro oxalato (Fe_o) de alguns solos utilizados com a cultura de arroz irrigado no Rio Grande do Sul (Tabela1).

Tabela 1. Teores de ferro, material de origem e localização de alguns solos utilizados com a cultura do arroz irrigado.

Solo	Material de origem	Localização	Ferro (%)		
			Fe _t	Fe _d	Fe _o
Chernossolo	Sedimentos lacustres	Santa Vitória	0,35	0,10	0,04
Planossolo	Sedimentos de granito	Pelotas	0,63	0,29	0,16
Vertissolo	Folhelhos	Bagé	5,20	-	-
Vertissolo	Basalto	Uruguaiana	3,59	0,77	0,26
Plintossolo	Basalto	Alegrete	5,19	3,63	0,82

Fonte: Brasil (1973); Dias (1991).

A distribuição dos materiais de origem dos solos hidromórficos do Estado do Rio Grande do Sul determinou a localização dos solos mais ricos em ferro na região da Fronteira Oeste, e a diminuição da concentração do ferro na região do Litoral Sul, onde ocorrem os solos derivados do granito. Daí se explica em parte, por que a toxidez por ferro em arroz irrigado ocorre com maior frequência na Fronteira Oeste do Rio Grande do Sul, embora a presença de altos teores de ferro no solo não seja condição essencial para a ocorrência de toxidez (DIAS, 1991).

Os solos de várzea do Rio Grande do Sul apresentam características químicas e físicas bastante variáveis, e teores de ferro distintos, o que determina uma dinâmica particular da redução do ferro e ocorrência de toxidez entre os diferentes tipos de solos.

2.3 O ferro em ambientes alagados

A alternância nas condições de oxidação e redução em ambientes sazonalmente alagados, como os solos hidromórficos, determina as formas de óxidos e hidróxidos de Fe predominantes (MOORMAN & VAN BREEMEN, 1978). Durante o alagamento, é acumulada determinada quantidade de Fe²⁺ solúvel, que é rapidamente oxidada durante o período de drenagem subsequente, precipitando-se como óxidos de Fe³⁺ mal cristalizados. Passado o período de drenagem e retornando às condições de alagamento, os óxidos de Fe³⁺ são novamente reduzidos e solubilizados. A ocorrência alternada de períodos de alagamento e drenagem favorece a acumulação de óxidos de ferro de baixa cristalinidade. Assim, goethita, lepidocrocita e ferrihidrita são os óxidos de ferro de maior ocorrência em

solos hidromórficos (SCHWERTMANN & TAYLOR, 1989). Segundo Van Breemen (1988) e Kämpf (1988), o ferro pode estar presente, ainda, em “green rust” (hidróxidos de Fe^{3+} e Fe^{2+} , com os ânions Cl^- , SO_4^{2-} e CO_3^{2-} nas intercadas), siderita, pirita e argilominerais silicatados, como as esmectitas.

A baixa cristalinidade dos óxidos de Fe^{3+} pode ocorrer devido à transformação dos óxidos cristalinos para formas mal cristalizadas durante a drenagem que ocorre após um período de alagamento, em que é acumulado o Fe^{2+} solúvel. Com a drenagem este é oxidado rapidamente, precipitando na forma de óxidos de Fe^{3+} mal cristalizados. Tais óxidos podem aumentar o seu grau de cristalinidade com o tempo, mas este é um processo lento. No próximo período de alagamento os óxidos de baixa cristalinidade são reduzidos e solubilizados mais rapidamente do que a fração de óxidos cristalinos eventualmente ainda presentes. Sob sucessivos ciclos de alagamento e drenagem, o resultado é a acumulação de óxidos de baixa cristalinidade (VAN BREEMEN, 1988).

Em solos alagados, cultivados com arroz irrigado, essas considerações mineralógicas são importantes pois, segundo, Munch & Ottow (1980), as bactérias redutoras de Fe^{3+} do solo têm preferência pelas formas de ferro mal cristalizadas. Segundo Kampf (1988), a ferrihidrita e a lepidocrocita são mais facilmente reduzidas do que a goethita e a hematita, por possuírem maior superfície específica e por requererem menor quantidade de energia para o processo de redução.

Durante o alagamento, frequentemente entre 1 e 20% dos óxidos de Fe^{3+} livres presentes no solo podem ser reduzidos entre um a três meses, mas é possível que alcance até 90% em certos casos (VAN BREEMEN, 1988). Apenas uma fração do Fe^{2+} produzido permanece na solução, a maior parte estará na forma trocável ou na forma sólida. A natureza do Fe^{2+} sólido em solo reduzido é um enigma, em solos altamente reduzidos e com alto S^{2-} e baixo CO_3 (ambientes sulforosos e ácidos) parte ou maioria do Fe^{2+} pode estar presente como sulfetos. Em outras situações pode também ocorrer como $\text{Fe}(\text{OH})_2$ precipitado nas entrecadas das argilas 2:1. Mas nenhuma destas formas parece ser quantitativamente importante (VAN BREEMEN, 1988).

Fischer (1988) estudou detalhadamente a redução de óxidos de ferro por bactérias específicas e, baseado em seus resultados e de outros pesquisadores, concluiu que o contato direto entre as células das bactérias e as partículas do óxido parece ser necessário para que ocorra a redução ou, pelo menos para acelerar

extremamente o processo. Segundo este autor, isto indica que não há enzima livre ou exsudatos em solução que transfira os elétrons produzidos no metabolismo da bactéria para as partículas dos óxidos. Ainda enfatiza que a redução puramente na solução é improvável em função da extremamente baixa solubilidade dos óxidos de Fe^{3+} , o que tornaria muito lento o processo se o Fe^{3+} necessitasse primeiro ser liberado para a solução do solo para depois ser reduzido.

Embora a redução do ferro dependa da atividade biológica, outros fatores devem ser considerados neste processo: o teor de matéria orgânica e a presença de compostos mais facilmente passíveis de redução do que o ferro, como nitratos e os óxidos de manganês. Dos principais componentes do solo que tem maior participação no fenômeno da redução, o nitrato é o mais suscetível à redução seguido pelos óxidos mangânicos e, por último, pelos óxidos de ferro. Assim, altos teores de nitrato retardam a redução do manganês e do ferro e altos teores de óxidos de manganês retardam a redução do ferro (PONNAMPERUMA, 1972).

2.4- Características do solo associadas à toxidez por ferro em arroz irrigado

A toxidez por ferro em arroz irrigado é frequentemente associada a determinadas características do solo, como o baixo pH, altos teores de óxidos de ferro e baixa CTC. No entanto é comum observar sintomas de toxidez por ferro em diferentes condições de pH, teor de óxidos de ferro e CTC (SOUSA et al. 2004).

A primeira idéia que se tem em relação à toxidez de um elemento às plantas é a de que altas concentrações do elemento no solo fazem com que esse seja absorvido em excesso, causando a toxidez. No entanto, na toxidez por ferro, essa idéia não pode ser aplicada de forma generalizada, visto que já foram observados sintomas em plantas cultivadas em solos com baixos teores de nutrientes e, por outro lado, nenhum sintoma foi observado em lavouras cujos solos apresentavam altos teores de ferro (SOUSA et al., 2004).

Gomes (1989 e 1990) obteve resultados de experimentos realizados em casa de vegetação onde observou uma relação positiva entre o índice de cristalinidade Fe_o/Fe_d e a intensidade de sintomas, indicando um aumento no índice de severidade dos sintomas quando a proporção de óxidos de ferro mal cristalizados foi maior.

Existem relatos não publicados da ocorrência de sintomas de toxidez por ferro em áreas sistematizadas. A sistematização de áreas para o cultivo de arroz pode ocasionar o surgimento de sintomas de toxidez devido a dois fatores: a exposição do horizonte B com maiores teores de ferro, ou exposição do horizonte E, mais arenoso e com menor capacidade de fornecer nutrientes às plantas.

O baixo pH do solo é apontado como um dos fatores que favorecem a ocorrência de toxidez por ferro (LANTIN & NEUE, 1989). Nesta condição, a solubilidade do ferro é maior, a CTC do solo é menor e a saturação da CTC por H^+ + Al^{3+} é maior. No entanto, Pillon (1994), trabalhando com amostras de solo e de plantas coletadas em lavouras, observou sintomas de toxidez por ferro sob valores de pH do solo variando de 3,8 a 7,5.

O alto teor de ferro no solo, o pH baixo e a baixa CTC não podem ser considerados, isoladamente, como condições obrigatórias para a ocorrência de toxidez por ferro, uma vez que foram observados sintomas sob solos com diferentes teores de ferro, valores variáveis de pH e CTC do solo. A manifestação dos sintomas depende da combinação de diferentes atributos do solo e da planta, relacionados à toxidez. Um solo com alto teor de ferro, mas com altas CTC e saturação por bases, pode apresentar alta concentração de Fe^{2+} em decorrência do alagamento, mas essa pode ser baixa em relação à de outros cátions, como K, Ca e Mg, em vista dos valores da CTC e da saturação por bases, resultando em plantas saudáveis. Outro solo com baixo teor de ferro, mas com baixa CTC, pode apresentar pequena quantidade de Fe^{2+} durante o alagamento, porém, devido à baixa CTC, o Fe^{2+} pode apresentar maior concentração na solução do solo em relação a outros cátions e, conseqüentemente, atingir níveis tóxicos às plantas de arroz (SOUSA et. al., 2004).

2.5 O ferro na planta

2.5.1 Absorção e transporte do ferro

Segundo Marschner (1995) a planta de arroz tem tendência de absorver mais ferro do que as outras plantas pois o íon ferroso é abundante em solos alagados e o ferro reduzido é absorvido facilmente. Os mecanismos de absorção do Fe^{3+} são provavelmente pouco significativos em ambientes inundados.

Após a absorção no córtex da raiz, o ferro reduzido (Fe^{2+}) pode alcançar o xilema após sua passagem simplástica através da faixa de Caspary. Entretanto, uma

grande parte de Fe^{2+} pode entrar no xilema diretamente através da passagem apoplástica (mostrada para o sódio por YEO et al., 1987; ASCH, 1997) ou após ferimento da raiz resultante do arrancar e do transplantar de plântulas. No xilema, o transporte do íon ferroso segue o fluxo acrópeto da transpiração, ou seja, os íons que passam através da raiz e alcançam o xilema, movem-se em direção às folhas, seguindo juntamente com a água transpirada pelas plantas.

A absorção e o transporte do ferro não são os mesmos para plantas cultivadas sob circunstâncias aeróbias ou circunstâncias não-tóxicas. Nestes casos, o transporte do ferro é dominado pelo íon férrico (Fe^{3+}) complexado pelo citrato (CLARK et al., 1973; SCHMIDT, 1999) ou componentes peptídicos de carboidratos (HÖFNER, 1970). Alcançando o espaço apoplástico da folha, o Fe pode reingressar ao simplasto. O mecanismo exato pelo qual o Fe é absorvido nas células da folha não é ainda bem compreendido. No arroz, esta absorção provavelmente ocorre sob a forma de Fe^{2+} sendo esta a forma fisiologicamente ativa do ferro no simplasto (MACHOLD et al., 1968).

Dentro da célula, as quantidades excessivas de ferro podem catalisar a geração de espécies ativas do oxigênio tal como o superóxido, radical hidroxila e o H_2O_2 (MARSCHNER, 1995). Estas reações são extremamente realçadas quando o ferro é abundante, e o próprio ferro pode formar radicais perferril altamente reativos (HALLIWELL & GUTTERIDGE, 1984), ou se associar com ácidos graxos podendo formar ácidos graxos peroxi (PETERSON, 1991).

Os radicais livres são responsáveis por danos causados pela toxicidade do ferro (THONGBAI & GOODMAN, 2000). Danificam irreversivelmente a membrana lipídica (THOMPSON & LEGGE, 1987), proteínas (CHEVRIER et al., 1988; MIYAO et al., 1995), ácidos nucleicos (ELSTNER, 1982) e afetam a carga elétrica da membrana (VLADIMIROV, 1980). Ao mesmo tempo, os aumentos da atividade das fenol-oxidases conduzem a uma acumulação de óxidos de polifenóis (YAMAUCHI & PENG 1993). Por sua vez, os radicais livres podem oxidar a clorofila e reduzir sua concentração na célula (MONTEIRO & WINTERBOURN, 1988).

2.5.2 Sintomatologia da toxidez de ferro

A toxidez por ferro é uma desordem nutricional associada à excessiva absorção do elemento pela planta, ou seja, “toxidez direta”, ou à deficiência generalizada de outros nutrientes, causada por altos teores de Fe solúvel no meio

de cultivo, ou seja, “toxidez indireta” (VAHL, 1991). A forma de toxidez por ferro mais importante e predominante no Brasil é a toxidez indireta.

A toxidez direta apresenta um sintoma determinado de bronzeamento (bronzing), que se trata de várias manchas pequenas, de coloração castanha escura originadas devido ao acúmulo de polifenóis oxidados na folha que iniciam nas pontas das folhas mais velhas e se estendem posteriormente para a base da folha. Estes sintomas são desenvolvidos particularmente nas folhas mais velhas que têm taxas mais elevadas de transpiração. Eventualmente, a folha inteira transpira e torna-se de coloração alaranjada ao marrom oxidado, ou ao marrom roxo quando a toxidez é extremamente severa (FAIRHURST & WITT, 2002).

Para a toxidez indireta são atribuídos sintomas denominados de alaranjamento. Howeller (1973) descreve os sintomas de acordo com as observações feitas na Colômbia, em que verifica que após 3-10 semanas de crescimento normal, inicia um amarelecimento nas pontas das folhas inferiores, evoluindo para a base das folhas e imediatamente as folhas superiores também são afetadas, e diversas folhas inferiores morrem. Em casos severos, a coloração das folhas se torna amarelo escuro a laranja, com muitas estrias castanho escuras. Vários autores descrevem os sintomas de forma semelhante, porém com algumas variações de acordo com o tipo de solo e com a variedade de arroz. Portanto, não há um sintoma único que seja típico de toxidez por ferro, mas uma variação de matizes do amarelo ao laranja, com ou sem pontos escuros, porém começando nas folhas mais velhas e evoluindo da ponta para a base do limbo foliar (VAHL, 1991).

Esses sintomas podem ocorrer nos diferentes estádios do crescimento podendo afetar o arroz no estágio de plântula, durante o crescimento vegetativo, e nos estádios reprodutivos adiantados e atrasados. No caso da toxidez ocorrer durante o estágio de plântula, as plantas de arroz permanecem atrofiadas com o perfilhamento extremamente limitado (ABRAHAM & PANDEY, 1989).

A toxidez durante o estágio vegetativo é associada com a redução da altura e da acumulação da matéria seca da planta (ABU et al., 1989), que é grandemente afetada pela biomassa da raiz (FAGERIA, 1988). A formação de perfilhos e o número de perfilhos produtivos podem ser severamente reduzidos (CHEEMA et al., 1990).

Quando a toxidez por ferro ocorre nas fases vegetativas tardias ou fases reprodutivas, ela está associada com formação de poucas panículas (SINGH et al.,

1992), aumento da esterilidade das espiguetas (VIRMANI, 1977), e florescimento e maturação atrasadas em até 20 - 25 dias. Em cultivares altamente suscetíveis, poderá não ocorrer florescimento (AYOTADE, 1979).

Aliado a isso pode ocorrer o cessamento do crescimento da raiz e o aerênquima começa a senescer e decair, resultando em uma diminuição na habilidade de oxidação das raízes e formação de precipitados de compostos de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ na superfície da raízes que tornam-se escuras (MOREL & MACHADO, 1981).

Há fortes correlações entre a severidade de sintomas da toxidez do ferro e o rendimento. Este comportamento pode variar de acordo com a estação e o ano da colheita. As perdas de rendimento médio relatadas devido à toxidez por ferro estão na escala de 35-45% (LANTIN & NEUE, 1989; AUDEBERT & SAHRAWAT 2000). Mas quando a toxidez por ferro ocorre no início do ciclo, o crescimento de planta pode ser fortemente afetado e pode ocorrer a perda total do rendimento (ABIFARIN, 1988).

A variação sazonal e inter-sazonal observadas entre a expressão do sintoma e a perda do rendimento é relacionada principalmente à transpiração e às diferenças na translocação acrópeta do Fe na planta. Foram observadas também perdas no rendimento induzidas pelo ferro e o bronzeamento da folha mais pronunciado em cultivos realizados em estação seca em comparação a uma colheita em estação úmida (SAHRAWAT & DIATTA, 1995; AUDEBERT & SAHRAWAT, 2000). Por outro lado, reduções anuais de até 30% no rendimento do arroz foram relatadas sem que ocorresse a presença de sintomas foliares de toxidez (ABIFARIN, 1988).

2.5.3 Mecanismos da toxidez por ferro

Em especial no arroz irrigado, é observado, na maioria dos solos, a presença de concentrações de Fe^{2+} na solução diversas vezes maiores do que as necessárias para a nutrição normal das plantas, devido à consequência da redução do solo sob regime de inundação (PONNAMPERUMA, 1972). Porém, grande parte do Fe^{2+} solúvel é oxidado e precipitado na superfície das raízes, já que os teores de Fe nas plantas de arroz cultivadas nessas condições não são tão altos quanto poderia se esperar.

A precipitação de Fe pode ocorrer em consequência da oxidação da rizosfera pelo O_2 transportado da parte aérea para as raízes via aerênquima da planta (YOSHIDA, 1981) e a quantidade de óxidos de Fe precipitados na rizosfera será proporcional à capacidade de oxidação das raízes (CHEN et al, 1980), sendo que quanto menor for o poder de exclusão do Fe, maior será o risco de toxidez do elemento.

Baseado em resultados experimentais de Otow et al. (1983) e de outros, percebe-se que há, também, o envolvimento da disponibilidade de outros nutrientes na ocorrência da toxidez por Fe. Estes autores sugeriram um mecanismo que explica o envolvimento da disponibilidade de K, P e Ca na toxidez de Fe. De acordo com o mecanismo, a insuficiência dos elementos citados induz as plantas a exsudar, pelas raízes, maiores quantidades de metabólitos de baixo peso molecular do que as plantas bem nutridas, ocorrendo um aumento da atividade microbiana na rizosfera, aumentando o consumo de O_2 . Com isso, o contínuo suprimento de metabólitos orgânicos e a baixa disponibilidade de O_2 auxiliam no desenvolvimento de bactérias anaeróbias, que reduzem os óxidos de Fe e Mn, quebrando o mecanismo de exclusão do Fe, resultando em excessiva absorção do elemento pelas raízes.

Howeller (1973) concluiu que a toxidez direta (bronzamento), resultante da absorção de excesso de Fe, ocorre somente em solos com altos teores de Fe em solução e é aumentada por deficiências de P, Mg e K, sem relatar qualquer mecanismo para o desenvolvimento desses sintomas. Como não observou relação consistente entre os sintomas do alaranjamento e os teores de Fe no tecido, nem do solo, e sim uma melhor relação entre os sintomas e os teores de P, K, Ca e Mg no tecido, atribuiu os sintomas à deficiência generalizada destes nutrientes, usualmente causadas por altos níveis de Fe em solução, porém, podendo ser causados também por outros fatores que reduzem o crescimento das raízes e a absorção de nutrientes.

Segundo Vahl (2001), tanto o mecanismo proposto por Howeller (1973) como o proposto por Ottow et alii (1983), foram desenvolvidos seguindo a lógica de que o fenômeno de toxidez de Fe está relacionado à oxidação do Fe na rizosfera e a sua consequente precipitação na forma de óxidos na superfície das raízes; porém são contraditórios. De acordo com Howeller (1973) os óxidos constituem-se na causa do desequilíbrio, por prejudicarem a absorção posterior de outros nutrientes; na concepção de Ottow (1983) os óxidos são formados como consequência da

nutrição adequada da planta, impedindo que seja absorvida quantidades excessivas de Fe. Estas duas concepções poderiam explicar fenômenos diferentes: alaranjamento no caso de Howeller (1973) e bronzeamento no caso de Ottow (1983). Porém, conduziria a uma situação não verdadeira: os genótipos sensíveis seriam sempre afetados ou por alaranjamento, quando há deposição de óxidos nas raízes, ou por bronzeamento, quando não há tal deposição. Evidentemente este não é o caso, pois é comum de se observar, a campo, plantas de arroz com o sistema radicular coberto de óxidos de Fe sem sintomas de desequilíbrio, assim como plantas com raízes sem qualquer cobertura, com sintoma de toxidez.

Provavelmente a precipitação de óxidos de Fe nas raízes, a exsudação de metabólitos e a atividade microbiana na rizosfera sejam fenômenos específicos, sem constituírem por si só a causa fundamental da toxidez de Fe. Portanto, as diferenças genotípicas do grau de sensibilidade à toxidez não devem ser consequência direta das diferenças da capacidade de oxidação da rizosfera ou da liberação de metabólitos (VAHL, 1991).

De acordo com Tanaka & Tadano (1972), ocorre um efeito negativo do Fe na absorção de K, Ca, Mg e Zn quando a planta é submetida a níveis crescentes de Fe^{+2} e efeito negativo do K na absorção do Fe, quando a planta é submetida a níveis crescentes de K^+ . Os resultados de Vahl (1982) mostram também que o teor de Fe no tecido da planta diminui à medida que o teor de K trocável no solo aumenta.

Dijkshorn et al. (1974) estudaram a absorção de K, Na, Ca e Mg pelo arroz cultivado em solução nutritiva e concluíram que a absorção parece ser controlada por um único sistema em que estes cátions competem pelos sítios de absorção, sendo o K^+ o mais efetivo competidor.

2.5.3 Estratégias das plantas de arroz para lidar com a toxidez por ferro

As plantas de arroz desenvolvem estratégias morfológicas e fisiológicas e/ou mecanismos para tolerar condições adversas como concentrações tóxicas de ferro no solo e elevadas quantidades de ferro na planta. No entanto, há dificuldades para a seleção de genótipos de arroz tolerantes à toxidez por ferro pois os mecanismos fisiológicos de tolerância não estão perfeitamente esclarecidos (BRIAT & LOBREAUX, 1997). A capacidade de atuação dos mecanismos de proteção ou de tolerância à toxidez por ferro depende de diversos fatores, dentre os quais se

destaca a duração do período em que as plantas são submetidas à toxidez. Para situações de curto prazo, os mecanismos de tolerância são provavelmente adequados. Para períodos longos, o mecanismo de tolerância pode não ser suficiente e a planta pode ter que adotar mecanismos de proteção.

Os mecanismos de proteção de plantas de arroz à toxidez por ferro podem ser divididos em mecanismos de exclusão e mecanismos de adaptação ou inativação do ferro nos tecidos das plantas (MARSCHNER, 1995). Os mecanismos de exclusão atuam impedindo que altas concentrações de ferro sejam absorvidas pelas plantas, enquanto que os mecanismos de inativação atuam sobre o excesso de ferro que foi absorvido.

Becker & Asch, (2005) propuseram três tipos principais de estratégias de adaptação das plantas de arroz para lidar com altas concentrações de ferro visando facilitar a diferenciação e compreensão dos mecanismos de proteção propostos por Marschner (1995). As estratégias foram divididas em: estratégia I (se refere ao mecanismo de exclusão), estratégia II (se refere ao mecanismo de adaptação) e a estratégia III (se refere ao mecanismo de tolerância ou inativação do ferro nos tecidos das plantas).

As plantas que empregam a estratégia I (exclusão/proteção) excluem Fe^{2+} a nível da raiz e assim evitam o dano de Fe^{2+} ao tecido alvo (a oxidação rizosférica e a raiz passam a ser seletivas). Com a estratégia II (inclusão/proteção), o Fe^{2+} é absorvido na raiz do arroz, mas o dano no tecido pode ser evitado por outras compartimentalizações (imobilização do ferro ativo em “sítios de armazenamento”, por exemplo, tecidos fotossinteticamente menos ativos como de bainhas de folhas velhas) ou pela exclusão no simplasto (imobilização pelo apoplasto da folha). As plantas que utilizam a estratégia III (inclusão/tolerância) toleram níveis elevados de Fe^{2+} dentro das células da folha, provavelmente através da “destoxificação” enzimática no simplasto.

Embora a exclusão de Fe^{2+} pela oxidação na rizosfera e a desintoxicação das células das folhas do arroz sejam mecanismos de tolerância bem conhecidos, o outro mecanismo ainda não é bem compreendido e ainda não é considerado na seleção do arroz para a tolerância do ferro (BECKER & ASCH, 2005).

A) Estratégia I a: Oxidação do ferro na superfície da raiz.

O Fe^{2+} formado *in situ* no solo ou através do interfluxo deve, primeiramente, passar pela barreira de oxidação na rizosfera antes de ser absorvido pela raiz. Para estabelecer esta barreira, o oxigênio molecular é canalizado da atmosfera para as raízes através de um aerênquima de condução. Este aerênquima se forma com o estabelecimento de condições anóxicas e sua formação é induzida por uma produção aumentada de etileno (KAWASE, 1981). Envolve a degeneração de células do córtex e a formação subsequente de grande lumina intercelular (ANDO, 1983). O aerênquima pode ocupar 20%-50% do volume total da raiz de arroz irrigado (ARMSTRONG, 1979), as diferenças genotípicas na extensão da formação do aerênquima parecem estar correlacionadas com a taxa de formação do etileno nos tecidos da raiz (BLAKE & REID, 1981).

A taxa de oxidação e exclusão do ferro na zona da raiz através do aerênquima depende do estágio fenológico da planta de arroz e do estágio de crescimento do sistema radicular. As raízes e as pontas secundárias de raízes novas difundem o oxigênio em taxas mais elevadas na rizosfera (CHEN et al., 1980a). Nestas zonas de crescimento, as grandes quantidades de Fe^{2+} podem ser oriundas da atividade microbiana ou da oxidação química, tendo por resultado a formação e a acumulação de ferro na forma imóvel $\text{Fe}(\text{OH})_3$ formando depósitos ou capas de ferro. As capas de ferro calculadas podem atingir 500 quilogramas de FeOOH ha^{-1} em uma colheita de arroz do cultivar "Brazos" sob condições de alagamento, atingindo até 10% do peso seco total da raiz (CHEN et al., 1980b). A formação de revestimentos de ferro sobre a raiz do arroz provoca não somente a diminuição das concentrações de Fe^{2+} na solução do solo, mas também pode formar uma barreira física para o influxo adicional do ferro reduzido (TANAKA, 1966). Em condições de alagamento, o etileno induz à formação do aerênquima que se inicia em plantas de 2-4 semanas de idade, e o poder da oxidação da raiz é mais elevado no estágio de perfilhamento máximo (TADANO, 1975). Com a senescência da raiz, o aerênquima começa a desintegrar-se, perdendo assim a sua capacidade para o transporte de gases, diminuindo a capacidade de oxidação do ferro na rizosfera após o estágio de florescimento do arroz. Sintomas tardios de toxidez por ferro na folha bandeira do arroz, cultivadas em solo sulfato ácido foram associados primeiramente à perda do poder de oxidação da raiz (TINH, 1999). Devido a

importância do poder de oxidação da raiz em excluir o ferro, o desenvolvimento vigoroso e precoce do aerênquima assim como sua longevidade são traços desejados para a tolerância do arroz ao Fe (JAYAWARDENA et al., 1977).

B) Estratégia I b: Seletividade da membrana da raiz

O ferro reduzido que passa na barreira oxidativa da rizosfera é incorporado no apoplasto da raiz. Em plantas com o sistema radicular não danificado, o carregamento de íons no xilema exige que os íons passem pelas células endodérmicas da membrana da raiz pela faixa de Caspari. O ferro reduzido pode ser excluído nas membranas da célula da raiz (TADANO, 1976), explicando o depósito de Fe^{3+} no apoplasto das células parenquimáticas da raiz. Uma análise da seiva do xilema das plantas de arroz com 2 meses de idade indicou que até 87% do Fe que alcança o apoplasto da raiz por fluxo de massa não foi detectado no xilema e deve assim ter sido “excluído” na barreira endodermal entre o córtex e o tecido vascular da raiz (YAMANOUCHI & YOSHIDA, 1981).

A exclusão do ferro pela membrana da célula da raiz é afetada fortemente por inibidores da respiração, indicando um ativo e provável processo metabólico consumidor de energia (TADANO, 1975). Em concentrações maiores do que 50 mg L^{-1} de Fe^{2+} este processo de exclusão é danificado (TADANO, 1976). É também afetado pelo estado nutricional das plantas de arroz, pois plantas deficientes em Ca, K e P (YOSHIDA, 1981) têm a habilidade de excluir o ferro das células das raízes reduzidas.

C) Estratégia II a: Retenção de ferro em tecidos da raiz e foliar

O Fe^{2+} que entrou na rota do xilema seguirá o transporte acrópeto de longa distância sendo conduzido pela transpiração. Entretanto, parte deste ferro pode ser imobilizado e depositado em “sítios específicos de armazenamento” dentro da planta. Alguns compostos de ferro “inativados metabolicamente” foram encontrados dentro do tecido da raiz (TANAKA et al., 1966). A habilidade das plantas de arroz em reter o ferro dentro da raiz diminui com a idade da planta (TADANO, 1976). Durante o transporte acrópeto, o Fe^{2+} pode ser imobilizado e depositado em tecidos da haste/folha. Os cultivares tolerantes ao ferro na África ocidental transportaram menos ferro das raízes para as lâminas foliares, visto que o índice de ferro das

bainhas da folha aumentou substancialmente (AUDEBERT & SAHRAWAT, 2000), possivelmente envolvendo a imobilização e a re-oxidação de Fe^{2+} . Esta realocação do Fe ativo pode envolver a formação de fitoferritina no xilema e de seu subsequente armazenamento no tecido da haste (SMITH, 1984).

O excesso de ferro desencadeia a síntese de ferritina, uma classe de proteínas multiméricas encontradas em microrganismos, plantas e animais, que é capaz de armazenar até 4500 átomos de ferro por molécula dentro de suas cavidades internas (HARRISON & HAROSIO, 1996; LIU & THEIL, 2005), permitindo com que o ferro seja acumulado de maneira atóxica dentro da célula, de forma que não reaja com o oxigênio. Nas plantas, a maior parte da fitoferritina se acumula em plastídeos não verdes (proplastídeos, etioplastos e amiloplastos), sendo uma pequena quantidade acumulada em cloroplastos maduros, onde ocorre a fotossíntese (BRIAT & LOBREAUX, 1997). Para o arroz, já foi relatada a ocorrência de duas proteínas da classe das ferritinas, OsFER1 e OsFER2 (GROSS et al., 2003).

A eficiência deste processo é provavelmente determinada pela taxa de transporte acrópeto de Fe^{2+} e não pode ser suficiente para impedir o influxo do ferro nas folhas sob condições de transpiração elevada que ocorre durante a fase de crescimento exponencial de arroz ou sob circunstâncias de estação seca quando há um déficit elevado da pressão de vapor que eleva extremamente as taxas de transpiração (BECKER & ASCH, 2005).

A eficácia deste mecanismo pode também diminuir quando a capacidade de armazenamento dos tecidos da haste é saturada, que pode ocorrer no final do ciclo de crescimento do arroz, quando as plantas são continuamente expostas a grandes concentrações de Fe^{2+} e não há mais produção de tecido foliar. Não há, entretanto, nenhuma evidência empírica da variação genotípica ou da dinâmica do processo durante o ciclo de crescimento do arroz (BECKER & ASCH, 2005).

D) Estratégia II b: Retenção no apoplasto da folha.

Segundo Kosegarten et al. (1999) o pH apoplástico é provavelmente determinante para a definição da maior parte da mobilidade do ferro em folhas de girassol. Um pH apoplástico ácido favorecerá a absorção de Fe^{2+} . Em videira, com o aumento do pH no apoplasto reduz-se a mobilidade do Fe favorecendo a oxidação do Fe^{2+} (NIKOLIC & RÖMHELD, 2001). Isto é associado com a formação de

polímeros não difusíveis que reduzem a atividade das redutases dos quelatos de ferro na membrana plasmática (SCHMIDT, 1999) e envolve polissacarídeos específicos na parede da célula (YAMAUCHI & PENG, 1995). Em estudos realizados com ervilha, nas plantas incapazes de regular o pH apoplástico ou de reduzir a atividade da redutase de Fe^{3+} , pode ocorrer uma acumulação ou um influxo descontrolado de Fe^{2+} na folha (WELCH et al., 1993).

E) Estratégia III: Tolerância do tecido simplástico.

Uma vez incorporado no simplasto, o Fe^{2+} catalisará a geração de espécies ativas do oxigênio e de vários radicais livres. A prevenção do dano da oxidação e a desintoxicação destes radicais é vital no alívio do dano causado por Fe^{2+} e é responsável pela tolerância do tecido. Os mecanismos de tolerância podem envolver o forte emperramento ou a incorporação de Fe^{2+} nas estruturas simplásticas que permitem reações da oxidação/redução de controle tais como a fitoferritina (BIENFAIT, 1985). A extensão da formação de fitoferritina é suposta como um mecanismo de proteção às concentrações elevadas de Fe^{2+} no simplasto (LANDSBERG, 1996). Os desintoxicadores radicais tais como o ascorbato citosólico (HU et al., 1999) ou a glutathiona (THONGBAI & GOODMAN, 2000) mostraram-se capazes de reduzir o esforço oxidativo induzido pelo Fe^{2+} (LARSON, 1988; THOMPSON & LEGGE, 1987).

Grande parte da eliminação de radicais dentro da célula da folha do arroz, entretanto, é associada à isoenzima superóxido dismutase (SOD). Segundo Ottow et al. (1982) a aplicação de zinco pode aumentar a tolerância do arroz ao ferro porque o zinco é um componente da SOD, enquanto a deficiência do Zn pode produzir os sintomas que se assemelham àqueles da toxicidade do ferro. A atividade da SOD conduz à formação de superóxidos de hidrogênio. Quando este H_2O_2 for um agente de oxidação menos ativo do que os radicais, reduz-se a atividade do SOD (CAKMAK, 1988). Assim, para impedir eficientemente o dano oxidativo, o H_2O_2 precisa ser desintoxicado por catalases e/ou por peroxidases (GUPTA et al., 1993).

A atividade combinada de enzimas SOD-POD foi estabelecida para ser responsável para impedir o esforço oxidativo de Fe^{2+} induzido nas folhas do arroz. Este mecanismo pode ser particularmente importante nas situações da toxidez em plântulas (aerênquima pouco desenvolvido) e em especial quando as plantas de

arroz foram feridas durante a transplantação e são expostas a um influxo descontrolado de Fe^{2+} (YAMAUCHI & PENG, 1995).

A variabilidade genética da atividade de SOD-POD é desconhecida até agora, e ainda não foi usada como uma ferramenta de seleção por melhoristas do arroz (BECKER & ASCH, 2005).

2.6 Manejo da água no controle da toxidez de ferro

O manejo da água é de fundamental importância para o sucesso na produção de arroz irrigado por inundação. O alagamento dos solos altera uma série de processos físicos, químicos e biológicos que influenciam a capacidade do solo em atuar como meio para o crescimento de plantas. Assim, embora a literatura na área pareça convergir no sentido de que tal influência   benéfica, há alguma divergência no que concerne   época mais apropriada para o início da irriga o definitiva, dependendo dos parâmetros considerados (GOMES et al., 1981 e GOMES et al., 1987). Havendo necessidade de se postular estudos que considerem a questão da época do início da irriga o definitiva, observando tanto suas influências benéficas para a cultura do arroz (corre o da acidez e aumento da disponibilidade de fósforo), quanto suas eventuais influências negativas (aumento da concentra o de ferro e manganês, reportada por LEFROY et al., 1993).

A quantidade de ferro aumenta com o período de alagamento, atingindo seus valores máximos após duas a oito semanas de alagamento do solo (SWARUP, 1988; PATRA & MOHANY, 1989) e depois permanece constante. A redu o do Fe^{3+} para o Fe^{2+} e o conseqüente aumento na concentra o do ferro em soluço   dependente, dentre outros fatores, do potencial redox. Segundo Gomes (1990) quando da realiza o da drenagem ou o retardamento do início do alagamento, os valores de Eh da soluço do solo são maiores, concorrendo para diminuir a concentra o de ferro na soluço do solo.

O manejo da água de irriga o   um dos fatores que mais interferem na concentra o de Fe^{2+} , podendo ajudar a reduzir os efeitos da toxidez por ferro. Retardar o início do período de alagamento, drenar a lavoura antes dos estádios de desenvolvimento do arroz mais sensíveis   toxidez, e manejar a lavoura com irriga o intermitente, são algumas práticas descritas na literatura como eficientes para reduzir a toxidez por ferro (SOUSA et al., 2004).

A drenagem superficial do solo que consiste no processo de remoção do excesso de água do solo, afeta a quantidade de O_2 disponível para as raízes e promove a aeração do solo ocasionando a oxidação de grande parte dos compostos de ferro que se encontravam sob forma reduzida podendo ser utilizada para evitar o acúmulo de Fe^{2+} na solução do solo.

A reoxidação do íon ferroso é promovida por processos enzimáticos e também envolve microrganismos aeróbios (EMERSON & MOYER, 1997; BLAKE et al., 1993) ou é proveniente da oxidação microbiana anaeróbia, envolvendo microrganismos fototróficos e bactérias redutoras do Fe^{2+} (STRAUB et al., 1996). A química de oxidação (não-enzimática) pode também ocorrer na presença do oxigênio molecular (SCHWERTMAN, 1985).

Porém, a realização da drenagem com o objetivo de reduzir a toxidez por ferro deve ser recomendada com muito critério, pois existem períodos críticos no ciclo da cultura (fase reprodutiva) em que o suprimento adequado de água no solo para as plantas é fundamental para a obtenção de altas produtividades. Esta prática também acarreta em maior consumo de água, perdas de nutrientes e reinfestação da lavoura por plantas invasoras. Também deve-se evitar a promoção do estresse hídrico das plantas com a drenagem do solo (SOSBAI, 2007).

Vários estudos relatam a importância da manutenção do teor adequado de água no solo durante o período de não-submergência indicando que a produtividade do arroz decresce quando a umidade do solo é menor que 70 a 80% da saturação. Quando a umidade se torna inferior a 50% da “capacidade de campo”, a produtividade do arroz cai para a metade ou até um terço do obtido sob condições de saturação (TSUTSUI, 1972). A ocorrência do estresse hídrico pode também afetar a eficiência do uso de nutrientes pela cultura, uma vez que o fluxo de água é o meio essencial de transporte de nutrientes.

Por outro lado, a retirada da água durante o período de perfilhamento pode trazer vantagens à produtividade, estimulando o sistema radicular a se aprofundar, em virtude da maior umidade nas camadas mais profundas do solo, aumentando o seu acesso aos elementos fertilizantes do solo, reduzindo o acamamento, pois o colmo fica com mais resistência e com menor crescimento, melhorando o perfilhamento e as condições de aeração do solo (STONE, 1979).

O alagamento tardio também pode ser usado para minimizar os efeitos da toxidez por ferro na cultura do arroz irrigado pois ele tem por objetivo deslocar o pico

de liberação do ferro, de modo que este não coincida com estádios de desenvolvimento do arroz mais sensíveis à toxidez por ferro.

Gomes (1990) estudou alguns manejos de água e observou que o retardamento no início do período de alagamento do solo de 20 para 40 dias após a emergência das plântulas, deslocou o pico de liberação do ferro para a solução do solo, o que pode fazer com que as maiores concentrações de ferro não coincidam com os períodos de maior suscetibilidade das plantas à toxidez. Segundo o mesmo autor, a drenagem durante o ciclo da cultura com posterior alagamento apresentou concentrações de ferro na solução do solo 3 a 4 vezes menores do que as observadas nos tratamentos sem drenagem.

Segundo Barbosa Filho et al. (1983), a subirrigação pode minimizar os problemas de toxicidade por ferro, pois a absorção deste elemento pelas plantas é menor com saturação que com inundação contínua (ALVA, 1981; VERMA & TRIPATHI, 1981; STONE et al., 1990). A subirrigação pela elevação do nível do lençol freático vem sendo usada no Brasil, em várzeas não-sistematizadas. O solo, normalmente, permanece saturado durante grande parte do ciclo da cultura. Neste método, embora o requerimento de água seja menor que no de inundação contínua, tem-se dificuldade em controlar as plantas daninhas.

Os métodos de irrigação para a cultura do arroz têm sido comparados por vários pesquisadores. A irrigação por inundação contínua normalmente propicia maior produtividade (IRUTHAYARAJ, 1981; SAHRAWAT, 1981), devido à eliminação do estresse hídrico, melhor controle de plantas daninhas, aumento na disponibilidade de certos nutrientes e expressão diferencial das doenças. Propicia melhor controle da temperatura do solo e maior facilidade no manejo da água (TSUTSUI, 1972) em comparação com a inundação intermitente. Esta, por sua vez, exige menor volume de água (SUBRAMANIAN et al., 1978; SANDHU et al., 1980). Pesquisas desenvolvidas por Borell et al. (1997), Bouman & Tuong, (2001) e Tabbal et al. (2002) não observaram diminuições significativas na produtividade em relação à inundação contínua, com considerável economia de água, no caso da saturação e irrigação intermitente. Numerosos estudos têm demonstrado que reduzir a altura da lâmina de água, manter o solo saturado ou inundação intermitente pode economizar 30 a 75% da água de irrigação, sem diminuições substanciais na produtividade, em comparação com a inundação contínua.

A produtividade de grãos verificada sob inundação intermitente na fase vegetativa, seguida de inundação contínua na fase reprodutiva foi superior às obtidas com inundação intermitente ou subirrigação e não diferiu, significativamente, da obtida sob inundação contínua durante todo o ciclo (STONE, 1979).

No Brasil, e mais especificamente no Estado do Rio Grande do Sul, foram realizados poucos estudos sobre o efeito do manejo da água na dinâmica do ferro em solos alagados e no desenvolvimento da toxidez por ferro em arroz irrigado. Neste contexto faz-se necessário a condução de experimentos que verifiquem até que ponto o manejo diferenciado da água pode minimizar a toxidez por ferro na cultura do arroz irrigado de modo que se permita estabelecer um manejo de água adequado para áreas com problemas de toxidez por ferro visando minimizar os efeitos da toxidez sobre as plantas de arroz.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Coleta, preparo e caracterização química do solo

O experimento foi conduzido em vasos na casa de vegetação pertencente ao Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas. Uma amostra da camada de 0–20 cm de um Planossolo Háptico eutrófico solódico foi coletada na Estação Terras Baixas da Embrapa Clima Temperado no município do Capão do Leão, em área com histórico de ocorrência de toxidez por ferro. Uma sub-amostra de solo foi reservada para análises químicas.

As análises referentes aos dados químicos e físicos de avaliação da fertilidade do solo foram realizadas pelo Laboratório de Análises de Solos do Departamento de Solos da FAEM/UFPEL, segundo métodos descritos em Tedesco et al. (1995), cujos os resultados são apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Caracterização química e física do Planossolo Háptico utilizado no experimento.

Argila	M.O.	pH água	pH SMP	H+Al	Al	Ca	Mg	K	P	Mn	Zn	Cu	Na
----- % -----				-----	cmol _c dm ⁻³ -----					-----	mg dm ⁻³ -----		
17	1,5	5,4	6,2	3,9	0,1	2,4	1,8	65	8,4	29	1,0	0,9	83

Foram avaliadas também as frações de óxidos de ferro ativo e amorfo no solo (Tabela 3). O ferro ativo ou livre (Fe_d), corresponde ao ferro extraído pelo método CDB (citrato-ditionito-bicarbonato), desenvolvido por Mehra & Jackson (1960), que extrai os óxidos de Fe cristalinos e os de baixa cristalinidade e/ou não-cristalinos (“amorfos”) como, por exemplo, hematita, goethita, magnetita, lepidocrocita e ferrihidrita, além do Fe ligado à matéria orgânica do solo, em três extrações, diferenciando os óxidos de ferro pedogênicos do ferro presente nos outros minerais como silicatos. Por este método o ferro é reduzido pelo ditionito e complexado pela solução de citrato, o bicarbonato é usado como tampão, com as hidroxilas estabilizando tanto o potencial de oxidação quanto o pH, não devendo alterar a estrutura dos silicatos.

As formas de ferro mal cristalizadas (Fe_o), foram extraídas com oxalato de amônio 0,2M à pH 3,0 segundo métodos descritos em Tedesco et al. (1995), e com oxalato de amônio a pH 6,0. Vahl (2005), baseado em dados experimentais, sugere a modificação do pH do extrator oxalato de amônio de 3 para 6 pois as quantidades extraídas a pH 6,0, correlacionam-se melhor com os teores de Fe^{2+} na solução do solo durante o alagamento.

Com o valor de ferro amorfo extraído pelo oxalato de amônio a pH 6,0 estima-se o Fe^{2+} trocável e posteriormente a saturação da CTC com Fe^{2+} ($PSFe^{2+}$) que determina o risco de toxidez por ferro, utilizando-se das seguintes equações (SOSBAI, 2007):

$$Fe^{2+} \text{ trocável (cmolc dm}^{-3}) = 0,322 + 17,92 \times Fe_o \text{ (g 100cm}^{-3})$$

$$PSFe^{2+} \text{ (\%)} = 100 \times Fe^{2+} / CTC_{pH7,0}$$

A amostra do solo utilizado para a condução do experimento se enquadra na classe de risco de toxidez por ferro “baixo”, pois o valor $PSFe^{2+}$ analisado apresenta $PSFe^{2+} < 20\%$.

Tabela 3. Frações de ferro amorfo (Fe_o pH 3,0 e 6,0), ferro livre (Fe_d), teor de Fe^{2+} trocável e a saturação da CTC com Fe^{2+} ($PSFe^{2+}$) no solo.

Fe_o pH 3,0	Fe_o pH 6,0	Fe_d	Fe_o / Fe_d	Fe^{2+} trocável	$PSFe^{2+}$
-----	g kg ⁻¹ -----			--- cmol _c dm ³ ---	---- % ----
1,21	0,93	3,17	0,38	1,70	16,5

3.2 Delineamento experimental e descrição dos tratamentos

Os tratamentos foram estruturados em delineamento em blocos casualizados com quatro repetições, totalizando 20 unidades experimentais. Foram testados os seguintes tratamentos:

1. início do alagamento no estádio V2-V3
2. início do alagamento no estádio V6-V7
3. início do alagamento no estádio V2-V3 e drenagem no estádio V10-V11
4. início do alagamento no estádio V6-V7 e drenagem no estádio V10-V11
5. início do alagamento no estádio V2-V3 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

3.3 Condução do experimento em casa de vegetação

O solo previamente destorroado e peneirado em peneira de 4 mm de malha, foi colocado em baldes de 10L, na quantidade de 9 kg de solo seco ($U_g = 10\%$) por balde. As aplicações de N, P e K na forma de uréia, superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente, foram definidas através dos resultados das análises de solo e da interpretação das tabelas de recomendação de adubação da SQFS-RS/SC (2004). Em cada vaso contendo 9 kg de solo, foram aplicadas na base doses equivalentes a 20 kg ha^{-1} de N (0,09 g de N ou 0,20 g de Uréia), 100 kg ha^{-1} de P_2O_5 (0,45 g de P_2O_5 ou 1,09 g de SFT), 120 kg ha^{-1} de K_2O (0,54 g de K_2O ou 0,93 g de KCl), ainda foi aplicado em cobertura aos 25 dias após a emergência a dose de 100 kg ha^{-1} de N (0,45 g de N ou 1,02 g de Uréia) e aos 52 dias após a emergência a dose de 100 kg ha^{-1} de N (0,45 g de N ou 1,02 g de Uréia). As doses de N, P e K aplicadas correspondem ao dobro da recomendação de adubação. Os adubos foram aplicados individualmente nas amostras de solo de cada vaso, sendo misturados uniformemente aos 9 kg de solo em uma lona plástica. Para facilitar a aplicação dos adubos ao solo, em função das pequenas quantidades, diluiu-se a uréia e o cloreto de potássio em água destilada e aplicou-se a solução com uma seringa calibrada.

À medida que as amostras de solo foram colocadas nos vasos, acomodaram-se os dispositivos de coleta da solução do solo (SOUSA et al., 2002) na profundidade de 15 cm da superfície do solo. Após a aplicação dos adubos e instalação dos dispositivos coletores de solução individualmente em cada vaso, foram adicionados 600 mL de água por vaso que foram cobertos com um plástico transparente e ficaram incubando por um período de 10 dias. O controle da umidade do solo em cada balde foi ajustado sendo este mantido com umidade próxima a 18% da umidade gravimétrica.

Posteriormente, foi realizada a semeadura de uma variedade de arroz sensível à toxidez por ferro, a BRS Pelota, com auxílio de um disco de papel perfurado que permitiu uma distribuição uniforme das sementes, semeando 16 sementes por vaso numa profundidade de 2 cm da superfície do solo.

Com o pleno estabelecimento das plantas, foi realizado o desbaste, deixando-se 4 plantas em cada vaso. Após 8 dias da emergência das plântulas,

quando as mesmas atingiram o estágio V2-V3, aplicou-se uma lâmina de água de 5 cm nos tratamentos 1, 3 e 5, sendo que para o tratamento 1 esta lâmina foi mantida constante até o final do experimento através de irrigações diárias com água destilada. Os vasos foram inundados lentamente com água destilada, para garantir a saturação em toda a profundidade e diminuir a possibilidade de retenção de ar nos poros.

Nos tratamentos 3 e 5 foram realizadas drenagens da água por um período de 7 dias, sendo que no T3 a drenagem ocorreu 37 dias após o início do alagamento (43 dias após a emergência – estágio V10-V11) e no T5 as drenagens ocorreram aos 24 dias e 37 dias após o alagamento inicial, que coincidem com 31 (estádio V8-V9) e 43 (estádio V10-V11) dias após a emergência. Nos tratamentos 2 e 4 a entrada da água ocorreu aos 20 dias da emergência das plântulas quando as mesmas atingiram o estágio V6-V7, sendo que para o tratamento 2 a lâmina de água foi mantida constante até o final do experimento através de irrigações diárias com água destilada e no tratamento 4 foi realizada uma drenagem por um período de 7 dias, que ocorreu 25 dias após o alagamento inicial deste solo coincidindo com 43 dias após a emergência do arroz (estádio V10-V11).

Quando drenados por um período de 7 dias os solos nos vasos atingiram uma umidade gravimétrica de aproximadamente 12 %. Após o sétimo dia de drenagem retomou-se a entrada da água nos vasos para os tratamentos 3, 4 e 5.

3.4 Coleta da solução do solo e indicadores avaliados

O sistema utilizado para coletar a solução do solo foi semelhante ao desenvolvido por Sousa et al. (2002). O dispositivo constitui-se de tubo de polietileno com 70 cm de comprimento, 0,6 cm de diâmetro interno e 0,7 cm de diâmetro externo. Nesse tubo, foram feitas duas fileiras de pequenos furos de aproximadamente 1 mm de diâmetro, em quase toda extensão (aproximadamente 65 cm). Em uma das extremidades do tubo, com cerca de 5 cm não perfurada conectou-se uma mangueira de silicone com 5 cm de comprimento. A outra extremidade foi fechada com um ferro aquecido. Ao longo de toda a porção perfurada, foi enrolada uma tela de nylon (400 mesh), amarrando-se firmemente com linha de nylon, para impedir que as partículas mais finas do solo entrassem na

mangueira junto com a solução do solo. O tubo foi enrolado sobre si, na forma de uma espiral, mantendo-se aproximadamente 2 cm de distância entre cada volta da espiral, que foi assim mantida amarrando-se linhas de nylon. A espiral foi conectada a um tubo de vidro na forma de sifão, projetado para fora do vaso, para permitir a retirada da solução do solo sem a utilização de sucção forte, o que poderia causar entupimento da tela de nylon ou arraste de partículas de solo junto com a solução. Na extremidade livre do sifão foi colocado um tubo de silicone com 2 cm de comprimento, fechado com um tampão de vidro, que era retirado por ocasião da amostragem.

As coletas de solução do solo foram realizadas semanalmente aos 17, 24, 31, 41, 48, 55, 63 e aos 70 dias após a emergência das plântulas de arroz. A primeira coleta de solução no T1, T3 e T5 realizada aos 17 dias após a emergência coincidiu com o nono dia de alagamento. Enquanto que para T2 e T4, a primeira coleta realizada aos 24 dias após a emergência correspondeu ao quarto dia de alagamento.

As análises de pH e Eh da solução do solo foram realizadas com eletrodos específicos ligados a um potenciômetro e previamente instalados em uma célula eletrométrica, construída em vidro, semelhante à utilizada por Sousa et al. (2002). A célula possui um pequeno tubo de entrada na parte inferior, que na amostragem foi conectado diretamente na extremidade do sifão de coleta da solução. Como a célula permaneceu cheia de solução durante as leituras, foi possível minimizar o contato desta com o oxigênio molecular, diminuindo os riscos de alteração das suas características eletroquímicas.

Os valores de potencial de oxirredução medidos foram corrigidos para o potencial padrão do eletrodo de referência (AgCl) como recomendam Rowel (1994) e Zausig (1995), conforme a fórmula: $Eh = E \text{ medido} + 220 \text{ mV}$. E a partir dos valores de Eh corrigidos foi calculado o $pe = Eh / 59$.

Após as determinações do pH e Eh, as amostras foram filtradas em filtro milipore de $0,45\mu\text{m}$, transferindo-se aproximadamente 30 mL de solução para frascos de vidro, contendo 1 mL de HCl $3,0 \text{ mol L}^{-1}$, para que a concentração final de HCl da amostra ficasse em torno de $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, possibilitando, desta maneira, a análise da composição química das amostras em laboratório.

Na solução do solo foram avaliadas as concentrações de Mn, Fe, P, K, Ca e Mg conforme metodologia descrita em Sousa et al. (2002).

3.5 Coleta de plantas e análises de tecido vegetal

O arroz foi cultivado por um período de 70 dias após a emergência das plântulas. A coleta da parte aérea das plantas foi realizada com o corte rente ao solo em duas épocas de amostragem. A primeira amostragem foi realizada após 42 dias da emergência das plântulas (estádio V10- V11) onde foram coletadas duas plantas por vaso e a segunda amostragem ocorreu aos 70 dias após a emergência das plântulas (diferenciação da panícula) coletando-se as duas plantas restantes.

O material coletado foi seco em estufa a 60°C de temperatura, até peso constante. Posteriormente foi determinado a massa seca e teores de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu e Zn. Os teores de nutrientes na matéria seca foram determinados segundo metodologia descrita por Tedesco et al. (1995).

3.6 Avaliação dos sintomas de toxidez

O desenvolvimento de sintomas visuais de toxidez de ferro na parte aérea das plantas foi avaliado periodicamente a partir da sua manifestação em alguns tratamentos aos 43 dias após a emergência (estádio v10-v11). Desde a primeira até a quarta avaliação, que coincidiram respectivamente aos 43, 44, 47 e 50 dias após a emergência das plantas avaliou-se o grau de presença de sintomas atribuindo-se notas zero, fraco, intermediário e forte (Apêndice 15).

Aos 50, 60 e 70 dias após a emergência avaliou-se a intensidade dos sintomas através da percentagem de folhas atacadas (n° folhas com sintomas/ n° total de folhas) X 100.

3.7 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à análise de variância e quando significativa, as médias dos tratamentos foram comparadas pelo Teste de Duncan a 5% de probabilidade utilizando o programa estatístico Winstat (MACHADO, 2001). Foram realizadas ainda, análises de correlações e regressões entre os diferentes indicadores.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Potencial redox (Eh) e pH da solução do solo

O potencial redox (Eh) diminuiu e o pH aumentou na solução do solo durante o período de alagamento no T1 e T2 (Tabela 4) devido à intensificação das condições de redução. Os tratamentos T3 e T4 apresentaram a mesma tendência de diminuição do Eh e aumento do pH até os 41 dias após a emergência do arroz (estádio V10-V11) quando foi efetuada a drenagem. O mesmo comportamento do Eh e pH foi observado no tratamento T5 apenas até os 31 dias, pois neste tratamento a drenagem foi efetuada mais cedo (32 dias após a emergência).

Tabela 4. Valores de Eh e pH da solução de um Planossolo alagado em função de manejos da água e dos dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Dias após a emergência do arroz							
	17	24	31	41	48	55	63	70
	----- Eh (mV) -----							
T1	264,0a	175,4cd	147,3c	150,4d	141,6b	142,2b	146,0b	119,6a
T2	-	321,3a	253,7a	206,6b	170,2a	153,9b	150,5b	126,0a
T3	274,2a	180,7c	151,8c	151,3d	-	231,9a	186,5a	140,4a
T4	-	294,6b	208,7b	183,6c	-	229,2a	186,0a	129,2a
T5	195,7b	153,1d	136,3c	297,1a	-	243,8a	195,1a	144,4a
	----- pH -----							
T1	5,34ab	5,72b	6,01a	6,18a	6,11a	6,01a	6,26a	6,48a
T2	-	5,08d	5,44c	5,76c	6,01b	5,99a	6,29a	6,48a
T3	5,30b	5,71b	6,02a	6,20a	-	5,55b	6,09b	6,46a
T4	-	5,20c	5,64b	5,96b	-	5,36c	6,04bc	6,44a
T5	5,51a	5,85a	6,15a	5,12d	-	5,45bc	5,95c	6,39a

* Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estágio V2-V3 (aos 8 dias após a emergência) ; T2. início do alagamento no estágio V6-V7 (aos 20 dias após a emergência); T3. T1 e drenagem no estágio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estágio V10-V11 e T5. T1 e drenagens no estágio v8-v9 e v10-v11.

Drenagem do solo nos tratamentos T3 e T4: de 43 à 50 dias após a emergência.

Drenagem do solo no tratamento T5: de 32 aos 38 dias e de 43 aos 50 dias após a emergência do arroz.

O retardamento do início do alagamento para V6-V7 (T2) manteve os valores do potencial redox (Eh) da solução do solo superiores aos observados em T1 até os

48 dias após a emergência do arroz. A partir dos 55 dias da emergência do arroz observa-se uma tendência ao equilíbrio dos valores de Eh da solução nos tratamentos T1 e T2 que passaram a apresentar valores estatisticamente semelhantes entre si.

A drenagem realizada nos tratamentos T3, T4 e T5 promoveu a reoxidação do solo que se refletiu no aumento dos valores do potencial redox aos 41 dias após a emergência em T5 e aos 55 dias em T3 e T4. A retirada da água durante o ciclo da cultura promove a aeração do solo, ocasionando a oxidação de grande parte dos compostos que haviam sido reduzidos (SOUSA et al., 2004).

Aos 70 dias após a emergência não se observou mais o efeito da drenagem do solo e do retardamento da entrada da água sobre o potencial redox da solução, pois tanto o Eh como o pH foram semelhantes entre os diferentes tratamentos.

O aumento do pH da solução do solo com o alagamento, ocorre, devido à atividade dos microrganismos anaeróbios, que ao promoverem a redução dos compostos oxidados, consomem íons H^+ , o que faz aumentar o pH (PONNAMPERUMA, 1972). Assim, nos tratamentos T3, T4 e T5, quando foram efetuadas as drenagens do solo, a retirada da água promoveu a reoxidação do solo, ou seja, a inversão das reações de redução. Os compostos que foram reduzidos passam a se oxidar, liberando H para a solução do solo, fazendo diminuir o pH. Tal comportamento foi verificado nos tratamentos T3 e T4 onde o pH baixou de 6,20 (T3) e 5,96 (T4) aos 41 dias para 5,55 (T3) e 5,36 (T4) aos 55 dias, e no tratamento T5 onde o pH diminuiu de 6,15 aos 31 dias para 5,12 aos 41 dias.

O aumento do pH a valores próximos a 6,0 ocorreu na terceira semana de alagamento (31 dias após a emergência do arroz) para os tratamentos T1, T3 e T5, onde a entrada da água no solo foi realizada no estágio V2-V3 (oito dias após a emergência do arroz). Para os tratamentos T2 e T4, onde a entrada da água ocorreu mais tardiamente no estágio V6-V7 das plântulas de arroz (20 dias após a emergência), valores de pH próximos a 6,0 foram obtidos somente por volta de 41 e 48 dias após a emergência do arroz. O comportamento do pH é muito importante para a nutrição do arroz, pois ele afeta o equilíbrio de muitos nutrientes no solo, alterando a disponibilidade destes para as plantas.

O pH ótimo da solução para o arroz em solo alagado é aproximadamente 6,6 (PONNAMPERUMA, 1985), pois neste valor de pH o suprimento da maior parte

dos nutrientes é adequado e a concentração das substâncias tóxicas (como o Al e Fe) está abaixo dos níveis capazes de causar toxidez.

Ferro e manganês na solução do solo

Os maiores teores de ferro e manganês na solução do solo foram observados nos tratamentos com alagamento precoce no estágio V2-V3 (T1, T3 e T5), aos 31 dias de emergência do arroz (Tabela 5).

Tabela 5. Concentração de Fe e Mn na solução de um Planossolo alagado em função de manejos de água e dos dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Dias após a emergência do arroz							
	17	24	31	41	48	55	63	70
	----- Fe (mmol L ⁻¹) -----							
T1	0,56a	0,92a	1,71a	1,40a	1,32a	1,28a	1,47a	1,13a
T2	-	0,81a	0,59b	0,76b	1,12a	1,27a	1,37a	0,97a
T3	0,63a	0,73a	1,43a	1,39a	-	0,29b	1,06b	1,07a
T4	-	0,80a	0,62b	0,85b	-	0,27b	0,91b	0,95a
T5	0,60a	0,85a	1,69a	0,13c	-	0,26b	0,65c	0,63b
	----- Mn (mmol L ⁻¹) -----							
T1	0,012a	0,018a	0,024a	0,024a	0,022a	0,022a	0,022a	0,024a
T2	-	0,011b	0,014b	0,013b	0,019a	0,025a	0,025a	0,027a
T3	0,012a	0,018a	0,025a	0,025a	-	0,015b	0,015b	0,024a
T4	-	0,006c	0,014b	0,016b	-	0,013b	0,013b	0,028a
T5	0,011a	0,018a	0,027a	0,015b	-	0,007c	0,007c	0,022a

* Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estágio V2-V3 (aos 8 dias após a emergência); T2. início do alagamento no estágio V6-V7 (aos 20 dias após a emergência); T3. T1 e drenagem no estágio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estágio V10-V11 e T5. T1 e drenagens no estágio v8-v9 e v10-v11.

Drenagem do solo nos tratamentos T3 e T4: de 43 à 50 dias após a emergência.

Drenagem do solo no tratamento T5: de 32 aos 38 dias e de 43 aos 50 dias após a emergência do arroz.

Retardando-se o início do alagamento em 12 dias (estádio V6-V7) no tratamento T2 houve um deslocamento da época de maior ocorrência de Fe e Mn na solução do solo para 63 e 55 dias, respectivamente. Todavia o T2 já não diferenciou-se de T1 em relação aos teores destes elementos a partir de 48 dias. Segundo Sousa et al. (2004), o retardamento do início do período de alagamento pode deslocar o pico de liberação do ferro para períodos em que o arroz é menos sensível a toxidez por ferro.

O final do período vegetativo (V9 a V12) é uma das fases mais sensíveis a ocorrência de toxidez por ferro. Este período ocorreu em torno dos 41 dias da emergência das plantas, e os teores de ferro em solução nesta época foram 46% menores quando o início do alagamento foi retardado em 12 dias (T2). O retardamento no início do período de alagamento foi eficiente para reduzir os teores de ferro em solução, mas não protegeu totalmente as plantas da toxidez como será discutido mais adiante.

Gomes (1990), estudando alguns manejos de água associados à calagem, também constatou a eficiência do retardamento no início do período de alagamento de 20 para 40 dias após a emergência das plântulas como uma prática para a diminuição do ferro na solução do solo e deslocamento dos picos de liberação de ferro. No entanto, os referidos manejos da água não são eficientes para solos que mantêm altos teores de ferro em solução por várias semanas (VAHL, 1991).

A drenagem da água do solo (T3, T4 e T5) promoveu reduções significativas nas concentrações de Mn e Fe na solução do solo, sendo que os efeitos mais pronunciados ocorreram com o Fe. No T3 as concentrações de Fe diminuíram de 1,39 mmol L⁻¹ aos 41 dias para 0,29 mmol L⁻¹ aos 55 dias. Em T4 as concentrações de ferro diminuíram de 0,85 mmol L⁻¹ aos 41 dias para 0,27 mmol L⁻¹ aos 55 dias. Por outro lado, comparando-se os tratamentos com e sem drenagem verifica-se que as concentrações de ferro em T3 aos 55 dias (0,29 mmol L⁻¹) foram 77% menores do que as concentrações em T1 para a mesma época (1,28 mmol L⁻¹). As concentrações de ferro de T4 (0,27 mmol L⁻¹) em relação ao T2 (1,27 mmol L⁻¹) diminuíram em 79% na semana seguinte à drenagem. O tratamento 5, onde foram realizadas duas drenagens, foi mais efetivo ainda na redução das concentrações de ferro, apresentando valores bem abaixo dos obtidos em T1 desde os 41 dias até 63 dias após a emergência do arroz. As reduções significativas na concentração de ferro na solução do solo com a realização da drenagem que promoveu a aeração do solo foram ocasionadas devido à oxidação de grande parte dos compostos de ferro que se encontravam sob forma reduzida.

Gomes et al. (1990) também constataram que o retardamento do início da submersão do solo combinado com a drenagem durante o ciclo da cultura do arroz proporcionou reduções nos teores de ferro liberado para a solução de até 80%.

De acordo com Leon (1981), a forma como se maneja a água de irrigação pode aumentar a concentração de ferro na solução do solo. Quando a inundação é

contínua a concentração de ferro aumenta até a quinta semana de alagamento e logo diminui. E ao se alternar a inundação e condições de solo seco, o incremento da quantidade de ferro é menor e se mantém em níveis baixos a partir da quinta semana de inundação.

Cálcio, magnésio, potássio e fósforo na solução

As concentrações de Ca e Mg na solução do solo apresentaram padrão de variação semelhantes aumentando gradativamente até a terceira e quarta semanas de alagamento (Tabela 6). O aumento nos teores de Ca e Mg na solução do solo ocorreram semelhantemente ao ferro, pois embora estes elementos não estejam diretamente envolvidos nas reações de oxirredução do solo alagado, têm as suas cinéticas estreitamente relacionadas com a cinética do ferro, pois podem ser deslocados para a solução do solo por este cátion.

Nos tratamentos T3, T4 e T5, houve um declínio na concentração de Ca e Mg na primeira e segunda semanas após a drenagem do solo, coincidindo com a diminuição nos teores de ferro na solução do solo, o que corrobora com as afirmações de Ponnampertuma (1972) de que as cinéticas de Ca e Mg são dependentes da redução do ferro, conforme discutido anteriormente.

O aumento expressivo dos teores de Ca e Mg na solução do solo aos 70 dias após a emergência do arroz não era esperado, pois neste período normalmente os teores desses elementos atingem as concentrações de equilíbrio, ou sofrem pequenos decréscimos.

Os teores de potássio na solução do solo aumentaram nas primeiras semanas de alagamento, diminuindo a seguir (Tabela 6). O potássio, a exemplo do Ca e do Mg, também não é diretamente envolvido nas reações de oxirredução que ocorrem durante o alagamento, mas é deslocado dos sítios de troca por NH_4^+ , Mn^{2+} e principalmente Fe^{2+} , o que fez aumentar a sua concentração na solução do solo nas primeiras semanas de alagamento (PONNAMPERTUMA, 1972).

Tabela 6. Concentração de Ca, Mg, K e P na solução de um Planossolo alagado em função de manejos de água e dos dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Dias após a emergência do arroz							
	17	24	31	41	48	55	63	70
	----- Ca (mmol L ⁻¹) -----							
T1	1,24a	1,98a	2,53a	2,54a	2,35a	2,30ab	2,45a	3,64a
T2	-	1,75a	1,73b	1,58b	1,97a	2,54a	2,38ab	3,59a
T3	1,20a	2,03a	2,70a	2,74a	-	1,68bc	1,91abc	3,11a
T4	-	0,79b	1,54b	1,68b	-	1,44c	1,78bc	4,52a
T5	1,12a	1,99a	2,93a	1,60b	-	0,73d	1,42c	4,34a
	----- Mg (mmol L ⁻¹) -----							
T1	1,82a	3,10a	3,54a	3,39a	3,15a	3,23a	3,35a	3,85a
T2	-	2,53a	2,41b	2,16b	2,68a	3,52a	3,33a	4,36a
T3	1,78a	2,96a	3,88a	3,67a	-	2,64ab	2,63ab	3,90a
T4	-	1,13b	2,10b	2,25b	-	1,98b	2,43b	5,45a
T5	1,65a	2,87a	3,83a	2,08b	-	0,98c	1,88b	4,40a
	----- K (mmol L ⁻¹) -----							
T1	0,10a	0,28b	0,32a	0,15b	0,20a	0,15b	0,08a	0,07a
T2	-	0,28b	0,37a	0,15b	0,11a	0,16b	0,06a	0,03a
T3	0,11a	0,27b	0,39a	0,18ab	-	0,23b	0,06a	0,05a
T4	-	0,29a	0,34a	0,16b	-	0,27b	0,03a	0,04a
T5	0,10a	0,28b	0,41a	0,26a	-	0,56a	0,04a	0,06a
	----- P (µmol L ⁻¹) -----							
T1	14,21a	18,87ab	22,12a	15,85a	14,25a	13,12a	4,05b	1,22b
T2	-	5,06c	11,50b	8,37b	11,17a	9,65ab	2,55b	0,70b
T3	12,25a	18,72ab	21,80a	15,42a	-	5,90bc	8,55a	2,62a
T4	-	13,92b	16,72ab	11,15b	-	9,42ab	5,10ab	1,42b
T5	15,81a	20,47a	20,80a	2,25c	-	2,90c	3,90b	1,15b

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estádio V2-V3 (aos 8 dias após a emergência); T2. início do alagamento no estádio V6-V7 (aos 20 dias após a emergência); T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens no estádio v8-v9 e v10-v11.

Drenagem do solo nos tratamentos T3 e T4: de 43 à 50 dias após a emergência.

Drenagem do solo no tratamento T5: de 32 aos 38 dias e de 43 aos 50 dias após a emergência do arroz.

A drenagem da água do solo (T3, T4 e T5) promoveu o aumento das concentrações de potássio na solução do solo aos 55 dias após a emergência do arroz, que coincide a primeira semana de alagamento após a drenagem realizada entre os 43 dias e 50 dias após a emergência. É provável que o aumento dos teores

de K em solução tenha ocorrido devido a uma redução na CTC do solo em virtude da diminuição dos valores de pH após a drenagem (Tabela 4). Aos 63 dias após a emergência do arroz houve um decréscimo gradativo na concentração de K na solução que provavelmente ocorreram devido à absorção em grande quantidade pelas plantas de arroz.

As concentrações de P na solução do solo (Tabela 6) aumentaram em todos os tratamentos até os 31 dias após a emergência do arroz, que correspondeu à segunda (T2 e T4) e terceira (T1, T3 e T5) semanas de alagamento. A seguir houve uma tendência de diminuição dos teores de P na solução do solo até o fim do período de alagamento.

A maior parte do fósforo inorgânico nos solos de várzea está ligado ao ferro (RANNO et al., 2007). Assim, a dinâmica do ferro no solo alagado interfere na solubilidade do fósforo. Segundo Ponnampertuma (1972), o aumento da concentração de fósforo na solução do solo alagado ocorre devido ao aumento do pH e a redução dos compostos de Fe (III) e Fe (II) que libera o fósforo adsorvido ou quimicamente ligado. O declínio nas concentrações de fósforo após os 31 dias ocorreu provavelmente por reabsorção ou precipitação (KIRK, 2004). A drenagem (principalmente nos tratamentos T3 e T5) promoveu reduções significativas dos teores de fósforo na solução do solo pois a reoxidação do ferro forma precipitados de baixa cristalinidade e com alta superfície específica que podem imobilizar o fósforo (KIRK, 2004). O decréscimo na concentração de fósforo na solução do solo também pode ocorrer devido à absorção em grande quantidade pela plantas de arroz.

Correlação entre pH e Eh da solução X concentração de Fe na solução

O pH e o potencial redox (Eh) da solução do solo se correlacionaram com a concentração de ferro na solução (Figura 1). As alterações nos valores de Eh e pH que ocorrem no solo alagado apresentam um efeito antagônico sobre a solubilidade do ferro. A diminuição do Eh favorece a redução do ferro e na liberação para a solução do solo, enquanto que o aumento do pH tende a diminuir a solubilidade do ferro. No início do período de alagamento o efeito do Eh parece sobrepujar a do pH, fazendo com que grandes concentrações de ferro sejam liberados para a solução do solo. Porém depois de algumas semanas, principalmente quando o pH estabiliza em

valores superiores a 6,0, este passa a atuar de forma mais efetiva na precipitação de compostos de ferro, fazendo com que diminua as concentrações do elemento na solução do solo.

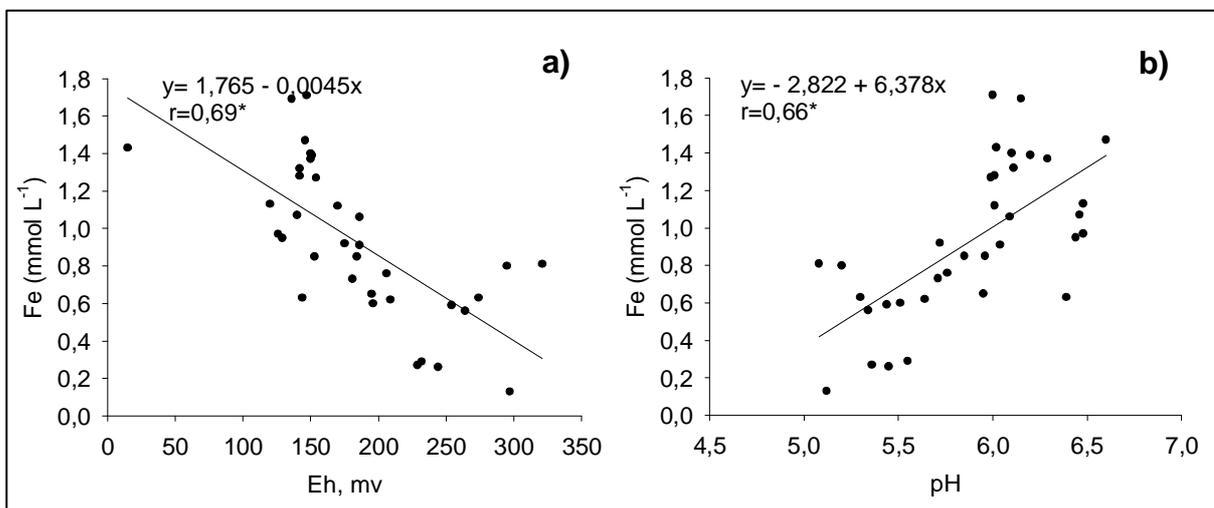


Figura 1- Relação entre o Eh (a) e o pH (b) e os teores de Fe na solução do solo.

* Nível de significância 1 %.

Teores de ferro e manganês na planta

Os teores de ferro e manganês na parte aérea do arroz (folhas + colmos) para ambas as épocas de amostragens (Tabela 7) apresentam-se dentro da faixa considerada adequada para o arroz, segundo os critérios estabelecidos por Dobermann & Fairhurst (2000). À exceção das plantas do T5 aos 42 dias (1^o coleta) que apresentaram teores de manganês acima de 800mg kg⁻¹ (teor considerado crítico para a toxidez segundo estes autores), porém, as plantas não apresentaram sintomas visuais de toxidez de manganês. Segundo Cheng & Quallette (1971), o arroz é tolerante a altos teores de manganês, sendo o teor crítico de manganês no tecido para a toxidez de 7000 mg kg⁻¹.

No estágio V10-V11 do arroz, que correspondeu aos 42 dias após a emergência, o retardamento do início do alagamento para o estágio V6-V7 (T2 e T4) e a da drenagem antecipada no estágio V8-V9 (T6), proporcionaram menores teores de ferro na parte aérea do arroz. Gomes (1990) também observou a diminuição dos teores de ferro na parte aérea do arroz nos tratamentos com o início da irrigação aos 40 dias após a emergência.

Tabela 7- Teores de Fe e Mn (mg kg^{-1}) na parte aérea das plantas aos 42 dias (1^o coleta) e aos 70 dias (2^o coleta) após a emergência do arroz .

Manejo da água	1 ^o coleta		2 ^o coleta	
	Fe	Mn	Fe	Mn
	----- mg kg^{-1} -----			
T1	240,00 a	257,94 c	152,64 a	200,47 c
T2	191,04 b	382,45 b	136,32 ab	238,06 c
T3	232,32 a	254,47 c	118,08 b	429,51 b
T4	183,36 b	334,83 bc	98,88 c	505,69 b
T5	192,00 b	858,66 a	110,40 bc	591,89 a

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estágio V2-V3; T2. início do alagamento no estágio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estágio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estágio V10-V11 e T5. T1 e drenagens no estágio v8-v9 e v10-v11.

Quando o alagamento do solo ocorreu no estágio V2-V3 (T1 e T3) observa-se os teores mais elevados de ferro na parte aérea do arroz. Os maiores teores de ferro na parte aérea do arroz observados nestes tratamentos ocorreram devido aos maiores teores de ferro em solução observados com a antecipação do alagamento para V2-V3 (Tabela 5). Porém estes teores encontram-se abaixo do valor considerado crítico para a toxidez de ferro que, segundo Dobermann & Fairhurst (2000), é de 300 mg kg^{-1} .

Aos 70 dias após a emergência, constatou-se o efeito significativo do alagamento tardio e da drenagem em promover a diminuição dos teores de ferro na parte aérea do arroz. As plantas cultivadas em condições de retardamento da entrada da água e realização da drenagem (T4) foram as que apresentaram os menores teores de ferro na parte aérea, alcançando teores 35% inferiores aos obtidos em plantas cultivadas com alagamento contínuo e entrada de água em V2-V3. A realização de drenagens ao longo do ciclo (T3 e T5) também reduziu em aproximadamente 25% os teores de ferro na parte aérea do arroz, mesmo sem o retardamento no início do período de alagamento.

Ao se correlacionar os teores de Fe na planta aos 42 e 70 dias após a emergência com a concentração de ferro na solução em respectivas épocas observa-se que nos tratamentos onde ocorreram as concentrações mais elevadas

de Fe na solução houve os maiores incrementos nos teores de Fe na parte aérea (Figura 2).

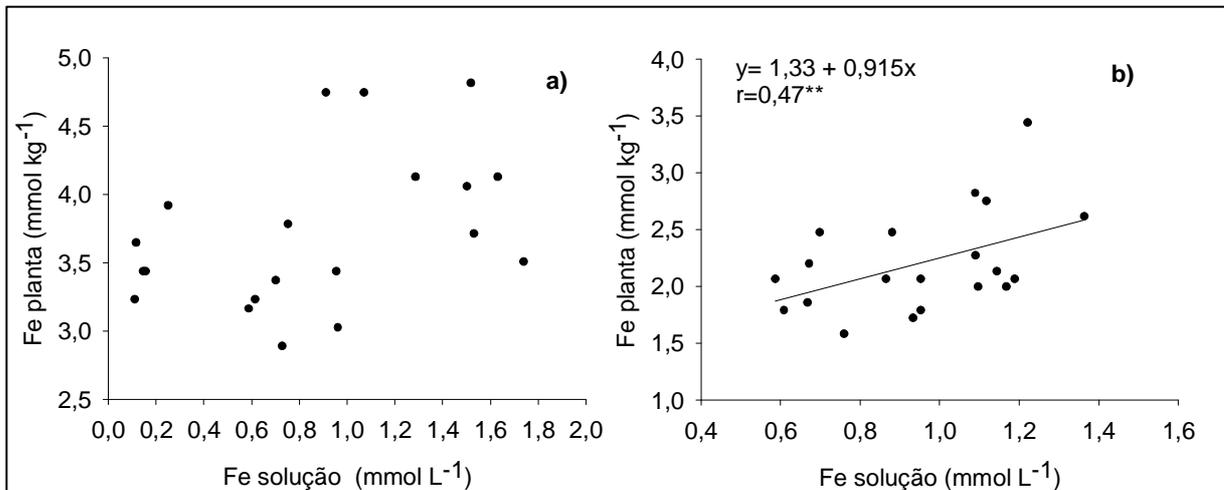


Figura 2. Relação entre o teor de Fe na planta (mmol kg⁻¹) e a concentração de Fe na solução do solo (mmol L⁻¹), aos 42 dias (a) e aos 70 dias (b) após a emergência. ** Nível de significância 5 %.

O efeito do retardamento do início do período de alagamento e a drenagem durante o desenvolvimento do arroz afetaram os teores de manganês na parte aérea das plantas de uma forma inversa ao observado com os teores de ferro (Tabela 6). Se para o ferro, retardar o início do alagamento e drenar o solo diminuiu os teores desse elemento, para o manganês tais práticas concorreram para aumentar os teores na parte aérea das plantas, a ponto de que em T5 os teores de manganês foram 3,3 vezes superiores aos observados em T1 aos 42 dias e 2,9 vezes aos 70 dias.

O aumento nos teores de manganês na parte aérea do arroz não pode ser explicado pelas concentrações na solução do solo, pois o retardamento do alagamento e a drenagem promoveram menores concentrações de manganês na solução. É provável que o aumento nos teores de manganês no tecido tenha sido causado pela diminuição nos teores de ferro na solução, ou seja, a menor absorção de ferro que favoreceu o aumento da absorção de manganês. Tal afirmação pode ser reforçada pelos dados da figura 3.

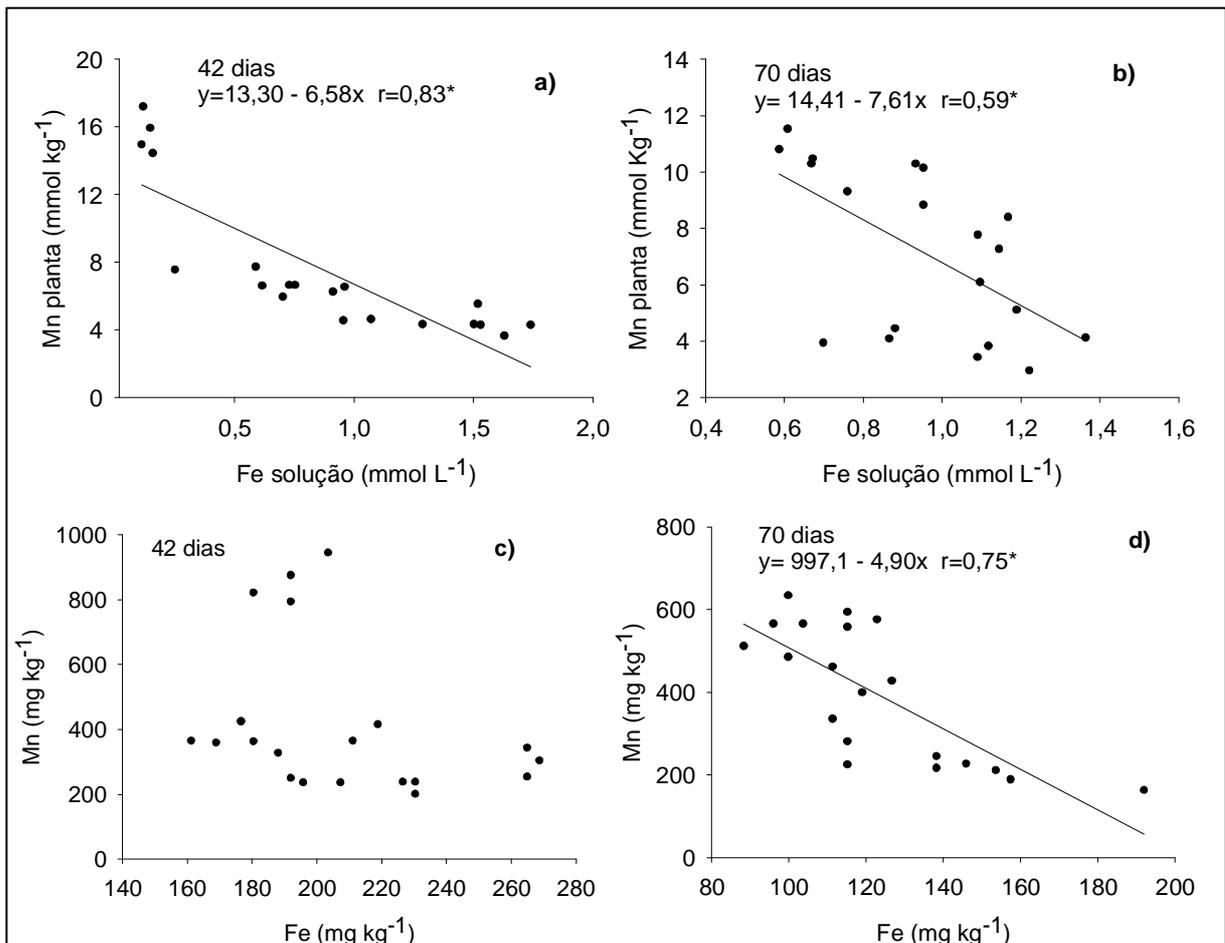


Figura 3. Relação da concentração de Fe na solução do solo (mmol L⁻¹), aos 42 dias (a) e aos 70 dias (b) após a emergência e do teor de ferro nas plantas aos 42 dias (c) e aos 70 dias (d) após a emergência com os teores de Mn na planta. * Nível de significância 1 %. ** Nível de significância 5 %.

Teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio na planta

Os teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio na parte aérea (folhas + colmos) das plantas de arroz amostradas aos 42 (estádio V10-V11) e aos 70 (diferenciação da panícula) dias após a emergência encontram-se todos dentro da faixa considerada adequada para o arroz de acordo com os níveis estabelecidos por Dobermann & Fairhurst (2000), independente do manejo de água (Tabela 8).

Os teores de nitrogênio foram pouco afetados pelos tratamentos, à exceção do tratamento 5, que apresentou valores significativamente maiores aos obtidos em T1, T2, e T3 na primeira época de amostragem, e significativamente menores aos

obtidos em T3 na segunda amostragem. A alternância de condições oxidadas e reduzidas aumenta as perdas de nitrogênio por volatilização.

Tabela 8. Teores de N, P, K, Ca e Mg (g kg^{-1}) na parte aérea do arroz aos 42 dias e aos 70 dias após a emergência do arroz em função de manejos da água.

Manejo da água	N	P	K	Ca	Mg
	----- g kg^{-1} -----				
	----- 42 dias após a emergência -----				
T1	15,03 b	4,72 a	35,30 a	3,30 a	2,71 a
T2	14,21 b	4,47 ab	33,19 a	3,42 a	2,67 a
T3	15,12 b	4,71 a	34,15 a	3,69 a	2,83 a
T4	15,89 ab	4,69 a	34,66 a	3,63 a	2,96 a
T5	17,69 a	3,93 b	36,90 a	3,84 a	2,93 a
	----- 70 dias após a emergência -----				
T1	10,64 ab	3,60 a	16,11 bc	2,67 a	2,27 a
T2	10,21 b	3,53 ab	16,42 abc	2,70 a	2,27 a
T3	11,07 a	3,56 ab	18,09 a	2,82 a	2,12 a
T4	10,23 b	3,40 b	17,07 ab	2,70 a	2,43 a
T5	9,86 b	2,86 c	15,01 c	2,46 a	2,42 a

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens no estádio v8-v9 e v10-v11.

O fósforo, dentre os macronutrientes avaliados na parte aérea do arroz, foi o que apresentou maiores efeitos dos tratamentos, nas duas épocas de amostragens, destacando-se o efeito negativo sobre os teores desse elemento quando foram realizadas duas drenagens (T5). Tal comportamento está relacionado com os menores teores de fósforo na solução do solo no tratamento 5 (Tabela 6).

Os teores de potássio na parte aérea do arroz não foram afetados pelos tratamentos na primeira época de amostragem. Aos 70 dias após a emergência houve diferenças significativas dos teores de K na parte aérea das plantas, porém não se observa uma lógica bem definida nas diferenças entre os tratamentos.

Os teores de Ca e Mg na parte aérea do arroz não foram afetados pelos diferentes tratamentos de manejo da água.

Teores de zinco e cobre na planta

Os teores de cobre e zinco na parte aérea do arroz no estágio V10-V11 (42 dias) e na diferenciação da panícula (70 dias) encontram-se dentro de uma faixa considerada adequada para o arroz, de acordo com os níveis estabelecidos por Dobermann & Fairhurst (2000), independente do manejo da água (Tabela 9).

No estágio V10-V11, os teores de zinco nas plantas de arroz não sofreram a influência do manejo da água. Mais tardiamente, na fase de diferenciação da panícula, para os tratamentos T3, T4 e T5 se observam acréscimos significativos nos teores de zinco na parte aérea do arroz com a realização de drenagens.

Tabela 9. Teores de Zn e Cu (mg kg^{-1}) na parte aérea do arroz aos 42 dias (1^o coleta) e aos 70 dias (2^o coleta) após a emergência do arroz em função de manejos da água.

Manejo da água	1 ^o coleta		2 ^o coleta	
	Cu	Zn	Cu	Zn
	----- mg Kg ⁻¹ -----			
T1	4,85 d	16,37 a	13,81 c	10,90 bc
T2	8,61 bc	13,83 a	14,64 bc	10,55 c
T3	6,19 cd	13,93 a	17,13 ab	12,76 a
T4	9,69 ab	14,47 a	17,96 a	11,53 abc
T5	12,11 a	16,12 a	16,85 ab	12,12 ab

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estágio V2-V3; T2. início do alagamento no estágio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estágio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estágio V10-V11 e T5. T1 e drenagens no estágio v8-v9 e v10-v11.

Os teores de cobre nas plantas variaram conforme o manejo da água estabelecido. Em ambas as épocas de amostragens de plantas observa-se um efeito positivo da realização de drenagens e do retardamento da entrada da água sobre os teores de cobre na planta, sendo este efeito mais pronunciado na primeira amostragem realizada aos 42 dias da emergência das plantas. No estágio V10-V11 verifica-se o aumento dos teores de cobre nas plantas onde houve o retardamento da entrada da água em V6-V7 e a realização de drenagens ao longo do ciclo da cultura. Os acréscimos nos teores de cobre variaram de 20 à 60% em comparação

aos teores analisados em plantas com o alagamento inicial realizado em V2-V3 e submersão contínua até o final do ciclo (T1). Os acréscimos nos teores de cobre seguem a seguinte ordem crescente: 22% (T3) < 44% (T2) < 50% (T4) < 60% (T5). O que revela que a realização de duas drenagens ao longo do ciclo foi o manejo de água que possibilitou o maior incremento nos teores de cobre na parte aérea do arroz.

É possível que os maiores teores de Cu e Zn nos tratamentos com drenagem estejam relacionados aos menores valores de pH observados nesses tratamentos, pois o aumento do pH aumenta a adsorção de Cu e Zn na fase sólida do solo, diminuindo a disponibilidade desses elementos para as plantas (ABREU et al., 2001).

Sintomas de toxidez por ferro nas plantas

O desenvolvimento de sintomas visuais de toxidez de ferro na parte aérea começaram a aparecer aos 40 dias após a emergência no estágio V10-V11 do arroz. Os sintomas visuais de toxidez apareceram primeiramente e com maior intensidade nas plantas cultivadas com a entrada da água efetuada em V2-V3 e alagamento contínuo (T1).

Entre os 40 e 50 dias após a emergência do arroz não se observou a presença de sintomas de toxidez de ferro em plantas cultivadas em T5 atribuindo-se nota zero. O retardamento da entrada da água para o estágio V6-V7 (T2 e T4) também promoveu um menor percentual de folhas atingidas por sintomas de toxidez atribuindo-se um grau de manifestação fraco. Quando a entrada de água ocorreu no estágio V2-V3 houve a intensificação da presença de sintomas nas folhas, que foi minimizado em T3 com a realização da drenagem que conferiu um grau de manifestação de sintomas intermediário, enquanto que para T1 a presença de sintomas foi forte.

A toxidez direta de ferro foi observada nas plantas, com a manifestação do sintoma denominado de bronzeamento, que se trata de várias manchas pequenas, de coloração castanha escura originadas devido à acumulação de polifenóis oxidados na folha. As manchas castanho escuras ocorreram tanto nas folhas como nos colmos e bainhas das plantas, sendo que a presença de sintomas predominou nas folhas mais velhas. Segundo Yamanouchi & Yoshida (1981), o desenvolvimento

de sintomas ocorre particularmente nas folhas mais velhas pois estas têm taxas mais elevadas de transpiração.

A maior intensidade de sintomas de toxidez direta de ferro, aos 41 dias após a emergência se concentrou na bainha das folhas mais velhas do tratamento 1 como pode se observar na figura 4. Com o avanço dos dias de submersão, estes sintomas evoluíram para as folhas mais velhas atingindo toda a sua extensão. Porém, nas folhas, estes sintomas ocorreram na forma de pontuações arredondadas e isoladas de coloração castanho-escura, enquanto que na bainha das folhas os sintomas são compreendidos por manchas desta mesma coloração.

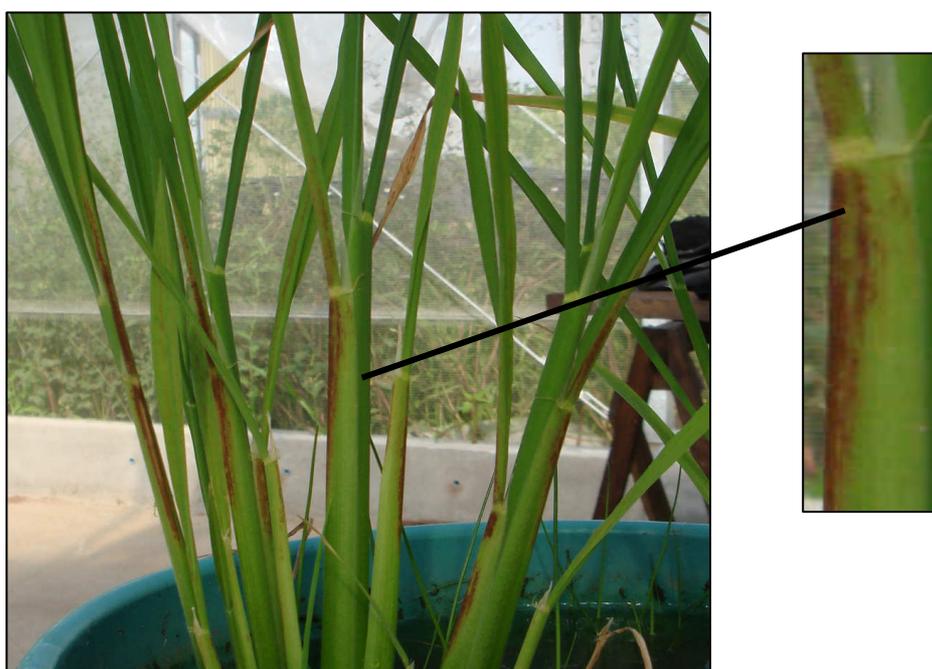


Figura 4. Presença de sintomas de toxidez por ferro em arroz aos 41 dias após a emergência no T1.

As percentagens de folhas com sintomatologia de toxidez por ferro em três períodos de observação (Tabela 10) demonstraram que os tratamentos T1 e T3, onde a entrada da água ocorreu no estágio V2-V3, foram os que proporcionaram os maiores níveis de toxidez.

O maior percentual de folhas atingidas com sintomas de toxidez de ferro em T1 ocorreu aos 50 dias após a emergência do arroz, enquanto que para os demais tratamentos os maiores percentuais de sintomas foram observados aos 70 dias. Considerando-se a concentração de ferro na solução do solo em função da toxidez

por ferro, era de se esperar que esta se manifestasse preferencialmente e com maior intensidade aos 50 dias após a emergência em T1, o que esta coerente com as concentrações de Fe^{2+} detectados na solução do solo deste tratamento nas terceira, quarta e quinta semanas de submersão que são antecedentes à esta primeira contagem dos sintomas (Tabela 5).

Tabela 10. Percentual de folhas atingidas por sintomas de toxidez de ferro aos 50, 60 e 70 dias após a emergência das plantas.

Manejo da água	Dias após a emergência		
	50	60	70
	% de folhas com sintomas		
T1. início do alagamento no estágio V2-V3	22,4a	18,0a	16,3a
T2. início do alagamento no estágio V6-V7	9,5c	11,5b	18,8a
T3. T1 e drenagem no estágio V10-V11	14,2b	16,7a	22,1a
T4. T2 e drenagem no estágio V10-V11	10,1c	9,2b	19,5a
T5. T1 e drenagens em v8-v9 e v10-v11	0,0d	0,0d	4,1b

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade.

Nos tratamentos T2, T3, T4 e T5, o aparecimento do maior percentual de sintomas de toxidez ocorreu mais tardiamente devido ao manejo diferenciado da água. Tanto o retardamento do início de alagamento para o estágio V6-V7 quanto a realização de drenagens ao longo do ciclo da cultura mostraram-se eficientes na redução do percentual de sintomas de toxidez de ferro e aliado a isso promoveram o retardamento no aparecimento destes sintomas para fases mais tardias da cultura, diminuindo os riscos de perdas.

Estes sintomas podem ocorrer nos diferentes estádios do crescimento, podendo afetar o arroz no estágio de plântula, durante o crescimento vegetativo, e nos estádios reprodutivos adiantados e atrasados. Segundo Fageria (1988), a toxidez durante o estágio vegetativo é associada com a redução da altura e da acumulação da matéria seca da planta que é grandemente afetada pela biomassa da raiz. A formação de perfilhos e o número de perfilhos produtivos podem ser severamente reduzidos (CHEEMA et al., 1990).

Quando a toxidez do ferro ocorre nas fases vegetativas tardias ou fases reprodutivas, ela está associada com formação de poucas panículas (SINGH et al.,

1992), aumento da esterilidade das espiguetas (VIRMANI, 1977), e florescência e maturação atrasadas em até 20 - 25 dias.

Correlação entre a concentração de Fe e o índice $Fe/Fe+Mn+Ca+Mg$ na solução do solo e o teor de Fe e o índice $Fe/Fe+Mn+Ca+Mg$ na parte aérea X percentual de folhas com sintomas de toxidez

A presença de sintomas de toxidez de ferro nas folhas de plantas de arroz aos 50 e 70 dias após a emergência correlacionou-se significativamente com a concentração de ferro na solução do solo, em respectivas épocas (Figuras 5a e 5b). Os teores de ferro na parte aérea do arroz se correlacionaram significativamente com a presença de sintomas nas folhas somente aos 41 dias (Figura 5e).

Os índices das relações de $Fe/Fe+Mn+Ca+Mg$ na solução do solo aos 41 dias (5c) e da parte aérea aos 42 dias após a emergência (5g) se correlacionaram com o percentual de folhas atingidas por sintomas de toxidez de ferro podendo se observar o aumento no percentual de folhas atingidas por sintomas com o aumento dos valores do índice, o que não ocorreu aos 70 dias (Figura 5d e 5h).

Massa seca de plantas

A produção da massa seca da parte aérea das plantas de arroz avaliada aos 42 dias após a emergência (estádio v10-v11) e aos 70 dias após a emergência (estádio de diferenciação da panícula) são descritas na Tabela 11. No estágio V10-V11, o uso de manejos diferenciados da água não influenciou significativamente na produção de massa seca da parte aérea (folhas + colmos) do arroz. Na fase de diferenciação da panícula (2^o coleta), a realização de duas drenagens ao longo do ciclo do arroz (T5) mostrou seus efeitos positivos sobre a produção de massa seca na parte aérea do arroz irrigado. Provavelmente, as melhores condições de desenvolvimento para o arroz ocorreram devido à diminuição na concentração de ferro na solução do solo promovidas pela utilização de drenagens. Esta pode ter contribuído para o incremento da massa seca da parte aérea que foi aproximadamente 30% superior aos valores de massa seca observados em T3, tratamento que apresentou as menores produções de massa seca.

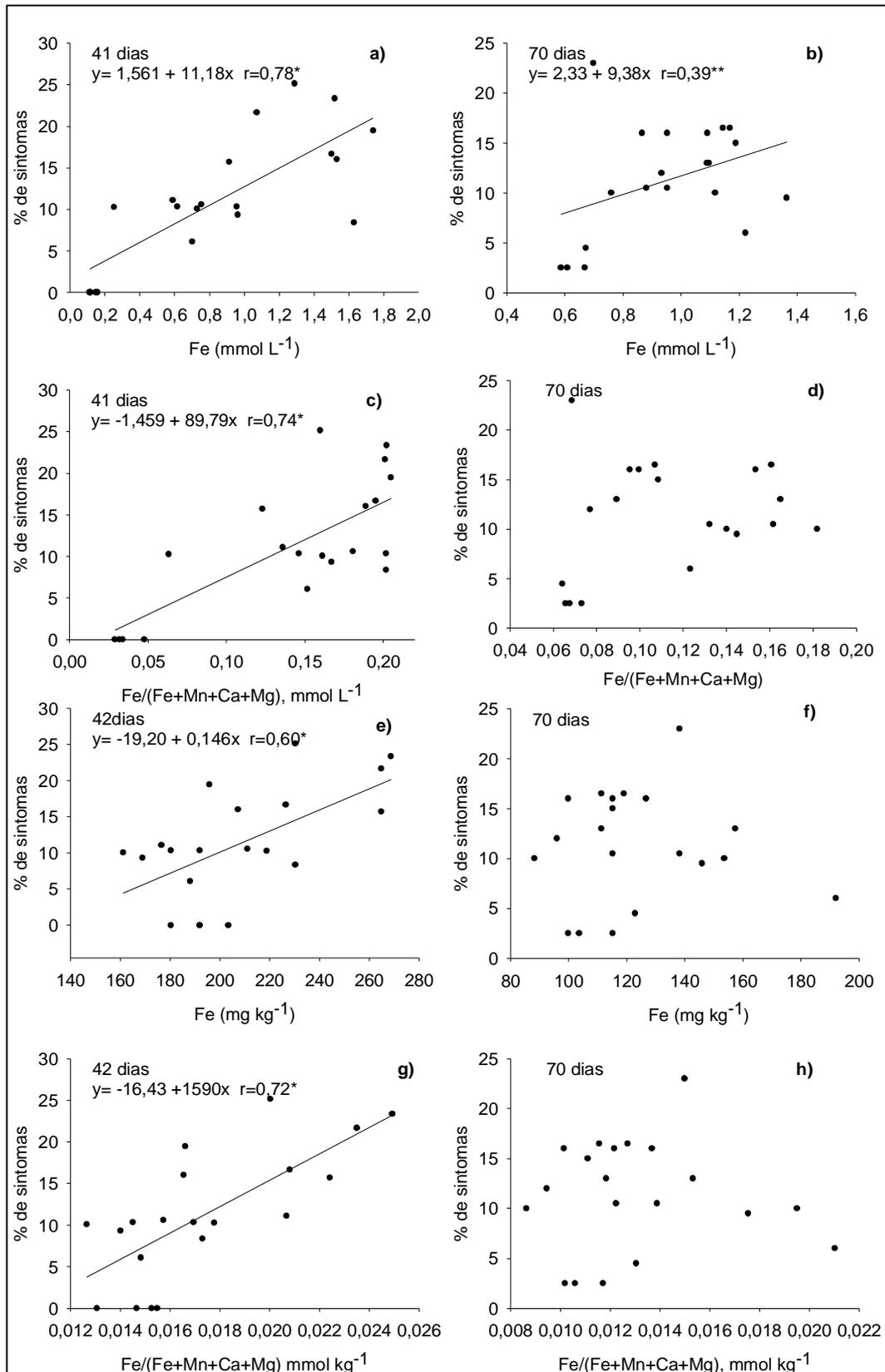


Figura 5. Relação entre as concentrações de Fe (a,b) e o índice Fe/ Fe+Mn+Ca+Mg (c,d) na solução do solo e o teor de Fe (e,f) e o índice Fe/ Fe+Mn+Ca+Mg (g,h) na planta com o % de sintomas. **Nível de significância 5 %.

Tabela 11. Massa seca da parte aérea do arroz coletada aos 42 (1^o coleta) e aos 70 (2^o coleta) dias após a emergência, em função de manejos de água.

Manejo da água	1 ^o coleta	2 ^o coleta
	----- MS (g) -----	
T1. início do alagamento no estágio V2-V3	4,05 a	39,64 b
T2. início do alagamento no estágio V6-V7	3,68 a	40,10 b
T3. T1 e drenagem no estágio V10-V11	4,05 a	33,85 c
T4. T2 e drenagem no estágio V10-V11	4,12 a	37,84 b
T5. T1 e drenagens em v8-v9 e v10-v11	4,51 a	44,14 a

*Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade.

Correlação entre o percentual de folhas com sintomas de toxidez por ferro X massa seca da parte aérea

A correlação estabelecida entre os percentuais de folhas atingidas por sintomas de toxidez de ferro e a produção de massa seca na parte aérea foi significativa (Figura 6). Observou-se reduções de 15% na produção de massa seca quando houve um aumento de 4,7 vezes no percentual de folhas com sintomas de toxidez de ferro, no estágio de diferenciação da panícula. Audebert & Sahrawat (2000) também observaram em seus estudos fortes correlações entre a severidade de sintomas da toxidez do ferro e o rendimento do arroz, verificando o efeito da toxidez do ferro sobre o crescimento e desenvolvimento do arroz que ocasionou reduções na massa seca e no número de perfilhos e panículas por m².

Correlação entre a concentração de Fe na solução do solo e o teor de Fe na planta X massa seca da parte aérea

Ao se correlacionar as concentrações de ferro na solução do solo aos 41 e 70 dias após a emergência do arroz com a produção de massa seca da parte aérea em respectivas épocas (Figuras 7a e 7b), observa-se somente para os 70 dias que nos tratamentos onde ocorreram as menores concentrações de Fe na solução houve as maiores produções de massa seca da parte aérea.

A realização de drenagens ao longo do ciclo da cultura e o retardamento do início do período de alagamento promoveram decréscimos nas concentrações de

Fe na solução do solo (Tabela 5) que afetou positivamente a produção de massa seca.

A produção de massa seca da parte aérea aos 42 dias e aos 70 dias após a emergência não se correlacionou com os teores de ferro nas plantas (Figura 7c e 7d).

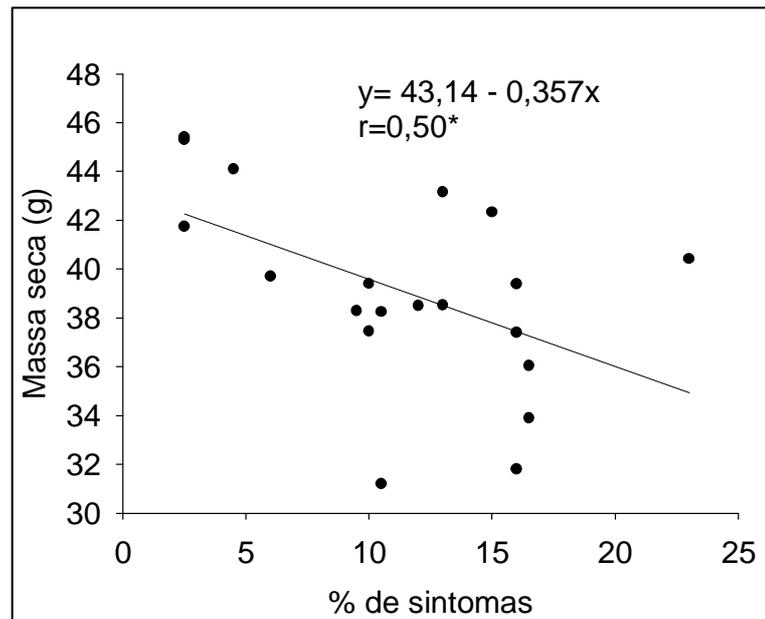


Figura 6. Relação da massa seca da parte aérea e do percentual de folhas com sintomas de toxidez por ferro aos 70 dias após a emergência do arroz. *Nível de significância 1%.

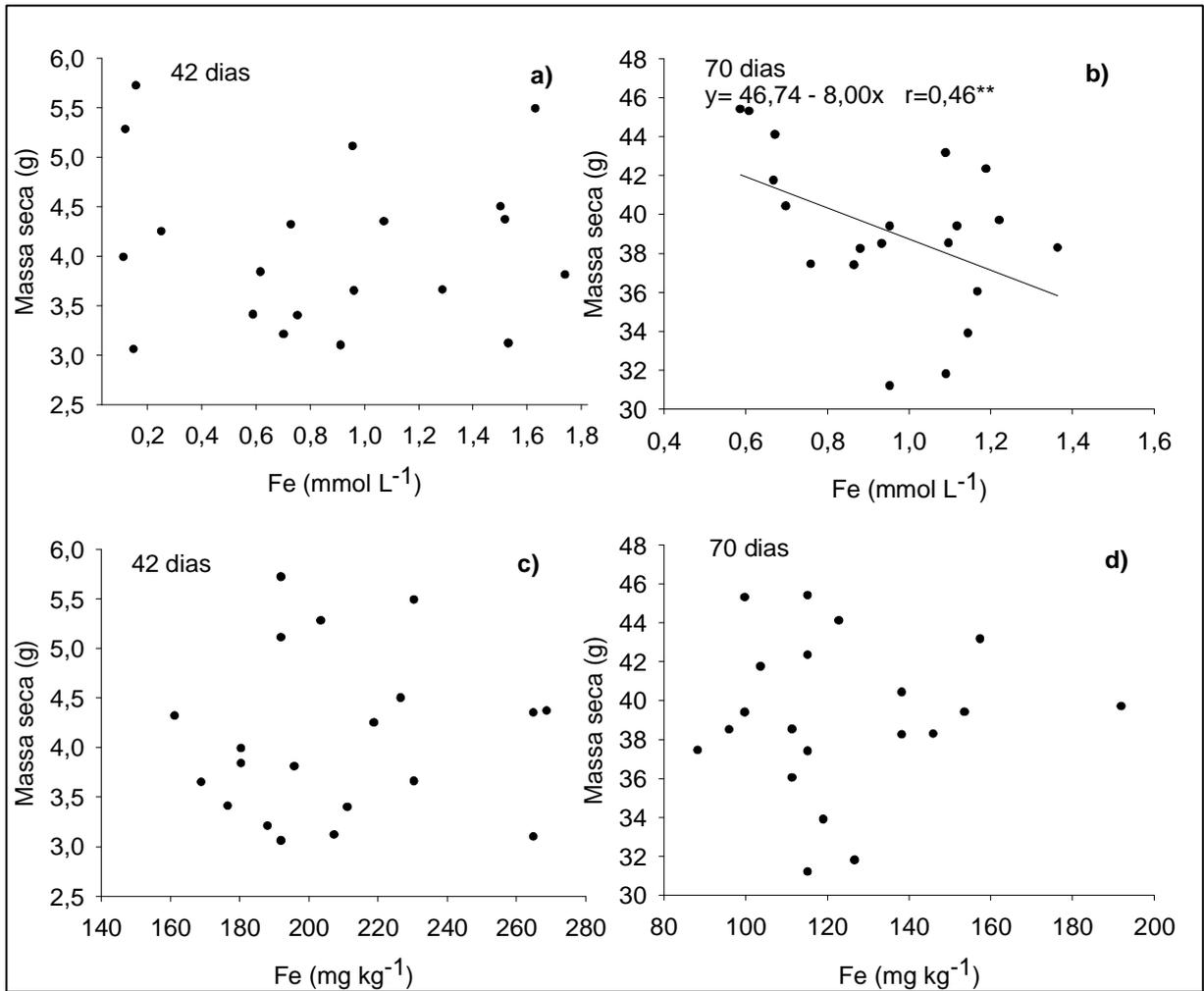


Figura 7. Relação da massa seca da parte aérea com a concentração de Fe na solução do solo aos 42 dias (a) e aos 70 dias (b) e teores de Fe na parte aérea aos 42 (c) e 70 (d) dias após a emergência do arroz. **Nível de significância 5%.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir deste estudo, foi possível constatar que o retardamento do início do alagamento do solo para estádios mais tardios da cultura do arroz (V6-V7) e a realização de drenagens ao longo do ciclo da cultura alteram a dinâmica de redução do ferro em solos alagados. O início do alagamento no estágio V6-V7 do arroz manteve os valores do potencial redox da solução do solo mais elevados até próximo aos 50 dias após a emergência, o que promoveu a menor concentração de ferro na solução do solo até os 70 dias após a emergência e deslocou o pico de liberação do ferro para estádios mais tardios da planta. A realização de drenagens ao longo do ciclo da cultura promoveu a reoxidação do solo que se refletiu no aumento dos valores do potencial redox e na redução da concentração de ferro na solução do solo.

As plantas de arroz cultivadas em condições de retardamento da entrada da água para o estágio V6-V7 e realização de drenagem ao longo do ciclo da cultura apresentaram os menores teores de ferro na parte aérea tanto no estágio V10-V11 como na fase de diferenciação da panícula. O uso destes procedimentos no manejo da água também se mostraram eficientes na redução do percentual de sintomas de toxidez de ferro nas folhas e promoveram o retardamento no aparecimento destes sintomas para fases mais tardias da cultura.

A realização de duas drenagens ao longo do ciclo da cultura do arroz promoveu a maior produção de massa seca das plantas na fase de diferenciação da panícula devido à eficácia deste manejo na redução da concentração de ferro na solução do solo, que contribuiu para a obtenção dos menores teores de ferro no arroz e ausência de sintomas de toxidez.

6. CONCLUSÕES

Nas condições experimentais, os resultados obtidos permitem concluir que:

- 1- O início do alagamento no estágio V2-V3 proporcionou as maiores concentrações de ferro na solução do solo e os maiores teores de ferro no arroz, intensificando os sintomas de toxidez.
- 2- O retardamento do início do alagamento para o estágio V6-V7 diminuiu os teores de ferro na solução do solo e deslocou o pico de liberação do elemento para 63 dias da emergência do arroz, mas não diminuiu os sintomas de toxidez por ferro, apenas atrasou a sua manifestação.
- 3- A drenagem do solo no estágio V10-V11 do arroz reduziu os teores de ferro na solução do solo e na parte aérea do arroz, porém não foi suficiente para prevenir a ocorrência de sintomas de toxidez por ferro.
- 4- A realização de duas drenagens ao longo do ciclo do arroz foi o manejo mais eficaz na redução da concentração de ferro na solução do solo, que contribuiu para a obtenção dos menores teores de ferro no arroz e ausência de sintomas de toxidez por ferro na parte aérea, além disso promoveu a maior produção de massa seca das plantas.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIFARIN, A.O. Grain yield loss due to iron toxicity. **West Africa Rice Development Association Technical Newsletter**, Bouaké, v. 8, p. 1-2, 1988.

ABRAHAM, M.J.; PANDEY, D.K. Performance of selected varieties and advance generation genotypes in rainfed lowland iron toxic soil. **International Rice Research Newsletter**, Los Baños, v. 14, p. 21-21, 1989.

ABREU, C.A., FERREIRA, M.E., BORKET, C.M. Disponibilidade e avaliação de elementos catiônicos: zinco e cobre. IN: FERREIRA, M.E., CRUZ, M.C.P., RAIJ, B., ABREU, C.A. (Eds.) **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, 2001, p.125-141.

ABU, M.B.; TUCKER, E.S.; HARDING S.S.; SESAY, J.S. Cultural practices to reduce iron toxicity in rice **International Rice Research Newsletter**, Los Baños, v. 14, p. 19-19, 1989.

ALVA, A. K. Changing concepts in paddy field water management. **Transactions of the Indian Society of Desert Technology and University Centre of Desert Studies**, New Delhi, v. 6, n. 2, p. 5-8, 1981.

ANDO, T. Nature of oxidizing power of rice roots. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 72, p. 57-71, 1983.

ARMSTRONG, W. Aeration in higher plants. **Advances in Botanical Research Incorporating Advances in Plant Pathology**, London, v. 7, p. 226-332, 1979.

ASCH, F. **Physiologische Faktoren der Salzresistenz bei Reis (*Oryza Sativa* L.)**. 1997. 197 p. Dissertation (Master of Science) - University of Hamburg, Hamburg, 1997.

ASCH, F., DINGKUHN, M., DORFFLING, K. Leaf K/Na ratio predicts salinity induced yield loss in irrigated rice. **Euphytica**, Dordrecht, v. 113, p. 109-118, 2000.

AUDEBERT, A.; SAHRAWAT, K.L. Mechanisms for iron toxicity tolerance in lowland rice. **Journal of Plant Nutrition**, Philadelphia, v. 23, p. 1877-1885, 2000.

AYOTADE, K.A. Reaction of some rice varieties to iron toxicity in flooded strongly acid ferralitic soil in Nigeria. **West Africa Rice Development Association Technical Newsletter**, Bouaké, v. 1, p. 11-11, 1979.

BARBOSA FILHO, M. P.; FAGERIA, N. K.; STONE, L. F. Manejo de água e calagem em relação à produtividade e toxicidade de ferro em arroz. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 18, n. 8, p. 903-910, 1983.

BECKER, M.; ASCH, F. Iron Toxicity – Conditions and management concepts. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, Weinheim, v. 168, p. 558-573, 2005.

BIENFAIT, H.F. Regulated redox processes at the plasmalemma of plant root cells and their function in iron uptake. **Journal of Bioenergetics and Biomembranes**, New York, v. 17, p. 73-83, 1985.

BLAKE, D.J.; REID, D.M. Ethylene, water relations and tolerance to water logging of three Eucalyptus species. **Australian Journal Plant Physiology**, Collingwood, v. 8, p. 497-505, 1981.

BLAKE, R. C.; SHUTE, E. A.; GREENWOOD, M. M.; SPENCER, G. H.; INGLEDEW, W. J. Enzymes of aerobic respiration on iron. **FEMS Microbial Reviews**, Amsterdam, v.11, p. 9-18, 1993.

BLUME, H.P. The fate of iron during soil formation in humid temperate environment. In: STUCKY, J.W. & SCHWERTMANN, U. eds. **Iron in soils and clay minerals**. Holland, D. Reidel Publishing Company. Cap. 21. p. 749-777, 1988.

BODEK, I.; LYMAN, W.J.; REEHL, W.F.; ROSENBLATT, D.H. **Environmental Inorganic Chemistry**: properties, processes, and estimation methods. New York: Pergamon Press, 1988. 671 p.

BOHNEN, H. Acidez do solo: origem e correção. In: KAMINSKI, J. (Ed.). **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: SBCS - Núcleo Regional Sul, 2000. p. 9-19.

BORRELL, A.; GARSIDE, A.; FUKAI, S. Improving efficiency of water use for irrigated rice in a semi-arid tropical environment. **Field Crops Research**, Amsterdam, v. 52, n. 3, p. 231-248, June 1997.

BOUMAN, B. A. M.; TUONG, T. P. Field water management to save water and increase its productivity in irrigated lowland rice. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 49, n. 1, p. 11-30, July 2001.

BRASIL. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Rio Grande do Sul**. Recife: Ministério da Agricultura - Departamento Nacional de Pesquisa Agropecuária, 1973. 431 p.

BRIAT, J. F., LOBREAUX, S. Iron transport and storage in plants. **Trends in Plant Science**, London, v. 2, n. 5, p. 187-193, 1997.

CAKMAK, I. **Morphologische und physiologische Veränderungen bei Zink-Mangelpflanzen**. 1988. 324 p. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Hohenheim, Stuttgart, 1988.

CHEEMA, S.S.; CHAUDHARY, U.; TAKKAR, P.N.; SHARMA, B.D. Effect of dates of transplanting on uptake of micronutrients by rice cultivars of different growth stages. **Journal Research Punjab Agricultural University**, Ludhiana, v. 27, p. 199-206, 1990.

CHEN, C.C.; DIXON, J.B.; TURNER, F.B. Iron coatings on rice leaves: Morphology and models of development. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 1113-1119, 1980a.

CHEN, C.C.; DIXON, J.B.; TURNER, F.B. Iron coatings on rice leaves: Mineralogy and quantity influencing factors. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p. 635-639, 1980b.

CHENG, B.T., QUALLETE, G.J. Manganese availability in soil. **Soils Fert.** V. 34, p. 589-595, 1971.

CHEVRIER, N.; SARKAN, F.; CHUNG, Y.S. Oxidative damages and repair in *Euglean gracilis* exposed to ozone. **Plant and Cell Physiology**, Oxford, v. 29, p. 321-327, 1988.

CLARK, R. B.; TIFFIN, L. O.; BROWN, J.C. Organic acids and iron translocation in maize genotypes. **Plant Physiology**, Rockville, v. 52, p. 147-150, 1973.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. Porto Alegre: SBCSNRS/ EMBRAPA-CNPT, 2004, 400 p.

DIAS, A.D. **Caracterização de parâmetros de solo aerado que permitam prever a ocorrência da toxidez por em arroz (*Oryza sativa L.*)**. 1991. 69 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel / Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 1991.

DIJKSHOORN, W.; SUJITNO, S.A.; ISMUNADJI, M. Potassium uptake by rice plants and interaction with other cations. **Plant and Soil**, The Hague, v. 40, p. 525-534, 1974.

DOBERMANN, A.; FAIRHURST, T.H. **Rice: nutrient disorders and nutrient management**. Manila, The Philippines: International Rice Research Institute, 2000. 191 p.

ELSTNER, E. F. Oxygen activation and oxygen toxicity. **Annual Review of Plant Physiology**, Stanford, v. 33, p. 73-96, 1982.

EMERSON, D., MOYER, C. Isolation and characterization of novel iron oxidizing bacteria that grow at circumneutral pH. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 60, p. 4032-4038, 1997.

ERNST, W.G. **Minerais e rochas**. São Paulo: Edgard Blucher, 1996. 162 p.

FAGERIA, N.K. Influence of iron on nutrient uptake by rice. **International Rice Research Newsletter**, Los Baños, v. 13, p. 20-21, 1988.

FAIRHURST, T. H.; WITT, C. **Rice: A practical guide to nutrient management.** Singapore / Makati City: Potash and Phosphate Institute of Canada – PPIC and International Rice Research Institute – IRRI, 2002. 89 p.

FISCHER, W.R. Microbiological reactions of iron in soils. In: STUCKY, J. W.; GOODMAN, B.A.; SCHWERTMANN, U. (Eds.) **Iron in soils and clay minerals.** Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, 1988. chap. 20, p.715-47.

GOMES, A. da S. **Problemática da toxicidade de ferro em arroz irrigado no RS.** Pelotas: EMBRAPA- CPATB, 1989. (EMBRAPA. PNP Arroz Projeto 0018702610). Projeto concluído.

GOMES, A. da S.; SOUSA, R.O.; ALQUATI, P.H. Estudos preliminares sobre a dinâmica do Fe (II) em três solos cultivados com arroz irrigado no RS. In: REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 16., 1987, Camboriú. **Anais...** Florianópolis: EMPASC, 1987. p. 194-205.

GOMES, A. da S.; SOUSA, R.O.; DIAS, A.D.; MACHADO, M.O.; PAULETTO, E.A. A problemática da toxicidade do Fe em arroz irrigado no RS. In: REUNIÃO NACIONAL DE PESQUISA DE ARROZ, 4., 1990, Goiânia. **Anais...** Goiânia: CNPAF/EMBRAPA, 1990. p. 116.

GOMES, A., VAHL, L.C., TURATTI, A.L. Início de irrigação X supressão de água à lavoura de arroz irrigado. In: REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, 11, 1981, Pelotas. **Anais...** Pelotas: EMBRAPA/CPACTB, 1981. p. 203-206.

GROSS, J. STEIN, R.J.; FETT-NETO, A.G.; FETT, J.P. Iron homeostasis related genes in rice. **Genetics and Molecular Biology**, São Paulo, v. 26, n. 4, p. 477-497, 2003.

GUPTA, A.S.; WEBB, R.P.; HOLADAY, A.S.; ALLEN, R. D. Over expression of superoxide dismutase protects plants from oxidative stress. **Plant Physiology**, Rockville, v. 103, p. 1067-1073, 1993.

HALLIWELL, B.J.; GUTTERIDGE, M. C. Oxygen toxicity, oxygen radicals, transition metals and disease. **Biochemical Journal**, London, v. 219, p. 1-14, 1984.

HANHART, K.; NI, D.V. The effect of water management treatments on the cultivation of an irrigated dry season rice crop on a severe acid sulphate soil in Hoa An station, Vietnam. In: M.E.F. van Mensvoort and D. Dent (Editors), **Selected Papers of the Ho Chi Minh City Symp. on Acid Sulphate Soils**, March 1992. ILRI Publ. 53, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen, in press. 1992.

HARRISON, P.M., AROSIO, P. The ferritins: molecular properties, iron storage function and cellular regulation. **Biochemistry and Biophysica Acta**, Edmonton, v. 1275, p. 161-203, 1996.

HÖFNER, W. Eisen- und manganhaltige Verbindungen im Blutungssaft von *Helianthus annuus*. **Physiologia Plantarum**, Oxford, v. 23, p. 673-677, 1970.

HOWELER, R.H. Iron-induced orange disease of rice in relation to physiochemical changes in a flooded Oxisol. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 37, p. 898-903, 1973.

HU, B.; WU, P.; LIAO, C. Y.; JING, W. Z.; ZHU, J. M. Effect of ascorbate-specific H₂O₂- scavenging on tolerance to iron toxicity in rice. **Acta Phytophysiologica Sinica**, Beijing, v. 25, p. 43-48, 1999.

IRUTHAYARAJ, M. R. Study on effect of water management practices and nitrogen levels on weed growth in two swamp rice varieties. **Agricultural Science Digest**, Haryana, v. 1, n. 1, p. 39-42, 1981.

JAYAWARDENA, S.D.G.; WATABE, T.; TANAKA, K. Relation between root oxidizing power and resistance to iron toxicity in rice. **Report of Society of Crop Science and Plant Breeding in Kinki**, Kinki, v. 22, p. 38-47, 1977.

KAMPF, N. O ferro no solo. In: REUNIÃO SOBRE FERRO EM SOLOS INUNDADOS, 1., 1987, Goiânia. **Anais...** Goiânia: CNPAF/EMBRAPA, 1988. p. 35-71.

KAWASE, M. Automatical and morphological adaptation of plants to water logging. **Hortscience**, Alexandria, v. 16, p. 30-34, 1981.

KIRK, G.J.D., **The Biogeochemistry of submerged soils**. Research Institute, Philippines, 291 p., 2004.

KOSEGARTEN, H.; HOFMANN, B.; MENGEL, K. Apoplastic pH and Fe³⁺-reduction in intact sunflower leaves. **Plant Physiology**, Rockville, v. 121, p. 1069-1079, 1999.

LANTIN, R.S.; NEUE, H.U. Iron toxicity: a nutritional disorder in wetland rice. **Lavoura Arrozeira**, Porto Alegre, v. 42, p. 3-8, 1989.

LARSON, R.A. The antioxidants of higher plants. **Phytochemistry**, Oxford, v. 27, p. 969-978, 1988.

LANDSBERG, E.C. Hormonal regulation of iron-stress response in sunflower root: a microbial and cytological investigation. **Protoplasma**, Wien, v. 194, p. 69-80, 1996.

LEFROY, R.D.B., SAMOSIR, S.S.R., BLAIR, G.J. The dynamics of sulfur, phosphorus and iron in flooded soils as affected by changes in Eh and pH. **Australian Journal of Soil Research**, Sidney, v. 33, p. 493-508, 1993.

LEON, L. A. **Química de los suelos inundados**. Cali. CIAT. Colômbia. 35p. 1981.

LINDSAY, W.L. **Chemical equilibria in soils**. New York: John Wiley and Sons, 1979. 449 p.

LIU, X., THEIL, E. C. Ferritins: dynamic management of biological iron and oxygen chemistry. **Acc. Chem. Res.**, v. 38, p. 167-175, 2005.

LOBREAUX, S., BRIAT, J.F. Ferritin accumulation and degradation in different organs of pea (*Pisum sativum*) during development. **Journal Biochemistry**. Seikagaku, v. 274, p. 601-606, 1991.

MACLEAN, J.L.; DAWE, D.C.; HARDY, B.; HETTEL, G.P. **Rice Almanac**. Wallingford: CABI Publishing, 2002. 253 p.

MACHOLD, O.; MEISEL, W.; SCHNORR, H. Bestimmung der Bindungsformen des Eisens in Blättern durch Mössbauer-Spektrometrie. **Naturwissenschaften**, New York, v. 55, p. 499-500, 1968.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2nd ed. London: Academic Press, 1995. 889 p.

MIYAO, M.; IKEUCHI, M.; YAMAMOTO, N.; ONO, T. Specific degradation of the D 1 protein of photosystem II by treatment with hydrogen peroxide in darkness: Implications for the mechanism of degradation of the D 1 protein under illumination. **Biochemistry**, Washington, v. 34, p. 10019-10026, 1995.

MONTEIRO, H.P.; WINTERBOURN, C.C. The superoxide-dependent transfer of iron from ferritin to transferritin. **Biochemical Journal**, London, v. 256, p. 923-928, 1988.

MOORMANN, F.R.; VAN BREEMEN, N. **Rice: soil, water, land**. Los Baños: International Rice Research Institute – IRRI, 1978. 185 p.

MOREL, D.A.; MACHADO, M.O. Identification of iron toxicity in Brazil. **International Rice Research Newsletter**, Los Baños, v. 6, p. 9-9, 1981.

MOREL, F.M.M.; HERING, J.G. **Principles and Applications of Aquatic Chemistry**. New York: John Wiley and Sons, 1993. 608 p.

MUNCH, J.C.; OTTOW, J.C.G. Preferential reduction of amorphous to crystalline iron oxides by bacterial activity. **Soil Science**, Baltimore, v. 129, p. 15-21, 1980.

NIKOLIC, M.; RÖMHELD, V. The role of the leaf apoplast in iron nutrition of plants. In: HORST, W. J. et al. (Eds.). **Plant Nutrition: Food security and sustainability of agro-ecosystems through basic and applied research**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 274-275, 2001.

OTTOW, J.C.G.; BENCKISER, G.; WATANABE, I. Iron toxicity of rice as a multiple nutritional soil stress. **Tropical Agriculture Research Series**, Ibaraki, v. 15, p. 167-179, 1982.

PATRA, B. N., MOHANY, S. K. Effects of nutrients and liming on changes in pH, redox potential and uptake of iron and manganese by wetland rice in iron toxic soil. **Biology Fertility of Soils**, Heidelberg, v. 17, p. 285-288, 1994.

PETERSON, D.A. Enhanced electron transfer by unsaturated fatty acids and superoxide dismutase. **Free Radical Research Communications**, Abingdon, v. 12/13, p. 161-166, 1991.

PILLON, C.N. **Propriedades de solos associadas à ocorrência de sintomas de toxidez de ferro em arroz irrigado por inundação**. 1994. 107 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1994.

PONNAMPERUMA, F. N. Dynamic aspects of flooded soils. In: The mineral nutrition of the rice plant. **Internacional Rice Research Institute**. Johns Hopkins Press, Baltimore. p.295-328, 1964.

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

RANNO, S. K. ; SILVA, L. S. ; MALLMANN, F. J. K. . Fracionamento do fósforo inorgânico em solos de várzea do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrociência**, v. 13, p. 47-54, 2007.

SAHRAWAT, K. L. Influence of water regime on growth yield, and nitrogen uptake of rice. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 12, n. 9, p. 919-932, 1981.

SAHRAWAT, K. L.; DIATTA, S. Nutrient management and season affect soil iron toxicity. West Africa Rice Development Association **Annual Report** 1994, Bouaké, pp. 34-35, 1995.

SAHRAWAT, K.L.; MULBAH, C.K.; DIATTA, S.; DELAUNE, R.D.; PATRICK, J.R. W.H.; SINGH, B.N.; JONES, M.P. The role of tolerant genotypes and plant nutrients in the management of iron toxicity in lowland rice. **Journal of Agricultural Science**, New York, v. 126, p. 143-149, 1996.

SAHRAWAT, K.L. Elemental composition of rice plant as affected by iron toxicity under field conditions. **Communications in Soil Science Plant Analysis**, Philadelphia, v. 31, p. 2819-2827, 2004.

SANDHU, B. S.; KHERA, K. L.; PRIHAR, S. S.; BALDEV, S. Irrigation needs and yield of rice on a sandy-loam soil as affected by continuous and intermittent submergence. **Indian Journal of Agricultural Science**, New Delhi, v. 50, n. 6, p. 492-496, 1980.

SCHMIDT, W. Mechanisms and regulation of reduction-based iron uptake in plants. **New Phytologist**, Oxford, v. 141, p. 1-26, 1999.

SCHWERTMANN, U. The effect of pedogenic environments on iron oxide minerals. **Advanced Soil Science**, Georgetown, v. 1, p. 171-200, 1985.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.E. Iron oxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. (Eds.). **Minerals in soil environment**. Charlottesville: University Press of Virginia, p. 335-361, 1997.

SINGH, B.P.; DAS, M.; PRASAD, R.N.; RAM, M. Characteristics of Fe-toxic soils and affected plants and their correction in acid Haplaquents of Meghalaya. **Rice Research Newsletter**, Los Baños, v. 17, p. 18-19, 1992.

SMITH, B.N. Iron in higher plants: storage and metabolic role. **Journal of Plant Nutrition**, Philadelphia, v. 7, p. 759-766, 1984.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI). **Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil**. Pelotas: SOSBAI, 2007. 154 p.

SOUSA, R.O.; GOMES, A. da S.; VAHL, L.C. Toxidez por ferro em arroz irrigado. In: GOMES, A. da S.; MAGALHÃES JÚNIOR, A. (Eds.). **Arroz irrigado no Sul do Brasil**. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, p. 305-337, 2004.

SOUSA, R.O. DE; CAMARGO, F.A.O.; VAHL, L.C. Solos alagados: reações redox. In: MEURER, E. J. (Ed.). **Fundamentos de química do solo**. 3ª ed. Porto Alegre: Evangraf, p.185-211, 2006.

STONE, L. F.; SILVEIRA, P. M. da; OLIVEIRA, A. B. de; AQUINO, A. R. L. de. Efeitos da supressão de água em diferentes fases de crescimento na produção do arroz irrigado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 14, n. 2, p. 105-109, 1979.

STONE, L. F.; MOREIRA, J. A. A.; SILVEIRA FILHO, A. Manejo de água na cultura do arroz: consumo, ocorrência de plantas daninhas, absorção de nutrientes e características produtivas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 25, n. 3, p. 323-337, 1990.

STRAUB, K. L., BENZ, B. WIDDEL, F. Anaerobic nitrate-dependent microbial oxidation of ferrous iron. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v.62, p. 1458-1460, 1996.

SUBRAMANIAN, S.; SUNDARSINGH S. D.; RAMASWAMI, K. P. Crop sequence studies under different irrigation regimes and manuring for Vaigai Periyar Command area. **Madras Agricultural Journal**, Madras, v. 65, n. 9, p. 567-571, 1978.

SWARUP, A. Effect of gypsum, farmyard manure and rice husk on the availability iron and manganese to rice in submerged sodic soil. **Oryza**, Cuttack, v. 38, p. 42-42, 1988.

TABBAL, D. F.; BOUMAN, B. A. M.; BHUIYAN, S. I.; SIBAYAN, E. B.; SATTAR, M. A. On-farm strategies for reducing water input in irrigated rice: case studies in the Philippines. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 56, n. 2, p. 93-112, July 2002.

TADANO, T. Devices of rice roots to tolerated high iron concentration in growth media. **Japanese Agricultural Research Quarterly**, Ibaraki, v.9, p.34-39, 1975.

TADANO, T. Studies on the method to prevent iron toxicity in the lowland rice. **Memories of Faculty of Agriculture Hokkaido University**, Hokkaido, v.10, p.22-68, 1976.

TANAKA, A.; TADANO, T. El potassio en relacion con la toxicidad del hierro en el arroz. **Revista de la Potasa**, Suíça, v.21, p.1-12, 1972.

TANAKA, A.; NAVASERO, S.A. Manganese content of rice plant under water culture conditions. **Soil Science and Plant Nutrition**, Weinheim, v. 12, p. 67-72, 1966.

TINH, T. K. Reduction chemistry of acid sulphate soils: Reduction rates and influence of rice cropping. **Acta Universitatis Agriculturae Sueciae**, Agraria. Uppsala, Sweden. n. 206, p. 1401-6249, 1999.

THONGBAI, P.; GOODMAN, B.A. Free radical generation and post-anoxic injury in rice grown in an iron-toxic soil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON IRON NUTRITION AND INTERACTIONS IN PLANTS, 9, 2000, Stuttgart. **Proceedings...** Stuttgart: University of Hohenheim, p. 1887-190, 2000.

THOMPSON, J.E.; LEGGE, R.L. The role of free radicals in senescence and wounding. **New Phytologist**, Oxford, v. 105, p. 317-344, 1987.

TSUTSUI, H. Manejo da água para produção de arroz. **Lavoura Arrozeira**, Porto Alegre, v. 25, n. 269, p. 36-41, out. 1972.

VAHL, L.C. **Disponibilidade de nutrientes para o arroz em solos do Rio Grande do Sul**. 1982. 140 p. Dissertação (Mestrado em Solos) Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1982.

VAHL, L.C. **Toxidez de ferro em genótipos de arroz irrigado por alagamento**. 1991. 173p. Tese (Doutorado em Solos) Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1982.

VAN BREEMEN, N. Long-term chemical, mineralogical, and morphological effects of iron-redox processes in periodically flooded soils. In: STUCKY, J.W.; GOODMAN, B.A.; SCHWERTMANN, U. (Eds.). **Iron in soils and clay minerals**. Dordrecht: D. Reidel Publishing Company, chap. 24. p. 811-23, 1988.

VAN BREEMEN, N. Environmental aspects of acid sulphate soils. In: D.L. Dent and M.E.F. van Mensvoort (Editors), **Selected Papers of the Ho Chi Mirth City Symp. on Acid Sulphate Soils**, March 1992. ILRI Publ. 53, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen. 1993.

VERMA, T. S.; TRIPATHI, B. R. Effect of soil moisture and lime on the growth and iron and manganese nutrition of rice in an acid soil. **Oryza**, Cuttack, v. 18, n. 3, p. 119-122, 1981.

VIRMANI, S.S. Varietal tolerance of rice to iron toxicity in Liberia. **Rice Research Newsletter**, Los Baños, v. 2, p. 4-5, 1977.

YEO, A. R.; YEO, M. E.; FLOWERS, T.J. The contribution of an apoplastic pathway to sodium uptake by rice roots in saline conditions. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 38, p. 1141-1153, 1987.

YAMAUCHI, M.; PENG, X.X. Ethylene production in rice bronzing leaves induced by ferrous iron. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 149, p. 227-234, 1993.

YAMANOUCHI, M.; YOSHIDA, S. Physiological mechanisms of rice's tolerance for iron toxicity. Paper presented at the IRRI Saturday Seminar, June 6, 1981. **The International Rice Research Institute**, Manila, The Philippines, 1981.

YOSHIDA, S. **Fundamentals of rice crop science**. Los Baños: The International Rice Research Institute – IRRI, 269 p., 1981.

WELCH, R.M.; NORVELL, W.A.; SCHAEFER, S.C.; SHAFF, J.E.; KOCHIAN, L.V. Induction of iron(III) and copper(II) reduction in pea (*Pisum sativum* L.) by Fe and Cu status: does the root-cell Fe(III)-chelate reductase perform a general role in regulating cation uptake? **Planta**, New York, v. 190, p. 555-561, 1993.

8. APÊNDICE

Solução do solo

Apêndice 1. Valores de pe + pH da solução de um Planossolo Háplico em função de manejos da água e dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz								
		17	24	31	41	48	55	63	70	
		-----				pe + pH	-----			
T1	1	9,53	8,75	8,57	8,64	8,55	8,75	8,77	8,67	
T1	2	10,03	8,80	8,61	8,66	8,49	8,22	8,44	8,25	
T1	3	10,20	8,81	8,45	8,98	8,52	8,34	8,74	8,54	
T1	4	9,47	8,40	8,41	8,62	8,49	8,38	8,98	8,57	
T2	1	-	10,64	9,99	9,38	8,93	8,78	8,88	8,71	
T2	2	-	10,51	9,86	9,19	9,06	8,92	8,86	8,42	
T2	3	-	10,47	9,43	9,20	8,61	8,34	8,71	---	
T2	4	-	10,46	9,69	9,28	8,97	8,37	8,93	8,70	
T3	1	9,21	8,33	8,38	8,61	-	9,47	9,46	9,24	
T3	2	10,16	8,78	8,71	8,94	-	9,50	9,18	8,36	
T3	3	10,13	8,83	8,57	8,84	-	9,50	9,21	9,16	
T3	4	10,27	9,14	8,73	8,65	-	9,46	9,15	8,59	
T4	1	-	10,13	8,91	9,11	-	9,13	9,44	8,75	
T4	2	-	10,24	9,89	9,22	-	9,39	9,19	---	
T4	3	-	9,99	8,64	9,19	-	9,30	9,32	8,57	
T4	4	-	10,43	9,26	8,76	-	9,17	8,82	8,56	
T5	1	8,99	8,43	8,43	10,19	-	9,71	8,71	9,00	
T5	2	8,55	8,34	8,51	10,05	-	9,52	9,41	8,72	
T5	3	8,63	8,44	8,39	10,17	-	9,49	9,56	8,97	
T5	4	9,15	8,56	8,52	10,21	-	9,61	9,33	8,67	

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾----- - dado não analisado.

Apêndice 2. Médias dos valores do pH e do potencial redox (Eh) da solução de um Planossolo alagado em função de manejos da água e dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Dias após a emergência do arroz							
	17	24	31	41	48	55	63	70
	----- pH -----							
T1	5,34ab	5,72b	6,01a	6,18a	6,11a	6,01a	6,26a	6,48a
T2	-	5,08d	5,44c	5,76c	6,01b	5,99a	6,29a	6,48a
T3	5,30b	5,71b	6,02a	6,20a	-	5,55b	6,09b	6,46a
T4	-	5,20c	5,64b	5,96b	-	5,36c	6,04bc	6,44a
T5	5,51a	5,85a	6,15a	5,12d	-	5,45bc	5,95c	6,39a
	----- Eh (mV) -----							
T1	264,0a	175,4cd	147,3c	150,4d	141,6b	142,2b	146,0b	119,6a
T2	-	321,3a	253,7a	206,6b	170,2a	153,9b	150,5b	126,0a
T3	274,2a	180,7c	151,8c	151,3d	-	231,9a	186,5a	140,4a
T4	-	294,6b	208,7b	183,6c	-	229,2a	186,0a	129,2a
T5	195,7b	153,1d	136,3c	297,1a	-	243,8a	195,1a	144,4a

* Médias seguidas de letras distintas nas colunas em relação a cada data após a emergência do arroz diferem estatisticamente pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade. T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

Apêndice 3. pH da solução de um Planossolo Háplico em função de manejos da água e dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- pH -----							
T1	1	5,38	5,71	5,92	6,14	6,03	6,22	6,24	6,41
T1	2	5,32	5,69	6,01	6,18	6,15	5,97	6,24	6,53
T1	3	5,24	5,64	5,98	6,14	6,11	5,86	6,28	6,47
T1	4	5,40	5,82	6,14	6,25	6,16	6,00	6,26	6,51
T2	1	-	4,93	5,28	5,72	5,95	6,23	6,29	6,38
T2	2	-	5,15	5,36	5,7	5,99	5,81	6,20	6,57
T2	3	-	5,17	5,62	5,87	6,06	6,01	6,38	-----
T2	4	-	5,05	5,51	5,76	6,03	5,92	6,30	6,48
T3	1	5,57	5,80	6,05	6,19	-	5,54	6,11	6,43
T3	2	5,25	5,70	5,98	6,19	-	5,61	6,04	6,51
T3	3	5,23	5,71	6,06	6,2	-	5,53	6,12	6,42
T3	4	5,13	5,62	6,00	6,2	-	5,53	6,09	6,48
T4	1	-	5,22	5,75	5,95	-	5,52	6,05	6,35
T4	2	-	5,10	5,45	6,01	-	5,31	6,17	-----
T4	3	-	5,35	5,78	5,95	-	5,29	6,01	6,51
T4	4	-	5,14	5,57	5,91	-	5,33	5,92	6,45
T5	1	5,60	5,86	6,18	5,21	-	9,71	8,71	9,00
T5	2	5,54	5,86	6,17	5,14	-	9,52	9,41	8,72
T5	3	5,48	5,83	6,18	5,09	-	9,49	9,56	8,97
T5	4	5,43	5,85	6,08	5,05	-	9,61	9,33	8,67

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾----- - dado não analisado.

Apêndice 4. Potencial redox (Eh) da solução de um Planossolo Háplico em função de manejos da água e dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- Eh (mv) -----							
T1	1	245,1	179,4	156,5	147,5	148,8	149,1	149,0	133,4
T1	2	278,0	183,2	153,4	146,6	137,9	132,7	129,7	101,5
T1	3	292,8	186,9	145,5	167,5	142,0	146,5	145,1	122,1
T1	4	240,3	152,3	133,7	139,9	137,7	140,7	160,3	121,4
T2	1	-	337,0	277,9	216,0	176,0	150,4	153,1	137,6
T2	2	-	316,3	265,3	206,0	180,9	183,2	156,9	109,3
T2	3	-	312,9	224,9	196,5	150,3	137,4	137,2	---
T2	4	-	319,1	246,8	207,9	173,7	144,8	155,0	131,2
T3	1	214,6	149,5	137,5	142,8	-	231,7	197,7	165,9
T3	2	289,6	181,7	161,0	162,2	-	229,4	185,3	109,4
T3	3	289,0	183,9	147,8	155,6	-	234,4	182,2	161,7
T3	4	303,5	207,7	160,9	144,8	-	232,1	180,7	124,6
T4	1	-	289,6	186,7	186,3	-	213,2	199,8	141,4
T4	2	-	303,4	262,0	189,2	-	240,5	177,9	---
T4	3	-	273,6	168,5	190,9	-	236,5	195,2	121,7
T4	4	-	312,0	217,5	168,1	-	226,8	171,0	124,4
T5	1	200,2	151,8	132,8	294,1	-	254,0	172,6	159,8
T5	2	177,5	146,6	138,0	289,9	-	240,5	200,4	136,6
T5	3	186,1	153,9	130,3	300,0	-	236,2	211,4	149,0
T5	4	219,2	160,0	144,0	304,5	-	244,6	195,9	132,1

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾----- - dado não analisado.

Apêndice 5. Concentração de Fe na solução de um Planossolo alagado em função de manejos de água e dos dias após a emergência do arroz.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- Fe (mmol L ⁻¹) -----							
T1	1	0,52	0,93	1,69	1,52	1,30	1,48	1,62	1,36
T1	2	0,58	0,93	1,75	1,29	1,69	1,58	1,39	1,22
T1	3	0,66	1,00	1,62	1,07	0,93	1,03	1,44	1,09
T1	4	0,49	0,82	1,79	1,74	1,38	1,03	1,45	0,87
T2	1	-	0,48	0,55	0,89	1,14	1,25	1,41	1,12
T2	2	-	0,94	0,63	0,85	0,82	1,30	1,25	1,19
T2	3	-	0,87	0,50	0,62	1,44	1,24	1,51	0,88
T2	4	-	0,94	0,68	0,70	1,07	1,28	1,30	0,70
T3	1	0,55	0,94	1,74	0,91	-	0,17	0,87	0,95
T3	2	0,58	0,66	1,53	1,63	-	0,32	0,94	1,09
T3	3	0,67	0,73	1,42	1,53	-	0,42	1,13	1,14
T3	4	0,71	0,59	1,03	1,50	-	0,27	1,30	1,10
T4	1	-	1,04	0,64	0,75	-	0,31	0,93	0,95
T4	2	-	0,78	0,57	0,73	-	0,35	0,80	---
T4	3	-	0,79	0,69	0,96	-	0,21	0,96	1,17
T4	4	-	0,60	0,57	0,96	-	---	0,94	0,93
T5	1	0,59	0,93	1,62	0,16	-	0,34	0,39	0,61
T5	2	0,61	0,91	1,95	0,11	-	0,19	0,60	0,67
T5	3	0,67	0,75	1,72	0,12	-	0,27	0,73	0,59
T5	4	0,54	0,80	1,46	0,15	-	---	0,87	0,67

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾---- - dado não analisado.

Apêndice 6. Concentração de manganês na solução de um Planossolo Háplico submetido a diferentes manejos de água.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- Mn (mmol L ⁻¹) -----							
T1	1	0,0120	0,0188	0,0272	0,0267	0,0234	0,0247	0,0283	0,0300
T1	2	0,0121	0,0153	0,0209	0,0232	0,0284	0,0258	0,0241	0,0248
T1	3	0,0125	0,0171	0,0205	0,0178	0,0152	0,0164	0,0209	0,0177
T1	4	0,0128	0,0192	0,0280	0,0280	0,0225	0,0212	0,0243	0,0240
T2	1	-	0,0171	0,0147	0,0145	0,0185	0,0248	0,0215	0,0254
T2	2	-	0,0105	0,0098	0,0087	0,0146	0,0210	0,0217	0,0292
T2	3	-	0,0091	0,0164	0,0143	0,0255	0,0301	0,0293	0,0287
T2	4	-	0,0074	0,0150	0,0149	0,0199	0,0251	0,0202	0,0253
T3	1	0,0118	0,0203	0,0276	0,0268	-	0,0120	0,0158	0,0188
T3	2	0,0116	0,0180	0,0255	0,0253	-	0,0168	0,0175	0,0223
T3	3	0,0121	0,0166	0,0262	0,0258	-	0,0187	0,0231	0,0232
T3	4	0,0128	0,0168	0,0220	0,0237	-	0,0147	0,0210	0,0314
T4	1	-	0,0070	0,0129	0,0143	-	0,0117	0,0163	0,0281
T4	2	-	0,0070	0,0140	0,0153	-	0,0187	0,0180	---
T4	3	-	0,0063	0,0143	0,0164	-	0,0125	0,0161	0,0268
T4	4	-	0,0059	0,0147	0,0186	-	---	0,0180	0,0285
T5	1	0,0133	0,0198	0,0261	0,0136	-	0,0056	0,0092	0,0192
T5	2	0,0110	0,0178	0,0312	0,0146	-	0,0098	0,0110	0,0206
T5	3	0,0120	0,0174	0,0280	0,0157	-	0,0049	0,0107	0,0214
T5	4	0,0097	0,0171	0,0234	0,0171	-	---	0,0144	0,0267

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾---- - dado não analisado.

Apêndice 7. Concentração de cálcio na solução de um Planossolo Háplico submetido a diferentes manejos de água.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		Ca (mmol L ⁻¹)							
T1	1	1,18	2,01	2,67	2,55	2,51	2,51	2,78	3,32
T1	2	1,21	1,88	2,17	2,89	3,07	2,76	2,63	4,12
T1	3	1,32	2,01	2,22	1,82	1,46	1,65	2,07	2,87
T1	4	1,23	2,02	3,03	2,90	2,38	2,26	2,33	4,26
T2	1	-	2,82	2,16	1,56	2,08	2,55	2,42	2,83
T2	2	-	1,80	1,15	1,57	1,09	2,05	2,06	4,26
T2	3	-	1,42	1,92	1,52	2,58	3,27	2,93	2,46
T2	4	-	0,97	1,67	1,69	2,13	2,30	2,12	4,83
T3	1	1,01	2,17	2,90	2,74	-	1,04	1,55	2,02
T3	2	1,17	2,00	2,80	2,75	-	1,80	1,83	2,47
T3	3	1,22	1,98	2,66	2,82	-	2,18	2,08	2,63
T3	4	1,41	1,99	2,43	2,64	-	1,69	2,19	5,32
T4	1	-	0,88	1,42	1,45	-	1,12	1,68	3,55
T4	2	-	0,79	1,57	1,58	-	2,04	1,84	—
T4	3	-	0,73	1,51	1,67	-	1,16	1,64	4,66
T4	4	-	0,76	1,68	2,02	-	—	1,96	5,34
T5	1	1,25	2,07	2,68	1,39	-	0,77	0,82	4,93
T5	2	1,07	1,97	3,46	1,46	-	0,79	1,28	4,06
T5	3	1,22	2,07	3,03	1,72	-	0,62	1,24	3,85
T5	4	0,95	1,87	2,55	1,83	-	—	2,35	4,51

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾- solo não alagado

⁽²⁾---- - dado não analisado.

Apêndice 8. Concentração de magnésio na solução de um Planossolo Háplico submetido a diferentes manejos de água.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- Mg (mmol L ⁻¹) -----							
T1	1	1,71	3,66	3,57	3,43	3,21	3,60	3,87	4,70
T1	2	1,74	2,68	3,00	3,86	4,09	3,76	3,45	4,55
T1	3	1,97	3,02	3,21	2,42	1,97	2,32	2,97	2,62
T1	4	1,85	3,05	4,38	3,83	3,34	3,23	3,13	3,54
T2	1	-	4,09	3,10	2,17	2,70	3,58	3,40	4,01
T2	2	-	2,40	1,63	2,15	1,51	2,78	2,81	5,47
T2	3	-	2,12	2,57	2,07	3,55	4,48	4,22	3,30
T2	4	-	1,50	2,36	2,23	2,97	3,25	2,89	4,64
T3	1	1,65	3,19	4,04	3,74	-	1,41	2,12	2,90
T3	2	1,75	2,98	4,34	3,67	-	2,48	2,44	3,52
T3	3	1,79	2,80	3,64	3,73	-	3,11	2,92	3,32
T3	4	1,93	2,88	3,50	3,53	-	3,58	3,04	5,84
T4	1	-	1,28	1,88	1,95	-	1,60	2,29	5,46
T4	2	-	1,18	2,06	2,20	-	2,76	2,51	---
T4	3	-	1,00	2,03	2,09	-	1,59	2,26	5,06
T4	4	-	1,05	2,41	2,75	-	---	2,67	5,82
T5	1	1,87	3,12	3,52	1,75	-	1,04	1,10	3,72
T5	2	1,60	2,87	4,47	1,93	-	1,10	1,70	4,40
T5	3	1,79	2,98	4,01	2,25	-	0,80	1,69	4,24
T5	4	1,35	2,51	3,32	2,37	-	---	3,02	5,25

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾----- - dado não analisado.

Apêndice 9. Concentração de potássio na solução de um Planossolo Háplico submetido a diferentes manejos de água.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- K (mmol L ⁻¹) -----							
T1	1	0,096	0,275	0,338	0,176	0,297	0,162	0,201	0,159
T1	2	0,099	0,275	0,349	0,200	0,154	0,127	0,060	0,037
T1	3	0,107	0,281	0,272	0,076	0,057	0,066	0,018	0,028
T1	4	0,096	0,278	0,339	0,154	0,297	0,238	0,053	0,042
T2	1	-	0,281	0,468	0,199	0,127	0,048	0,159	0,033
T2	2	-	0,279	0,249	0,097	0,052	0,033	0,029	0,023
T2	3	-	0,278	0,438	0,156	0,137	0,275	0,035	0,023
T2	4	-	0,282	0,343	0,158	0,135	0,295	0,024	0,034
T3	1	0,101	0,273	0,391	0,198	-	0,360	0,143	0,041
T3	2	0,108	0,271	0,344	0,145	-	0,115	0,039	0,034
T3	3	0,095	0,276	0,415	0,191	-	0,368	0,058	0,039
T3	4	0,122	0,273	0,421	0,182	-	0,099	0,016	0,104
T4	1	-	0,294	0,344	0,138	-	0,234	0,021	0,047
T4	2	-	0,291	0,243	0,112	-	0,341	0,042	---
T4	3	-	0,306	0,364	0,151	-	0,251	0,016	0,034
T4	4	-	0,282	0,415	0,254	-	---	0,055	0,042
T5	1	0,110	0,281	0,455	0,172	-	0,331	0,030	0,034
T5	2	0,095	0,275	0,369	0,263	-	0,728	0,013	0,046
T5	3	0,103	0,271	0,431	0,206	-	0,611	0,008	0,055
T5	4	0,091	0,278	0,373	0,385	-	---	0,129	0,127

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾---- - dado não analisado.

Apêndice 10. Concentração de fósforo na solução de um Planossolo Háplico submetido a diferentes manejos de água .

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- P ($\mu\text{mol L}^{-1}$) -----							
T1	1	17,98	22,12	26,83	17,41	16,74	13,86	5,88	0,79
T1	2	11,29	16,14	20,23	15,81	15,55	14,40	3,54	1,48
T1	3	10,72	15,16	19,15	15,07	13,66	13,44	1,94	1,46
T1	4	16,86	22,05	22,43	15,13	11,07	10,78	4,89	1,08
T2	1	-	1,99	11,48	12,90	14,15	11,17	5,38	1,27
T2	2	-	3,89	10,11	2,88	10,85	8,49	1,32	0,40
T2	3	-	7,43	15,38	9,38	7,59	8,22	0,52	0,28
T2	4	-	6,95	9,01	8,34	12,14	10,69	3,04	0,79
T3	1	16,57	22,71	23,84	12,99	-	10,56	8,61	1,58
T3	2	14,34	21,39	25,58	18,25	-	2,39	7,21	2,76
T3	3	10,55	14,09	19,90	13,93	-	4,65	8,94	4,47
T3	4	7,54	16,70	17,92	16,56	-	6,00	9,47	1,58
T4	1	-	10,10	10,38	8,21	-	9,83	1,55	1,86
T4	2	-	8,28	14,78	11,14	-	8,98	3,88	---
T4	3	-	18,47	20,73	12,72	-	9,45	10,16	1,02
T4	4	-	18,85	20,98	12,61	-	---	4,74	1,36
T5	1	16,15	20,03	19,35	3,62	-	2,90	0,59	1,07
T5	2	16,88	19,92	21,95	1,53	-	2,88	5,28	1,52
T5	3	16,33	23,74	22,52	2,08	-	2,92	6,30	0,68
T5	4	13,90	18,28	19,52	1,83	-	---	3,43	1,30

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾----- - dado não analisado.

Apêndice 11. Concentração de zinco na solução de um Planossolo Háplico submetido a diferentes manejos de água.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz							
		17	24	31	41	48	55	63	70
		----- Zn ($\mu\text{mol L}^{-1}$) -----							
T1	1	3,85	3,41	4,10	2,49	7,74	3,42	2,04	3,23
T1	2	3,03	3,63	2,04	3,44	3,98	3,05	2,96	3,28
T1	3	2,66	4,32	2,95	1,82	6,24	3,52	2,27	2,31
T1	4	1,93	2,73	2,28	2,28	3,50	3,07	2,27	2,33
T2	1	-	4,31	2,96	2,03	4,54	2,99	2,50	3,64
T2	2	-	3,19	3,19	3,19	3,02	2,83	2,28	2,56
T2	3	-	3,41	2,73	2,05	3,93	4,53	2,28	2,54
T2	4	-	3,20	2,50	2,03	3,48	2,59	2,28	2,55
T3	1	3,59	2,51	3,19	2,50	-	2,74	3,08	2,55
T3	2	2,51	4,07	2,51	2,03	-	3,03	2,28	2,54
T3	3	2,24	3,61	1,82	2,51	-	2,59	2,53	1,86
T3	4	2,25	2,73	2,05	3,18	-	3,01	2,71	2,09
T4	1	-	3,19	2,51	1,82	-	2,84	1,67	2,32
T4	2	-	3,88	2,05	2,50	-	3,29	2,98	---
T4	3	-	2,06	3,19	3,18	-	2,80	2,79	2,33
T4	4	-	2,51	1,82	2,51	-	3,00	2,79	2,79
T5	1	3,08	3,41	2,95	4,10	-	3,85	2,94	2,55
T5	2	3,58	2,27	2,29	3,18	-	4,16	3,18	2,54
T5	3	2,93	2,04	3,19	2,96	-	3,97	2,71	2,09
T5	4	2,26	2,27	2,05	3,18	-	4,00	3,94	2,33

T1. início do alagamento no estádio V2-V3; T2. início do alagamento no estádio V6-V7; T3. T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4. T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5. T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

⁽¹⁾ - solo não alagado

⁽²⁾----- - dado não analisado.

Plantas

Apêndice 12. Massa seca, teor de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn e Cu da parte aérea do arroz coletada aos 42 dias após a emergência (1^o coleta), em função de manejos de água.

Manejo da água	Bloco	MS	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
		- g -	-----		g kg ⁻¹	-----		-----	mg kg ⁻¹	-----	
T1	1	4,37	13,70	4,66	34,28	2,76	2,77	268,80	303,58	15,05	6,46
T1	2	3,66	15,35	4,92	37,86	3,48	2,69	230,40	238,10	17,79	4,31
T1	3	4,35	14,89	4,63	36,07	3,36	2,64	264,96	253,98	17,98	4,31
T1	4	3,81	16,17	4,66	33,00	3,60	2,76	195,84	236,12	14,66	4,31
T2	1	3,41	10,23	4,20	24,56	2,28	2,07	176,64	424,62	15,44	10,76
T2	2	4,25	15,99	4,47	36,07	3,48	2,97	218,88	414,70	14,86	8,61
T2	3	3,84	14,62	4,62	36,58	3,84	2,84	180,48	363,11	11,53	7,53
T2	4	3,21	15,99	4,58	35,56	4,08	2,82	188,16	327,39	13,49	7,53
T3	1	3,10	15,44	4,58	31,72	3,48	2,77	264,96	343,27	13,88	8,61
T3	2	5,49	13,52	4,40	32,74	4,20	3,06	230,40	200,40	12,32	6,46
T3	3	3,12	15,44	5,21	34,28	3,96	2,86	207,36	236,12	16,81	4,31
T3	4	4,50	16,08	4,66	37,86	3,12	2,64	226,56	238,10	12,71	5,38
T4	1	3,40	16,35	4,21	34,02	4,44	2,90	211,20	365,09	16,42	12,92
T4	2	4,32	16,44	4,38	33,26	3,36	3,28	161,28	365,09	14,47	9,69
T4	3	5,11	15,26	4,69	37,60	3,12	2,84	192,00	250,01	13,49	7,53
T4	4	3,65	15,53	4,48	33,77	3,60	2,83	168,96	359,14	13,49	8,61
T5	1	5,72	15,71	3,35	34,02	4,08	2,79	192,00	793,68	17,40	10,76
T5	2	3,99	17,81	4,63	40,67	3,84	3,24	180,48	821,46	17,98	10,76
T5	3	5,28	19,46	3,67	35,56	3,84	2,97	203,52	944,48	17,20	13,99
T5	4	3,06	17,81	4,08	37,35	3,60	2,74	192,00	875,03	11,92	12,92

T1, início do alagamento no estágio V2-V3; T2, início do alagamento no estágio V6-V7; T3, T1 e drenagem no estágio V10-V11; T4, T2 e drenagem no estágio V10-V11 e T5, T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

Apêndice 13. Massa seca, teor de N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn e Cu da parte aérea do arroz coletada aos 70 dias após a emergência (2^o coleta), em função de manejos de água.

Manejo da água	Bloco	MS	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu
		- g -	-----		g Kg ⁻¹	-----		-----	mg Kg ⁻¹	-----	
T1	1	38,29	9,87	3,70	16,17	2,64	1,85	145,92	226,53	10,75	13,26
T1	2	39,7	11,05	3,43	16,94	2,28	2,44	192,00	162,38	9,97	14,37
T1	3	43,16	11,14	3,53	14,89	3,00	2,50	157,44	188,44	12,12	15,47
T1	4	37,4	10,51	3,75	16,43	2,76	2,30	115,20	224,53	10,75	12,16
T2	1	39,4	10,05	3,68	17,45	2,52	1,74	153,60	210,50	10,36	14,37
T2	2	42,34	9,87	3,51	15,40	2,76	2,67	115,20	280,66	10,16	14,37
T2	3	38,25	11,24	3,42	15,91	2,76	2,49	138,24	244,58	11,92	15,47
T2	4	40,42	9,68	3,53	16,94	2,76	2,18	138,24	216,51	9,77	14,37
T3	1	31,2	11,14	3,41	19,76	3,00	1,98	115,20	557,31	12,71	16,58
T3	2	31,8	11,33	3,60	17,71	3,00	1,97	126,72	427,01	12,71	18,79
T3	3	33,9	11,05	3,58	18,99	3,00	2,03	119,04	398,94	11,73	17,68
T3	4	38,52	10,78	3,64	15,91	2,28	2,51	111,36	334,79	13,88	15,47
T4	1	39,39	9,96	3,39	15,66	2,76	2,35	99,84	485,14	12,71	15,47
T4	2	37,45	10,32	3,39	17,45	2,88	2,44	88,32	511,20	10,56	17,68
T4	3	36,04	10,41	3,38	17,71	2,52	2,41	111,36	461,09	11,34	18,79
T4	4	38,5	10,23	3,45	17,45	2,64	2,53	96,00	565,33	11,53	19,89
T5	1	45,3	9,41	2,98	15,91	2,52	2,41	99,84	633,49	11,14	13,26
T5	2	41,75	10,78	2,72	15,14	2,52	2,44	103,68	565,33	12,71	16,58
T5	3	45,4	9,68	2,96	13,86	2,40	2,51	115,20	593,40	12,51	18,79
T5	4	44,1	9,59	2,78	15,14	2,40	2,34	122,88	575,35	12,12	18,79

T1, início do alagamento no estádio V2-V3; T2, início do alagamento no estádio V6-V7; T3, T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4, T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5, T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

Apêndice 14. Percentual de folhas atingidas por sintomas de toxidez de ferro aos 50, 60 e 70 dias após a emergência das plantas.

Manejo da água	Bloco	Dias após a emergência do arroz								
		50			60			70		
		Nº folhas	Nº folhas atingidas	%	Nº folhas	Nº folhas atingidas	%	Nº folhas	Nº folhas atingidas	%
T1	1	47	11	23	52	11	22	70	9	13
T1	2	40	10	25	41	8	21	57	6	11
T1	3	52	10	22	57	8	15	77	13	17
T1	4	50	9	19	54	7	14	67	16	24
T2	1	57	6	11	56	8	15	86	10	12
T2	2	58	6	10	60	4	7	74	15	20
T2	3	49	5	10	50	6	13	66	10	15
T2	4	58	4	6	58	7	11	82	23	28
T3	1	38	6	16	43	8	19	59	10	18
T3	2	43	4	8	46	8	17	61	16	26
T3	3	44	7	16	51	9	18	62	16	27
T3	4	53	9	17	55	7	13	72	13	18
T4	1	52	6	11	58	7	13	72	16	22
T4	2	54	5	10	55	5	9	75	10	13
T4	3	48	6	10	50	4	8	67	16	25
T4	4	54	5	9	50	3	7	66	12	18
T5	1	62	0	0	69	0	0	85	2	3
T5	2	52	0	0	64	0	0	80	3	3
T5	3	58	0	0	61	0	0	83	4	5
T5	4	54	0	0	61	0	0	81	4	5

T1, início do alagamento no estágio V2-V3; T2, início do alagamento no estágio V6-V7; T3, T1 e drenagem no estágio V10-V11; T4, T2 e drenagem no estágio V10-V11 e T5, T1 drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.

Apêndice 15. Sintomas de toxidez de ferro aos 43, 44, 47 e 50 dias após a emergência das plantas com atribuição de graus de infestação zero, fraco, intermediário e forte.

Manejo da água	Bloco	Grau de manifestação de sintomas			
		1ª avaliação	2ª avaliação	3ª avaliação	4ª avaliação
T1	1	forte	forte	forte	forte
T1	2	forte	forte	forte	forte
T1	3	forte	forte	forte	forte
T1	4	forte	forte	forte	forte
T2	1	fraco	fraco	fraco	fraco
T2	2	fraco	fraco	fraco	fraco
T2	3	fraco	fraco	fraco	fraco
T2	4	fraco	fraco	fraco	fraco
T3	1	fraco	intermediário	intermediário	intermediário
T3	2	fraco	fraco	intermediário	intermediário
T3	3	forte	intermediário	intermediário	intermediário
T3	4	forte	forte	intermediário	intermediário
T4	1	fraco	fraco	fraco	fraco
T4	2	zero	zero	fraco	fraco
T4	3	fraco	intermediário	fraco	fraco
T4	4	fraco	fraco	fraco	fraco
T5	1	zero	zero	zero	zero
T5	2	zero	zero	zero	zero
T5	3	zero	zero	zero	zero
T5	4	zero	zero	zero	zero

T1, início do alagamento no estádio V2-V3; T2, início do alagamento no estádio V6-V7; T3, T1 e drenagem no estádio V10-V11; T4, T2 e drenagem no estádio V10-V11 e T5, T1 e drenagens nos estádios V8-V9 e V10-V11.