



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA-UFRA

**EFEITO DA INUNDAÇÃO SOBRE O ENXOFRE E OUTROS
ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM GLEISSOLO HÁPLICO DA
VÁRZEA DO RIO GUAMÁ, BELÉM-PARÁ.**

PAULO AUGUSTO LOBATO DA SILVA

Belém-Pará

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA-UFRA

**EFEITO DA INUNDAÇÃO SOBRE O ENXOFRE E OUTROS
ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM GLEISSOLO HÁPLICO DA
VÁRZEA DO RIO GUAMÁ, BELÉM-PARÁ.**

PAULO AUGUSTO LOBATO DA SILVA

Engenheiro Agrônomo

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da
Amazônia, como parte integrante das exigências do Curso de
Mestrado em Agronomia, área de concentração Solos e
Nutrição de Plantas, para obtenção do título de **Mestre**.

Orientador:

Eng. Agr. Prof. Dr. George Rodrigues da Silva

Co-orientador:

Eng. Agr. M.Sc. Sérgio Brazão e Silva

Belém-Pará

2008



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA**

**EFEITO DA INUNDAÇÃO SOBRE O ENXOFRE E OUTROS ATRIBUTOS
QUÍMICOS DE UM GLEISSOLO HÁPLICO DA VÁRZEA DO RIO GUAMÁ,
BELÉM-PARÁ.**

**PAULO AUGUSTO LOBATO DA SILVA
Engenheiro Agrônomo**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da
Amazônia, como parte integrante das exigências do Curso de
Mestrado em Agronomia, área de concentração Solos e
Nutrição de Plantas, para obtenção do título de **Mestre**.

Aprovada em 26 de setembro de 2008

BANCA EXAMINADORA

Eng. Agrº. Dr. George Rodrigues da Silva
Orientador
Professor Associado da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA.

Eng. Agrº. Ph.D. Francisco Ilton de Oliveira Moraes
Pesquisador do Centro de Pesquisa da Lavoura Cacaueira-CEPLAC

Eng. Agrº. Drª. Ana Regina Araújo Martins
Professora Adjunta da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA.

Eng. Agrº. Dr. Mário Lopes da Silva Júnior
Professor Adjunto da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA.

DEDICO

À minha mãe MARIA DA GLÓRIA LOBATO DA SILVA e ao meu irmão SÉRGIO LUIS LOBATO DA SILVA, pelo amor, carinho e dedicação, e por terem me proporcionado, ao longo de minha vida, a oportunidade de estudar e chegar até este momento.

Ofereço

À minha esposa e companheira de todas as horas ELMA, e meus amados filhos DANIEL e ANNELISE, pela paciência, compreensão e incentivo à realização desta dissertação.

À São Miguel Arcanjo meu santo de devoção.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA e à Coordenação do Curso de Mestrado em Agronomia, pela realização do curso.

À Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado do Pará – EMATER-PA, pela oportunidade e apoio para a realização do trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de mestrado.

Ao Engenheiro Agrônomo, Professor, Doutor George Rodrigues da Silva e ao Engenheiro Agrônomo, Mestre, Sérgio Brazão e Silva, pela amizade, orientação, incentivo e apoio dado para execução deste trabalho.

Aos amigos Max Sarrazin, Jessivaldo Rodrigues Galvão, Brenda Rocha Guimarães, Roberta da Silva Pinheiro, Marcio Gerdhanes Martins Guedes, Rosigrêde Lima da Silva, Richart de Souza Vieira, Sandra Gonçalves Ferreira, Danielle Souza Pegado, Clévea Rossana Ferreira da Silva, pela convivência e contribuições ao trabalho.

Ao funcionário do Laboratório de Solos da Universidade Federal Rural da Amazônia-UFRA, Júlio César Almeida, pela colaboração prestada.

Aos amigos do Museu Paraense Emílio Goeldi, Paulo Sarmiento e Francisco Berredo, pela ajuda na realização de análises químicas do trabalho.

SUMÁRIO

	p.
LISTA DE TABELAS.....	8
LISTA DE FIGURAS.....	8
RESUMO	9
ABSTRACT	10
1- INTRODUÇÃO	12
2- REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 SOLOS DE VÁRZEA: CONSIDERAÇÕES GERAIS	16
2.1.1 Classificação das várzeas	17
2.1.1.1 Quanto ao tipo de água existente nos rios	17
2.1.1.2 Quanto à posição topográfica	19
2.1.1.3 Quanto à posição geográfica.....	20
2.1.2 Potencial produtivo dos solos de várzea.....	21
2.2 PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS DAS VÁRZEAS.....	22
2.3 MUDANÇAS QUÍMICAS EM SOLOS INUNDADOS.....	24
2.3.1 Considerações gerais.....	24
2.3.2 Variações no potencial redox (E_H) e pH.....	28
2.3.3 Variações do nitrogênio, fósforo e enxofre.....	30
2.3.3.1 Nitrogênio.....	30
2.3.3.2 Fósforo.....	31
2.3.3.3 Enxofre.....	31
2.3.4 Variações no conteúdo e formas de ferro, manganês, cobre e zinco.....	33
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.1 CLASSIFICAÇÃO, COLETA E PREPARO DO SOLO.....	35
3.2 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO.....	36
3.3 ANÁLISES QUÍMICAS.....	37
3.4 TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	37
3.5 VARIÁVEIS ESTUDADAS.....	37
3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA.....	38
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
4.1. pH.....	40
4.2 POTENCIAL REDOX (E _H).....	41

4.3 FÓSFORO.....	42
4.4 NITROGÊNIO.....	44
4.5 ENXOFRE DISPONÍVEL E TOTAL.....	45
4.6 FERRO.....	47
4.7 MANGANÊS.....	48
4.8 COBRE E ZINCO.....	49
5 – CONCLUSÕES.....	52
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
APÊNDICE.....	59

LISTA DE TABELAS

	P
Tabela 1- Resultados analíticos das características químicas e físicas, da camada de 0-20 cm de profundidade, do Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	35
Tabela 2- Variação dos atributos químicos em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará (média de quatro repetições).....	39
Tabela 1A- Valores de Quadrado Médio e nível de significância dos atributos químicos em função do tempo de inundação, de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	60

LISTA DE FIGURAS

	P
Figura 1- Valores de pH em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	40
Figura 2- Valores de potencial redox (E_H) em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	42
Figura 3- Valores de fósforo disponível em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	43
Figura 4- Valores de nitrogênio total em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	44
Figura 5- Valores de enxofre disponível (Sd) em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	46
Figura 6- Valores de enxofre total (St) em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	47
Figura 7- Valores de ferro em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	48
Figura 8- Valores de manganês em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá.....	48
Figura 9- Valores de cobre em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	49
Figura 10- Valores de zinco em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.....	50

EFEITO DA INUNDAÇÃO SOBRE O ENXOFRE E OUTROS ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM GLEISSOLO HÁPLICO DA VÁRZEA DO RIO GUAMÁ, BELÉM-PARÁ

Autor: Paulo Augusto Lobato da Silva

Orientador: Prof^o. Dr^o. George Rodrigues da Silva

RESUMO: Reações de oxi-redução são deflagradas a partir da inundação do solo, causando mudanças nas propriedades químicas, físicas e biológicas. Com o objetivo de estudar os processos eletroquímicos ocorridos em condições de alagamento, foi conduzido um experimento em laboratório, com um Gleissolo Háptico de várzea do rio Guamá, em Belém, Pará. Sete quilogramas de solo foram acondicionados em quatro caixas de isopor, que representaram as repetições, que foram, posteriormente, submetidas à inundação, com água destilada, durante 61 dias. Foram determinados o potencial redox (E_H), pH e concentrações do enxofre total, enxofre disponível, fósforo disponível, nitrogênio total, ferro, cobre, zinco e manganês. Durante o tempo de inundação foram coletadas amostras em dias alternados, em cada uma das parcelas, que foram analisadas úmidas, para determinação das variáveis estudadas. Decorrido o tempo de inundação, houve elevação nos valores de pH, fósforo disponível, cobre e zinco, e diminuição nos valores de (E_H) e nitrogênio total, com tendência à estabilização a partir do primeiro mês de alagamento. Para os elementos enxofre, ferro e manganês, ocorreu aumento na concentração até aproximadamente o 31^o dia, seguido de diminuição até o final do experimento. A redução do S-disponível ocorreu em baixos valores de potencial redox e valores de pH próximo da neutralidade. Após dois meses de inundação do solo estudado, as concentrações do enxofre disponível existentes eram superiores às encontradas no início do alagamento, e suficiente para requerimento nutricional de qualquer cultivo instalado naquelas condições.

Palavras-chave: Oxi-redução, potencial redox, pH, disponibilidade de nutrientes, solos alagados, solos da Amazônia.

EFFECT OF FLOODING ON SULPHUR AND THE OTHER CHEMICAL ATTRIBUTES OF A GLEYSOL OF THE AMAZON BASIN OF BRAZIL

Author: Eng. Agr. Augusto Lobato da Silva
Adviser: Prof^o. Dr^o. George Rodrigues da Silva

ABSTRACT: The oxidation-reduction reactions causes changes in chemical, physical and biological properties. In order to characterize the electrochemical processes in the Gleissolo Háptico of floodplains of the river Guamá, soils samples were incubated in the laboratory under flooded conditions. Seven kilograms of soil were set up in isopor boxes, with four replicates, which were then submitted to flood with distilled water during 61 days. Soil solution aliquots were collected during the inundation period in alternate days and wet analyzed to determine redox potential (E_H), pH and concentrations of total sulphur, total nitrogen, available sulphur, available phosphorus, iron, manganese, copper and zinc. The results showed an increase in pH values and in the levels of phosphorus, copper and zinc, and decrease in redox potential and in the level of nitrogen, with a tendency to stabilize from the first month of flooding. Sulphur, iron and manganese showed increase in concentration by approximately 31-days period of flooding, followed by decline by the end of the experiment. Reduction of available sulphur occurred in low-redox potential and pH near neutrality. After two months of flooding, concentrations of available sulphur were higher than those found at the beginning of the experiment, adequate to nutrition of any plant grown in those conditions.

Key words: Oxi-reduction reactions, Potential redox, pH, availability nutrients, waterlogged soils, Amazon soils

EFEITO DA INUNDAÇÃO SOBRE O ENXOFRE E OUTROS ATRIBUTOS QUÍMICOS DE UM GLEISSOLO HÁPLICO DA VÁRZEA DO RIO GUAMÁ, BELÉM-PARÁ.

1 INTRODUÇÃO

Considerando o crescente aumento da população brasileira, e o conseqüente aumento da demanda por alimentos, tem-se a busca por alternativas para aumentar a produção de grãos e outros produtos alimentares, como sendo não apenas necessária, mas, fundamental para o futuro do Brasil. E neste contexto, os solos de várzea podem ser uma opção viável para a expansão da fronteira agrícola, tendo em vista, principalmente, seu elevado potencial produtivo.

Os padres jesuítas, carmelitas e franciscanos, no início do século XVIII, foram os pioneiros no aproveitamento agrícola das várzeas amazônicas, sendo a cana-de-açúcar uma das primeiras lavouras a serem trabalhadas às margens do Rio Pará. Foi após o declínio do ciclo da borracha, em torno da segunda década do século XX, que as várzeas, então ocupadas por antigos seringais, passaram a ser exploradas mais intensamente com lavouras de arroz, milho, feijão, mandioca e cana-de-açúcar, como forma de reaproveitamento dessas áreas (MATTAR, 1998).

Parte considerável dos solos da região amazônica pode permanecer saturada ou inundada por períodos que podem variar de dias a meses, como resultado das inundações sazonais decorrentes da elevação do nível das águas durante a cheia dos rios da região, ou das elevadas precipitações pluviais, restrições de drenagem, ou ainda da elevação do nível do lençol freático (LIMA et al, 2005).

Segundo Klamt et al (1986), solos de várzea são aqueles encontrados nas planícies adjacentes aos rios e lagos, onde se desenvolvem sobre sedimentos. Devido ao fato destes sedimentos apresentarem grande heterogeneidade quanto a sua composição granulométrica e mineralógica, os solos desenvolvidos a partir deles apresentam grande variação de um local para outro, refletindo na aptidão de uso dos mesmos.

As várzeas da Amazônia brasileira têm grande potencial agropecuário, não apenas pela vasta área territorial que ocupam, como também pela boa fertilidade natural que a maioria de seus solos possuem (SILVA, 1993).

Os números sobre as áreas de várzeas no Brasil são discordantes: para Fageria (1984), são 21 milhões de hectares no Brasil, enquanto que Teixeira (1989) se reporta a mais de 25 milhões de hectares de várzeas na Amazônia brasileira. Ibama (2008) relata 30.000 milhões de hectares ao longo da calha dos rios Amazonas e Solimões e seus principais tributários, equivalentes a 6% da superfície da Amazônia Legal. As várzeas altas e baixas da região Amazônica correspondem a aproximadamente 15000 km², sendo 3000 km² de várzeas altas e 12000 km² de várzeas baixas (MENDES, 1972).

O Estado do Pará possui aproximadamente 6 milhões de hectares de várzeas, que apresentam vantagens, como a baixa utilização de insumos em níveis de produtividade constantes ao longo dos anos (FAGERIA, 1984), o que pode proporcionar uma maior estabilidade econômica e social, contribuindo para a fixação do trabalhador rural no campo.

A várzea é um dos ecossistemas mais ricos da Bacia Amazônica em termos de produtividade biológica, biodiversidade e recursos naturais, proporcionando meio de vida para mais de 1,5 milhão de ribeirinhos, sendo que os rios, lagos e outros corpos de água da Amazônia, abrigam 25% das espécies de peixes de água doce do mundo (IBAMA 2008).

As principais atividades na várzea são: a pesca com uma produção anual de 200 mil toneladas de pescado, proporcionando cerca de 70 mil empregos diretos na região; a exploração madeireira com uma produção de 3 milhões de m³/ano e geração de 30 mil empregos diretos; a pecuária, atividade em expansão na várzea, com um rebanho estimado em 1 milhão de cabeças (bovino e bubalino), gerando algo em torno de 5 mil postos de trabalho; a agricultura, que em geral, enquadra-se na economia do pequeno produtor ribeirinho, não tendo um papel dominante, senão como parte de um sistema integrado direcionado ao uso de uma grande variedade de recursos da várzea; e o extrativismo, como borracha, palmito, frutos, plantas e óleos medicinais (IBAMA, 2008)

Dentre as várzeas importantes para a região amazônica, encontram-se as várzeas do rio Guamá, tendo em vista o fato de apresentarem boas condições edáficas para a exploração intensiva, de modo especial com culturas de ciclo curto e, também, por sua proximidade dos grandes centros urbanos.

O arroz (*Oriza sativa* L.) é uma das principais culturas exploradas nestas várzeas, com uma produtividade que atinge cerca de 4.500 kg/ha, com casca, nos

primeiros anos de cultivo consecutivo e sem adubos (LIMA; TOURINHO; COSTA, 2000).

Segundo Lima (1956), as várzeas do estuário Amazônico sujeitas ao regime de marés podem receber até 8 t/há de sedimentos em cada movimento da maré, onde cada tonelada contém nutrientes equivalentes a 11,9 kg de NaNO_3 com 15% de N; 4,1 kg de CaCO_3 com 90% de PRNT; 0,5 kg de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot 2\text{CaSO}_4$ com 18% de P_2O_5 ; e 1,3 kg de KCl com 60% de K_2O .

Assim sendo, faz-se necessário e imprescindível, visar não apenas a expansão do uso dos solos de várzea por meio de sistematização de novas áreas, mas, também, o conhecimento das variáveis envolvidas em sua utilização, de tal forma que se tenham subsídios para uma exploração sustentável.

Sabe-se que o processo de inundação dos solos de várzea tem grande influência na disponibilidade de nutrientes e, conseqüentemente, no desenvolvimento das culturas. Esses solos sofrem profundas transformações nas suas propriedades químicas, em conseqüência de reações físicas entre solo e água, bem como de processos químicos e biológicos que ocorrem devido ao excesso de água (MATTAR, 1998).

Processos redox em Gleissolos, levam à variações eletroquímicas, como a redução do E_H e do nitrogênio, diminuição do fósforo disponível, aumento do pH e da solubilidade do Mn e Fe (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991). Extensa redução de SO_4^{-2} ocorre em condições de solos alagados, alterando acentuadamente as suas características: inicialmente, ocorre um aumento na concentração de SO_4^{-2} na solução do solo, devido a sua dessorção com a elevação do pH, porém, à medida que se acentua a redução, ocorre uma lenta diminuição do sulfato, pela transformação em sulfito (SO_3^{-2}) e sulfeto (SO_2^{-2}) (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991; AULAKH; JAGGI; SHARMA, 2002).

Conforme Sánchez (1976), o aumento do pH, da solubilidade do fósforo e do ferro devido à redução dos óxidos hidratados de Fe^{+3} para Fe^{+2} , que provoca deslocamento de cátions básicos dos seu sítios de troca, e o aumento da solubilidade do manganês, devido à redução dos compostos de Mn^{+4} para forma mais solúvel Mn^{+2} , são alterações químicas que ocorrem no solo, como resultado da inundação.

Verifica-se que ainda são escassos os estudos desenvolvidos para avaliação da deficiência e suprimento de nutrientes às plantas, em solos de várzea, de modo que se possa aprimorar as recomendações de manejo para esses solos, caso seja necessário, visando uma produção eficiente e sustentável ao longo do seu tempo de uso. Em relação

à dinâmica do enxofre em solos várzeas do estuário amazônico, inexistem resultados de pesquisas, o que realça o pioneirismo deste trabalho sobre o assunto. Por ser constituído, principalmente, por frações orgânicas, o teor de enxofre total no solo não é um parâmetro adequado para indicar a disponibilidade deste elemento para as plantas a curto prazo. Porém, pode ser tornar importante indicador do potencial de suprimento de enxofre pelo solo.

O trabalho teve por objetivo determinar as variações nos valores de pH, potencial redox (E_H), concentrações de enxofre total, enxofre disponível, fósforo disponível, nitrogênio total, ferro, manganês, zinco e cobre solúveis, em função do tempo de inundação.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SOLOS DE VÁRZEA: CONSIDERAÇÕES GERAIS

Os rios mais importantes que formam a bacia amazônica, tem as suas nascentes em regiões distintas: a vertente oriental da Cordilheira dos Andes; o Planalto Central do Brasil; e a sucessão de serras e montanhas que formam o divisor de águas entre Brasil, as Guianas e a Venezuela (Maciço das Guianas). Tais características determinam as principais diferenças existentes entre as várzeas da Amazônia Brasileira, pois acarretam variações consideráveis com relação as quantidades e qualidade de sedimentos minerais e orgânicos que são arrastados nas águas dos rios e que, em seguida, são depositados sobre as planícies inundáveis, formando as várzeas (LIMA; TOURINHO, 1994).

Segundo Curi et al. (1988), várzea ou planície de inundação constitui-se de terrenos baixos e mais ou menos planos que se encontram junto às margens dos rios e lagos, englobando basicamente os solos Glei Pouco Húmico, Glei Húmico, Orgânico e Aluviais. Assim, os solos de várzea se desenvolvem a partir de sedimentos transportados por cursos de água ou trazidos das encostas circunvizinhas pelo efeito erosivo das chuvas.

De forma geral, os solos de várzea são muito heterogêneos, devido, principalmente, a sua origem sedimentar, onde temos a deposição de minerais de composição granulométrica, mineralógica e orgânica diversa. Devido a processos pedogenéticos, esses materiais sofreram transformações em maior ou menor grau, introduzindo mais um fator de heterogeneidade. Assim sendo, tais solos apresentam significativa variação em suas características de um local para outro, que se refletem nas suas aptidões de uso (KLAMT, 1986).

De acordo com Vieira e Vieira (1981), o excesso de umidade, característica comum dos solos de várzea, pode, também, estar relacionado à proximidade do lençol freático da superfície, posição no relevo, presença de camadas de menor permeabilidade no subsolo, ou ainda, o efeito combinado desses fatores. Sob tal condição forma-se um ambiente redutor, com a redução e/ou remoção do elemento ferro presente no sistema, o que confere ao solo uma coloração cinza, no processo chamado de gleização.

As várzeas podem apresentar características bastante favoráveis ao uso agrícola, como um bom potencial físico e químico, boa condição topográfica, facilidade de mecanização em certos casos, além da possibilidade de irrigação (ABREU, 1985),

considerando-se a ocorrência de períodos secos ou com poucas chuvas, que podem limitar a produção agrícola em determinadas regiões. Isso ocorre na época da vazante do rio Amazonas, onde a ocorrência de um período seco bem definido leva os produtores a mudar a época de plantio, e impede um melhor aproveitamento dessas áreas. VIEIRA et al. (1986) tentando proporcionar um melhor aproveitamento das várzeas nesse período de seca, desenvolveram sistemas de irrigação adaptados a estas condições, uma vez que se considera bastante viável o uso dessas áreas durante todo o período da vazante.

Nos últimos anos, o interesse pelo uso das várzeas para fins agrícolas vem crescendo cada vez mais, não só pela sua potencialidade como, também, pelo tamanho dessas áreas em todo o país. Somente no estado do Pará existem 6.000.000 de ha de várzeas (FAGERIA, 1984), que somadas às áreas dos estados do Amazonas, Roraima e Amapá, perfazem um total de mais de 15 milhões de ha de várzeas.

Um fator relevante que não se pode deixar de considerar no que diz respeito às várzeas, é a produção de alimentos e a fixação do homem no campo pela sua ocupação. Para Sioli (1951), a várzea representava a área mais importante para a prática de uma agricultura racional no vale amazônico. Os campos naturais de várzeas são hoje utilizados com a pecuária, predominantemente a extensiva, tendo, também, uso agrícola com as chamadas culturas de verão, onde se destacam o arroz, milho e caupí, através de sistemas de produção elaborados pela EMBRAPA, com a colaboração da EMATER-PA em alguns casos, os quais estão sendo praticados por agricultores em certas regiões da Amazônia.

Segundo Rangel, Couto e Lopes (1984), o trópico úmido com área correspondente a mais de 60% do território nacional, apresenta condições altamente favoráveis ao cultivo de plantas adaptadas às condições de várzea.

Para Fageria (1984), os solos inundados são os mais recomendados para a cultura do arroz devido a planta responder com elevadas produtividades, não obstante o fato de, também, produzir em solos bem drenados.

2.1.1 Classificação das várzeas

2.1.1.1 Quanto ao tipo de água existente nos rios

Sioli (1964) classificou as várzeas em função da transparência e da cor da água dos rios amazônicos, em três tipos, sendo: Várzeas de Rios de Água Branca ou Barrenta, Várzeas de Rios de Água Limpa e Várzeas de Rios de Água Preta.

Os rios de água branca ou barrenta são rios turvos, como o Amazonas, Madeira e Purus, que nascem na região dos Andes onde, por se tratar de superfície terrestre geologicamente nova, os processos erosivos têm maior intensidade. Estes rios possuem em suas águas grande quantidade de material em suspensão, rico em nutrientes e matéria orgânica, que vai sendo depositado no decorrer das inundações periódicas, originando várzeas de solos férteis, devido esses sedimentos se originarem da decomposição recente da crosta terrestre (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

O Rio Guamá, onde situa-se área de várzea estudada, é classificado como de água branca, carregando nas suas águas, pouca quantidade de materiais em suspensão: as marés empurram a água barrenta da Baía de Guajará, no sentido da subida do rio e as partículas e as partículas suspensas em suas águas depositam-se nas laterais do curso do rio Guamá, de maneira gradativa (SIOLI, 1951).

Segundo Lima e Tourinho (1994), dentre os fatores que influenciam na formação das várzeas dos rios de água branca, os principais são: o regime de inundação; a diferença no teor e qualidade de sedimentos da água; a distância do ponto de origem dos sedimentos e das várzeas das margens dos respectivos rios; a intensidade de inundação; e a influência da maré e da água do mar.

Os regimes de inundação que interferem na formação das várzeas da Amazônia brasileira são dois: enchentes periódicas e enchentes diárias. No Rio Amazonas e no Solimões e seus afluentes, as várzeas formam-se sob a influência das enchentes periódicas, onde os rios enchem durante um período aproximado de cinco meses e vazam por igual período, sendo que no clímax das enchentes a água transborda e inunda as várzeas por um a três meses. As várzeas próximas ao mar têm a inundação regulada pelo regime das enchentes diárias ou regime das marés, que enchem e vazam duas vezes por dia, sendo que no período das marés mais altas (equinócios), elas invadem as várzeas, permanecendo por aproximadamente duas horas em cada ciclo de fluxo e refluxo (LIMA; TOURINHO, 1994).

Os rios de água limpa são claros e nascem em regiões geologicamente mais antigas (Maciços do Brasil Central ou Planalto Central Brasileiro e Maciço das Guianas) e mais ou menos planas, onde os processos erosivos são menos intensos. Possuem leito estável e com fraca atividade erosiva. Estes rios não contribuem para formação de várzeas, por transportarem em suas águas pouco material suspensivo, como por exemplo o rio Tapajós, o Trombetas, Paru e o Xingu (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

Os rios de água preta, como os rios Negro e Cururú, afluentes do Tapajós, são de cor marron e transparente, e nascem em regiões de relevo suave e pouco movimentado (Escudos Arqueados do Brasil central e das Guianas ou nos sedimentos terciários da Bacia Amazônica), onde os processos erosivos pouco intensos e a presença de Mata Pluvial, contribuem para que a carga de sedimentos transportados seja muito baixa e a cor de suas águas transparentes. Na área de captação desses rios, a presença de florestas inundáveis (igapós), cujo material orgânico ao cair na água se decompõe liberando substâncias solúveis de cor marron ou avermelhada (ácidos húmico e fúlvico), provoca a tonalidade escura de suas águas (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

2.1.1.2 Quanto à posição topográfica

Quanto à posição topográfica, as várzeas se classificam em: várzeas altas, várzeas baixas e igapós no Estuário Amazônico; e Restingas, Tesos e Igapós no Médio e Baixo Amazonas. As várzeas altas são formadas pela deposição de partículas de maior diâmetro, transportadas pelas águas dos rios e possuem cotas mais elevadas em relação ao nível dos rios. A inundação se verifica no estuário de 15 em 15 dias, atingindo níveis mais elevados durante os equinócios de março e setembro (LIMA, 1956).

Segundo Lima (1956), as várzeas baixas apresentam diferença de nível de aproximadamente 30 cm em relação à várzea alta. Nessas várzeas, a irrigação e a drenagem ocorrem durante todo o ano pelo fluxo das marés, quando as águas sobem por um período de 6 horas, descendo durante o mesmo intervalo de tempo. A inundação alcança cotas mais elevadas por ocasião das luas cheia e nova.

Os igapós são geralmente encontrados nos rios de água preta. São terrenos baixos, recobertos por vegetação arbórea característica, adaptada ao excesso de água durante um longo período do ano. O solo dos igapós tem consistência mole e é bastante ácido, sendo dispendioso o seu aproveitamento agrícola (LIMA; TOURINHO, 1996).

Enquanto a várzea é um terreno instável, de origem recente e que deve a sua formação a um processo de sedimentação de partículas oriundas de outras regiões, o igapó é um terreno mais estável e antigo, criado não por sedimentação, mas por processo de erosão (SIOLI, 1951).

Conforme Lima e Tourinho (1994), nas várzeas inundadas pelo regime das marés, a salinização poderá ser maior ou menor dependendo do volume da água do rio e do período chuvoso. No estuário amazônico, por exemplo, mesmo na estação menos

chuvosa, a água do rio e, conseqüentemente, as várzeas por ele formadas, não recebem qualquer influência salina, pois devido ao grande volume de água do Amazonas, na maré enchente a água do mar não consegue penetrar rio acima, retornando o mesmo volume de água do rio que durante o refluxo arrastou o mar a grandes distâncias de sua foz. No rio Pará, o volume de água, sendo menor que o do rio Amazonas, diminui no período menos chuvoso, permitindo que na maré enchente a água do mar invada o rio, salinizando as várzeas próximas ao litoral.

2.1.1.3 Quanto à posição geográfica

Lima (1986) dividiu as várzeas amazônicas em cinco grupos: Várzeas Litorâneas, do Rio Pará, do Estuário Amazônico, do Baixo Amazonas e do Rio Solimões e seus afluentes. Essa divisão se deve a grande variação existente entre as várzeas quanto aos aspectos químicos, físicos e biológicos, como também quanto ao regime de inundação.

As várzeas litorâneas são formadas por rios que deságuam diretamente no Oceano Atlântico, sendo periodicamente invadidas pelas marés. A utilização agrícola destas áreas pode ser limitada pela salinização do solo, que se intensifica nos locais próximos à foz e nos períodos mais secos do ano, quando a evaporação da água promove o acúmulo de sais na superfície do solo, podendo em certos casos inviabilizar o cultivo de plantas. No Estado do Pará, estas várzeas são comumente encontradas ao longo das margens dos rios Piriá, Caeté, Maracanã e Marapanim (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

O Rio Pará é um conjunto hidrográfico formado por vários outros rios que nele desembocam, dando origem a uma sucessão de enseadas, que se estendem ao longo da Costa Sul da Ilha do Marajó, desde a Baía das Bocas até o Oceano. Seus principais afluentes são os rios Araguaia-Tocantins, Capim, Acará, Moju, Guamá, Anapu, Jacundá, Pacajás e Araticu (LIMA, 1979). A influência das marés no rio Pará, que verifica com maior intensidade na estação menos chuvosa (julho a novembro), se estende-se por vários quilômetros de distância de sua foz e acarreta mudanças no solo e na vegetação local. Os solos de várzea influenciados pelo rio Pará possuem boa fertilidade, em função da grande quantidade de sedimentos contidos em suspensão nas suas águas, favorecendo a agricultura (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

As várzeas do Estuário do Amazonas, localizadas à jusante da confluência do Rio Amazonas com o Rio Xingu, não recebem influência salina devido ao imenso volume de água do primeiro, que impede a entrada da água do mar em sua foz, mesmo no seu período de menor vazante. As várzeas do Baixo Amazonas, situadas entre a foz do rio Xingu e a foz do rio Negro, são formadas por solos de média a alta fertilidade, devido à presença de grande quantidade de sedimentos em suspensão nas águas do Amazonas. Devido estas várzeas sofrerem o regime de inundações periódicas, a exploração agropecuária é verificada, principalmente, na época seca do ano, que corresponde ao período que vai de agosto a janeiro (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

O Rio Solimões se estende desde a foz do rio Javari, até a foz do rio Negro, sendo a partir daí denominado de Amazonas. As várzeas do Solimões e seus afluentes possuem solos férteis devido a deposição anual de grande quantidade de sedimentos presentes nas águas barrentas destes rios, através das enchentes periódicas (TEIXEIRA; CARDOSO, 1981).

2.1.2 Potencial produtivo dos solos de várzea

Os solos das várzeas do Rio Pará têm sido trabalhados com frequência na produção de alimentos, destacando-se as culturas do arroz e cana-de-açúcar, além da pecuária bubalina. Trabalhos de pesquisa têm apresentado bons resultados de produtividade em áreas de várzea com aplicação de adubos, mesmo sabendo da fertilidade natural desses solos. Pesquisando os solos das várzeas do rio Guamá, Vieira (1967), comprovaram o potencial dessas áreas para a produção de algumas culturas, com destaque para o arroz, que produziu 6, 5 e 4 t/ha de grãos no primeiro, segundo e terceiro ano, respectivamente.

Estudando o efeito da adubação nitrogenada no arroz inundado em Gleissolo Háptico, às margens do rio Guamá, Ponte et al. (1981), encontraram resultados positivos, principalmente, quando o adubo utilizado foi o sulfato de amônio, sendo que a produtividade da cultura variou de 4.528 a 4.749 kg/ha com as dosagens de 150 e 200 kg/ha de nitrogênio, representando um aumento da ordem de 250 a 262%, respectivamente, em relação ao tratamento testemunha sem nitrogênio. Em solos inundados, a forma preferida de N-fertilizante deve ser a amoniacal ou a amídica, que são estáveis em condições redutoras. A forma nítrica sofre o processo de desnitrificação, na ausência de O₂, realizado por bactérias anaeróbicas que utilizam substâncias oxidadas

solúveis (óxidos de N, entre outras) como receptores finais de elétrons e, como consequência, há a transformação desses óxidos de N em formas gasosas (N_2O ou N_2) que se perdem para a atmosfera (FIRESTONE, 1982; BREMNER, 1997).

No que se refere ao potencial agropecuário, as várzeas do Estuário do Amazonas se assemelham às do rio Pará (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

Nas várzeas litorâneas, a utilização agrícola destas áreas pode ser limitada pela salinização do solo, que se intensifica nos locais próximos à foz e nos períodos mais secos do ano, quando a evaporação da água promove o acúmulo de sais na superfície do solo, podendo em certos casos inviabilizar o cultivo de plantas. Chaves et al. (1987), estudando o efeito da salinização da água e densidade de plantio em área sistematizada com cultura do arroz em solos de várzea do rio Caeté, demonstraram que mesmo nessa condição de salinização, é possível obter uma elevada produtividade com a utilização de tecnologia rudimentar, desde que seja considerada a relação entre espaçamento e produção. Lima (1979), comprovou que este tipo de influência é mais intensa próximo ao litoral.

As áreas de várzea do Baixo Amazonas apresentam grande potencial, tanto para produção de alimentos e fibras, como para a pecuária (bubalinos e bovinos) em regime extensivo, onde as pastagens nativas e cultivadas da várzea são associadas às da terra firme.

No alto Solimões, as várzeas apresentam grande potencialidade para a produção de alimentos, com destaque para as culturas da mandioca e macaxeira (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

Abreu (1985) afirma que o nitrogênio e fósforo são os nutrientes que mais tem limitado a produção das culturas em solos de várzea. Para Wang et al. (1976) a deficiência do enxofre é tida como a principal responsável pela redução na produção do arroz em solos de várzea, após dois ou três cultivos consecutivos.

2.2 PRINCIPAIS CLASSES DE SOLOS DAS VÁRZEAS

Para Vieira e Vieira (1981), os grupos de solos mais encontrados nas várzeas da Amazônia brasileira são os Gleissolos e os solos Aluviais. Os Gleissolos são aqueles encontrados com maior frequência em nossas várzeas. São solos mal drenados, isto porque tiveram seu desenvolvimento sob forte influência de um lençol freático localizado próximo ou sobre a superfície durante a maior parte do ano, resultando no

aparecimento de mosqueados de cor amarelo-avermelhados ou vermelhos ao longo do perfil do solo, isto devido a ciclos alternados de secagem e umedecimento, promovendo os processos de oxidação e redução dos compostos de ferro, respectivamente. Segundo Teixeira e Cardoso (1991), os Gleissolos eram divididos em três grupos, conforme as variações em suas características químicas e morfológicas: Gley Húmico, Gley Pouco Húmico e Gley Salino. Atualmente, estes solos são classificados, respectivamente, como Gleissolo Melânico, Gleissolo Háptico e Gleissolo Sáfico (EMBRAPA, 2006).

Os Gleissolos Melânicos (GM), são solos hidromórficos organo-minerais, pouco evoluídos, que apresentam teor de carbono orgânico elevado, sempre acima de 2,5% na camada superficial, abaixo da qual encontra-se um horizonte gleizado. Apresentam em seu perfil características morfológicas que são típicas de condições redutoras, consequência da influência do lençol freático próximo da superfície ou de inundação em parte do ano, verificando-se aí a presença de mosqueados no solo, na forma de manchas de coloração vermelha, amarela ou brunadas, devido a redução do Fe^{3+} para Fe^{2+} , resultante da ocorrência de períodos alternados de seca e umedecimento. Pode-se dizer que, de maneira geral, tais mosqueados são considerados como característicos de solos mal drenados (BUCKMAM; BRADY, 1967). Estes solos apresentam perfil do tipo A, Cg, ou A, Bg e Cg. O horizonte A tem espessura entre 20 e 46 cm e sua textura varia de franco-siltosa a argilosa; o horizonte B, quando existe, representa uma transição entre o A e o C (de gleyzação profunda) e encontra-se em desenvolvimento sob processo moderado de gleyzação (VIEIRA; VIEIRA, 1981).

Os Gleissolos Hápticos (GH) são de formação recente, ácidos, mal drenados, de pouca profundidade e, na sua maioria, de textura argilosa. São bastante semelhantes aos Gleissolos Melânicos, diferindo-se quanto ao teor de matéria orgânica no horizonte A, que é menor, não ultrapassando 5%. Apresentam perfil do tipo A1, A3, Bg e Cg ou A1, A3, e Cg. No horizonte A tem-se uma espessura variando em torno de 46 cm, sendo comum a presença de mosqueados; o horizonte B, quando presente, possui espessura entre 33 e 74 cm, uma textura quase sempre argilosa e, também, a presença comum de mosqueados; o horizonte Cg apresenta-se bastante argiloso, com profundidade variável e predominância de coloração cinza característica dos processos de redução (VIEIRA, 1975). Quanto à fertilidade, tais solos apresentam diferenças significativas de um local para outro, tendo-se um aumento da foz em direção ao Alto Rio Amazonas. Assim sendo, os solos formados pelos sedimentos do rio Solimões são mais férteis quando

comparados àqueles do Baixo Amazonas e aos do estuário amazônico (VIEIRA; VIEIRA, 1981).

Os Gleissolos Sálícos (GS) aparecem nas regiões litorâneas do delta amazônico, possuindo elevados teores de elementos alcalinos e alcalino-terrosos. Estes solos apresentam perfil gleyzado, são bastante estruturados e fendilhados quando secos (TEIXEIRA; CARDOSO, 1991).

Os solos Aluviais são recentes, predominantemente minerais, não apresentando ainda diferenciação de horizontes, devido encontrarem-se em desenvolvimento, com exceção do horizonte A1, que geralmente encontra-se em evolução sobre as camadas estratificadas, com estrutura fraca e textura que varia de areno-argilosa a argilosa. São resultado de depósitos fluviais ou do arraste da bacia hidrográfica da região e formados por sedimentos não consolidados, apresentando-se em camadas estratificadas, onde as características são determinadas pela ação do clima e agentes biológicos. Estes solos apresentam drenagem moderada a boa, podendo, em alguns casos, serem mal drenados e pouco profundos a profundos, com fertilidade natural baixa, média ou alta (VIEIRA; VIEIRA, 1981).

2.3 MUDANÇAS QUÍMICAS EM SOLOS INUNDADOS

2.3.1 Considerações gerais

Quando um solo sofre processo de inundação, o espaço poroso é ocupado pela água, retirando o ar que estava nos poros. Neste caso, a água vai provocar várias transformações físico-químicas, ocasionadas, geralmente, por microrganismos que se estabelecem no ambiente, e ainda a destruição da estrutura do solo com o passar do tempo.

Considera-se que a principal diferença entre um solo inundado e um solo bem drenado, é que o primeiro encontra-se em estado reduzido, com exceção da interface entre o solo e a lâmina d'água, uma fina e escura camada superficial oxidada, cuja espessura depende do balanço entre a taxa de difusão do oxigênio no solo e a taxa de consumo pelo solo (HOWELER, 1972a).

Um solo inundado é acinzentado, tem um baixo potencial redox e possui compostos constituídos por elementos na forma reduzida (NH_4^+ , H_2S , Mn^{+2} , Fe^{+2} e CH_4) como conseqüência da atividade das bactérias anaeróbicas que oxidam a matéria orgânica e reduzem os componentes do solo no decorrer do seu processo respiratório

(PONNAMPERUMA, 1972). A cor cinza (gley) do solo é produzida a partir da redução bacteriana do ferro em combinação com sulfetos (TANAKA; NAVASERO, 1966).

Algumas horas depois da inundação, os organismos aeróbicos passam a utilizar o oxigênio dissolvido na água, deixando a terra virtualmente livre do oxigênio molecular, resultando no seu desaparecimento. Em seguida, aparecem então os organismos anaeróbicos facultativos e os estritamente anaeróbicos, que com o processo de inundação encontram o ambiente favorável ao seu desenvolvimento, convertendo o solo à condições redutoras. Assim, os óxidos de manganês e de ferro são transformados a formas mais solúveis, sulfatos são convertidos a H_2S e CO_2 a CH_4 (PONNAMPERUMA, 1977).

A ausência de oxigênio, a presença da matéria orgânica decomponível e a atividade de bactérias anaeróbicas são as condições imprescindíveis aos processos de redução no solo. Na respiração aeróbica, o receptor final de elétrons é o oxigênio atmosférico, porém, na ausência de oxigênio as bactérias anaeróbicas proliferam, utilizando compostos de carbono como substrato e usando componentes oxidados do solo (NO_3^- , Mn^{+4} , Fe^{+3} , SO_4^{-2} , CO_2 , N_2) e produtos da decomposição da matéria orgânica como receptores de elétrons em seu processo respiratório. Estes microrganismos anaeróbicos (facultativos e obrigatórios) reduzem NO_3^- a N_2 , Mn^{+4} a Mn^{+2} , Fe^{+3} a Fe^{+2} , SO_4^{-2} a H_2S , CO_2 a CH_4 e até H^+ a H_2 . O rumo, a proporção e o grau de redução são influenciados pelos fatores da natureza e conteúdo da matéria orgânica, temperatura, natureza e conteúdo dos receptores de elétrons e pH do solo (PONNAMPERUMA, 1972).

Durante a inundação, a concentração de O_2 vai depender das taxas de difusão e de consumo por parte do solo. Tal consumo se dá, principalmente, através da respiração das raízes das plantas e dos microrganismos aeróbicos. Devido a taxa de consumo ser mais alta que a taxa de difusão, a concentração de oxigênio na solução de um solo recém inundado não é constante, variando entre a saturação na superfície, até zero, no limite entre a camada oxidada e o solo reduzido. A espessura desta camada depende do balanço entre a difusão e o consumo de oxigênio, visto que, em solos com baixos teores de matéria orgânica e nutrientes, ou com pH muito baixo, os microrganismos são inativos e a camada pode ser bastante espessa. Por outro lado, em solos com muita matéria orgânica e alta densidade populacional de microrganismos, o consumo de oxigênio é grande, e a camada apresenta-se com pequena espessura (HOWELER, 1972b).

Em um solo inundado, as trocas gasosas com a atmosfera sofrem severa redução. A difusão do oxigênio no ar é 10000 vezes mais rápida que na água, o que significa dizer que para solos inundados essa difusão é muito lenta, tanto do oxigênio para o interior do solo, quanto do gás carbônico para fora. Se o consumo de oxigênio pelas raízes for mais lento que a sua difusão, um pouco desse oxigênio pode difundir-se fora delas, resultando na formação de uma capa aeróbica. Tal rizosfera oxidada é de grande importância, isto porque reduz a absorção de alguns produtos tóxicos reduzidos como aldeídos, ácidos orgânicos e gás sulfídrico dentre outros, podendo, também, diminuir a absorção do elemento fósforo que é fixado pelo Fe^{+2} , antes de penetrar nas raízes (HOWELER, 1972a).

A umidade do solo é o principal componente para o crescimento das plantas, pois a água do solo é fonte direta para a planta mediante absorção pelas raízes; é veículo obrigatório dos nutrientes; ajuda a regular a temperatura do solo; fator de formação do solo através de reações de hidrólise; condições de oxidação e redução; efeito na atividade de microrganismos; efeito na disponibilidade de nutrientes que dependem da mineralização da matéria orgânica, principalmente N, S e B (MALAVOLTA, 2006).

Segundo Ferreira (1981), as plantas que crescem em ambientes de solos inundados apresentam adaptações, como o transporte de oxigênio da parte aérea até as raízes e a respiração anaeróbica, que vão permitir às raízes eliminar os produtos tóxicos, acumular nutrientes e crescer em um solo sem oxigênio. Um exemplo desse tipo de planta é o arroz, que possui canais especiais denominados aerênquimas, por onde transporta o ar das folhas até as raízes.

O processo de decomposição da matéria orgânica é mais lento em solos anaeróbicos, do que em solos aeróbicos, pois no primeiro caso as bactérias são menos eficientes. Também, são diferentes os produtos finais de decomposição da matéria orgânica em solos inundados, a saber: CO_2 , N_2 , H_2S , metano, aminas e resíduos parcialmente humificados. Por outro lado, em solos bem drenados temos como principais produtos: CO_2 , NO_3^- , SO_4^{-2} e materiais humificados resistentes (SÁNCHEZ, 1976).

Ponnamperuma (1974) relata que os microrganismos anaeróbicos se proliferam rapidamente em solos inundados, e realizam o processo de decomposição da matéria orgânica utilizando compostos oxidados do solo como receptores de elétrons. Então, ocorre redução de compostos oxidados como os nitratos, o MnO_2 , o Fe_2O_3 , os sulfatos e vários produtos orgânicos. Assim sendo, as transformações mais importantes que

ocorrem são: os nitratos são reduzidos a nitritos, os oxi-hidratos de ferro e de manganês são reduzidos a formas mais solúveis, os sulfatos à sulfitos, o dióxido de carbono para CH_4 , e o H^+ para H_2 . Na medida em que o processo se realiza e o nitrato desaparece, grandes quantidades de ferro e manganês entram na solução do solo e os sulfatos se convertem a sulfitos insolúveis, tendo como consequência um aumento de pH em solos ácidos e um incremento na solubilidade dos elementos fósforo e silício.

Logo após a inundação de um solo, ocorre uma sucessão de reações de oxi-redução que obedecerá uma seqüência termodinâmica. O oxigênio é o primeiro componente do solo a ser reduzido, e cuja detecção se torna difícil após o primeiro dia de submersão. Logo depois o nitrato se reduz, porém, como a presença de oxigênio retarda o processo, tal redução só se inicia após uma drástica redução na concentração de oxigênio no solo. A presença destes compostos no solo estabiliza o E_H e retarda a redução dos outros componentes do solo, prevenindo a liberação de Mn^{+2} , Fe^{+2} , S^{-2} , CH_4 e H_2 nas águas de inundação. A redução do dióxido de manganês (MnO_2) é a próxima reação na seqüência termodinâmica, porém, o seu efeito na redução do E_H é menor que do nitrato, que se deve ao fato de ser um composto insolúvel em água e, também, pelo fato de ser utilizado como aceitador de elétrons na respiração de um número limitado de bactérias. Contudo, o autor ressalta que a presença de dióxido de manganês retarda a redução do E_H dos solos inundados e previne as altas concentrações de Fe^{+2} e outros produtos da reação (PONNAMPERUMA, 1972).

Sanchez (1981) afirma que a inundação do solo não tem efeito direto sobre os cátions K^+ , Na^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} , pois não sofrem processos de redução. Porém, a solubilização de composto sólidos destes elementos pode acelerar com o grande aumento no volume de água dos solos inundados. A inundação pode provocar o deslocamento de quantidades significativas de K^+ , Ca^{+2} e Mg^{+2} dos sítios de troca para a solução do solo, pelos íons NH_4^+ , Fe^{+2} e Mn^{+2} que são liberados em quantidades consideráveis pela inundação. Além disso, ao sofrerem deslocamento, estes íons tornam-se mais susceptíveis à lixiviação.

As formas químicas de boro, cobalto, cobre, molibdênio e zinco não são alteradas por reações de oxi-redução, porém suas concentrações podem ser modificadas pelas alterações de pH, devido as redução de ferro, e produção de compostos orgânicos quelantes (FAGERIA, 1984b).

Após a redução dos nitratos e dos compostos de manganês, ocorre a redução do ferro ($\text{Fe}(\text{OH})_3 \rightarrow \text{Fe}^{+2}$), havendo uma queda no E_H do solo. Com o abaixamento do

potencial redox, a influência da ação do ferro na redução do solo não é tão evidente como a do NO^{-3} ou a do MnO_2 . Na continuidade, íons sulfato são reduzidos a SO_3^{-2} e S^{-2} (SANCHES, 1976).

Diversas transformações físico-químicas ocorrem no solo após a inundação, entretanto, Ferreira (1989) aponta como principais, as seguintes: a) redução do pH de solos alcalinos; b) aumento de pH de solos ácidos; c) acúmulo de NH_4^+ ; d) aumento da concentração de Mn^{+2} ; e) redução do Fe^{+3} ; f) redução de sulfatos a SO_3^{-2} e S^{-2} ; g) aumento da disponibilidade de PO_4^{-3} e Si^{-2} ; h) aumento da concentração de cátions na solução por troca com Fe^{+2} , NH_4^+ , Mn^{+2} do complexo; i) formação de produtos orgânicos, como CO_2 , CH_4 , aldeídos, ácidos orgânicos, etc.

2.3.2 Variações no potencial redox (E_H) e pH

O potencial de oxi-redução ou potencial redox do solo é a propriedade eletroquímica que distingue um solo inundado de um solo bem drenado. A intensidade de oxi-redução dos solos inundados é determinada pelo potencial redox ou E_H . Condições oxidadas no solo são refletidas para valores positivos e elevados de E_H (+0,3 a + 0,8V), enquanto que, valores negativos e baixos de E_H (+0,2 a -0,4V) indicam condições de redução (PONNAMPERUMA, 1972). Valores de 500 mV no início da inundação e de -240 mV no 29º dia, foram encontrados por Silva et al. (1988), evidenciando a redução acentuada que este solo sofreu apenas com a adição de água destilada nas parcelas do experimento, as quais consistiam do substrato acondicionado em caixas de isopor.

Gotoh e Yamashita (1966), estudando o potencial redox de um solo inundado, com quatro diferentes níveis de matéria orgânica (0, 100, 200 e 300 toneladas de composto/ha), verificaram que nas parcelas que receberam matéria orgânica, grande quantidade de ferro (Fe^{+2}) foi rapidamente liberada num intervalo de apenas 4 dias após a inundação, e que a elevação dos teores de Mn^{+2} em função da diminuição do potencial redox, também, foi intensificada com o aumento da quantidade de matéria orgânica aplicada nos tratamentos.

Segundo Fageria (1984b), o processo de oxi-redução que ocorre nos solos saturados de água, propicia a formação de três horizontes distintos: o horizonte A, parcialmente oxidado e com elevado conteúdo de matéria orgânica; zona de oxi-redução, onde o ferro e o manganês são depositados como manchas ferruginosas ou

como concreções no caso de difusão lenta ou rápida do oxigênio, respectivamente; zona de redução permanente, de coloração cinza-azulado.

A inundação eleva o pH dos solos ácidos e reduz o pH dos solos alcalinos. Tais altera es dependem da concentra o de Fe^{+2} e da pressão parcial de CO_2 produzido pela respira o das bactérias anaeróbicas. Assim sendo, o aumento na pressão parcial de CO_2 resulta na libera o de íons H^+ no solo, diminuindo o pH, enquanto que o aumento do pH em solos ácidos se deve aos processos de redu o que ocorrem após a inunda o. O aumento do pH   causado, principalmente, pela redu o dos hidróxidos ferrosos com a conseqüente libera o de íons hidroxila no solo, isto porque a maioria dos solos cont m mais óxidos hidratados de ferro do que outro oxidante (PONNAMPERUMA, 1972).

Segundo Sánchez (1976), nos solos alcalinos, o efeito da redu o do Fe^{+3} no aumento do pH   menos importante do que nos solos ácidos, porque os primeiros cont m baixos teores de ferro. Para os solos ácidos, o aumento da pressão parcial do CO_2 tem menor importância do que a redu o dos compostos de ferro. Por outro lado, nos solos neutros as mudanças de pH são pequenas devido o equilíbrio existente entre os dois fatores.

O valor do pH exerce profunda influência sobre o equilíbrio de hidróxidos, carbonatos, sulfatos, fosfatos e silicatos em solos inundados. Tal equilíbrio regula a precipita o e dissolu o de sólidos, a adsor o e dessor o de íons e a concentra o de íons nutricionais significantes ou de substâncias importantes para a nutri o das plantas, como Al^{+3} , Fe^{+2} , H_2S , H_2CO_3 e ácidos orgânicos não dissociados (PONNAMPERUMA, 1972).

Sanchez (1976), trabalhando com a cultura do arroz, constatou que a auto-calagem   uma conseq ncia importante da inunda o, pois o solo atinge uma faixa de pH ótimo para a disponibilidade da maioria dos nutrientes. Com a eleva o do pH até 5,5 aproximadamente, que se d  em torno de duas semanas após a inunda o, ocorre a precipita o do alumínio trocável, eliminando com isso o problema da toxidez do elemento nos solos  cidos. Neste caso, o arroz deve ser transplantado em torno de duas a três semanas após a inunda o, para que não se tenha problema de toxidez com o alumínio.

2.3.3 Variações do nitrogênio, fósforo e enxofre

2.3.3.1 Nitrogênio

Em solos inundados, ocorre tanto o processo de nitrificação, quanto de desnitrificação, sendo este último mais importante quando comparado com o primeiro (FAGERIA, 1984b).

Segundo Sanchez (1976), as principais transformações sofridas pelo nitrogênio em solos submersos são a acumulação de amônio, a desnitrificação e a fixação biológica. O processo de mineralização do N-orgânico vai até a produção de amônio, não havendo continuidade no processo até a formação de nitrato via nitrito, devido a ausência do oxigênio, resultando na acumulação de amônio.

A desnitrificação é um processo biológico importante em solos alagados que consiste da transformação do íon nitrato em nitrito (NO_2^-), óxido nitroso (N_2O) e finalmente nitrogênio elementar (N_2), que representa perda de nitrogênio para o solo. Em solos com baixo teor de matéria orgânica a desnitrificação é lenta ou ausente, uma vez que, os organismos desnitrificantes necessitam da matéria orgânica como fonte de íons H^+ e elétrons para a redução do nitrato, carbono e amônio, essenciais para a síntese de suas células (FAGERIA, 1984b).

Em solos inundados, as algas verdes-azuis e as bactérias fixadoras de nitrogênio, são as principais responsáveis pela redução deste elemento na forma gasosa à amônio, processo este denominado de fixação biológica do nitrogênio. Dentre as algas fixadoras destacam-se os gêneros: *Nostoc*, *Anabaena*, *Ocillatoria*, *Tolypothrix* e *Calothrix*, além de outros gêneros. A massa anaeróbica do solo é um meio ideal para os fixadores anaeróbicos, como por exemplo as bactérias do gênero *Clostridium*, principalmente, na presença da matéria orgânica (FAGERIA, 1984b).

Ponte et al. (1981) ao compararem o efeito da adubação nitrogenada em solos inundados encontraram respostas excelentes em diversas culturas, com destaque para o adubo sulfato de amônio que foi o mais eficiente. Segundo Wang et al. (1976), isto pode ser explicado pelo efeito do enxofre contido no adubo, pois este elemento é considerado o principal fator limitante para determinadas culturas em ambiente alagado.

2.3.3.2 Fósforo

A concentração do elemento fósforo na solução do solo aumenta com a inundação, e sua disponibilidade não é igual em todos os solos alagados, sofrendo variações devido: à redução de fosfatos férricos a formas mais solúveis de fosfatos ferrosos; à disponibilidade de compostos de ferro solúveis em redutores; ao aumento da mineralização do fósforo orgânico em solos ácidos ocasionada pela elevação do pH entre 6 e 7; à liberação do fósforo adsorvido por troca aniônica em argilas e óxidos hidratados de ferro e alumínio, com a elevação do pH; à maior difusão de íons H_2PO_4^- , em um maior volume de solução de solo; ao aumento da solubilidade da apatita em solos calcários quando o pH diminui a valores entre 6 e 7 (PONNAMPERUMA, 1972).

Segundo Fageria (1984b), em solos ácidos, o aumento da disponibilidade de fósforo com a inundação tem relação direta com a diminuição do potencial redox (E_H), ou com o aumento dos teores de Fe^{+2} .

As alterações químicas que ocorrem em solos inundados promovem aumento na produção da cultura do arroz, visto que, condições desfavoráveis como deficiência de ferro e baixa disponibilidade de N e P na maioria dos solos, e toxicidade de Mn e Al nos solos ácidos, são modificados por ocasião da inundação (PONNAMPERUMA, 1974).

2.3.3.3 Enxofre

O enxofre do solo está sujeito a transformações microbianas, influenciadas pelas condições ambientais que afetam a composição e a atividade dos microrganismos. Em todos os solos, em maior ou menor intensidade, ocorrem os seguintes processos: mineralização ou decomposição de enxofre orgânico com liberação de formas inorgânicas; imobilização ou conversão do enxofre inorgânico em compostos orgânicos dos microrganismos; produção de sulfetos (S^{2-}) pela redução de sulfatos; produção de formas voláteis; oxidação de enxofre elementar ou outras formas reduzidas (SCHOENAU; GERMIDA, 1992).

O enxofre ocorre no solo em formas orgânicas e inorgânicas. Segundo Angelis et al. (2007), o fracionamento do enxofre orgânico, que em solos bem drenados de regiões úmidas constitui a maior parte do enxofre total, indica a ocorrência de três formas: compostos com ligação S-O (sulfato de ésteres); compostos com ligação S-C; enxofre inerte ou residual (enxofre em compostos não identificados).

O enxofre inorgânico, de acordo com Bissani e Tedesco (1988), pode ocorrer no solo com vários estados de oxidação, sendo que as principais formas são: sulfato (SO_4^{2-}) em solução; sulfato adsorvido à fração sólida; formas reduzidas como dióxido de enxofre (SO_2), sulfito (SO_3^{2-}), enxofre elementar (S^0) e sulfeto (S^{2-}). Em solos bem drenados, as formas reduzidas são facilmente oxidadas a (SO_4^{2-}), sendo esta forma inorgânica predominante e pela qual o enxofre é absorvido pelas plantas via sistema radicular. Entretanto, as formas reduzidas, principalmente sulfetos e H_2S , são importantes em solos alagados ou em condições de anaerobiose (MALAVOLTA, 2006).

Geralmente, os solos de regiões tropicais apresentam menores teores de enxofre total e orgânico que os solos de regiões temperadas, devido à maior mineralização e ao maior intemperismo, que determinam maiores perdas. Por ser constituído, principalmente, por frações orgânicas, o teor de enxofre total no solo não é um parâmetro adequado para indicar a disponibilidade para as plantas a curto prazo. Entretanto, pode indicar o potencial de suprimento de enxofre pelo solo (ANGELIS et al., 2007).

Em solos inundados, as transformações químicas mais importantes do enxofre são: a redução do SO_4^{2-} a sulfeto (S^{2-}) e a diferenciação dos aminoácidos cisteína, cistina e metionina (resultantes da hidrólise das proteínas) em H_2S , thiols, amônia e ácidos graxos (PONNAMPERUMA, 1972).

Segundo Fageria (1984b), o principal produto da transformação anaeróbica do enxofre é o H_2S , resultante da redução do SO_4^{2-} . Depois de formado, o H_2S pode reagir com metais pesados, produzindo sulfetos insolúveis, principalmente o FeS , que precipitam, diminuindo a disponibilidade de enxofre no solo. O autor ainda relata que a concentração de H_2S na água pode ser mínima e quimicamente não detectável, apesar da elevada produção do composto, o que se deve à sua precipitação na forma de FeS . Por outro lado, Sanchez (1976) e Moreira e Siqueira (2002), relatam que em solos alagados, com elevados teores de sulfetos e baixos teores de ferro, o acúmulo de H_2S pode atingir níveis tóxicos para as plantas.

A umidade, o pH e o potencial redox do solo, exercem forte controle nos processos de mineralização-imobilização do enxofre. Sabe-se que em ambiente anaeróbico, a redução do sulfato somente ocorre sob condições de redução intensa, quando o potencial redox dos solos é bastante baixo. Em experimento utilizando diferentes classes de solos, com capacidade de adsorção de S variando de 13 a 132

mg/g de solo, Lefroy, Samosir e Blair (1993) encontraram que a concentração do S disponível, na solução com alto pH (7,0), aumentou quando o E_H foi rebaixado para -200 mV, tendo decrescido com reduções posteriores deste potencial redox. Com o pH baixo (4,8), mudanças no E_H não afetaram a concentração de S na solução do solo.

Devido à aplicação do elemento enxofre como nutriente secundário na forma de sulfato de amônio e superfosfato simples, pouca atenção tem sido dada à nutrição e à demanda de enxofre pela cultura do arroz. Porém, com a tendência de substituir essas formas de fertilizantes, por formulações mais concentradas, a deficiência de enxofre tende a aumentar (MESQUITA, 1993). Ainda segundo este autor, a disponibilidade de enxofre para o arroz em condições de inundação tem sido menor, uma vez que as plantas absorvem enxofre somente na forma de sulfato.

Aulakh, Jaggi e Sharma (2002), trabalhando em solos do nordeste da Índia, em condições de excesso de umidade, constataram a ocorrência de significativa redução do sulfato e nenhuma oxidação do enxofre elementar (S^0), sugerindo que esta última forma não é uma adequada fonte de enxofre para as plantas, tal como o arroz, cultivadas sob inundação.

2.3.4 Variações no conteúdo e formas de ferro, manganês, cobre e zinco

Um fenômeno químico de grande importância que ocorre no solo após a inundação é a redução dos compostos de Fe^{+3} a compostos de Fe^{+2} . Tal fenômeno, além de aumentar a solubilidade e disponibilidade do elemento no solo, ainda proporciona ao mesmo uma série de reações benéficas. Em poucas semanas de inundação, de 5% a 50% dos óxidos de ferro livres no solo podem ser reduzidos, o que vai depender de fatores como: temperatura, teor de matéria orgânica e do grau de cristalização dos óxidos. (FAGERIA, 1984b).

A redução do ferro no solo promove alterações químicas importantes como: aumento da concentração de ferro solúvel (Fe^{+2}); elevação do pH pelas reações de redução ($Fe^{+3} \rightarrow Fe^{+2}$); deslocamento de cátions dos seus sítios de troca; aumento da solubilidade do fósforo e da sílica; formação de novos minerais pela recombinação da sílica com os aluminossilicatos. (PONNAMPERUMA, 1972).

Segundo Cheaney (1975) a presença da matéria orgânica eleva bastante as concentrações de Fe^{+2} e de ácidos orgânicos podendo causar toxidez nas primeiras oito semanas de submersão. O referido autor realizou estudo com a aplicação de calcário, e

concluiu que esta prática reduz significativamente as concentrações de Fe^{+2} , ficando em níveis considerados normais após a quarta semana de submersão.

Segundo Fageria, Barbosa Filho e Carvalho (1981), a toxidez provocada pelo elemento ferro pode estar relacionada diretamente à sua absorção excessiva pelas plantas, que danifica as células, ou indiretamente, pela deficiência de outros nutrientes, causada pelo excesso de ferro na planta.

Cheaney (1975), faz algumas recomendações para reduzir problemas causados por toxidez de ferro: melhorar o sistema de drenagem; atenção para a época de aplicação da água; uso de calcário; adubação pesada, com ênfase para o potássio; uso de cultivar tolerante. A presença da matéria orgânica eleva bastante as concentrações de Fe^{+2} e de ácidos orgânicos, podendo causar toxidez nas primeiras oito semanas de submersão.

A inundação do solo eleva significativamente a solubilidade do manganês, devido a redução dos compostos de Mn^{+4} para a forma mais solúvel Mn^{+2} , ocorrendo o maior nível de concentração no primeiro mês de inundação, decrescendo lentamente após esse período devido à precipitação do Mn^{+2} como MnCO_3 (SANCHEZ, 1981).

Segundo Ponnampuruma (1972), as formas químicas de cobre e zinco, não sofrem alterações pelas condições de oxi-redução, entretanto, a solubilidade destes elementos pode ser modificada quando o solo sofre processo de inundação: enquanto a elevação do pH e a formação de sulfetos reduzem a solubilidade do cobre e zinco, por outro lado, a redução de óxidos hidratados de Fe^{+3} e Mn^{+4} e a produção de substâncias orgânicas complexantes, aumenta a solubilidade destes elementos.

O aumento do pH à valores próximos da neutralidade, em condições de alagamento, exerce forte influência na redução da disponibilidade de zinco e de cobre para a cultura do arroz cultivado sob inundação (ALAM, 1999).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 CLASSIFICAÇÃO, COLETA E PREPARO DO SOLO

O experimento foi conduzido em substrato de solo da várzea do rio Guamá, classificado como Gleissolo Háplico (EMBRAPA, 2006), coletado em um ponto de coordenadas 1° 27' 32,92'' (S) e 48° 25' 55,12'' (O), a aproximadamente 400 metros da calha do rio Guamá, em área pertencente à Embrapa Amazônia Oriental, em Belém-Pará.

A cobertura vegetal predominante na área é do tipo arbustiva, onde destacam-se gramíneas e ciperáceas. Vinte amostras simples, obtidas com o uso de enxadeco, na profundidade de 0-20 cm da superfície do solo, deram origem à amostra composta de aproximadamente 60 kg, que foi seca ao ar. Depois de seco, o solo foi destorroado utilizando-se um rolo de madeira, sendo em seguida passado por peneira de nylon de 2 mm de diâmetro de malha a fim de uniformizar o tamanho das partículas e eliminar materiais grosseiros. Antes de proceder a inundação das parcelas, o solo foi submetido às análises físicas e químicas para sua caracterização (Tabela 1), conforme metodologia preconizada por EMBRAPA (1997).

Tabela 1. Resultados analíticos das características químicas e físicas, da camada de 0-20 cm de profundidade, do Gleissolo Háplico do rio Guamá, Belém-Pará.

Análise	Resultado
pH em água (1:2,5).....	4,4
C _{org} (g.kg ⁻¹).....	13,30
MO (g.kg ⁻¹).....	22,94
P _{disponível} (mg.dm ⁻³).....	5,62
K _{trocável} (cmol _c .dm ⁻³).....	0,20
Ca _{trocável} (cmol _c .dm ⁻³).....	1,82
Mg _{trocável} (cmol _c .dm ⁻³).....	3,88
Al _{trocável} (cmol _c .dm ⁻³).....	1,63
(H+Al) _{trocável} (cmol _c .dm ⁻³)	6,56
Areia (g.kg ⁻¹).....	23
Silte (g.kg ⁻¹).....	695
Argila (g.kg ⁻¹).....	282

O pH foi determinado em água na relação solo:solução 1:2,5; o fósforo e o potássio foram extraídos a partir da solução extratora de Mehlich-1, sendo o P determinado por colorimetria e o K por espectrofotometria de chama; Ca, Mg e Al trocáveis foram extraídos com KCl 1N, sendo o Al determinado por titulação com o NaOH 0,025N, enquanto que Ca e Mg foram determinados titulação com EDTA-Na 0,025N.

Para medição do E_H utilizou-se o aparelho Metrohm 704 pH/ E_H Meter com especificações para mensurações em Volts, empregando eletrodo de platina como elemento sensível inserido nas parcelas experimentais, com estabilidade de leitura em tempo reduzido (minutos), indicando o momento para a anotação da leitura.

A acidez potencial ($H^+ + Al^{+3}$) foi extraída com solução de acetato de cálcio a 1N pH 7,0 e, em seguida, titulada com EDTA-Na a 0,025N. O carbono orgânico foi obtido através do método de Walkley-Black, que oxida a matéria orgânica através do uso do dicromato de potássio e aquecimento com ácido sulfúrico. A matéria orgânica foi obtida pela multiplicação do teor de C por 1,724.

A granulometria do solo foi determinada pelo método da pipeta, adicionando-se NaOH 1N, como dispersante químico.

3.2 CONDUÇÃO DO EXPERIMENTO

O experimento foi conduzido no Laboratório de Análises de Solo do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA, onde sete quilogramas de solo foram acondicionados em quatro caixas de isopor, que constituíram as parcelas, as quais foram inundadas durante 61 dias, com água destilada, mantendo-se uma lâmina d'água de aproximadamente cinco centímetros, com a finalidade de proporcionar condições de trabalho mais próximas da realidade.

No primeiro dia de inundação, determinou-se o pH e E_H do solo, em cada parcela, através da introdução de eletrodos diretamente no solo submerso, com um pHmetro digital, o qual era aferido semanalmente. A partir daí, iniciaram-se as retiradas de amostras do solo das caixas de isopor por um período de sessenta e um dias, para determinação das variáveis estudadas, sempre em dias alternados, ou seja, no 1º, 3º, 5º dia de inundação, e assim por diante. As amostras de solo úmidas (solo + solução) eram retiradas utilizando uma seringa descartável de 10 ml de capacidade, a qual era adaptada para tal finalidade, conforme descrito por Silva (1993). Juntamente com as amostras

retiradas para análises químicas, outra era efetuada, pesada e levada à estufa para determinação do peso seco, para obtenção de um fator de correção da umidade, a fim de converter o resultado final à TFSE (Terra fina seca ao ar).

3.3 ANÁLISES QUÍMICAS

As análises químicas do solo seguiram metodologia descrita pela Embrapa (1997): P extraído por Mehlich I ($\text{HCl } 0,05 \text{ mol.L}^{-1} + \text{H}_2\text{SO}_4 \text{ } 0,0125 \text{ mol.L}^{-1}$), e determinado por colorimetria (comprimento de onda $660 \text{ }\mu\text{m}$); os micronutrientes Fe, Mn, Zn e Cu foram extraídos por Mehlich I e quantificados no extrato por espectrofotometria de absorção atômica (RAIJ; QUAGGIO, 1987) e o nitrogênio foi determinado pelo método Kjeldahl.

As determinações de S total e S disponível seguiram metodologia descrita por Alvarez V. et al. (2001) como segue: S disponível extraído com $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 500 mg/L de P, em HOAc 2 mol/L. Este método baseia-se na extração do enxofre em solução e de frações de S adsorvido e de formas orgânicas, por meio de fosfato monocálcico em ácido acético e dosagem por turbidimetria, com adição de sementes de S; no caso de S total, por um processo de digestão ácida todo enxofre contido na amostra de solo (St) é colocado em solução na forma de sulfato, que é dosado turbidimetricamente com adição de sementes de S (BLANCHAR; REHM; CALDWELL, 1986, modificado).

3.4 TRATAMENTOS E DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Os tratamentos constaram da coleta de amostras do solo inundado em cada parcela, iniciada a partir do primeiro dia de inundação e, subseqüentemente, em dias alternados, totalizando 30 períodos de amostragens, em quatro repetições, dispostos em delineamento inteiramente casualizado.

3.5 VARIÁVEIS ESTUDADAS

As variáveis estudadas foram: teores de enxofre disponível, enxofre total, fósforo disponível, nitrogênio total e dos micronutrientes ferro, manganês, zinco, cobre, pH e E_H . O enxofre total foi utilizado como referência de comparação com o enxofre disponível, entre os diversos períodos de inundação.

3.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA

As análises estatísticas foram efetuadas por meio do programa SISVAR. Foram realizadas análises de variância dos dados obtidos das variáveis estudadas e, em função da significância para as variáveis, foram ajustadas equações de regressão, com nível de significância de 5%.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O resumo da análise de variância das variáveis estudadas, encontra-se na Tabela 1A, em apêndice. À exceção do nitrogênio total, todas as outras variáveis sofreram alterações significativas, em função da inundação.

Tabela 2. Variação dos atributos químicos em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háplico do rio Guamá, Belém-Pará (média de quatro repetições).

Dias	N	Sd**	St***	P	Fe	Cu	Zn	Mn	E _H	pH
	g/kgmg/kg.....							mV	H ₂ O 1:2,5
0*	1,68	8,13	310	23,49	1512,3	3,75	12,6	309,3		4,4
1°	2,05	8,51	185	10,45	1348,63	34,03	111,02	245,10	49	7,44
3°	1,87	10,06	193,8	13,12	1996,75	34,99	107,92	274,28	-206	7,77
7°	1,87	11,33	227,5	16,13	29,59	41,79	110,43	319,49	-320	8,09
9°	2,01	12,35	232,5	17,12	3085,68	42,21	113,92	329,70	-325	7,96
11°	1,72	12,74	242,5	18,25	3400,94	42,74	118,34	334,47	-337	7,96
13°	1,72	13,45	245	19,17	3372,81	43,28	117,74	321,31	-361	8,07
15°	1,65	16,24	255	20,38	3444,82	45,34	120,72	331,04	-373	8,11
17°	1,63	16,37	257,5	20,88	3466,52	46,57	125,53	339,12	-388	8,04
19°	1,85	16,47	260	21,12	3433,91	47,40	125,73	332,23	-396	8,05
21°	1,63	16,61	265	21,73	4454,18	50,27	143,62	405,86	-406	8,06
23°	1,74	18,13	305	22,33	4078,27	49,71	136,66	393,44	-410	8,13
25°	1,70	18,48	375	22,98	4618,63	48,28	141,15	408,35	-414	8,16
27°	1,70	19,23	312,5	23,36	4405,16	48,28	148,39	407,25	-413	8,26
29°	1,83	20,52	355	24,31	4423,79	48,64	139,05	406,03	-422	8,44
31°	1,60	20,63	347,5	25,89	4843,42	47,52	149,46	427,50	-426	8,46
33°	1,58	20,51	337,5	26,49	4495,06	47,20	145,84	402,71	-430	8,48
35°	1,61	19,36	305	27,72	4403,37	46,37	135,35	394,84	-428	8,56
37°	1,78	18,97	252,5	26,73	4566,16	46,56	147,71	426,45	-431	8,57
39°	1,78	18,59	270	24,27	4252,56	45,58	134,47	436,86	-416	8,61
41°	1,92	17,15	282,5	24,90	4450,99	44,32	131,93	426,71	-396	8,61
43°	1,92	17,64	295	26,57	4090,82	45,36	130,90	416,39	-398	8,64
45°	1,78	16,35	285	27,29	4537,78	45,73	137,34	387,31	-397	8,74
47°	1,67	15,40	267,5	28,86	4672,50	46,29	146,92	372,44	-395	8,75
49°	1,61	14,54	272,5	28,74	4359,58	46,37	138,85	364,17	-399	8,74
51°	1,71	14,09	260	28,52	4222,13	46,16	142,31	354,74	-382	8,72
53°	1,70	14,00	230	28,41	4158,75	46,13	142,11	336,59	-395	8,75
55°	1,83	13,59	227,5	27,91	3737,22	46,62	147,51	329,15	-397	8,73
57°	1,61	12,93	170	27,66	3452,22	46,67	138,53	319,97	-392	8,76
59°	1,69	12,75	145	26,96	3317,63	46,85	147,79	313,53	-389	8,74
61°	1,63	11,36	112,5	26,76	3276,03	47,00	128,35	294,29	-391	8,76

*solo antes da inundação

**enxofre disponível

***enxofre total

Os resultados apresentados na Tabela 2 indicam as alterações ocorridas nas variáveis estudadas, após a inundação do solo. Moraes e Freire (1972) afirmam que tais

alterações são reversíveis, pois, tão logo se dá o contato entre o solo e o ar, as o transporte de oxigênio da parte aérea até as raízes e a respiração anaeróbica. condições físico-químicas e químicas presentes antes do estado de redução apresentam-se novamente.

4.1 pH

Na Figura 1, observa-se o efeito significativo da inundação ($p < 0,01$) sobre o pH, que variou de 7,4 no 1º dia de inundação, até 8,8 no 61º dia de inundação, com estabilização desses valores a partir do 33º dia, oscilando entre 8,5 e 8,8. Resultado semelhante foi encontrado por Mattar, Vieira e Silva (2002), ao constatar elevação do pH do solo, de 5,84 a 7,21 ao final do ensaio com 47 dias, com certa tendência a estabilização a partir do 31º de inundação, com valores entre 7,07 e 7,22.

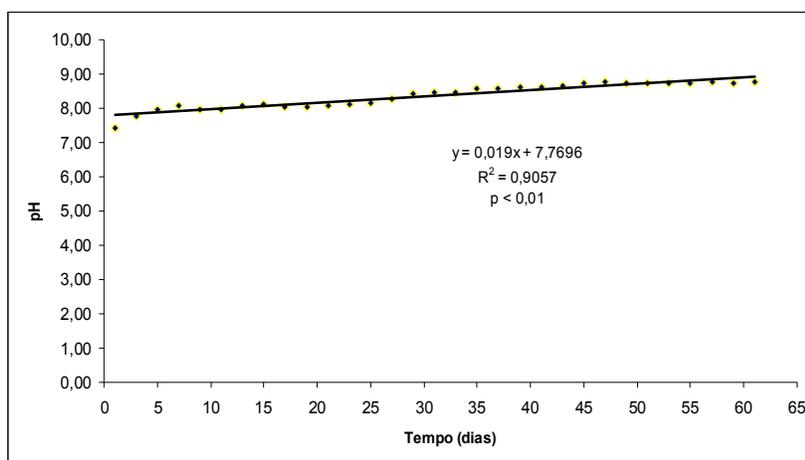


Figura 1. Valores de pH em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háplico do rio Guamá, Belém-Pará.

Silva et al. (1996), observaram elevação do pH após inundação de um Gleissolo Háplico, até o 7º dia de inundação, tendo a partir daí um comportamento oscilante entre 6,5 e 7,5. Trabalhando com o mesmo tipo de solo dos autores anteriores, e após inundação por trinta dias, Cardoso, Teixeira e Dib Taxi (1987), também, obtiveram elevação nos valores de pH de 4,24 para 6,24. Tal comportamento é confirmado por Ponnampertuma (1972), quando afirma que em solos ácidos ocorre a elevação do pH devido a redução dos compostos de ferro e similares ($Fe(OH)_3 \rightarrow Fe(OH)_2$), como

conseqüência da inundação a que este solo foi submetido, havendo a liberação de íons OH no solo.

Gotoh e Yamashita (1966), conduzindo experimento com adição de matéria orgânica em parcela de Gleissolo Háplico, observaram elevação rápida do pH nos dez primeiros dias de inundação, de 5,6 para, aproximadamente, 7,0.

A partir dos dados da equação de regressão demonstrada na Figura 1, foi calculado o pico máximo estimado de pH (8,88), que seria alcançado em um período estimado de 79 dias de inundação. Entretanto, foi observada a ocorrência de médias estimadas semelhantes, já a partir do 51º dia de inundação, possibilitando inferir que o tempo de inundação de 61 dias utilizado neste experimento, foi suficiente para garantir a estabilização do pH.

4.2 POTENCIAL REDOX (E_H)

Para o potencial redox (Figura 2), verificou-se uma relação negativa com a inundação ($p < 0,01$), com redução bastante acentuada nos valores de E_H , cuja variação foi de +49 mV no 1º dia do alagamento, até aproximadamente -430 mV no 37º dia, quando teve pequeno aumento, seguido de tendência à estabilização em torno de -390 mV a partir do 39º dia.

Segundo Cho e Ponnampereuma (1971) e Swarup (1988), em condições de alagamento o E_H decresce nos períodos iniciais de anaerobiose, aumentando em seguida até um valor máximo, e a partir daí, tendendo à estabilização.

Queda drástica do E_H foi observada por outros autores, como Yamane e Sato (1967), que trabalhando com um Gleissolo Melânico registraram valores de até -420 mV após determinado período de inundação. A queda rápida do E_H pode ser explicada pela liberação de substâncias reduzidas no sistema, tendo como conseqüência um decréscimo da pressão parcial de oxigênio, antes que compostos como óxidos e hidróxidos de Mn e Fe possam exercer sua capacidade tamponante, mantendo o E_H em valores intermediários (PONNAMPERUMA, 1972; PATRICK JUNIOR; MIKKELSEN, 1971).

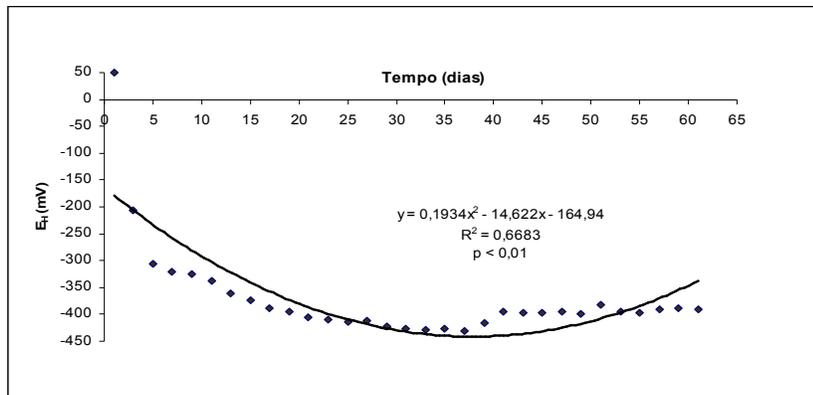


Figura 2. Valores de potencial redox (E_H) em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.

Silva et al. (1988) observaram redução acentuada do potencial redox nos primeiros dez dias de inundação, com uma estabilização do E_H em torno de -230 mV, no 26º dia. Ferreira et al.(1998) constataram que o solo de várzea do rio Guamá, município de Belém, a partir do quinto dia de inundação mostrava E_H negativo ($E_H = -97,5$ mV), chegando a -240 mV no vigésimo nono dia de inundação. Os autores citam que a redução dos altos teores de manganês existentes no solo, impede a manutenção de potenciais positivos por longo tempo após a inundação.

A seqüência de alterações no potencial redox depende de dois fatores primordiais: natureza e quantidade de matéria orgânica; tipo e conteúdo de componentes oxidados no solo, especialmente manganês e ferro (PONNAMPERUMA,1975).

4.3 FÓSFORO

Os dados obtidos para fósforo disponível (Figura 3), melhor se ajustaram a uma equação quadrática ($p < 0,01$), com relação positiva com a inundação. Observou-se um crescimento acentuado na sua concentração ao longo do tempo de inundação, variando de um valor igual a 10,45 mg/kg, chegando a um valor máximo de 28,87 mg/kg no 47º dia, teor considerado muito alto, segundo a classificação de Silva (2003), tendo em seguida apresentado uma pequena diminuição na concentração, com tendência à estabilização. Os resultados encontrados são corroborados por Ponnampertuma (1964), que confirma a ocorrência de pequeno decréscimo do fósforo disponível, após alcançar concentração máxima, em condições de alagamento do solo.

Lima et al. (2005) trabalhando com solos de várzeas da Amazônia, constataram que o teor de P em solução foi influenciado por todas as formas de P, sendo o P-Fe a forma que maior influência exerceu sobre o teor de P disponível. Pico de máxima disponibilidade de P ocorreu entre o 15º e 43º dia de inundação, período que coincidiu com a máxima disponibilidade de Fe e Mn em solução. Entretanto, os autores citam que não foi encontrada correlação significativa entre o Fe e o P em solução. Em geral, os teores determinados de P em solução foram baixos.

Conforme Ponnampertuma (1972), a partir das reações de oxirredução desencadeadas em solos inundados, modificam-se os valores de pH e aumenta a disponibilidade de vários elementos. O Fe^{3+} e o Mn^{4+} da superfície dos óxidos assumem a forma de Fe^{2+} e Mn^{2+} , respectivamente, aumentando sua concentração na solução do solo (VAHL, 1991). O P tem a sua dinâmica bastante alterada, podendo ser liberado da superfície dos óxidos à medida que há redução do Fe e conseqüente desestabilização do mineral (VAHL, 1999; MELLO et al., 1992).

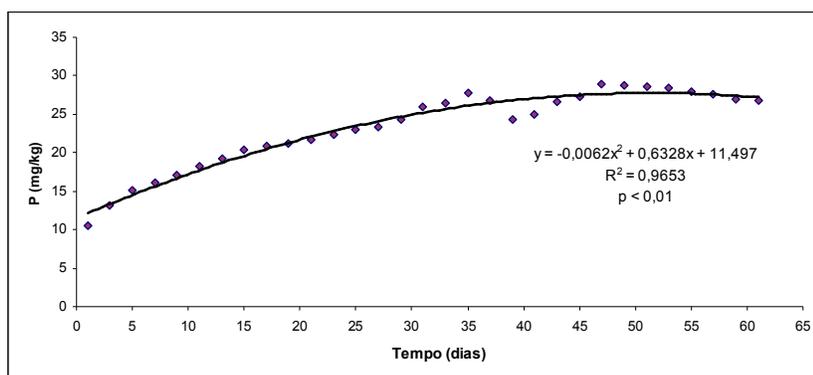


Figura 3. Valores de fósforo disponível, em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.

Essas alterações eletroquímicas em solos de várzeas provocam modificações na estabilidade de diversos minerais do solo, de tal modo que óxidos de baixa cristalinidade tendem a predominar com o passar do tempo (MOORMAN; van BREMEN, 1978; SÁ; MIKKELSEN, 1986;). Esses óxidos, como goethita, lepidocrocita e ferridrita, possuem maior superfície específica e maior reatividade química, conseqüentemente, maior capacidade de adsorção de P do que as frações mais cristalinas e poderão se tornar os componentes mais importantes na liberação desse elemento em condições de alagamento (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989). Estudos

têm mostrado correlação positiva entre a capacidade de adsorção de P e as formas de Fe de baixa cristalinidade (FONTES; WEED, 1996; HERNÁNDEZ; MEURER, 1998).

Os teores de fósforo deste trabalho, mesmo sendo mais elevados, seguiram comportamento semelhante àqueles encontrados por Mattar, Vieira e Silva (2002), que verificou valores crescentes até 13,80 mg/dm³ no 39º dia, estabilizando-se a partir daí, e Silva (1993) com valores crescentes até o 27º dia, estabilizando-se entre 7,15 e 7,99 mg/dm³ que, segundo Silva (2003), são teores considerados médios no solo.

4.4 NITROGÊNIO

Por meio da Figura 4, observa-se que não houve influência significativa da inundação sobre o nitrogênio total ($p > 0,05$), sendo que os dados obtidos não se ajustaram a nenhuma equação de regressão. No primeiro dia de alagamento ocorreu um aumento para 2,05 g de N/kg, com estabilização a partir daí, a valores médios de 1,7 g de N/kg até o final do experimento, semelhantes àqueles existentes antes da inundação.

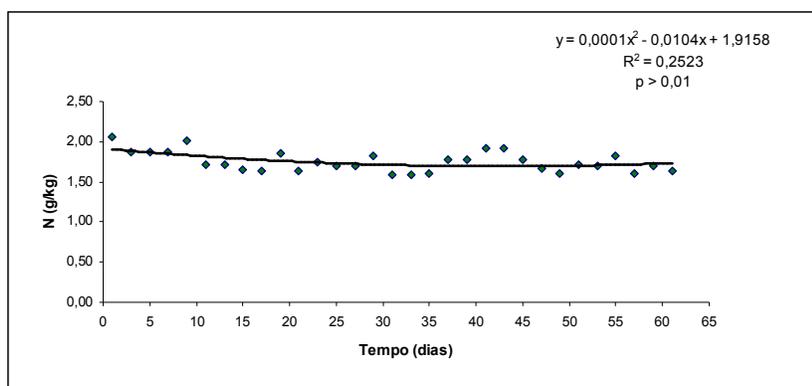


Figura 4. Valores de nitrogênio total em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.

Solos inundados apresentam condições propícias a perdas consideráveis de N, especialmente por desnitrificação e volatilização de NH₃, em processos redutivos (PATRICK JR, 1982; CANTARELLA, 2007). Este fato é explicado pelo deslocamento do ar do solo, pela inundação, e o pouco O₂ dissolvido na água é rapidamente consumido (PONNAMPERUMA, 1972). Segundo Firestone (1982), o processo de desnitrificação, também, é favorecido por valores de pH elevados (6 a 8), como os alcançados neste trabalho.

Na ausência de O_2 e com o abaixamento do potencial redox, o NO^{3-} é reduzido facilmente a N_2O ou a N_2 ; com a falta de NO^{3-} no meio, os receptores de elétrons passam a ser Mn^{4+} e o Fe^{3+} (PATRICK JR., 1982).

Concentrações relativamente altas de N_2O podem ser formadas na água de inundação, propícias à perdas por volatilização e, segundo Cantarella (2007), plantas cultivadas em solos inundados, como o arroz, transportam N_2O dissolvido na água para a atmosfera pela corrente transpiratória, mecanismo que representa importante dreno do N total do solo alagado. Segundo o mesmo autor, as perdas de N_2O para atmosfera, com a conseqüente redução do N total, feitas somente a partir da superfície do solo, ou seja, sem a presença da planta, não se mostram significantes, e as medidas do fluxo dessa forma de N podem subestimar as perdas desse gás no ecossistema alagado. Essa explicação poderia justificar o comportamento do N total, em função da inundação, no presente trabalho.

4.5 ENXOFRE DISPONÍVEL E TOTAL

Na Figura 9 observa-se o comportamento do enxofre disponível, que apresentou aumento na sua concentração de 8,51 mg/kg no 1º dia, até o máximo de 20,63 mg/kg, no 31º dia de inundação, decrescendo a partir daí, até 11,35 mg/kg, com os dados se ajustando a uma equação quadrática ($p < 0,01$). Ocorreu um ligeiro aumento do S-disponível ao final do experimento, mesmo nas condições redutoras nos dois meses de ensaio.

A concentração de enxofre disponível (SO_4^{2-}) observada durante todo o período experimental, é mais que suficiente para a nutrição de plantas cultivadas sob inundação, conforme a interpretação de Tomé Júnior (1997), para resultados da determinação de enxofre para solos.

A diminuição da disponibilidade do enxofre, apenas após 31 dias de inundação, pode ser devida, possivelmente, à redução do sulfato, em valores médios de E_h em torno de -400 mV. Ponnampertuma (1972) cita que, somente após longos períodos de alagamento, quando se estabelecem condições de intensas reduções nos solos, ocorre a limitação da disponibilidade de S, com a conseqüente precipitação de sulfetos metálicos. Conforme Teixeira e Cardoso (1991), os solos ácidos quando inundados, inicialmente, apresentam um aumento na concentração de SO_4^{2-} na solução do solo,

devido a sua desorção com a elevação do pH nestas condições. Porém, à medida que se acentua a processo de redução, a concentração do sulfato diminui.

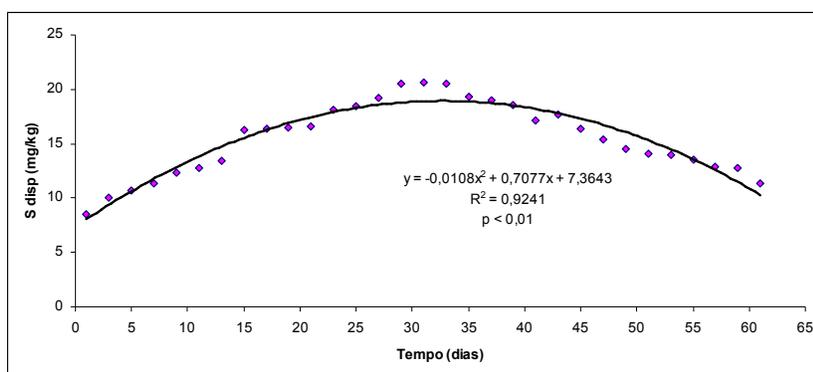


Figura 9. Valores de enxofre disponível (Sd) em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará

Sugere-se que investigações científicas sejam efetuadas no sentido de avaliar se as concentrações de S-disponível, após tempo maior que 60 dias de inundação do solo, permanecem em valores superiores ou sofrem drásticas reduções, em relação ao início do alagamento.

Trabalhando com amostras de solos coletadas das várzeas da Zona da Mata de Minas Gerais, submetidas à 75 dias de inundação, do plantio à colheita do arroz, Almeida et al. (1993) constataram limitação no desenvolvimento das plantas a partir do 45º dia de alagamento, persistindo até a colheita final. Os autores enfatizam que dificilmente se estabelecem condições de redução intensa no solo, logo após a inundação. Assim, a redução da disponibilidade de enxofre em condições de excesso de umidade, somente será limitada pela redução do sulfato, vários dias após a inundação, sendo que o tempo necessário para que isso ocorra, depende, fundamentalmente, das características do solo.

Para o enxofre total (Figura 10), verifica-se que os dados encontrados seguem um comportamento semelhante ao observado para o enxofre disponível. Observa-se, neste caso, aumento na sua concentração, inicialmente de 185 mg/kg, até o máximo de 355 mg/kg, no 29º dia de inundação, diminuindo nos dias seguintes, até 112,5 mg/kg no final do experimento.

Possivelmente, o decréscimo na concentração do enxofre total deve estar relacionado à perdas de S em formas voláteis, no sistema, em decorrência dos processos de redução ocorrentes em meio anaeróbico. Recomenda-se que sejam realizadas

pesquisas sobre as frações de S, que expliquem o comportamento do S-total sob condições de inundação, em solos de várzea do rio Guamá, em Belém-Pará.

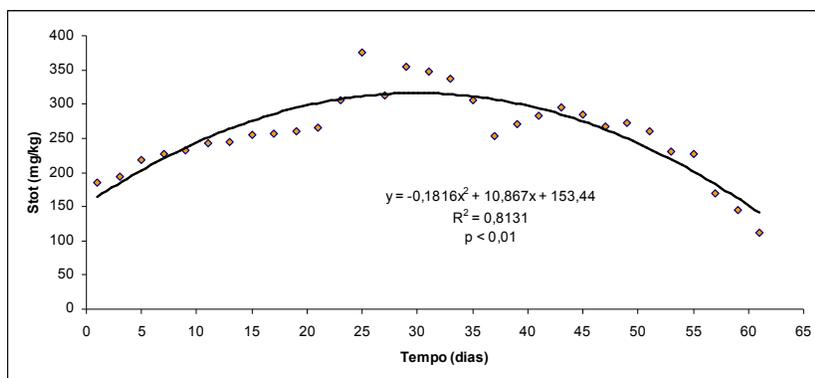


Figura 10. Valores de enxofre total (St) em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.

4.6 FERRO

Por meio da Figura 11, observa-se aumento na concentração do ferro, em função da inundação ($p < 0,01$), que variou de 1.348,63 mg/kg no 1º dia do alagamento, para 4.566,16 mg/kg no 37º dia. Desse ponto em diante, apresentou decréscimo até valores de 3.276,03 mg/kg. Comportamento semelhante, porém, em valores menores, foi verificado por Lima et al. (2005), trabalhando com solos da Amazônia, submetidos a inundação, onde a concentração de ferro alcançou pico máximo, aproximadamente, 40 dias após a inundação, diminuindo a partir daí.

Em condições anaeróbicas, o ferro segue a mesma tendência de aumento na concentração, como ocorreu com o manganês, justificando assim os resultados obtidos nessa pesquisa. A redução dos compostos de Fe^{+3} a compostos de Fe^{+2} pode ser considerada a transformação química mais importante que ocorre nos solos alagados de várzea, aumentando sua solubilidade, alterando o pH, além da disponibilidade de outros nutrientes no solo, uma vez que compete com outros cátions como Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ e K^+ pelos sítios de troca, o que acelera a liberação desses para a solução. Pode ainda, em solos ácidos, causar toxidez às plantas, devido sua redução (FAGERIA et al., 1984).

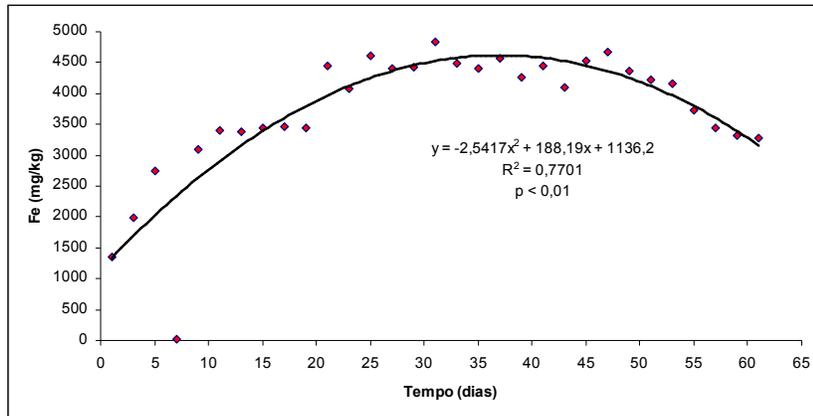


Figura 11. Valores de ferro, em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.

Fageria et al. (1981), conduziram experimento na várzea com a cultura do arroz, e verificaram aumento na concentração de ferro, com sintomas de toxidez do elemento nas plantas, a partir da concentração de 80 mg/dm^3 , reduzindo significativamente a altura e o peso seco da parte aérea e do sistema radicular das plantas.

4.7 MANGANÊS

Para o manganês, observou-se crescimento da concentração, mantendo uma relação positiva com a inundação ($p < 0,01$), variando de 245,09 até 436,85 mg/kg, no 39º dia de inundação. A partir daí, ocorreu redução até valores de 294 mg/kg (Figura 12).

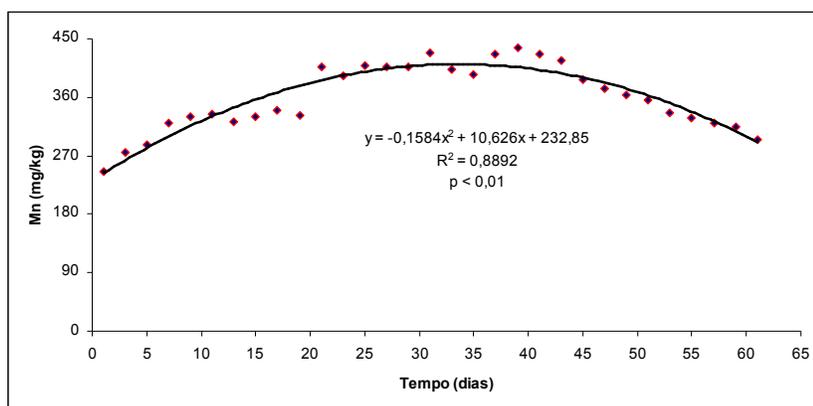


Figura 12. Valores de Manganês, em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará.

O ambiente anaeróbico propicia a termodinâmica da redução do Mn^{4+} para Mn^{2+} (FAGERIA, 1984b), o que justificaria o aumento da concentração do elemento no solo.

Mattar, Vieira e Silva (2002), obtiveram comportamento semelhante para o manganês em Gleissolo Háptico, com teores crescentes do elemento até o 23º dia de inundação do solo, atingindo 83,5 mg/dm³, seguido de pequeno decréscimo e estabilização.

Com o decorrer do tempo de inundação, os processos de redução do manganês e do ferro concorrem para o aumento do pH, exercendo forte influência na redução da disponibilidade desses elementos (LINDSAY, 1972), justificando os resultados encontrados nesta pesquisa. Segundo Fageria (1984b), na maioria dos solos inundados não ocorre toxidez de manganês, havendo quantidades suficientes de Mn⁺² para o desenvolvimento satisfatório das plantas de arroz. Após a drenagem do solo, o Mn⁺² é facilmente reoxidado a Mn⁺⁴.

4.8 COBRE E ZINCO

Para o cobre, verificou-se aumento da concentração de 34,02 mg/kg no 1º dia, até o máximo de 50,33 mg/kg, no 21º dia de inundação, ocorrendo redução a partir daí, tendendo à estabilização a partir do 35º dia, com valores que oscilaram em torno de 46 mg/kg (Figura 13).

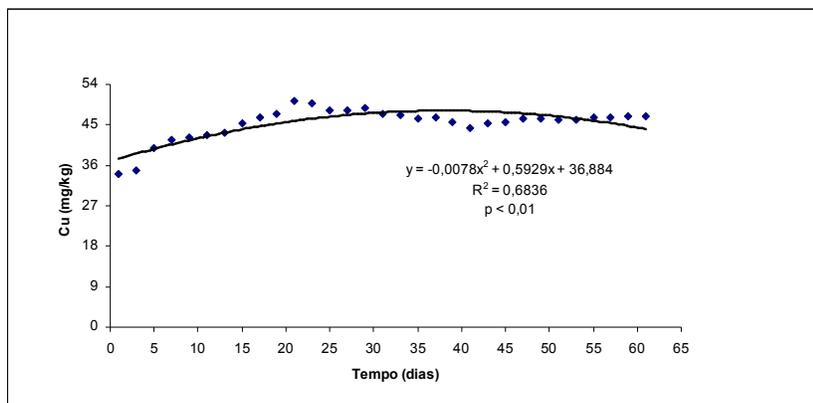


Figura 13. Valores de cobre em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará

Quanto ao zinco (Figura 14), observou-se acréscimo da concentração de 111,02 mg/kg até 149,6 mg/kg, com 31 dias de inundação, decrescendo a partir daí, até o valor de 128,35 mg/kg, ao final do experimento. Para ambas as variáveis (cobre e zinco), os dados melhor se ajustaram a uma regressão quadrática.

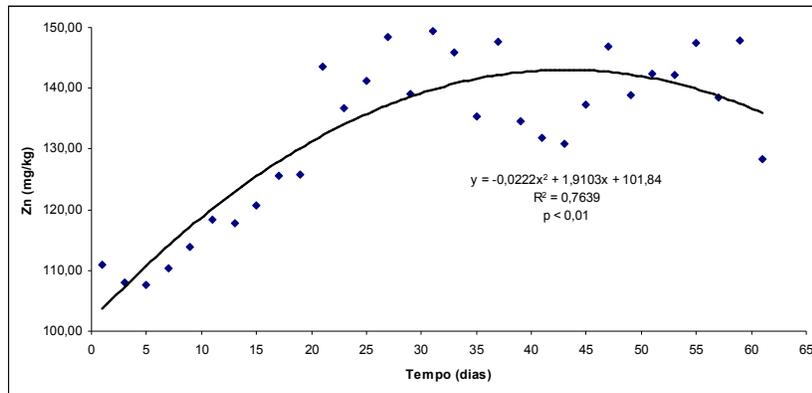


Figura 14. Valores de zinco em função do tempo de inundação de um Gleissolo Háptico do rio Guamá, Belém-Pará

A inundação provocou notável aumento da concentração do zinco e do cobre. No 1º dia de alagamento, as concentrações de zinco e cobre que eram, respectivamente, de 12,6 mg/kg e 3,75 mg/kg antes da inundação, subiram para 111,02 mg/kg e 34,03 mg/kg.

Embora as reações de oxidação-redução não alterem as formas químicas do cobre e do zinco, em condições de inundação a solubilidade desses elementos pode ser alterada. É provável que o alto poder redutivo desenvolvido já a partir do início da inundação, promovendo a redução do Fe^{+3} e Mn^{+4} , justifique o aumento da solubilidade do zinco e do cobre encontrados no presente trabalho; a insolubilização de zinco e cobre na forma de sulfetos pode explicar a ocorrência da redução da solubilidade desses elementos.

De acordo com Ponnampetuma (1972), a redução de óxidos hidratados de Fe^{+3} e Mn^{+4} , sob excesso de umidade, aumenta a solubilidade do cobre e do zinco; a elevação do pH e a formação de sulfetos, nestas circunstâncias, promovem a redução da solubilidade desses elementos. Conforme o mesmo autor, a precipitação de sulfetos metálicos somente ocorre após longo período de alagamento, quando prevalece condições de intensa redução.

Alam (1999), observou que o aumento do pH em solos ácidos, para valor próximo da neutralidade, em condições de alagamento, promoveu redução da disponibilidade de zinco e de cobre para a cultura do arroz alagado. De acordo com Sanchez (1976), com o aumento de uma unidade do pH, o zinco tem a sua solubilidade diminuída 100 vezes. Mattar (1998), trabalhando em solo de várzea no estado do Pará, observou tendência de variação da concentração do zinco, semelhante aos encontrados

no presente trabalho; para o cobre, os resultados foram discordantes, com decréscimo em função da inundação.

5 CONCLUSÕES

- a) Com a inundação do solo, ocorreram mudanças das propriedades físico-químicas produzidas por meio de processos redutivos, com o aumento do pH e diminuição do potencial “redox”;
- b) A redução do potencial redox resultou em aumento da disponibilidade de enxofre, fósforo, cobre, zinco, ferro e manganês, e diminuição da concentração do nitrogênio total do solo;
- c) O enxofre total e o disponível apresentaram comportamentos semelhantes, embora com valores distintos, aumentando até o 30º dia de inundação, e diminuindo até o final do alagamento, embora permanecendo com valores superiores aos existentes antes da inundação;
- d) A redução da concentração do enxofre ocorreu em baixos valores de E_H e valores de pH próximos da neutralidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVAREZ V., V. H. et al. **Métodos de análises de enxofre em solos e plantas**. Minas Gerais: Universidade Federal de Viçosa, 2001. p.131.

ABREU, C. A. de. **Identificação de deficiências de macronutrientes em três solos de várzea de Minas Gerais**. 1985. 93 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras-UFLA, 1985.

ALAM, S. M. Nutrient uptake by plants under stress conditions. In: PESSARAKLI, M, (Eds). **Handbook of plant and crop stress**. New York: Marcel Dekker, 1999. p.287-293.

ALMEIDA, A. C. et al. Níveis críticos de enxofre para o arroz cultivado, por inundação, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.17, p.245-250, 1993.

ANGELIS, D. A. et al. Ciclo do enxofre. **Net**, Campinas, SP, abr. 2007. Disponível em < <http://www.ceset.unicamp.br> > acesso em: 01 ago 2008.

AULAKH, M. S.; JAGGI, R. C.; SHARMA, R. Mineralization-immobilization of soli organic S and oxidation of elemental S in subtropical soils under flooded and nonflooded conditions. **Biol. Fert. Soils**. v.35, p.197-203, 2002.

BISSANI, C. A.; TEDESCO, M. J. O enxofre no solo. In: BORKERT, C. M.; LANTMANN, A. F. (Eds.). **Enxofre e micronutrientes na agricultura brasileira**. Londrina, Embrapa-Centro Nacional de Pesquisa em Soja, IAPAR- Instituto Agrônômico do Paraná: SBCS, 1988. p.11-27.

BLANCHAR, R.W.; REHM, G.; CALDWELL, A.C. Sulphur in plant materials by digestion with nitric and perchloric acid. **Soil Sci. Am. Proc.**, v.29, p.233-249, 1986.

BREMNER, J.M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutr.Cycl.Agroecosyst.**, n.49, p.7.16, 1997

BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C. **Natureza e Propriedades dos Solos**: Compêndio universitário sobre edafologia. Rio de Janeiro: USAID, 1967. 594p.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. et al. (Eds.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa-MG: SBCS, 2007. Cap. VII. p.375-449.

CARDOSO, A.; TEIXEIRA, M. F. N.; DIB TAXI, C. M. A. Avaliação da fertilidade de alguns solos de várzea do estado do Pará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA CIÊNCIA DO SOLO, 21, Campinas, 1987. **Programas e Resumos...** Campinas: Sociedade Brasileira da Ciência do Solo, 1987. p.32.

CHAVES, R. de S. et al. **Efeito da salinização da água e densidade de plantio de arroz em área sistematizada de várzea do rio Caeté, Bragança-Pa**. Belém: FCAP, 1987. 12p. (Relatório do Convênio nº 106/86 – SUDAM-FCAP).

CHEANEY, R. L. El **Manejo de Suelos para el Cultivo de Arroz**. CIAT, setembro, 1975 (Mimeografado).

CHO, D.Y.; PONNAMPERUMA, F. N. Influence of soil temperature on the chemical kinetics of flooded soils and the growth of rice. **Soil Science**. v.112, n.3, p.184-194. 1971.

CURI, N.; RESENDE, M.; SANTANA, D. P. Solos de várzea de Minas Gerais. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.13, n.152, p.3-10, mar. 1988. (Exploração Racional de Várzea – II).

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro, 2006. 306p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. CPSN. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro, 1997. 212p.

FAGERIA, N.K. **Adubação e nutrição mineral da cultura de arroz**. Rio de Janeiro: Campos Goiânia: Embrapa, 1984a. 341 p.

_____. Solos alagados: disponibilidade de nutrientes e seu modelo de adubação da cultura de arroz irrigado. In: _____. **Adubação e nutrição mineral da cultura de arroz**. Goiânia: EMBRAPA. CNPAF; Rio de Janeiro: Campos, C. 1984b. p.189-220.

FAGERIA, N. K.; BARBOSA FILHO, M. P.; CARVALHO, J. R. P. Influência do ferro no crescimento e absorção de P, K, Ca e Mg pela planta de arroz em solução nutritiva. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.16, n.4, p.483-488, 1981.

FERREIRA, W. de A. **Dinâmica dos processos físico-químicos em solos submersos**. Belém: Embrapa – CPATU, 1981. 7 f. (Trabalho apresentado no Seminário Interno do CPATU, Belém, 1981).

FERREIRA, W. de A.; BASTOS, J. B.; MASCARENHAS, R. E. B. (1989). **Efeito da inundação nas propriedades físico-químicas e eletroquímicas de solos de várzea na região amazônica**. Belém: Embrapa. CPATU, 1989. p.226-229. (Relatório Técnico Anual do CPATU).

FERREIRA, W. de A.; MODESTO JR., M.S.; BOTELHO, S.M.; MASCARENHAS, R.E.B. **Efeito da inundação sobre as propriedades de um Glei Pouco Húmico de várzea do rio Guamá, nos municípios de Belém e Santa Isabel, PA**. Belém:Embrapa-CPATU, 1998. 29p. (Embrapa –CPATU, Boletim de Pesquisa, 207).

FIRESTONE, M. K. Biological desnitrification. In: STEVENSON, F. J. et al. (Eds.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.289-326. (Agronomy Series, 22).

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption by clays from Brazilian Oxisols: relationship with surface area and mineralogy. **Geoderma**, n.72, p.37-51, 1996.

GOTOH, S.; YAMASHITA, K. Oxidation-reduction potential of a Paddy Soil IN SITU with special reference to the production of ferrous iron, manganous manganese and sulfide. **Soil Science Plant Nutrition**, v.12, n.6, p.24-32, 1966.

HERNÁNDEZ, J.; MEURER, E.J. Adsorção de fósforo e sua relação com formas de ferro em dez solos do Uruguai. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. V.22, P.223-230, 1998.

HOWELER, R. H. **La Química de suelos inundados**. Cali: CIAT, 1972a. (Mimeografado).

HOWELER, R. H. The oxygen status of lake sediments. **J. Environ. Quality**, v.1, n.4, p.366-371, 1972b.

IBAMA-Instituto Brasileiro de Meio Ambiente. **Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea-PROVARZEA**. Brasília, DF. 2008. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/provarzea>. Acesso em: 10 mar. 2008.

KLAMT, E. Solos de várzea do Rio Grande do Sul; características, distribuição e limitações ao uso. In: I SIMPOSIO SOBRE ALTERNATIVAS AO SISTEMA TRADICIONAL DE UTILIZAÇÃO DAS VÁRZEAS DO RS, 1., 1984, Porto Alegre. **Anais...** Brasília, PROVÁRZEAS/PROFIR, 1986. p.111-118.

LEFROY, R. D. B.; SAMOSIR, S. S. R.; BALIR, G. J. The dynamics of sulphur, phosphorus and iron in flooded soils as affected by changes in Eh and pH. **Australian Journal of Soil Research**. V.31, n.4. p.493-508, 1993.

LIMA, H. N.; MELLO, J.W.V. de; SCHAEFER, C.E.G.R.; KER, J.C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. **Acta Amazônica**, Manaus, v.35, n.3, p. 317-330. 2005.

LIMA, R. R. A agricultura nas várzeas do estuário do Amazonas. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte**, Belém, n.33, p.1-164, 1956.

_____. **A influência da água do mar no Rio Pará**. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação, 1979. 20p. (FCAP. Informe Técnico, 3).

_____. Várzeas da Amazônia Brasileira e sua potencialidade agropecuária. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1, Belém, 1984. **Anais...** Belém: Embrapa – CPATU, 1986. p.141-164.

LIMA R. R; TOURINHO, M. M. **Várzeas da Amazônia Brasileira: principais características e possibilidades agropecuárias**. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação, 1994. 20p.

_____. **Várzeas do rio Pará: principais características e possibilidades agropecuárias**. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação, 1996. 124p.

LIMA R. R.; TOURINHO, M. M.; COSTA, J. P. C. da. **Várzeas flúvio-marinhas da Amazônia brasileira: características e possibilidades agropecuárias**. Belém: FCAP. SDI, 2000. 342p.

LINDSAY, W. L. Inorganic phase equilibria of micronutrients in soil. In: MORTVEDT, J. J.; GJORDANO, P. M.; LINDSAY, W. L. (Eds.) **Micronutrients in agriculture**. Madisson: Soil Science of America, 1972. p.41-57.

MALAVOLTA, E. **Manual de Nutrição Mineral de Plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres. 2006. 631p.

MATTAR, R.M.V.C. **Efeito da inundação sobre o pH e a solubilização de macro e micronutrientes de um solo Gley Pouco Húmico da várzea do rio Guamá, Belém-Pará**. 1998. 45p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, 1998.

MATTAR, R.M.V.C. VIEIRA, L. S.; SILVA, G. R. Efeito da inundação sobre o pH e a disponibilidade de fósforo, sódio, ferro e manganês em um Gley Pouco Húmico coletado na várzea do rio Guamá, Belém (PA). **Revista de Ciências Agrárias**, n.37, p.113-121, 2002.

MENDES, F. S. Potencialidade agrícola da Amazônia. **Lavoura Arrozeira**, Porto Alegre, v.25, n.268, p.4-11, 1972.

MELO, J.W.V.; FONTES, M.P.F.; RIBEIRO, A.C.; ALVAREZ, V. VH. Inundação e calagem em solos de várzea: I. alterações em pH, E_h e teores de Fe^{2+} e Mn^{2+} em solução. **R. Bras. Ci. Solo**. Campinas, v.16, p.309-317. 1992.

MESQUITA, H. A. de. **Efeito do gesso e do calcário em solo Aluvial cultivado com arroz (*Oriza sativa* L)**. 1993. 81p. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) – Lavras: ESAL, 1993.

MOREIRA, F. M.; SIQUEIRA, O. S. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 2002. 625p.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soils materials. **Adv. Agron.**, n.30, p.01-46, 1978.

PATRICK JR., W. H. Nitrogen transformations in submerged soils. In: STENVENSON, F. J. et al. (Eds.) **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p.499-465. (Agronomy Series, 22)

PATRICK JR., W. H.; MIKKELSEN, D. S. Plant nutrient behaviour in flooded soil. In: OLSON, R. A. (Ed.). **Fertilizer Technology and Use**. 2nd Ed. Madison: Soil Sci. Soc. Amer. 1971. p.187–215.

PONNAMPERUMA, F. N. Dynamic aspects of flooded soils and the nutrition of the rice plant. In: SYMPOSIUM ON THE MINERAL NUTRITION OF THE RICE LANT, 1964, Los Baños. **Proceedings**. Baltimore: IRRI, 1965. p.295-328.

_____. The Chemistry of Submerged Soils. **Advances in Agronomy**, New York, n. 24, p.29-96, 1972.L

_____. **Fatores de suelos anaeróbicos que limitan el crecimiento**. IRRI, Annual Report for 1974. Los Banõs, 1975.

_____. **Specific soil chemical characteristics for rice production in Asia**. Manila, IRRI, 1977, 18p. (IRRI. Research Paper Series, 2).

PONTE, N. T. da; SAMPAIO, M. do C. T.; SILVA, G. R. da; DUTRA, S. **Efeito de diferentes fontes e dosagens de nitrogênio na cultura do arroz (Orisa Sativa L.) irrigado**. Boletim da FCAP, Belém. n.12, p 23-36, dez. 1981.

RAIJ, B. Van; QUAGGIO, J.A. **Métodos de análise de solo para fins de fertilidade**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1983. 31 p. (Boletim técnico, 81).

RANGEL, P. H. N.; COUTO, A. L. de; LOPES, A.M. Pesquisa com arroz na região do Trópico Úmido Brasileiro. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1. **Resumos...**, Belém: EMBRAPA-CPATU/1984. p.178.

SAH, R.N.; MIKKELSEN, D.S. Transformations of inorganic phosphorus during the flooding and draining cycles of soil. **SOIL SCI. SOC. AM. J.**, n. 50, p.62-67, 1986.

SANCHEZ, P. A. **Properties and management of soils in the tropics**. New York: J. Wiley, 1976. 618 p.

SANCHEZ, P. A. **Suelos del tropico: características y manejo**. San José, Costa Rica: IICA, 1981. p.430-446.

SCHOENAU, J. J.; GERMIDA, J. J. Sulphur cycling in upland agricultural systems. In: HOWARTH, R. W.; STEWART, J. W. B.; IVANOV, M. V. (Eds.) **Sulphur cycling on the continents: Wetlands, terrestrial ecosystems, & associated water bodies**. SCOPE 48. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE), 1992. Disponível em: <[http:// www.bdt.org.br/sma/entendendo/atual.htm](http://www.bdt.org.br/sma/entendendo/atual.htm)>. Acesso em 04 ago.2008.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R.E. Iron oxides. In: DIXON, J.B.; WEED, S.B. (Eds.) **Minerals in soil environments** . Madison, Soil Science Society of America, 1989. p.379-438.

SILVA, S. B. et al. Várzea do rio Guamá: características físico-químicas do solo após inundação. **Boletim da FCAP**, Belém n.17, p.1-15, dez. 1988.

SILVA, S. B. **Avaliação da disponibilidade de nutrientes em várzea inundada do rio Guamá**. 1993. 58 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, 1993.

SILVA, S. B. **Análise de solos**. Belém:UFRA/SDI, 2003. 152p.

SIOLI, H. Alguns resultados e problemas da limnologia amazônica. **Boletim Técnico do Instituto Agrônomo do Norte**. Belém, n.24, p.3-44, jun. 1951.

_____. General features of the Limnology of Amazônia. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** n.15, p.1053-1058, 1964.

SWARUP, A. Influence of organic matter and flooding on the chemical and electrochemical properties of sodic soil and rice growth. **Plant and Soil**. v.106, n.1, p.135-141, 1987.

TANAKA, A.; NAVASERO, S.A. Growth of the rice planto in acid sulfate soils. **Soil Science and Plant Nutrition**, Tokio. v.12, p.107-114, 1966.

TEIXEIRA, M. F. N. **Bioavaliação da disponibilidade de macronutrientes em solos de várzea do estado do Pará sob diferentes condições de umidade**. Belém, 1989. 139 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia). – Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, Belém, 1989.

TEIXEIRA, M. F.; CARDOSO, A. **Várzeas da Amazônia: caracterização e uso na produção agrícola**. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação, 1991. 47p.

VAHL, L.C. **Toxidez de ferro em genótipos de arroz irrigado por alagamento**. Porto Alegre, 1991. 174p. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande Sul, 1991.

VAHL, L.C. Fertilidade de solos de várzea. In: GOMES, A.S.; PAULETTO, E.A.(Eds.). **Manejo do solo e da água em areas de várzea**. Pelotas:Embrapa/CPACT, 1999. p.119-162.

VIEIRA, L. S. **Levantamento do Reconhecimento dos Solos da Região Bragantina, Estado do Pará**. Belém, IPEAN, 1967. 63p.

_____. **Manual de ciência do solo**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1975. 464p.

VIEIRA, L. S. et al. **Um sistema artesanal para a irrigação de várzeas do Médio Amazonas**. Belém, FCAP. Serviço de Documentação e Informação, 1986. 44p. (FCAP. Nota Prévia, 13)

VIEIRA, L. S.; VIEIRA, M. de N. F. **Manual de morfologia e classificação de solos**. Belém: Faculdade de Ciências Agrárias do Pará, 1981. 308p.

WANG, C. H.; LIEN, T. H.; MIKKELSEN, O. S. **Sulfur deficiency a limiting factor in rice production in the Lower Amazon basin: II. Sulfur requeriment for rice production**. New York: Research Institute, C. 1976. 38p.

YAMANE, I.; SATO, K. Effect of temperature on the decomposition of organic substances in flooded soil. **Soil Science and Plant Nutrition**. v.13, n.4, p.94-100, 1967.

APÊNDICE

Tabela 1A. Valores de Quadrado Médio e nível de significância dos atributos químicos em função do tempo de inundação, de um Gleissolo Háplico do rio Guamá, Belém-Pará.

Fonte de variação	Graus de liberdade	Sd	St	P	N	Fe	Cu	Zn	Mn	E _H	pH
Dias	30	44,44*	0,01*	99,74*	0,06 ^{NS}	4440811,66*	53,42*	715,75*	10487,71*	32613,65*	0,53*
Resíduo	89	0,21	0,00	3,09	0,04	47974,79	3,85	45,59	300,96	43,07	0,00
C.V (%)		2,96	8,80	7,56	12,00	5,90	4,33	5,09	4,83	1,77	0,24

* e ^{NS} – significância em nível de 5% e não significativo, respectivamente.

Sd e St – enxofre disponível e total, respectivamente.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)