



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM AGROENERGIA**

NAYARA MONTEIRO RODRIGUES

**POTENCIAL DO RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL
DE BATATA-DOCE COMO CONDICIONANTE DA FERTILIDADE DO
SOLO DO CERRADO**

**PALMAS – TO
JUNHO/2017**

NAYARA MONTEIRO RODRIGUES

**POTENCIAL DO RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL
DE BATATA-DOCE COMO CONDICIONANTE DA FERTILIDADE DO SOLO DO
CERRADO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agroenergia, da Fundação Universidade Federal do Tocantins - UFT como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Agroenergia. Linha de Pesquisa: Processos de obtenção de biocombustíveis e avaliação de aproveitamento de seus resíduos.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Flávia Lucila Tonani Siqueira
Co-orientador: Prof. Dr. Expedito Alves Cardoso

**PALMAS – TO
JUNHO/2017**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

R696p Rodrigues, Nayara Monteiro.

Potencial do resíduo da produção de etanol de batata-doce como condicionante da fertilidade do solo do cerrado. / Nayara Monteiro Rodrigues. – Palmas, TO, 2017.

75 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Agroenergia, 2017.

Orientadora : Flávia Lucila Tonani Siqueira

Coorientador: Expedito Alves Cardoso

1. Fertirrigação. 2. Resíduos agroindustriais. 3. Solo. 4. Fertilidade. I.
Título

CDD 333.7

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
MESTRADO EM AGROENERGIA**

**POTENCIAL DO RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL
DE BATATA-DOCE COMO CONDICIONANTE DA FERTILIDADE DO SOLO DO
CERRADO**

ALUNO: Nayara Monteiro Rodrigues

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Flávia Lucila Tonari de Siqueira (Presidente da comissão)



Prof. Dr. Expedito Alves Cardoso (Examinador Externo)



Prof. Dr. Guilherme Benko de Siqueira (Examinador Interno)

Data da Defesa: 29/06/2017

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por me guiar, iluminar e me dar tranquilidade para seguir em frente com os meus objetivos e não desanimar nos momentos difíceis.

A professora Dr.^a Flávia Lucila Tonani Siqueira, pela oportunidade e orientação. Só tenho a agradecer aos seus ensinamentos, orientações e palavras de incentivo. Você é uma pessoa ímpar.

Ao professor Dr. Expedito Alves Cardoso, pelo incentivo, confiança e pelas palavras que sempre me faziam acreditar que eu poderia ir mais além.

Ao professor Dr. Guilherme Benko Siqueira, pela paciência e pela valiosa contribuição neste trabalho. Você tem uma didática incrível.

Aos professores do mestrado, que de alguma forma contribuíram para minha formação.

A minha mãe Arcângela, ao meu pai Alcy e a minha vó Maria, que sempre me motivaram, entenderam as minhas faltas e me mostraram o quanto era importante estudar, mesmo não tendo eles a mesma oportunidade no passado.

Aos meus irmãos Alcy Jr. exemplo de que estudar é melhor caminho, Fernando e Eduardo que sempre estiveram comigo em todos os momentos da minha vida.

Ao Sidnei, meu companheiro nas horas boas e ruins, muito obrigada por sempre estar junto, me apoiando e ajudando nas minhas decisões.

A Universidade Federal do Tocantins pela oportunidade de concluir o Mestrado em Agroenergia.

A Universidade Estadual do Tocantins pela oportunidade de desenvolver meu trabalho.

Enfim, a todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste projeto, minha sincera gratidão.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	6
LISTA DE TABELAS	7
RESUMO	8
ABSTRACT	9
CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO	1
INTRODUÇÃO GERAL	1
1. FERTILIDADE DOS SOLOS DE CERRADO	2
1.1. Fósforo (P) no solo	3
1.2. Potássio (K ⁺) no solo	6
1.3. Cálcio (Ca ²⁺) no solo	10
1.4. Magnésio (Mg ²⁺) no solo	11
1.5. Acidez trocável (Al ³⁺)	13
1.6. Acidez potencial (H ⁺ +Al ³⁺)	14
1.7. pH	15
1.8. Matéria Orgânica (MOS) no solo	17
1.9. Capacidade de Troca Catiônica (CTCa pH 7,0)	19
1.10. Soma de Bases Trocáveis (SB)	20
1.11. Saturação por Bases (V%)	21
1.12. Saturação por Alumínio (m%)	22
2. RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS	23
3. O RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL DE BATATA-DOCE	26
4. BENEFÍCIOS DA ADUBAÇÃO ORGÂNICA	27
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
CAPITULO 2 - POTENCIAL DO RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL DE BATATA-DOCE COMO CONDICIONANTE DA FERTILIDADE DO SOLO DO CERRADO	47
RESUMO	47
ABSTRACT	48
1. INTRODUÇÃO	49
2. MATERIAL E MÉTODOS	50
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4. CONCLUSÕES	61

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

$H^+ + Al^{3+}$ - Acidez Potencial

Al^{3+} - Acidez Trocável

AC – Após Colheita

Ca^{2+} - Cálcio

CTC – Capacidade de Troca Catiônica

$cmol_c/dm^3$ – Centimol de Carga por Decímetro Cúbico

KCl – Cloreto de Potássio

CV – Coeficiente de Variação

DC – Durante Cultivo

P - Fósforo

Mg^{2+} - Magnésio

MOS – Matéria Orgânica do Solo

MS – Matéria Seca

mg/dm^3 – Miligrama por Decímetro Cúbico

N – Nitrogênio

K^+ - Potássio

pH – Potencial Hidrogeniônico

RBD – Resíduo da Batata-doce

V% - Saturação por Alumínio

m% - Saturação por Bases

SB – Soma de Bases

UFT – Universidade Federal do Tocantins

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Valores de P, K⁺, Ca²⁺ e Al³⁺ em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, durante o cultivo (DC) e após a colheita da batata doce (AC)..... 54
- Tabela 2.** Valores de MOS, SB, V% e CTC em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, durante o cultivo (DC) e após a colheita da batata doce (AC) 55
- Tabela 3.** Saturação de bases (V%), Saturação de alumínio (m%) e teor de Fósforo (P) em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, durante o cultivo (DC) e após a colheita da batata doce (AC) nas profundidades de 20 e 40 cm 57
- Tabela 4.** Saturação de bases (V%) e teor de Fósforo (P) em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, nas profundidades de 20 e 40 cm 57
- Tabela 5.** Valores de pH H₂O, H⁺ + Al³⁺, SB, V%, CTC, m% em solos recebendo adubação 100% orgânica e sem adubação, durante o cultivo (DC) e após a colheita (AC) da batata-doce, nas profundidades de 20 e 40 cm 59

RESUMO

A cadeia produtiva da agroenergia é responsável pela geração de grandes quantidades de resíduos. A produção do etanol de batata-doce gera subprodutos que caso não tenha destinação adequada poderá causar processos impactantes ao ambiente. Diante da necessidade de reduzir os passivos ambientais da produção do etanol da batata-doce, objetivou-se avaliar o potencial da aplicação do resíduo da produção de etanol de batata-doce (RBD) como condicionante da fertilidade do solo. Para tanto, foi caracterizado as propriedades químicas do solo (P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺, pH e MOS). O experimento foi conduzido na Estação Experimental da UFT – Palmas. A análise inicial do solo, coletadas em profundidade de 20 e 40 cm, revelou os seguintes valores: 67,00 e 42,00 mg/dm⁻³ de K; 280,00 e 31,70 mg/dm⁻³ de P; 0,90 e 3,0 g.kg de MOS; 3,40 e 0,90 cmol_c/dm³ de Ca²⁺; e 1 e 1 cmol_c/dm³ de Mg²⁺ respectivamente. Após o preparo convencional do solo, foi realizado o plantio da cultivar de batata-doce (Bárbara). A adubação de potássio química e orgânica foi realizada aos 40 dias e aos 55 dias após o plantio. As doses aplicadas por linhas foram: 0% de adubo orgânico = 122 g de KCL, 25% de adubo orgânico = 92 g de KCL e 19 L de RBD, 50% de adubo orgânico = 61 g de KCL e 37 L de RBD, 75% de adubo orgânico = 31 g de KCL e 55 L de RBD e 100% de adubo orgânico = 73 L de RBD. O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados em esquema de parcelas sub-subdivididas com quatro repetições. As amostras de solos, para avaliação de época, foram coletadas em dois períodos. A primeira coleta foi durante o cultivo da batata-doce e a segunda após colheita da batata-doce. Para avaliação dos parâmetros do solo em profundidade, foram retiradas amostras compostas com profundidade de 20 e 40 cm. Portanto, os resultados mostraram que a adubação orgânica apresentou poucas vantagens em relação a não adubação quanto aos fatores condicionantes do solo. O efeito da adubação orgânica deve ser avaliado com maior tempo de uso. O uso do resíduo da produção de etanol de batata-doce como fonte de adubação orgânica é uma alternativa complementar na melhoria da fertilidade dos solos.

Palavras-chave: fertirrigação, resíduos agroindustriais, solo, fertilidade

ABSTRACT

The productive chain of agroenergy is responsible for the generation of large quantities of waste. The production of ethanol from sweet potatoes generates by-products that, if not properly disposed of, may cause impacting processes to the environment. In view of the need to reduce the environmental liabilities of sweet potato ethanol production, the objective of this study was to evaluate the potential of the residue application of sweet potato ethanol production (RBD) as a conditioner of soil fertility. For this, the chemical properties of the soil were characterized (P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺, pH e MOS). The experiment was conducted at the UFT - Palmas Experimental Station. The initial soil analysis, collected in depths of 20 and 40 cm, revealed the following values: 67,00 e 42,00 mg/dm⁻³ de K; 280,00 e 31,70 mg/dm⁻³ de P; 0,90 e 0,30% de MOS; 3,40 e 0,90 cmol_c/dm³ de Ca²⁺; e 1 e 1 cmol_c/dm³ de Mg²⁺, respectively. After the conventional soil preparation, the cultivation of sweet potato (Bárbara) was planted. Fertilization of chemical and organic potassium was carried out at 40 days and 55 days after planting. The doses applied per lines were: 0% organic fertilizer = 122 g KCL, 25% organic fertilizer = 92 g KCL and 19 L RBD, 50% organic fertilizer = 61 g KCL and 37 L RBD, 75% organic fertilizer = 31 g KCL and 55 L RBD and 100% organic fertilizer = 73 L RBD. The experimental design was a randomized block design in sub-subdivided plots with four replications. Soil samples, for period evaluation, were collected in two periods. The first collection was during the cultivation of sweet potato and the second after harvest of the sweet potato. For the evaluation of the soil parameters in depth, composite samples with depth of 20 and 40 cm were obtained. Therefore, the results showed that organic fertilization presented few advantages in relation to non-fertilization in relation to soil conditioning factors. O efeito da adubação orgânica deve ser avaliado com maior tempo de uso. The use of the residue of the ethanol production of sweet potato as a source of organic fertilization is a complementary alternative in the improvement of soil fertility.

Keywords: fertigation, agroindustrial waste, soil, fertility

CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO

INTRODUÇÃO GERAL

A baixa fertilidade natural é uma das principais limitações dos solos sob cerrado brasileiro. Estes solos apresentam avançado estágio de intemperismo e, material coloidal com baixa capacidade de troca de cátions e baixos teores de elementos essenciais as plantas. Sua reserva em nutrientes é reduzida, fato que não impede que sejam solos produtivos. Para torná-los produtivos, são utilizadas grandes quantidades de fertilizantes e corretivos agrícolas de modo a assegurar a produção de alimentos em quantidades suficientes para atender as necessidades da população brasileira e mundial. A demanda por esses insumos englobam cerca de 40% dos custos variáveis de produção (MARTINS et al., 2008). A tendência será cada vez mais o uso racional e ecológico dos recursos renováveis, os quais o homem usufrui diariamente. Entre eles podemos destacar os resíduos agroindustriais, preservando as poucas reservas minerais naturais e esgotáveis (TEIXEIRA et al., 2006).

A agroindústria é responsável pela geração de grandes quantidades de resíduos. A cadeia produtiva da agroenergia gera também alguns subprodutos e coprodutos que caso não tenha destinação adequada e poderão gerar processos impactantes ao ambiente (RODRIGUES et al., 2012). Esses resíduos representam perdas de matérias-primas e energia, exigindo investimentos significativos em tratamentos para controlar a poluição (PELIZER et al., 2007).

Para que não ocorram prejuízos ambientais, estudos são realizados para que sejam dadas destinações corretas para os resíduos agroindustriais, além de poder agregar valor à cadeia produtiva. O resíduo gerado na produção de etanol da batata-doce apresenta em torno 96 % de umidade, o que pode ser interessante em sistemas de fertirrigação. Portanto, a busca por destinação adequada dos resíduos das industriais tem implicado a necessidade de formas alternativas, como, a adubação do solo em substituição ao uso abusivo de agroquímicos (STANGARLIN et al., 1999).

De acordo com Siqueira et al., (2015), a composição química do resíduo da produção de etanol de batata-doce apresenta valores considerados de macronutrientes como nitrogênio, fósforo e principalmente potássio, além de contribuir significativamente como fonte de matéria orgânica, porém baixo teor de matéria seca. Uma vez que a adição de matéria orgânica ao solo promove efeitos positivos que se devem, além do fornecimento de nutrientes,

à sua ação na melhoria da capacidade de troca e cátions, promovendo maior disponibilidade de nutrientes para a planta por um longo período (OLIVEIRA et al., 2001).

Diante da necessidade de reduzir os passivos ambientais da produção do etanol da batata-doce, a utilização deste resíduo com adubo orgânico pode se tornar um complemento como condicionante de solo, podendo contribuir para alcançar padrões de fertilidade compatíveis com as necessidades das plantas a serem cultivadas. Portanto, objetivou-se avaliar o potencial do resíduo da produção de etanol oriundo da batata-doce como condicionante da fertilidade do solo por meio da caracterização das propriedades químicas do solo após a aplicação do resíduo da produção de etanol de batata-doce.

1. FERTILIDADE DOS SOLOS DE CERRADO

O Cerrado brasileiro está localizado em região tipicamente tropical, com abrangência desde próximo da linha do Equador até próximo do trópico de Capricórnio. A área sob vegetação de cerrado no Brasil ocupa cerca de 2 milhões de quilômetros quadrados ou 23,9% da área total do país (IBGE, 2004). A maior parte da área do cerrado está localizada nos Estados de Goiás, Tocantins, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Bahia, Maranhão e Piauí, além do Distrito Federal.

A maioria dos solos desta região é constituída por Latossolos altamente intemperizados e Argissolos, com limitações à produção de alimentos, devido à baixa fertilidade natural. De acordo com Lopes & Guilherme (1994) são solos ácidos que apresentam baixa disponibilidade de nutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco, boro e cobre. Além dessa deficiência, possui ainda alta saturação por alumínio, como também, alta capacidade de fixação de fósforo, com predomínio de óxidos de ferro e de alumínio e CTC reduzida, de forma que as reservas deste nutriente, nesses solos, não sustentam cultivos sucessivos sem adubações (WATANABE et al., 2005).

De acordo com Resck & Silva, (1997), nos principais solos da região do Cerrado, pobres química e mineralogicamente, a matéria orgânica do solo é fundamental para a capacidade de troca catiônica, para a formação de agregados e para o armazenamento de água no solo. Em virtude dos baixos teores de matéria orgânica, os solos de cerrado apresentam algumas características marcantes, como o baixo teor de nutrientes e alto poder de adsorção

de fósforo (SOUSA et al., 1997).

Ainda assim, essa região apresenta capacidade para o desenvolvimento da agricultura, alguns fatores têm contribuído para o avanço rápido da agricultura nesta região, como a grande disponibilidade de terras, o predomínio de uma topografia favorável à agricultura mecanizada e à irrigação, o desenvolvimento de técnicas para a correção da acidez dos solos e variedades adaptadas (QUEIROZ, 2009).

O Cerrado tem como característica perfis de solo profundos e topografia plana, associados a estações secas e chuvosas bem definidas que favorecem o planejamento do plantio e da colheita. Essas condições fazem do Cerrado uma das fronteiras agrícolas mais promissoras do mundo (ALMEIDA, 1998).

1.1. Fósforo (P) no solo

O fósforo é um elemento, que no ambiente tem seu ciclo bem dinâmico e complexo, sendo muito vulnerável às transformações químicas. Pode ser encontrado no solo em diversas formas como precipitado com alumínio, ferro ou cálcio, adsorvido aos óxidos de ferro e alumínio da fração argila, em solução, na forma orgânica ou fazendo parte de compostos de baixa solubilidade (FERREIRA, 2014). É de fundamental importância à vida, e essencial à produção das culturas, não havendo substituto para o P na natureza (SHU et al., 2006).

No solo o fósforo é encontrado na forma inorgânica e orgânica. O fósforo inorgânico é constituído de P dos minerais primários ou estrutural, presente em alguns minerais do solo, e o P adsorvido, ocorre em todos os minerais do solo devido a sua capacidade de formar complexos de elevada energia de ligação, podendo ser encontrado ligado ao alumínio, cálcio, ferro, adsorvido a argilas silicatadas e a matéria orgânica do solo adsorvido a oxihidróxidos de ferro e alumínio (PARFITT, 1978; GATIBONI, 2003).

Os fosfatos inorgânicos adicionados ao solo são originários das rochas fosfáticas intemperizadas, principalmente as que contêm minerais de apatita (FERREIRA, 2014). Fósforo orgânico no solo é proveniente dos restos vegetais e animais, das células e resíduos de decomposição microbiana (PIERZYNSKI et al., 2005).

Em solos intemperizados, as formas orgânicas contabilizam cerca de 20-35% do fósforo total. Em grande parte dos solos, aproximadamente metade do fósforo total está na forma de compostos orgânicos. Porém, a variação entre solos é muito grande, podendo o

fósforo orgânico representar apenas 4% do fósforo total em solos com teor de matéria orgânica muito baixo, enquanto, em solos orgânicos, pode constituir aproximadamente 90% do fósforo total (ANGHINONI & BISSANI, 2004).

O fósforo orgânico atua ativamente na disponibilidade de fósforo às plantas por isso é considerado de grande importância nos solos tropicais (WALKER & SYERS, 1976; TIESSEN *et al.*, 1984; CROSS & SCHILESINGER, 1995).

Os solos tropicais se caracterizam pelo elevado grau de intemperismo e pelos baixos teores de fósforo na forma disponível às plantas (BONSER *et al.*, 1996; ROCHA *et al.*, 2005). Nesses solos o fósforo é o nutriente mais limitante para a produção agrícola (LÓPEZ-BÚCIO *et al.*, 2000). Por apresentar baixa mobilidade no solo (MARSCHNER, 2002; COSTA *et al.*, 2009), o fósforo é, frequentemente, o fator que restringe o crescimento de plantas (HINSINGER, 2001).

Segundo dados de Malavolta (2006), em 90% das análises de solos feitas no Brasil encontram-se teores baixos de P disponível. A maior parte dos solos das regiões tropicais têm baixos níveis de fertilidade, frequentemente causados pelos baixos níveis de fósforo (P) disponível, dentre outros fatores (SILVA *et al.*, 2001; SANCHEZ, 2002; LANA *et al.*, 2004; VAN DER EIJK, *et al.*, 2006).

Ao contrário dos demais nutrientes, a adubação com fósforo assume a particularidade de ter-se que aplicar uma quantidade bem maior do que aquela realmente exigida pelas plantas, pois, antes de tudo, torna-se necessário satisfazer a “exigência” do solo, saturando os componentes responsáveis pela fixação de fósforo (ANGHINONI & BARBER, 1980).

O fenômeno de retenção de P no solo é conhecido há mais de um século pelo trabalho de Tomas Way (1850), citado por Sample *et al.*, (1980). Embora essa retenção seja um fenômeno favorável à utilização do P pelas plantas, o “envelhecimento” dessa retenção, com a formação de P não-lábil, torna-se problemático (NOVAIS *et al.*, 2007).

A retenção de P adicionado no solo, em formas lábeis ou não, ocorre tanto pela precipitação do P em solução com formas iônicas de Fe, Al e Ca, principalmente por adsorção dos oxidróticos de Fe e de Al, presentes em maiores quantidades em solos tropicais intemperizados e mais argilosos (SANCHEZ & UEHARA, 1980; SANYAL & DE DATTA, 1991; VALLADARES *et al.*, 2003; ROLIM NETO *et al.*, 2004).

A dinâmica do fósforo no solo está associada a fatores ambientais que controlam a atividade dos microrganismos, os quais imobilizam ou liberam os íons ortofosfato, e às propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo. Assim, em solos jovens e nos moderadamente intemperizados, ainda ocorre fósforo em minerais primários, mas a maior parte deste elemento se encontra na forma orgânica, ou na forma mineral, adsorvida fracamente aos minerais secundários (MARCOLAN, 2006).

Os solos típicos da região tropical, por conterem alta quantidade de óxidos de ferro e alumínio podem ter cargas positivas que atuam atraindo nelas os ânions fosforados. Dessa maneira, esses ânions ficam aderidos à superfície desses minerais muito fortemente passando a não estarem disponíveis para as plantas absorverem e assim o utilizarem para o seu desenvolvimento e crescimento (SALEMI, 2009).

A disponibilidade de P no solo é dependente do seu teor de argila, quanto maior o seu teor e o tempo de permanência do P no solo, maior sua adsorção e menor sua disponibilidade (MACHADO & SOUZA, 2012). Na maior parte do Brasil estudos têm demonstrado que os principais fatores que influenciam a adsorção de fósforo no solo são: teor e mineralogia da fração argila, teor de coloides amorfos, pH, alumínio trocável e matéria orgânica (NAKOS, 1987; MEHADI & TAYLOR, 1998; BRENNAN et al., 1994; KER et al., 1996; FONTES & WEED, 1996).

Dentre os atributos do solo o pH, índice que indica o grau de acidez ativa do solo, talvez seja, isoladamente, o mais relevante, no que se refere a utilização de fertilizantes. Segundo Malavolta et al., (1997) a disponibilidade de nutrientes contidos no solo, ou a ele adicionado por meio das adubações, é bastante variável em função do pH do solo. Assim, a calagem prévia dos solos ácidos, além de proporcionar aumento do pH e da saturação por bases, promove a neutralização do alumínio e de grande parte do ferro e do manganês, aumentando a atividade biológica e a eficiência dos fertilizantes, resultando ainda em diminuição na capacidade de fixação via precipitação do P (ERNANI et al., 1996).

Segundo Prochnow et al., (2004), a disponibilidade de P é maior em solos com pH na faixa de 5,5 a 7,0. Nos solos alcalinos com pH maior que 7,0 há uma deficiência na disponibilidade de fósforo por causa da formação de fosfato de cálcio que é insolúvel e não aproveitável para as plantas (BRAGA, 2012).

Nos solos tropicais altamente intemperizados, prevalecem às formas orgânicas estabilizadas física e quimicamente, e as formas inorgânicas de P ligadas aos minerais 1:1 e aos óxidos de Fe e Al com alta energia (PARFITT, 1978). As características e o teor dos constituintes minerais da fração argila são responsáveis pela velocidade do processo de transformação do P lábil para o P não-lábil (GONÇALVES et al., 1989).

A fração lábil é representada pelo conjunto de compostos fosfatados capazes de repor rapidamente a solução do solo, quando ele é absorvido por plantas ou por microrganismos (SANTOS et al., 2008). Por isso, as frações mais lábeis são dependentes do grau de intemperização do solo, da mineralogia, da textura, do teor de matéria orgânica, das características físico-químicas, da atividade biológica e da vegetação predominante (WALKER & SYERS, 1976; CROSS & SCHLESINGER, 1995).

Já a formação de P não-lábil é a quantidade de P fixado no solo que não se encontra em equilíbrio com o P em solução, pelo menos em curto prazo. Para Barrow (1985), essa fase mais lenta de adsorção de P pelo solo é também caracterizada pela penetração do fosfato nas imperfeições dos cristais ou entre os micros cristais, tornando-se cada vez menor seu equilíbrio com o P-solução e, conseguinte a disponibilidade para as plantas.

1.2. Potássio (K^+) no solo

O potássio é um dos elementos mais abundantes nos solos, podendo atingir concentrações de 0,3 a 30 $g\ kg^{-1}$ (SPARKS, 2000), as quais são um pouco menores nas regiões tropicais que varia de 0,9 e 19 $g\ kg^{-1}$ (FASSBENDER, 1984). As rochas ígneas contêm as maiores concentrações de potássio que variam de 46 a 54 $g\ kg^{-1}$ nos granitos e sienitos, porém somente 7 $g\ kg^{-1}$ no basalto. Nas rochas sedimentares pelíticas (argilitos, siltitos e folhelhos), a concentração de K é de aproximadamente 30 $g\ kg^{-1}$, enquanto nos calcários é de apenas 6 $g\ kg^{-1}$.

A maior parte do potássio do solo (98%) encontra-se na estrutura dos minerais primários e secundários, e só uma pequena fração encontra-se em formas mais prontamente disponíveis às plantas, seja ligado às cargas elétricas negativas seja na solução do solo (SPARKS, 2000). A maneira com que o potássio se liga aos componentes sólidos do solo, assim como a energia dessa ligação, dá origem às várias formas de potássio no solo.

A disponibilidade depende das formas de potássio presentes e da quantidade

armazenada em cada uma dessas formas (MCLEAN & WATSON, 1985; NACHTINGALL & VALL, 1991), aspectos que contribuem na movimentação e dinâmica do potássio no perfil do solo. O potássio total representa o somatório de todas as formas de K no solo. Ele varia muito de solo para solo de acordo com o material de origem do solo, da composição mineralógica e do grau de intemperismo (NOVAIS et al., 2007).

O potássio (K) do solo é formado pelo K da solução, K trocável, K não trocável (fixado) e K estrutural, e o suprimento para as plantas advém da solução e dos sítios de troca dos colóides do solo, que estão em equilíbrio com o K não trocável e com o K estrutural dos minerais (SPARKS, 2000).

De acordo com Sparks (2000) o potássio do solo também pode ser classificado em função de sua disponibilidade para as plantas: solúvel (prontamente disponível), facilmente trocável, lentamente trocável e estrutural (praticamente indisponível). O teor trocável é a principal fonte de reposição do potássio para a solução (RAIJ, 1991), o qual, por sua vez, pode ser absorvido pelas plantas, adsorvido às cargas negativas do solo ou perdido por lixiviação.

O potássio trocável é a forma de maior velocidade de liberação, pois envolve uma simples reação de troca da superfície dos colóides (NACHTINGALL & VAHL, 1991b). O potássio entre camadas das argilas 2:1 é liberado com maior dificuldade, pois depende de várias reações de troca, da expansão de argilas e da difusão do elemento de posições entre as camadas estruturais de argila até a superfície externa (REICHENBACH, 1972). O potássio também pode ser liberado das camadas dos minerais 2:1 pela dissolução, particularmente promovida pela acidificação da rizosfera, devido à excreção de H^+ pelas raízes das plantas (SINGH & GOULDING, 1997).

A forma trocável envolve a fração do potássio que se encontra ligada às cargas negativas nas superfícies das frações orgânicas e inorgânicas do solo. É a fonte de maior interesse para a nutrição vegetal, visto que restitui rapidamente o potássio retirado da solução do solo pelas plantas ou perdido por lixiviação. Essa forma representa a reserva imediata de potássio para as plantas (NOVAIS et al., 2007).

A passagem do potássio da forma trocável para a não-trocável pode ser rápida, dependendo da concentração do nutriente na solução do solo, fazendo com que seja possível a

ocorrência de perdas por lixiviação das formas inicialmente não disponíveis, devido à tendência natural de equilíbrio do solo (ROSOLEM et al., 2006).

A forma de potássio estrutural encontra-se em maior quantidade no solo. Nela, o potássio faz parte da estrutura dos minerais primários e, ou, secundários. O potássio somente é liberado para a solução do solo quando esses minerais são intemperizados. Como a intemperização é um processo lento, as quantidades liberadas por esse mecanismo são, na maioria dos solos, pequenas e insuficientes para suprir a demanda da planta, especialmente aquelas de ciclo curto (NOVAIS et al., 2007).

O potássio é o segundo nutriente mais extraído e exportado pela maioria das plantas cultivadas, sendo imprescindível para o desenvolvimento, a produtividade e a qualidade dos grãos produzidos (NOVAIS et al., 2007). É um elemento essencial para todos os organismos vivos, sendo o cátion mais importante nos processos fisiológicos das plantas, não somente pela sua concentração nos tecidos vegetais, mas também pelas suas funções bioquímicas (MENGEL & KIRKBY, 2001).

Os teores insuficientes de potássio disponível na maioria dos solos brasileiros contrastam com as elevadas exigências desse nutriente pelas culturas, o que tem proporcionado aumento de consumo de adubos potássicos para atender ao crescimento da agricultura brasileira nesses últimos anos (NACHTIGALL & RAIJ, 2005).

Em solos tropicais a concentração de potássio disponível é baixa, sobretudo, quando expostos ao intemperismo, porque, nesta situação, o elemento dá lugar às argilas 1:1, que não o possuem em sua estrutura (PRADO, 2008).

Em solos altamente intemperizados, a forma trocável tem sido utilizada para indicar a disponibilidade de potássio, uma vez que é insignificante a contribuição das formas não-trocáveis (RAIJ, 1981). Isso acontece na maioria dos solos brasileiros, onde a caulinita, gibsitita e óxidos de ferro predominam na fração argila, e o quartzo na fração areia contendo pequena quantidade de minerais que liberam potássio.

A retenção do potássio no solo e o acúmulo de resíduos como reservas são dependentes da composição física do solo e do fator ambiente que influencia a adsorção e a liberação do potássio, assim como a sua lixiviação no perfil (VIANA, 2007). Além disso, a estrutura do solo, o tamanho das partículas dos minerais, a atividade biológica e os complexos

de ácidos orgânicos e cátions inorgânicos na solução do solo são aspectos que afetam a liberação de potássio da superfície dos minerais (SINGH & GOULDING, 1997).

As plantas absorvem o potássio da solução, a qual é tamponada pelas formas trocáveis, que são repostas pelas não-trocáveis e estruturais (CURI et al., 2005). Essas formas não-trocáveis e estruturais são formas de reservas para a planta, enquanto a trocável e da solução são formas prontamente disponíveis (VIANA, 2007).

Nachtigall & Vahl (1991) estudando a dinâmica de liberação de potássio em diferentes solos observaram que o potássio trocável tende a diminuir assintoticamente até níveis mínimos, que variam com o tipo de solo, a partir do qual a forma não-trocável passa a controlar a disponibilidade de potássio dos solos. No entanto, destacaram que o esgotamento do K nos solos pode ocorrer tanto nas formas trocáveis como nas formas não-trocáveis, mesmo quando há adições periódicas de adubos potássicos.

Perdas por lixiviação dependem da concentração de potássio na solução do solo e excesso de água para o seu deslocamento para as camadas mais profundas (MIELNICZUK, 2005). O enriquecimento da solução do solo pode resultar em aumento da lixiviação de K, com o aumento da disponibilidade de água, independentemente da textura do solo (WERLE et al., 2008).

O potássio adicionado via adubação química pode ser intensamente lixiviado no perfil do solo, dependendo da quantidade de chuva, da dose de nutriente e da textura do solo, entre outros fatores (HAVLIN et al., 1999). O principal fertilizante com potássio utilizado no Brasil é o KCl, que contém aproximadamente 60% de K_2O (ANDA, 2008).

Minerais provenientes de rochas ígneas e metamórficas também podem ser usados como fonte potássio, pois contêm a maior parte dos nutrientes necessários para o crescimento e desenvolvimento de plantas superiores. Em geral, dentre os nutrientes fornecidos pelas rochas estão potássio, fósforo, cálcio, magnésio e enxofre, além de alguns micronutrientes, elementos benéficos às plantas, como silício e elementos-traços que também podem ser encontrados (MELO et al., 2009; STRAATEN, 2006; THEODORO et al., 2010).

A aplicação da vinhaça na agregação do solo também é uma alternativa de incorporação de potássio no solo. Dentre os principais componentes da vinhaça destacam-se uma concentração significativa de matéria orgânica e de potássio, além de outros nutrientes

em concentrações relativamente baixas (LYRA et al., 2003).

1.3. Cálcio (Ca^{2+}) no solo

O Cálcio no solo tem sua origem primária nas rochas ígneas, estando contido em minerais como a dolomita, calcita, feldspatos, cálcicos e anfibólios, que ocorrem também em rochas sedimentares e metamórficas. Em solos ácidos das regiões úmidas, estes minerais são intemperizados e o cálcio, em parte, é perdido por lixiviação. O cálcio que fica no solo encontra-se adsorvido nos coloides do solo ou componentes da matéria orgânica. Sob condições de solo com pH elevado, o Cálcio pode insolubilizar-se como carbonatos, fosfatos ou sulfatos (FAQUIN, 2005).

O cálcio considerado disponível para as plantas é aquele adsorvido aos coloides (troçável) e presente na solução do solo (Ca^{2+}). Os teores de Ca^{2+} na solução de solos ácidos são bastante baixos (FAQUIN, 2005). Os solos, em geral, possuem cargas negativas, que proporcionam a adsorção desse íon, que possui carga positiva. As principais fontes de cálcio são os minerais do solo. Os solos argilosos possuem grande concentração de cálcio disponível por serem formados por rochas com alto teor desse íon.

De acordo com Malavolta (2006), a baixa fertilidade encontrada nos solos ácidos está associada, em grande parte, à pobreza em bases troçáveis e ao excesso de alumínio e manganês. Em função da pobreza em bases do material de origem, existem solos que são naturalmente ácidos e outros que sofreram processos que favoreceram as perdas de elementos como potássio, cálcio e magnésio, tornando-se ácidos.

A acidez do solo é um dos fatores que mais interferem na produtividade agrícola, especialmente nas regiões tropicais. A correção da acidez excessiva, bem como o suprimento adequado de nutrientes, constituem práticas imprescindíveis para o adequado desenvolvimento das plantas (MONTEIRO, 1993). A aplicação de calcário promove a elevação do pH, a neutralização do alumínio tóxico, fornece cálcio e magnésio, propicia maior desenvolvimento do sistema radicular das plantas, melhorando a eficiência de uso dos nutrientes e da água que estão no solo (RAIJ, 2011).

Outro fator limitantes à produção agrícola nas regiões de Cerrado é a alta probabilidade da ocorrência de veranicos durante a estação das chuvas, associada à baixa capacidade de retenção de umidade e ao limitado crescimento do sistema radicular de várias

culturas imposto pela deficiência de Ca e toxidez causada pelo Al no solo (NOVAIS et al., 2007).

As principais fontes de cálcio são os carbonatos de cálcio (CaCO_3), óxidos de cálcio (CaO) e hidróxidos de cálcio (Ca(OH)_2) (ALCARDE, 1983; TEDESCO & GIANELLO, 2000). Os corretivos mais utilizados são os calcários agrícolas, produto da moagem das rochas calcárias, sendo constituídos principalmente pela calcita (CaCO_3) e pela dolomita ($\text{Ca.Mg(CO}_3)_2$), em proporções variáveis, dependendo dos teores de carbonatos presentes.

Outra fonte alternativa é a escória de siderurgia, que tem sido utilizada na correção de solos ácidos. Essa escória é um subproduto da indústria do aço e ferro-gusa, constituída quimicamente de CaSiO_3 (AMARAL et al., 1994), com propriedades corretivas semelhantes às do calcário, verificadas pela redução da acidez potencial e a elevação do pH e da saturação por bases no solo.

1.4. Magnésio (Mg^{2+}) no solo

De acordo com Wiendl (2006), o magnésio é o 8º mineral mais abundante na crosta terrestre e seu conteúdo nos solos varia de 0,1% até 4% em regiões áridas ou semiáridas. A origem do Magnésio do solo é muito semelhante a do Ca, sendo que os minerais primários que o contêm são biotita, dolomita, clorita, serpentina e olivina. Por intemperização desses minerais, o magnésio é liberado na forma de cátion (Mg^{2+}), que pode permanecer na solução do solo, ser absorvido por plantas e organismos do solo, adsorvido ao complexo de troca catiônica ou lixiviado para as camadas mais profundas do perfil do solo (TAMANINI, 2004).

Para Favarin et al., (2013) o magnésio presente na solução do solo e na forma trocável, pode originar do intemperismo de minerais primários, da aplicação de rocha calcária moída e da mineralização da matéria orgânica. A caulinita é um mineral secundário formado em ambiente com intensa remoção das bases, por lixiviação, em cuja composição tem-se, além de outros componentes, em média 0,14% de óxido de magnésio (MgO), 0,41% de óxido de cálcio (CaO) e 0,03% de óxido de potássio (K_2O).

A continuidade do intemperismo da caulinita acabará, em algum tempo, liberando o magnésio, porém, será pouco significativo como fonte do nutriente. Portanto, nos solos tropicais, tanto na fração areia quanto de argila, não há fonte de magnésio suficiente para atender à demanda das plantas. A mineralização da matéria orgânica do solo também não é

fonte expressiva de magnésio, uma vez que, nos resíduos vegetais a quantidade deste nutriente varia entre 1 g kg⁻¹ e 2 g kg⁻¹ de biomassa seca (FAVARIN et al., 2013).

Segundo Wiendl (2006), o magnésio no solo depende da textura do solo e do conteúdo de matéria orgânica, ambos responsáveis pela CTC do solo. Com iguais quantidades de magnésio trocável, a concentração na solução é usualmente maior em solos arenosos que em solos com alto conteúdo de argila. Entretanto, a liberação de magnésio do complexo trocável em solos argilosos é geralmente inferior à demanda pelas culturas, exigindo grandes quantidades de magnésio disponível para um ótimo crescimento das plantas. A disponibilidade de magnésio, não depende somente do potencial do solo para armazenar e liberar este cátion, mas também da proporção que ocupa o magnésio nos sítios de troca.

Nos cerrados do Brasil, cerca de 90% dos latossolos e argissolos sofrem de deficiência de Mg, como resultado do alto grau de intemperismo e lixiviação. As deficiências de magnésio estão associadas a solos ácidos ou em situações que provocam desequilíbrio, como excesso de adubação potássica ou o uso de calcário calcítico (MATIELLO & JAPIASSÚ, 2004).

As plantas absorvem o magnésio do solo na forma de cátion divalente (Mg²⁺) cujo equilíbrio é restabelecido pelo magnésio trocável. De acordo com Raij et al., (1997), a classe de teor médio do solo definida pela produção relativa entre 90% e 100% varia entre 5 mmolc/dm⁻³ e 8 mmolc/dm⁻³ de Mg²⁺.

Malavolta (1980) afirmou que o magnésio ativa mais enzimas do que qualquer outro nutriente. A sua escassez causa redução na taxa de fotossíntese, resultando em menor produção de massa seca por unidade de área. Caracteriza-se por alta mobilidade no interior da planta, sendo seu sintoma de deficiência observado inicialmente nas lâminas maduras, com aumento da taxa de degradação de proteínas e redução na concentração de clorofila (CONSOLMAGNO NETO, 2006).

Em razão do exposto, o calcário dolomítico é o principal corretivo da acidez do solo e fonte de Ca e Mg utilizado na agricultura brasileira. Porém, o Ca²⁺ e o Mg²⁺ liberados pelo calcário permanecem na profundidade onde este é aplicado. Sua reação no solo não permite a mobilidade desses nutrientes no perfil do solo, restringindo basicamente à correção superficial (POTTKER & BEN, 1998).

Outro subproduto que apresenta potencial de utilização em culturas perenes, como fonte de Mg^{2+} e correção de acidez do solo, é o óxido de magnésio (MgO), produto intermediário do processo industrial de produção de refratários obtido da calcinação da magnesita ($MgCO_3$) (NOGUEIRA et al., 2012).

1.5. Acidez trocável (Al^{3+})

O íon trocável Al^{3+} aparece no solo de duas maneiras: por dissolução de hidróxidos de alumínio amorfo e cristalino em meio ácido (SPOSITO, 1989), e também por decomposição de minerais de argila silicatadas em meio ácido. Quando o alumínio surge na solução do solo pelos processos de acidificação, pode dar origem à formação dos íons Al^{3+} , monômeros e polímeros de Al^{3+} carregados positivamente, podendo ficar situados entre camadas das argilas esmectitas e vermiculitas, ou em complexos orgânicos (FIGUEIREDO & ALMEIDA, 1991).

O solo possui mais alumínio quanto maior for o teor em argila caolinítica, uma vez que o alumínio é parte integrante e predominante dessa argila mineral 1:1. Quando a argila se decompõe, ocorre liberação do Al^{3+} das camadas octaédricas. O Al^{3+} assim produzido pode permanecer na superfície em forma trocável (deslocando H^+ dos sítios de adsorção do solo) ou passar para a solução do solo. Se o alumínio for absorvido, pode alterar a fisiologia e a morfologia da planta cultivada (RONQUIM, 2010).

O Al^{3+} quando está predominante nos solos, e por ser um íon de alta valência, faz deste, um bom competidor para a adsorção nos minerais (HARGROVE & THOMAS, 1984). Enquanto os cristais de argila estiverem intactos, haverá pouca possibilidade de aparecer alumínio trocável até níveis tóxicos. Quando, porém, ocorrerem condições anaeróbias no solo por causa de sua compactação e o valor de pH decrescer, ou sobe muito, a argila será intemperizada, aumentando a liberação de alumínio (PRIMAVESI, 2006).

A concentração total de alumínio na solução do solo é controlada pela dissolução de minerais de Al da fase sólida, o que depende principalmente do pH do solo. A influência do pH no comportamento do Al é fortemente modificada pela presença de complexantes originados da matéria orgânica do solo (van HEES et al., 2000). Alto conteúdo de matéria orgânica do solo pode desempenhar papel importante na complexação do alumínio em solução (ISMAIL et al., 1994; ÁLVAREZ et al., 2009). Em valores de pH superior a 5,5, a

solubilidade de $\text{Al}(\text{OH})_3(s)$ controla a disponibilidade de Al^{3+} para a solução do solo, mas em valor de pH inferior a 5,5, a disponibilidade de Al^{3+} é controlada pelo equilíbrio de compostos orgânicos na fase líquida e sólida (BROWN et al., 2008).

O alumínio no solo é considerado o inimigo número um de todas as culturas. No entanto, para as plantas nativas especialmente as do Cerrado, o alumínio pode ser até essencial (JANSEN et al., 2003). O óxido de alumínio é um agente que contribui de maneira eficaz na estrutura do solo tropical, sendo, portanto, altamente benéfico. Se o alumínio trocável não ultrapassar determinada porcentagem dos cátions existentes na CTC efetiva, possivelmente não será maléfico.

O Al^{3+} trocável é praticamente o único responsável pela acidez trocável, pois a quantidade de H^+ trocável em solos parece ser relativamente bem pequena. Sendo que em grandes quantidades de Al^{3+} , faz com que as plantas tenham um crescimento inibido (CHAO & HARWARD, 1962; HARGROVE & THOMAS, 1984; HUE et al., 1986). Apesar de não existir um indicador estreitamente associado à fitotoxicidade do alumínio no solo, o pH é utilizado universalmente para diagnosticar o estado de acidez do solo e indicar a necessidade ou não de calagem (KAMINSKI, 1989).

1.6. Acidez potencial ($\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$)

Define-se acidez potencial aquela que envolve não apenas os íons Al^{3+} , mas também íons de H^+ trocável, e aqueles ainda combinados nos coloides por ligações covalentes e que poderão se dissociar (RAIJ & QUAGGIO, 2001).

A acidez potencial é caracterizada pela acidez trocável e, sobretudo, pela acidez não-trocável, que corresponde ao hidrogênio dissociável de ligações covalentes dos compostos orgânicos e dos minerais de argilas silicatadas, sendo, portanto, representada por $\text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$. O hidrogênio ligado de forma covalente aos coloides do solo é o principal componente desta acidez. A acidez potencial caracteriza o poder-tampão de acidez do solo, e sua estimativa acurada é fundamental para se estimar a capacidade de troca catiônica a pH 7,0 e, por conseguinte, a saturação por bases (SILVA, 2005).

Os constituintes principais da acidez potencial em solos ácidos são: alumínio trocável, óxidos e hidróxidos de Fe e Al^{3+} , que se encontra na superfície das argilas ou nos espaços interlaminares, fenóis e ácidos da matéria orgânica, através de seus radicais carboxila

e hidroxila. A acidez ativa é um efeito da acidez potencial isto é, a acidez potencial é a causa da acidez ativa (OSAKI, 1991).

Entretanto a acidez potencial do solo não depende apenas dos teores de alumínio trocável, mas também do alumínio adsorvido nos sítios de troca, da concentração de hidrogênio e dos ácidos orgânicos provenientes da matéria orgânica. Além disso, mesmo em solos com alumínio trocável alto ($>1,0 \text{ cmolc/kg}^{-1}$), podem ser obtidas condições satisfatórias para o crescimento de plantas, desde que haja um balanço adequado de nutrientes, em solos com maiores concentrações de cálcio e magnésio no solo, capazes de minimizar o efeito tóxico do alumínio que estiver em solução (CAIRES et. al., 1998).

Existe ampla variação nos valores de acidez potencial, dependendo principalmente de características do solo relacionadas com seu poder tampão (NOVAIS et al., 2007). Em solos tropicais, mais intemperizados e com predominância de argilominerais do tipo 1:1, como a caulinita e óxidos de ferro, a MOS tem grande influência na capacidade de reter e trocar íons, assim como de tamponamento da solução do solo (DING et al., 2002).

A acidez está envolvida por aspectos de intensidade e quantidade, porque uma parte do H^+ está em equilíbrio na solução e outra parte está adsorvida nos coloides, de modo que a concentração efetiva desse íon da solução é comumente expressa por pH, que é o fator intensidade da acidez. A quantidade de H^+ que o solo pode liberar durante a neutralização da acidez é o fator quantidade, e a resistência a variação do pH original é denominada poder tampão e é o fator capacidade da acidez do solo (MELO, 1985). A acidez potencial é parte da CTC a pH 7,0, uma vez que, quanto mais elevada, maior será a quantidade de íons H^+ e Al^{+3} que poderão vir para solução.

1.7. pH

O pH é uma das propriedades químicas mais importantes do solo uma vez que afeta a solubilidade de muitos nutrientes essenciais ao desenvolvimentos das plantas e também substâncias tóxicas para elas. Tem influência direta nas propriedades de troca de cátions e ânions e afeta a atividade microbiana do solo. A taxa ideal de pH para o crescimento das plantas varia de 5,6 a 6,1 (MALAVOLTA, 1987).

O pH refere-se à concentração do próton H^+ na solução do solo, o qual está em equilíbrio dinâmico com as superfícies das partículas do solo, predominantemente com cargas

negativas. Em função dos íons H^+ serem fortemente atraídos para as superfícies carregadas negativamente, podem substituir a maioria dos cátions, entre eles os metais (PAGNANELLI et al., 2003). De forma geral, o pH dos solos aumenta com a profundidade, pois os processos pedogenéticos são menos intensos, principalmente a lixiviação de bases no interior do perfil do solo (CAMPOS, 2010).

De acordo com Malavolta (2006), a baixa fertilidade encontrada nos solos ácidos está associada, em grande parte, à pobreza em bases trocáveis e ao excesso de alumínio e manganês. O pH exerce forte influência na dinâmica dos íons metálicos catiônicos (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} e Cd^{2+}), sendo estes mais móveis em condições de pH baixo, principalmente em solos com elevado grau de intemperização, onde os grupos funcionais de superfície dos componentes coloidais são, na sua maioria, pH-dependentes, especialmente os oxihidróxidos de ferro e alumínio (RIEUWERTS et al., 2006).

De acordo com Sims et al., (1997), para limitar a transferência de parte dos metais pesados para a cadeia alimentar é necessário controlar as quantidades máximas que podem ser aplicadas ao solo e manter o pH em níveis relativamente elevados (6 a 6,5). Por outro lado, condições de pH acima de seis favorecem a dissociação de H^+ de grupos OH da matéria orgânica e dos óxidos de Fe e Al, aumentando a adsorção dos metais e posterior precipitação (OLIVEIRA et al., 2002), reduzindo a sua biodisponibilidade. Com exceção ao ânion molibdênio, que aumenta a sua disponibilidade com o incremento do pH (ALLOWAY, 1995).

Como efeito indireto do pH está a atividade de H^+ , alterando a solubilidade dos demais nutrientes no solo, principalmente a dos micronutrientes, que, em concentrações elevadas, podem-se tornar tóxicos às plantas (NOVAIS et al., 2007). Para fins práticos, considera-se, na literatura internacional, que a faixa de pH entre 6,0 e 6,5 é a mais adequada para a maioria das culturas. Entretanto no Brasil, em geral, considera-se que a faixa para a maioria de nossas culturas está entre 5,7 e 6,0.

Embora haja uma relação entre o pH do solo e as frações solúveis e disponíveis, esta é diferente para cada um dos metais. Geralmente as condições de acidez favorecem o aumento do potencial de lixiviação das formas solúveis dos compostos metálicos, principalmente em áreas com predominância de textura grosseira e material com baixa capacidade de adsorção (FERNANDEZ et al., 2007).

Segundo Amado & Santi (2007), solos muito ácidos, é reduzida a disponibilidade da maioria dos nutrientes, menos dos micronutrientes ferro, cobre, manganês, e zinco, e é alta a disponibilidade de alumínio, elemento tóxico para as plantas.

Segundo Novais et al., (2007) o pH influencia na disponibilidade dos nutrientes. Segundo o mesmo autor a disponibilidade do nitrogênio aumenta graças ao efeito favorável à mineralização da matéria orgânica. Já o fósforo a disponibilidade aumenta e depois diminui, devido à redução da acidez e aumento de OH^- na solução do solo. No caso do enxofre o SO_4^{2-} adsorvido pelos nutrientes de Fe e de Al, à semelhança do que ocorre com P, é liberado pela elevação do pH. A decomposição da matéria orgânica liberando S e favorecida pela elevação do pH.

O potássio, cálcio e magnésio não sofrem nenhum efeito direto do pH, apenas efeito indireto, com menor lixiviação com elevação do pH (maior $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$). O ferro, manganês, cobre e zinco a disponibilidade destes micronutrientes catiônicos diminui com a elevação do pH (mais OH^-) do solo. pH abaixo de 7,0, há pouco efeito sobre a disponibilidade do boro, em condições do pH do solo, o ácido bórico é pouco dissociado. Há decréscimo na solubilidade com pH acima de 7,0. O $\text{B}(\text{OH})_4^-$ é adsorvido no solo por troca de ligantes com OH^- . No caso do molibdênio e do cloro, o MoO_4^- é fortemente adsorvido pelos oxihidróxidos de Fe e de Al, à semelhança do que ocorre com o P, e é deslocado pelo OH^- com a elevação do pH do solo. A mesma tendência é observada para Cl^- , embora este seja fracamente adsorvido no solo (NOVAIS et al., 2007)

As alterações no pH também poderão afetar as propriedades dos argilominerais 1:1, dos oxi-hidróxidos de ferro e alumínio e dos componentes orgânicos, pois todos apresentam cargas dependentes do pH, que determina a reação dos seus grupos funcionais de superfície, que originarão as cargas positivas ou negativas responsáveis pela adsorção e dessorção no solo (LAIR et al., 2007).

1.8. Matéria Orgânica (MOS) no solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é resultado da decomposição parcial, síntese e re-síntese de resíduos da biota, principalmente resíduos vegetais (SILVA & RESCK, 1997). Sua constituição é complexa, sendo formada por compostos ou frações com tempos de residência variando desde semanas até milhares de anos (BRADY, 1989). Dessa forma, as substâncias

orgânicas presentes no solo vão desde materiais livres e com elevada biodisponibilidade, até componentes quimicamente mais estáveis, em íntima associação com a fase mineral (CHRISTENSEN, 1992).

De acordo com Ashagrie et al., (2007), a matéria orgânica do solo é uma mistura de compostos em vários estágios de decomposição. É um componente simples e homogêneo, na realidade trata-se de um heterogêneo conjunto de materiais orgânicos diferindo em composição, grau de disponibilidade para microbiota e função no ambiente (CARTER, 2001).

A matéria orgânica, é um componente do solo que, em comparação à fase mineral, está presente em menor quantidade, de modo que, em geral, de 10 a 50 g.kg do solo é composto por frações orgânicas, sendo exceção alguns solos em condições ambientais específicas, como os Organossolos, que contêm mais de 200 g.kg matéria orgânica com espessura mínima de 40 cm (MADARI et al., 2009).

Apesar de encontrar-se em torno de 10 a 50 g.kg na maioria dos solos agrícolas, a matéria orgânica exerce importante função na manutenção da qualidade e fertilidade do solo, uma vez que influencia os principais processos químicos, físicos e biológicos que ocorrem no mesmo (BRADY, 1989; CHAN et al., 2001; GLATZELA et al., 2003; PILLON et al., 2007).

Assim, a MOS desempenha diversas funções no ambiente, atuando em processos fundamentais como ciclagem e disponibilidade de nutrientes, solubilização de fertilizantes, complexação de metais tóxicos, poder tampão, fluxo de gases para a atmosfera e agregação do solo (STEVENSON, 1994; SOARES et al., 2008), além de ser fonte de energia para a atividade biológica do solo. Solos tropicais, intensamente intemperizados, possuem como uma das suas principais características químicas a baixa CTC, no entanto, o teor de MOS tem importância preponderante na CTC efetiva (BAYER & MIELNICZUK, 1999).

Em solos brasileiros, a matéria orgânica pode contribuir para até 80% das cargas negativas do solo, e isso explica o fato de a CTC desses solos estar, em grande parte, associada à matéria orgânica do solo (MADARI et al., 2009).

A dinâmica da matéria orgânica do solo é conduzida principalmente pela adição de resíduos orgânicos diversos e pela contínua transformação destes sob ação dos fatores: físicos, químicos, biológicos, climáticos e do uso e manejo da terra (KONONOVA, 1984; FELLER, 1997). Dentre os principais fatores pode-se destacar a temperatura, umidade, pH,

disponibilidade de nutrientes, relação C/N do resíduo do vegetal, microorganismos, mesofauna e o conteúdo de lignina (ABD-EL-MALEK et al., 1977; BASTARDO et al., 1982; OADES, 1988), distúrbios do solo pelo cultivo, teor e tipo de argila, drenagem do solo, acidez e disponibilidade de nutrientes (GREENLAND et al., 1992).

O comportamento da matéria orgânica do solo em relação aos metais pesados depende de características de tamanho molecular, massa molar, estrutura e características de solubilidade (WALKER et al., 2004). A matéria orgânica, também depende das condições de pH, podendo solubilizar ou imobilizar metais pesados, sua eficiência depende principalmente de sua forma coloidal (DENAIX et al., 2001).

Esse comportamento é capaz de gerar sítios de adsorção, atuando via ligação iônica e/ou como agente quelante na solução do solo (GARCIA-MINA, 2006). Segundo Stevenson (1994), a quelação poderá manter o metal em solução, favorecer o transporte ou torná-lo indisponível pela precipitação e envelhecimento do complexo formado.

De acordo com Crouea et al., (2003), a caracterização química das substâncias húmicas é motivada pelo seu efeito marcante sobre a solubilidade e mobilidade de metais pesados e na complexação de nutrientes.

1.9. Capacidade de Troca Catiônica (CTCa pH 7,0)

A CTC a pH 7,0 também chamada Capacidade de Troca Potencial do solo, significa a quantidade de cátions adsorvidos a pH 7,0. É o nível da CTC de um solo que seria atingida quando a calagem for usada para elevar o pH a 7,0. Em outras palavras, o máximo de cargas negativas que seriam liberadas a pH 7,0 e que seriam ocupadas por cátions. A CTC a pH 7,0 diferencia-se da CTC efetiva porque ela inclui o H^+ em ligação covalente com o oxigênio nos coloides do solo (BRAGA, 2009).

A CTC é um parâmetro que indica a quantidade de íons positivos (cátions) que o solo é capaz de reter em determinadas condições e permutar por quantidades estequiométricas equivalentes de outros cátions (íons de mesmo sinal), e é função da intensidade de cargas negativas que se manifesta nos coloides (LOPES & GUILHERME, 2004).

As argilas minerais, as substâncias húmicas e os óxidos de ferro e alumínio possuem determinada superfície de troca e são os principais coloides responsáveis pela capacidade de troca de cátions (CTC) dos solos sob condições tropicais. Em razão do maior número de

cargas negativas do que positivas desses coloides, a adsorção é principalmente de cátions. No entanto, há alguns sítios nestes coloides com cargas positivas que podem atrair ânions (RONQUIM, 2010).

Em geral os óxidos tendem a contribuir pouco à CTC em solo com valores de pH abaixo de 7,0, já a matéria orgânica, apesar de ocorrer em teores bem menores que a fração argila, é a principal responsável pela CTC, em valores de pH abaixo de 3,0, devido a sua alta capacidade adsorptiva nestas condições (ALLOWAY, 1995c). As cargas elétricas de superfície da matéria orgânica do solo é a maior contribuidora na CTC dos solos (ALLOWAY, 1995c) chegando a fornecer entre 30 a 65% da CTC da maioria dos solos tropicais devido sua facilidade de desprotonação (COSTA et al., 2006).

A CTC é um dos fatores que influenciam na disponibilidade de metais pesados no solo, sendo que, quanto maior, mais sítios de adsorção estarão disponíveis nos coloides do solo para adsorver metais. A elevação do pH do solo promove um aumento de cargas negativas na superfície, e conseqüentemente a CTC é aumentada, favorecendo a atração eletrostática entre o sorvente e o metal (SPOSITO, 2008).

Segundo Ronquim (2010) a capacidade de troca de cátions (CTC) de um solo, de uma argila ou do húmus representa a quantidade total de cátions retidos à superfície desses materiais em condição permutável ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{H}^+ + \text{Al}^{3+}$). Já a capacidade de troca iônica dos solos representa, portanto, a graduação da capacidade de liberação de vários nutrientes, favorecendo a manutenção da fertilidade por um prolongado período e reduzindo ou evitando a ocorrência de efeitos tóxicos da aplicação de fertilizantes.

Se a maior parte da CTC do solo está ocupada por cátions essenciais como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , pode-se dizer que esse é um solo bom para a nutrição das plantas. Por outro lado, se grande parte da CTC está ocupada por cátions potencialmente tóxicos como H^+ e Al^{3+} este será um solo pobre. Um valor baixo de CTC indica que o solo tem pequena capacidade para reter cátions em forma trocável; nesse caso, não se devem fazer as adubações e as calagens em grandes quantidades de uma só vez, mas sim de forma parcelada para que se evitem maiores perdas por lixiviação (RONQUIM, 2010; VERAS, 2015).

1.10. Soma de Bases Trocáveis (SB)

A soma de bases trocáveis (SB) de um solo, argila ou húmus representa a soma dos

teores de cátions permutáveis, exceto H^+ e Al^{3+} ($SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$) (RONQUIM, 2010).

Enquanto os valores absolutos dos resultados das análises destes componentes refletem os níveis destes parâmetros de forma individual, a soma de bases dá uma indicação do número de cargas negativas que estão ocupados por bases nos coloides do solo. A soma de bases é utilizada no cálculo das CTC's efetiva e a pH 7,0 ou potencial, no cálculo da percentagem de saturação por bases (V%) e no cálculo da percentagem de saturação por Al^{3+} (BRAGA, 2009).

1.11. Saturação por Bases (V%)

A saturação por bases é um excelente indicativo das condições gerais de fertilidade do solo, sendo utilizada até como complemento na nomenclatura dos solos. Os solos podem ser divididos de acordo com a saturação por bases: solos eutróficos (férteis) = $V\% \geq 50\%$; solos distróficos (pouco férteis) = $V\% < 50\%$. Alguns solos distróficos podem ser muito pobres em Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ e apresentar teor de alumínio trocável muito elevado, chegando a apresentar saturação em alumínio (m%) superior a 50% e nesse caso são classificados como solos álicos (muito pobres): Al trocável $\geq 3 \text{ mmolc dm}^{-3}$ e $m\% \geq 50\%$ (RONQUIM, 2010).

Um índice V% baixo significa que há pequenas quantidades de cátions, como Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , saturando as cargas negativas dos coloides e que a maioria delas está sendo neutralizada por H^+ e Al^{3+} . O solo nesse caso provavelmente será ácido, podendo até conter alumínio em nível tóxico às plantas. Essa situação pode ser comum para grandes áreas tropicais, como ocorre para os solos arenosos e lixiviados do Planalto Central brasileiro. A maioria das culturas apresenta boa produtividade quando no solo é obtido valor V% entre 50 e 80% e valor de pH entre 6,0 e 6,5 (RONQUIM, 2010).

O conhecimento da percentagem de saturação por bases é muito importante para conhecer o nível de fertilidade do solo. Para a determinação da necessidade de calagem, tem sido recomendado o critério de elevação no valor da saturação por bases (V%) (RAIJ *et al.*, 1985). Esse critério baseia-se na elevação da soma de bases trocáveis ($SB = Ca^{2+} + Mg^{2+} + K^+$), em relação à CTC do solo ($S + H + Al^{3+}$), a um valor adequado para cada cultura. Sabendo-se ainda que existe uma correlação positiva entre pH e V% (CATANI & GALLO, 1955; RAIJ *et al.*, 1968), relação esta tão estreita, que falar em elevar a saturação por bases significa aumentar o pH do solo (RAIJ, 1983).

Segundo Raij (2008), a relação entre pH do solo e saturação por bases (V%) é linear e muito estreita para amostras superficiais de solos, com alguma variação regional decorrente da natureza dos solos. Através dela, é possível determinar o pH em função do valor de V%, fazendo da saturação por bases um bom índice para estabelecer metas de calagem visando o aumento do pH do solo.

1.12. Saturação por Alumínio (m%)

Para Faquin (1994), o principal efeito da acidez dos solos é a toxidez do Al, sendo a saturação por alumínio (m%) o índice que melhor afere esse componente da acidez do solo (Sousa *et al.*, 1980). A saturação por alumínio expressa a percentagem de cargas negativas do solo, próximo ao pH natural, que está ocupada por Al^{3+} trocável. Em geral, quanto mais ácido é um solo, maior o teor de Al^{3+} trocável em valor absoluto, menores os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^+ , menor a soma de bases e maior a percentagem de saturação por alumínio.

A toxidez causada por alumínio é um fator limitante de grande importância à produção de grãos nas regiões do Brasil cobertas por vegetação de cerrado. Essas áreas ocupam quase um quarto do território nacional. Onde predominam os Latossolos, caracteristicamente ácidos, com baixa capacidade de troca catiônica (CTC), alta saturação por alumínio trocável e teores muito baixos de fósforo disponível às plantas (FERREIRA *et al.*, 2006).

A solubilidade do alumínio no solo e, conseqüentemente, sua toxidez são influenciadas por vários fatores, incluindo pH, tipo de argila predominante, concentração de sais na solução e teor de matéria orgânica do solo (FOY, 1974; SILVA, 1997).

A redução da taxa de crescimento radicular de plantas sensíveis tem sido considerado o principal efeito de níveis tóxicos de alumínio, que afeta o alongamento e a divisão celular. Essa restrição diminui a capacidade da planta para obter água e nutrientes do subsolo, em virtude do enraizamento superficial, tornando-a, portanto, menos produtiva e mais susceptível à seca (FERREIRA *et al.*, 2006).

Geralmente o efeito tóxico do Al é notado em raízes de plantas antes que qualquer sintoma possa ser evidente na parte aérea. Os sintomas de toxidez são também associados com deficiência de fósforo e com reduzida absorção e translocação de cálcio (FOY, 1974). O excesso de alumínio inibe a formação normal de raízes (FOY, 1992) provocando sérias limitações no desenvolvimento das plantas e na produtividade das lavouras. O limitado

crescimento das raízes restringe a absorção de nutrientes e água, o que pode afetar consideravelmente o rendimento das culturas, em solos com baixa fertilidade (FOY, 1992).

2. RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS

Um dos maiores desafios com que se defronta a sociedade moderna é geração excessiva e a disposição inadequada de resíduos, que causam impactos socioambientais, tais como a degradação do solo, o comprometimento dos cursos d'água e dos mananciais, a intensificação de enchentes, a contribuição para a poluição do ar e a proliferação de vetores de importância sanitária (BESEN et al., 2010).

O crescimento e a longevidade da população, aliados à intensa urbanização e o aumento do consumo de novas tecnologias tem gerado uma imensa produção de resíduos. Além do expressivo aumento da geração desses resíduos, observam-se ainda mudanças significativas em sua composição, bem como o aumento de sua periculosidade (OMS, 2007).

O Brasil é um dos países que mais produzem resíduos agroindustriais, devido a sua grande atividade agrícola. Produtores e indústrias da área enfrentam o problema de descarte dos resíduos gerados, que embora sejam biodegradáveis, necessitam de um tempo mínimo para serem mineralizados constituindo-se numa fonte de poluentes ambientais (CAMPOS, 2005).

A crescente demanda por produtos provenientes da indústria de celulose e papel, por exemplo, é responsável pela elevação da produção de celulose e, conseqüentemente, de resíduos sólidos gerados durante o processo de produção, sendo que, para cada tonelada de celulose produzida são gerados 800 kg de resíduos sólidos (GUERRA, 2007).

Os curtumes também são grandes vilões na geração de resíduos. O processamento de uma tonelada de pele salgada até a etapa de acabamento final gera cerca de 100 Kg de matéria seca de lodo (MATOS, 2014).

A quantidade de resíduos produzidos nas indústrias de processamento de grãos, frutas e hortaliças é enorme. Os principais resíduos oriundos dessas indústrias de processamentos são o bagaço, as tortas, refugo, cascas, palhas, sementes e as folhas. A cultura do milho, de toda a biomassa produzida, cerca de 50% é resíduos que vão permanecer no

campo, cerca de 30% vão ficar com resíduos no processamento e menos de 20% vão corresponder aos grãos do milho propriamente ditos (MATOS, 2014).

Na cultura do arroz os principais resíduos resultantes do beneficiamento do arroz são a palha e a casca que corresponde a 20 ou 25% do peso dos grãos (MATOS, 2014). Com relação à cultura da banana, um dos principais resíduos resultantes é o pseudocaule da bananeira. Este pode ser utilizado para a produção de etanol, papéis especiais e biogás (VIANA & CRUZ, 2016).

O Brasil é um dos maiores produtores de coco do mundo, com produção maior que 6.000 toneladas por ano. Na cultura do coco verde de 80% a 85% do peso bruto do coco verde corresponde a resíduo (CARRIJO et al., 2002). Em média de 14 a 15 cocos fornecem 1 kg de fibras, o principal resíduo das indústrias de processamento do coco verde (MATOS, 2014).

O setor sucroenergético é conhecido por gerar grande quantidade de resíduos, por sua dimensão. O setor desenvolveu-se dimensionando a retirada dos resíduos da unidade industrial em velocidade praticamente proporcional à sua geração, pois seria impraticável o armazenamento de todos os resíduos nos períodos de produção (JENDIROBA, 2006). De acordo com (IEA, 2017), na safra 2015/16, a produção de resíduo proveniente da produção de açúcar e etanol foi de 166,40 milhões de toneladas no País.

Para Wadt, (2008), a quantidade e a composição da vinhaça variam de acordo com a matéria prima e equipamentos utilizados no processo de obtenção do etanol. Segundo Silveira *et al.*, (2008) para cada batelada realizada na mini usina para produção de etanol de batata-doce, produz cerca de 600 a 700 litros de resíduo, ou seja, cada litro de etanol gera de 10 a 12 litros de resíduo, totalizando uma produção média de 60 L de etanol/batelada.

A produção de etanol proveniente da batata-doce gera resíduos semelhantes à produção de etanol proveniente da cana de açúcar. De acordo com Olsen (2005), o descarte de resíduos no meio ambiente do processamento da batata-doce para obtenção de etanol, pode trazer grandes problemas de poluição. Portanto a aplicação desse resíduo no solo deve ser controlada, pois o excesso de macro e micronutrientes lançados pode ser tóxico e prejudicar a fertilidade do solo.

Nos últimos anos tem se intensificado o aproveitamento de resíduos agroindustriais. Vários processos biotecnológicos foram desenvolvidos para utilizar estes materiais na

produção de álcool, enzimas, ácidos orgânicos, aminoácidos e fungos, gerando produtos de maior valor agregado (ESPINOSA & CABRERA, 1976; PANDEY et al., 2000; RAINHO et al., 2003; ROLZ et al., 1982).

A busca por alternativas de utilização de resíduos industriais tornando-os subprodutos e ainda agregar valor tornou-se uma busca incessante de todas as cadeias produtivas. Buscas por processos de sustentabilidades e aumento dos ganhos faz com que produtos antes considerados problemas passem hoje a ser fontes de renda consideráveis para todas as empresas (CHUBA et al., 2010). A sustentabilidade é um ideal sistemático que se perfaz principalmente pela ação, e pela constante busca entre desenvolvimento econômico e ao mesmo tempo preservação do ecossistema (ABREU, 2010).

A valorização dos resíduos por meio do seu aproveitamento tem sido muito incentivada, já que podem contribuir para a redução da poluição ambiental bem como permitir a valorização econômica, desses resíduos tornando-o um subproduto (CEREDA, 2000; CAMILI, 2007). As atividades agrícolas, frequentemente, geram resíduos que podem ser utilizados como subprodutos. Restos de colheita, resíduos de usinas de beneficiamento de produtos agrícolas e dejetos animais consistem em fontes reconhecidamente geradoras de poluição ambiental, e por esta razão, esforços têm sido empreendidos no sentido de utilização ou reciclagem destes (SILVEIRA et al., 2008).

Os resíduos industriais têm propriedades que podem contribuir para a melhoria das características químicas, físicas e biológicas do solo, principalmente de solos tropicais altamente intemperizados, onde as cargas negativas são dependentes de pH (VANCE & PIERZYNSKI, 2001).

Diversos autores têm constatado o uso de resíduos orgânicos como condicionadores do solo, dentre eles merecem destaque os oriundos da agroindústria, pois, em função da sua origem, a probabilidade de apresentarem contaminantes em sua composição é menor (GLÓRIA, 1994; BETTIOL & CAMARGO, 2000).

Como exemplo de resíduos líquidos agroindustriais aplicados no solo, tem-se a vinhaça proveniente do processamento de cana de açúcar, a manipueira proveniente do processamento da mandioca, e o resíduo líquido da indústria de enzimas (CAVALLET et al., 2006; FIORETTO, 1983; MELO et al., 2005).

3. O RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL DE BATATA-DOCE

Segundo Sousa (2005) para cada litro de álcool produzido da cana-de-açúcar obtém-se em torno de 10 a 15 litros de vinhaça. O vinhoto da batata-doce, caracterizado por Araújo et al., (1978), revelou uma composição físico-química semelhante à vinhaça do melaço da cana-de-açúcar e, também, de matérias-primas amiláceas (TAVARES, 2006).

A fração do resíduo da batata-doce corresponde de 20-25% do material original, sendo que o mesmo tem aproximadamente 4% de matéria seca, o qual apresenta alto teor de umidade (SILVEIRA, 2008). O resíduo gerado na produção de etanol da batata-doce apresenta um alto teor de umidade, em torno de 96%, o que pode ser interessante em sistemas de fertirrigação.

De acordo com Siqueira (2015) o teor de matéria seca do resíduo da batata-doce é de 3,69% confirmando o seu caráter aquoso. Embora possa ser considerado um resíduo proteico, com 33,8% PB na matéria seca, o alto teor de umidade dificulta seu uso na alimentação animal. Quando comparado aos resultados obtidos por outros autores Siqueira et al., (2013), Silva (2010), Parente (2010) e Santos (2009) verificou-se que houve variação na maioria dos parâmetros avaliados, o que pode ser explicado pela heterogeneidade dos resíduos gerados após a fermentação etílica da batata-doce e ainda pela estratificação que ocorre no material quando armazenado por longos períodos.

A composição química do RBD contém macronutrientes na matéria seca: nitrogênio, fósforo e potássio, com destaque para as altas concentrações de nitrogênio e potássio. Também verificou-se a presença dos micronutrientes, evidenciando o potencial da utilização do resíduo na adubação forrageira (SIQUEIRA et al., 2015).

O pH do RBD apresenta próximo a neutralidade, podendo o resíduo, após armazenado, ser utilizado na fertirrigação. Quanto à turbidez (NTU), a grande concentração de sólidos solúveis (>100) pode dificultar a fotossíntese de plantas aquáticas. Valores de DBO foram considerados baixos comparados ao da vinhaça da cana-de-açúcar que apresentam 20.000 e 35.000 mg/L segundo Silva et al., (2007). O oxigênio dissolvido mostrou-se muito baixo, possibilitando pouca estabilização da matéria orgânica (SIQUEIRA et al., 2015).

Segundo Sanches (1995), a composição do vinhoto é bastante variável e dependerá de diversos fatores, dentre os quais pode-se destacar: composição de matéria-prima, tipo de

mosto, método de fermentação, cepa da levedura, tipo do aparelho de destilação, época do ano, localização geográfica da destilaria, concentração inicial de substrato, variedade e estado de maturação da matéria-prima.

Apesar de ter consistência líquida, pela NBR 10.004 da ABNT (2004) a vinhaça é considerada um resíduo sólido, pois não há solução técnica e econômica para o tratamento convencional eficiente que permita seu lançamento nos cursos d'água, dentro dos padrões exigidos pela legislação.

Na perspectiva de aumento na produção de etanol aumenta a atenção ao destino a ser dado à vinhaça. Dentre as possíveis soluções para a redução da carga poluidora tem-se: concentração, tratamento químico e biológico ou produção de biomassa, e a sua aplicação no solo que é a forma mais usual de disposição (SANTOS, 2000).

4. BENEFÍCIOS DA ADUBAÇÃO ORGÂNICA

A agricultura orgânica é um sistema não convencional baseado em princípios ecológicos. Busca utilizar de forma sustentável e racional os recursos naturais, empregando métodos tradicionais e tecnologias ecológicas para a exploração da terra (PENTEADO, 2003).

O uso combinado de fertilizantes químicos e materiais orgânicos têm sido recomendados como manejo alternativo, possibilitando a manutenção de alta produtividade, com estabilidade, principalmente quando o material orgânico aplicado apresenta elevada relação C/N e elevados conteúdos de lignina e polifenóis, e para regiões onde o uso de fertilizante é recomendado (FERNANDES et al., 1997).

A incorporação ao solo de resíduos industriais pode ser uma prática viável, desde que se conheça a composição química do material e as propriedades físicas e químicas do solo (POMBO & KLAMT, 1986; MALAVOLTA, 1994).

De acordo com Silva et al., (2007), a vinhaça quando aplicada no solo promove a melhoria de sua fertilidade, contudo para ser usada para esse fim sua concentração não deverá ultrapassar sua capacidade de retenção de íons do solo, isto é, as dosagens devem ser mensuradas de acordo com as características de cada solo. A aplicação de vinhaça em doses apropriadas oferece uma série de benefícios, como: melhoria das propriedades físicas,

químicas e biológicas do solo; facilita a absorção do nitrogênio; melhoramento nas condições totais de produção do solo; aumento da produtividade de espécies cultivadas (EMBRAPA, 2004).

Segundo Neves et al., (1983) a adição de vinhaça, juntamente com a incorporação de matéria orgânica, pode melhorar as condições físicas do solo e promover maior mobilização de nutrientes, em função da também maior solubilidade proporcionada pelo resíduo líquido.

Silveira (2014) destaca a viabilidade da substituição da adubação mineral potássica pelo resíduo da batata-doce (RBD) como fonte orgânica, obtendo resultados semelhantes quanto ao desenvolvimento e produtividade da batata-doce.

Marson et al., (2012) e Hackenhaar et al., (2012), utilizando o RBD resíduo como adubação orgânica associada à adubação mineral em pastagem de brachiaria brizanta cv marandu e CONVERT HD 364 em solos de cerrado do estado do Tocantins observaram maior perfilhamento, altura e rendimento de matéria seca dessas gramíneas.

Silva et al., (2013) na substituição do adubo mineral NPK pelo resíduo na própria cultura da batata-doce obteve maior desenvolvimento das plantas e rendimento de tubérculos.

A matéria orgânica e os teores significativos dos macronutrientes, como o nitrogênio, fósforo e potássio, fazem com que a vinhaça seja um substituto economicamente viável quando comparado com fertilizantes químicos, proporcionando as indústrias sucroalcooleiras cortes nos gastos com adubos químicos no cultivo de cana-de-açúcar (MORO et al., 2011).

Considerando que a batata-doce é uma fonte amilácea importante e competitiva em regiões tropicais, e que a disposição adequada do vinhoto da cultura ainda foi pouco estudada, torna-se necessária à identificação e caracterização, assim como seu potencial fertilizante, os efeitos sobre o solo e as plantas, os riscos de impactos ao meio ambiente e as limitações para uso deste efluente na agricultura (TAVARES, 2006).

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABD-EL-MALEK, Y.; MONIB., M.; GOHAR, M.R.; RIZK, S.G.; ANTOUN, G.G. Decomposition of organic matter under different conditions with special reference to changes in plant nutrients. In: **Symposium on Soil Organic Matter Studies**, Vienna. Soil Organic Matter Studies. Austria: IAEA, v.1, p.183-195, 1977.

ABREU, C. **Sustentabilidade Ambiental: o que é a sustentabilidade ambiental**. 2010. Disponível em: <<http://www.atitudessustentaveis.com.br/sustentabilidade/sustentabilidade-ambiental-o-que-e-a-sustentabilidadeambiental/>>. Acesso em: 07/06/2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT – **Resíduos Sólidos Classificação** – NBR 10.004/2004. Rio de Janeiro, 2004.

ALCARDE, J.C. Características de qualidade dos corretivos da acidez do solo. In: simpósio sobre “acidez e calagem” reunião brasileira de fertilidade do solo, **Anais...** Campinas. p.11-22. 1983.

ALLOWAY, B.J. The origins of heavy metals in soils. In: B.J. Alloway (Ed.). **Heavy Metals in Soils**. Blackie Academic and Professional Publ., New York, 1995. p. 38–57.

ALMEIDA, S.P. **Cerrado: aproveitamento alimentar**. Planaltina, Embrapa, CPAC, 1998.

ALLOWAY, B.J. Soil processes and the behaviour of metal. In: ALLOWAY, B.J (ed.). **Heavy metals in soils**. 2ed. London: Blackie Academic, p. 11 – 37, 1995c.

ÁLVAREZ, E.; VIADÉ, A.; FERNÁNDEZ-MARCOS, M.L. Effect of liming with different sized limestone on the forms of aluminium in a Galician soil (NW Spain). **Geoderma**, Amsterdam, v. 152, p. 1-8, 2009.

AMADO, T.J.C.; SANTI, A.L. Agricultura de precisão aplicada ao aprimoramento do manejo do solo. In: FUNDACEP. (Org.). **Manejo e Fertilidade do Solo sob Sistema Plantio Direto**. 1 ed. Cruz Alta: Editora Berthier, v. p. 99-144, 2007.

AMARAL, A.S.; DEFELIPO, B.V.; COSTA, L.M.; FONTES, M.P.F. **Liberção de Zn, Fe, Mn e Cd de quatro corretivos da acidez e absorção por alface em dois solos**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 29:1351-1358, 1994.

ANGHINONI, I.; BARBER, S.A. Phosphorus application rate and distribution in the soil and phosphorus uptake by corn. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 44, p.1041-1044, 1980.

ANGHINONI, I.; BISSANI, C.A. Fósforo e adubos fosfatados. In: BISSANI, C.A.; GIANELLO, C.; TEDESCO, M.J.; CAMARGO, F.A.O. (Ed.) **Fertilidade dos solos e manejo da adubação de culturas**. Porto Alegre: Genesis, 2004. p.117-137.

ARAÚJO, N.Q. CASTRO, H.F.; LEAL, J.L.S. **Batata-doce: Parâmetros preliminares e tecnologia de produção de etanol**. (S.L), 1978. 11p.

ASHAGRIE, Y.; ZECH, W.; GUGGENBERGER, G.; MAMO, T. Soil aggregation, and total and particulate organic matter following conversion of native forests to continuous cultivation in Ethiopia. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, p.101-108, 2007.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. **Anuário Estatístico do Setor de Fertilizantes**. São Paulo, 2008.

BASTARDO, H.; ESTEVES, A.; FLORES, D.A. Desaparición de materia-orgánica en un bosque cultivado de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, en Venezuela. In: **Regional Colloquium on Soil Organic Matter Studies**. Proceedings of the Regional Colloquium on Soil Organic Matter Studies. Piracicaba: CENA/PROMOCET, p.65-71, 1982.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Matrópole, p. 9-26, 1999.

BARROW, N.J. **Reaction of anions and cations with variable-charge soil**. *Adv. Agron.*, 38:183-230, 1985.

BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A. **Impacto ambiental do uso agrícola do lodo de esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, p. 281-312, 2000.

BESEN, G.R.; GUNTHER, W.R.; RODRIGUEZ, A.C.; BRASIL, A.L. Resíduos sólidos: vulnerabilidades e perspectivas. In: SALDIVA P. et al. **Meio ambiente e saúde: o desafio das metrópoles**. São Paulo, Ex Libris, 2010.

BONSER, A.M.; Lych, J.P.; SIEGLINDE, S. Effect of phosphorus deficiency on growth angle of basal roots in *Phaseolus vulgaris*. **New Phytologist**, v. 132, p. 281-288, 1996.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. 7.ed. São Paulo: Freitas Bastos, 1989. 878p.

BRAGA, G.N. M. **O pH do Solo e a Disponibilidade de Nutrientes**. 2012. Disponível em: <http://agronomiacomgismonti.blogspot.com.br/2012/01/o-ph-do-solo-e-disponibilidade-de.html>. Acesso em: 04/2017

BRAGA, G.N.M. **A Acidez do Solo**. 2009. Disponível em: <http://agronomiacomgismonti.blogspot.com>. Acesso em: 04/2017

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente**. Programa Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2011. 102p.

BRENNAN, R.F.; BOLLAND, M.D.; JEFFERY, R.C.; ALLEN, D.G. Phosphorus adsorption by a range of western Australian soils related to soil properties. **Communications Soil Science Plant Analysis**, v.25, n.15/16, p.2785-2795, 1994.

BROWN, T.T.; KOENIG, R.T.; HUGGINS, D.R.; HARSH, J.B.; ROSSI, R.E. Lime effects on soil acidity, crop yield, and aluminum chemistry in direct-seeded cropping system. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, p. 634-640, 2008.

CAIRES, E.F.; CHUEIRI, W.A.; MADRUGA, E.F. et al. Alterações de características

químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, p. 27-34, 1998.

CAMILI, E.A. **Tratamento da manipueira por processo de flotação sem uso de agentes químicos**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

CAMPOS, M.C.C. **Atributos dos solos e riscos de lixiviação de metais pesados em solos tropicais**. Guarapuava. v.6, n.3, 2010, p.547-565.

CAMPOS, L. **Obtenção de extratos de bagaço de uva Cabernet Sauvignon (Vitisvinifera): parâmetros de processo e modelagem matemática**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

CARRIJO, O.A.; LIZ, R.S.; MAKISHIMA, N. **Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola**. Horticultura Brasileira, v. 20, n. 4, p. 533-535, 2002.

CARTER, M.R. Organic matter and sustainability. In: Rees, R.M.; Ball, B.C.; Campbell, C.D.; WATSON, C.A. (eds.). **Sustainable management of soil organic matter**. New York: CABI Publishing. 2001, p 9-22.

CATANI, R.A., GALLO, J.R. **Avaliação da exigência de calcário dos solos do Estado de São Paulo, mediante correlação entre pH e a porcentagem de saturação em bases**. R. agric., Piracicaba, v.30, n.1/3, p.49-60, 1955.

CAVALLET, L.E.; LUCCHESI, L.A.C.; MORAES, A.; SCHIMIDT, E.; PERONDI, M.A.; FONSECA, R.A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de enzimas de água residuária da indústria de enzimas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 724-729, 2006.

CEREDA, M.P. **Manejo, uso e tratamento da industrialização da mandioca**. Cargill, 2000.

CHAO, T.T.; HARWARD, M.E. **Nature of Acid Clays and Relationships to Ion Activities and Ion Ratios in Equilibrium Solutions**. Soil Science. Wisconsin, USA. v: 93, p. 246-253, 1962.

CHAN, K.Y.; BOWMAN, A.; OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in a oxic paleustalf under different pasture leys. **Soil Science**, v.166, n.1, p.61-67, 2001.

CHRISTENSEN, B.T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. Adv. **Soil Science**, v.20, p.1-90, 1992.

CONSOLMAGNO NETO, D. **Combinação de doses de potássio e magnésio na produção e nutrição mineral do capim-Tanzânia**. (Dissertação de Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2006. 82 p.

CHUBA, C.A.M.; ARGANDONA, E.J.S.; HOMEM, G.R.; TOMMASELLI, M.A.G. Modelo de Viabilização da Produção do Consórcio: Macaúba (*Acrocomia Aculeata*) e Cana-De-Açúcar (*Saccharum Officinarum*). **In:** XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção. ENEGEP, São Carlos, 2010.

COSTA, J.P.V.; BASTOS, A.L.; REIS, L.S.; MARTINS, G.O.; SANTOS, A.F. Difusão de fósforo em solos de Alagoas influenciada por fontes do elemento e pela umidade. **Revista Caatinga**, v. 22, n. 3, p. 229-235, 2009.

COSTA, C.N.; MEURER, E.J.; BISSANI, C.A.; SELBACH, P.A. Contaminantes e poluentes do solo e do ambiente. **In:** Fundamentos de química do solo. 3ed. Porto Alegre: Evangraf, p. 213-250, 2006.

CROUÉA, J.P.; BENEDETTI, M.F.; VIOLLEAU, D.; LEENHEER, J.A. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. **Environmental Science & Technology**, Washington, v.37, n.2, p.328-336, 2003.

CROSS, A.F.; SCHLESINGER, W.H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v.64, p.197-214, 1995.

CUNHA, R.C.A.; COSTA, A.C.S.; MASET FILHO, B.; CASARINI, D.C.P. Effects of irrigation with vinasse and dynamics of its constituents in the soil: I – physical and chemical aspects. **Water Science Technology**, v.19, n.8, p.155-165, 1981.

CURI, N.; KAMPF, N.; MARQUES, J.J. Mineralogia e formas de potássio em solos brasileiros. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T.L. (Eds.). **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Instituto da Potassa e do Fosfato, 2005. v. 1, cap. 4, p. 71-91.

DENAIX, L.; SEMLALI, R. M.; DOUAY, F. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition, **Environmental Pollution**, Amsterdam, v.113, p. 29-38, 2001.

DING, G. et al. Soil organic matter characteristics as affected by tillage management. **Soil. Sci. Am. J.** v. 66, p.421-429, 2002.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária **Hortaliças, Sistemas de produção**, 6. ISSN 1678, versão eletrônica, 2004. Disponível em: http://www.cnph.embrapa.br/sistprod/batatadoce/composicao_uso.htm Acesso em: 05/2013.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Centro Nacional de Pesquisas de **hortaliças**. Anápolis Distrito Federal, 2004. . Disponível <www.cnph.embrapa.br/> Acesso em: 05/12/2010.

ERNANI, P.R.; FIGUEIREDO, O.R.A.; BECEGATO, V.; ALMEIDA, J.A. Decréscimo da retenção de P pelo aumento do pH. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.20,

p.159-162, 1996.

ESPINOSA, R.E.; CABRERA, S. Protein from waste. **Chemtech**, Washington, v. 6, p. 636-642, 1976.

FAQUIN, V. **Nutrição Mineral de Plantas**. Lavras: UFLA / FAEPE. (Especialização“Lato Sensu”) – Universidade Federal de Lavras. 2005.

FAQUIN, V. **Nutrição mineral de plantas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1994. 227p.

FASSBENDER, H.W. **Química de suelos, com ênfasis em suelos de America Latina**. Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, 1984. 398p.

FAVARIN, J.L.; NETO, A.P.; TEZOTTO, T.; MARTINS, P.O.; TEIXEIRA, P.P.C. Correção do magnésio no solo é essencial ao cafeeiro. **Revista visão agrícola**. nº12, 2013.

FELLER, C. The concept of soil humus in the past three centuries. *Advances in GeoEcology*, v.29, p.15-46, 1997.

FERNANDEZ, R.O.; CERVERA, J.V.G.; VANDERLINDEN, K.; BOJOLLO, R.C.; FERNÁNDEZ, P.G. Temporal and spatial monitoring of the pH and heavy metals in a soil polluted by mine spill. Post cleaning effects. **Water Air Soil Pollution**, Amsterdam, v.178, p.229–243, 2007.

FERNANDES, E.C.; MOTAVALLI, P.P.; CASTILLA, C.; MUKURUMBIRA, L. **Management control of soil organic matter dynamics in tropical land-use systems**. *Geoderma*, Tucson, v. 79, n. 1, p. 49-67, 1997.

FERREIRA, N.R. **Eficiência Agronômica de Fertilizantes Organominerais Sólidos e Fluidos em Relação à Disponibilidade de Fósforo**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Estadual Paulista. Botucatu, São Paulo, 2014.

FERREIRA, R.P.; MOREIRA, A.; RASSINI, J.B. **Toxidez de alumínio em culturas anuais**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2006. 35 p.

FIGUEIREDO, O.A.R.; ALMEIDA, J.A. Quantificação das formas trocáveis e não trocáveis de alumínio em solos ácidos do estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, SP. v: 15, p. 151-156, 1991.

FIORETTO, R.A. Manipueira na fertirrigação: efeito sobre germinação e produção de algodão e milho. **Semina**, Londrina, v. 8, p. 1-38, 1983.

FONTES, M.P.F.; WEED, S.B. Phosphate adsorption y clays from Brazilian Oxisoils: relationships whit specific surface area and mineralogy. **Geoderma**, v.72, p.377-51, 1996.

FOY, C.D. Soil chemical factors limiting plant root growth. In: HATFIELD, J.L.; STEWART, B.A. **Limitations to plant root growth**. New York: Springer-Verlag, 1992.

p.97-149.

FOY, C.D. Effects of aluminum on plant growth. In: CARSON, E. W. (Ed.). **The plant root and its environment**. Charlottesville: University Press of Virginia, 1974. p. 601-642.

GARCIA-MINA, J.M. Stability, solubility and maximum metal binding capacity in metal-humic complexes involving humic substances extracted from peat and organic compost. **Organic Geochemistry**, v.37, n.12, p. 1960-1972, 2006.

GATIBONI, L.C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. (Tese Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2003. 231p.

GLATZELA, S.; KALBITZ, K.; DALVAC, M.; MOOREC, T. Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. **Geoderma**, v.113, p.397-411, 2003.

GLÓRIA, N.A. Utilização racional dos resíduos da agroindústria sucroalcooleira e seus efeitos na produtividade da cana-de-açúcar. In: SEMINÁRIO SOBRE TECNOLOGIAS DE MANEJO DE SOLOS E ADUBAÇÃO DA CANA-DE-ÇUCAR, 1, 1994, Ribeirão Preto. **Anais...** Ribeirão Preto: IDEA (Instituto de Desenvolvimento Agroindustrial), p. 53-73, 1994.

GONÇALVES, J.L.M.; NOVAIS, R.F.; BARROS, N.F.; NEVES, J.C.L.; RIBEIRO, A.C. Cinética de transformação de fósforo-lábil em não-lábil, em solos de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 13, p. 13-24, 1989.

GREENLAND, D.J.; WILD, A.; ADAMS, D. **Organic matter dynamics in soils of the tropics – from myth to complex reality**. In: LAL, R.; SANCHEZ, P.A. (Eds.) Myths and science of soils of the tropics. SSSA Special Publication n.29. Wisconsin: Copyright, p.17-33, 1992.

GUERRA, M.A.S.L. **Avaliação de indicadores biológicos e físico-químicos no composto orgânico produzido a partir de resíduos da indústria de celulose**. (Dissertação Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2007, 70 p.

HACKENHAAR, C.; SIQUEIRA, F.T.; SIQUEIRA, G.B.; HACKENHAAR, N.M.; SANTOS, W.F.; PELUZIO, J.M. **Resíduo do biocombustível de Batata- doce (ipomoea batatas (lam.)) como fonte de adubo orgânico na formação de pastagem**. (Dissertação Mestrado) - Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2012.

HARGROVE, W.L.; THOMAS, G.W. Extraction of aluminum from aluminum-organic matter in relation to titratable acidity. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 48:1458-1460. 1984.

HAVLIN, J.; BEATON, J.D.; TISDALE, S.L.; NELSON, W.L. **Soil fertility and fertilizers: an introduction nutrient management**. Upper Saddle River: Prentice Hall. 1999. 499 p.

HARGROVE, W.L.; THOMAS, G.W. Extraction of aluminum from aluminum-organic matter in relation to titratable acidity. **Soil Science Society of America Journal**, Madison,

v.48, p.1458-1460, 1984.

HINSINGER, P. Biology availability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: A review. **Plant and Soil**, v. 237, p. 173-195, 2001.

HUE, N.V.; GRADDOCK, G.R.; ADAMS, F. **Effect of Organic Acids on Aluminum Toxicity in Subsoils**. Soil Science Society of America Journal. Wisconsin, USA, v: 50, p.28-34, 1986.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de biomas do Brasil**. 2004. Disponível em: <<http://saladeimprensa.ibge.gov.br>>. Acesso em: 19. Set. 2013.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA (IEA). **Geração de Bioenergia de Biomassa da Cana-de-açúcar nas Usinas Signatárias ao Protocolo Agroambiental Paulista, Safra 2015/2016**. 2017. Disponível em: <http://www.iea.sp.gov.br/OUT/verTexto.php?codTexto=14278>. Acesso em: 01. Jun. 2017

ISMAIL, I.; BLEVINS, R.L.; FRYE, W.W. Long-term no-tillage effects on soil properties and continuous corn yield. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 58, p. 193-198, 1994.

JANSEN, S.; SMETS, E.; HARIDASAN, M. Aluminum accumulation in flowering plants. In: BLUMEL, D.D.; RAPPAPORT, A. (Ed). **Mc-Graw Hill Yearbook of Science and Technology**. New York: McGraw-Hill, 2003. p. 11-13.

JENDIROBA, E. Questões ambientais no manejo da agroindústria canavieira. In: SEGATO, S.V.; PINTO, A.S.; JENDIROBA, E.; NÓBREGA, J.C.M. **Atualização em produção de cana de açúcar**. Piracicaba: CP 2, 2006.

KAMINSKI, J. Acidez do solo e a fisiologia das plantas. In: KAMINSKI, J.; VOLKWEISS, J.; BECKER, F.C. **Seminário sobre corretivos da acidez do solo**, 2., Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 1989. p.39-61.

KER, J.C.; FONTES, M.P.F.; SOUZA, A.R.; RESENDE, M. Adsorção de fósforo em alguns solos latossólicos: relação entre mineralogia e efeito da calagem. **Revista Ceres**, Viçosa, v.43, n.246, p.216-226, 1996.

KONONOVA, M.M. Current problems in the study of organic matter accumulation in soils under anaerobiosis. *Soil Science*, v.137, p.419-427, 1984.

LAIR, G.J.; GERZABEK, M.H.; HABERHAUER, G. Sorption of heavy metals on organic and inorganic soil constituents. **Environmental Chemistry Letters**, v.5, n.1, p.23-27, 2007.

LANA, R.M.Q.; ZANÃO JUNIOR, L.A.; LUZ, J.M.Q.; SILVA, J.C. Produção da alface em função do uso de diferentes fontes de fósforo em solo de cerrado. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 525-528, 2004.

- LAUFENBERG, G.; KUNZ, B.; NYSTROEM, M. Transformation of vegetable waste into value added products: (a) the upgrading concept; (b) practical implementations. **Bioresource Technology**, v. 87, p. 167-198, 2003.
- LYRA, M.R.C.C.; ROLIM, M.M.; SILVA, J.A.A. Toposequência de solos fertirrigados com vinhaça: contribuição para a qualidade das águas do lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.7, n.3, p.525-532, 2003.
- LÓPEZ-BUCIO, J.L.; M. de la VEJA, O.M. de la; GUEVARA-GARCÍA, A.; HERRERA-ESTRELLA L. Enhance phosphorus uptake in transgenic tobacco plants that overproduce citrate. **Natural Biotechnology**, v. 18, p. 450-453, 2000.
- LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. **Interpretação de análise de solo: conceitos e aplicações**. ANDA - Associação Nacional para Difusão de Adubos, 2004. (Boletim Técnico, 2). Disponível em: <http://www.anda.org.br/multimedia/boletim_02.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2015.
- LOPES, A.S.; GUILHERME, L.R.G. **Solos sob Cerrado: manejo da fertilidade para a produção agropecuária**. 2. ed. São Paulo: Associação Nacional para Difusão de Adubos e Corretivos Agrícolas, 1994. 64 p.
- LOPES, A.S. **Solos sob “cerrado”**. Piracicaba: Instituto da Potassa e Fosfato (EUA) e Instituto Internacional da Potassa (Suíça), 1983. 161p.
- MACHADO, V.J.; SOUZA, C.H.E. **Disponibilidade de Fósforo em Solos com Diferentes Texturas após Aplicação de Doses Crescentes de Fosfato Monoamônico de Liberação Lenta**. Uberlândia, v. 28, supplement 1, p. 1-7, 2012.
- MADARI, B.E.; CUNHA, T.J.F.; NOVOTNY, E.H.; MILORI, D.M.B.P.; MARTIN NETO, L.; BENITES, V.M.; COELHO, M.R.; SANTOS, G.A. Matéria orgânica dos solos antrópicos da Amazônia (terra preta de índio): suas características e papel na sustentabilidade da fertilidade do solo. In: TEIXEIRA, W.G.; KERN, D.C.; MADARI, B.E.; LIMA, E.N.; WOODS, W.I. **As terras pretas de índio da Amazônia: sua caracterização e uso deste conhecimento na criação de novas áreas**. Manaus: Embrapa Amazônia Ocidental, 2009. p. 172-188.
- MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638p.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.
- MALAVOLTA, E. **Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados: mitos, mistificação e fatos**. Piracicaba: ProduQuímica, 1994.
- MALAVOLTA, E. Fertilidade dos solos da Amazônia. In: VIEIRA, L.S.; SANTOS, P.C.T.C. dos. **Amazônia seus solos e outros recursos naturais**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1987.

416 p.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1980. 251p.

MARCOLAN, A.L. **Suprimento e absorção de fósforo em solos submetidos a diferentes sistemas de preparo**. (Tese de Doutorado). Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. 2006. 124p.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. San Diego: Academic Press, 2002. 889p.

MARSON, A.C.; SILQUEIRA, F.T.; SIQUEIRA, G.B. **Utilização do resíduo da Batata-doce (ipomoea batatas (lam.)) comofonte de adubação orgânica em brachiaria brizantha cv marandú**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2012.

MARTINS, E.S. et. al. Agrominerais: rochas silicatadas como fontes minerais alternativas de potássio para a agricultura. In:_. **Rochas e minerais industriais**. 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM, 2008. p.205-223.

MATIELLO, J.B.; JAPIASSÚ, L.B. **Deficiência e Desequilíbrio de Magnésio no Solo e em Cafeeiros**. Fundação Prócafé. Folha técnica 018. 2004.

MATOS, A. T. **Tratamento e Aproveitamento Agrícola de Resíduos Sólidos**. Viçosa, Minas Gerais: Ed. UFV, 2014.

MELO, V.F.; CASTILHOS, R.M.V.; PINTO, L.F.S. **Reserva mineral do solo**. In: MELO, V.F.; ALLEONI, L.R.F. (Ed.). Química e mineralogia do solo: conceitos básicos. Viçosa, MG: SBCS, 2009. v. 1, p. 251-332.

MELO, R.F.; FERREIRA, P.A.; RUIZ, H.A.; MATOS, A.T.; OLIVEIRA, L.B. Alterações físicas e químicas em três solos tratados com água residuária de mandioca. **Irriga**, Botucatu, v. 10, n. 4, p.103-109, 2005.

MELO, F.A.F. **Seminário sobre Corretivos Agrícolas: Origem, natureza e componentes da Acidez do Solo: Critérios para Calagem**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba – São Paulo. cap. II p. 67, 1985.

MEHADI, A.A.; TAYLOR, R.W. Phosphate adsorption by two highly-weathered soils. **Soil Science Society America Journal**, Madison, v.52, p.627-632, 1998.

MENEZES, T.J.B.de. **Etanol, o combustível do Brasil**. Editora Agronômica Ceres Ltda. São Paulo – 1980. p 14, 37.

MENGEL, K.; KIRKBY, E.A. **Principles of plant nutrition**. London: Kluwer Academic, 2001. 849 p.

- MCLEAN, E.D.; WATSON, M.E. **Soil measurement of plant available potassium**. In: MUNSON, R.D., ed. Potassium in agriculture. Madison, American Society of Agronomy, 1985. p.277-308.
- MIELNICZUK, J. Manejo conservacionista da adubação potássica. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T.L. (Eds.). **Potássio na agricultura brasileira**. Piracicaba: Instituto da Potassa e do Fosfato, v. 1, cap. 7, p.165-178, 2005.
- MONTEIRO, F.A. **Níveis de cálcio e de magnésio em soja-perene Tinaroo**. (Tese Livre-Docência) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. 1993. 119p.
- MORO, C.C.; RODRIGUES, J.A.; DA SILVA, M.C.; LIMA, E.P.; DE MACEDO, M.F. **Utilização da vinhaça como fertilizante no cultivo da cana-de-açúcar**. (Especialização "Lato Sensu") - Centro Universitário de Lins-Unilins, Lins-SP. 2011.
- NAKOS, G. Phosphorus adsorption by forest soils. **Communications Soil Science Plant Analysis**, v.18, n.3, p.279-286, 1987.
- NACHTIGALL, G.R.; VAHL, L.C. Capacidade de suprimento de potássio dos solos da região do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 15:37-42, 1991.
- NACHTIGALL, G.R.; VAHL, L.C. Dinâmica de liberação de potássio dos solos da região sul do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 15, p. 43-47, 1991b.
- NACHTIGALL, G.R.; RAIJ, B.van. **Análise e interpretação de potássio no solo**. In: YAMADA, T.; ROBERTS, T.L., eds. Potássio na agricultura brasileira. Piracicaba, Associação Brasileira para a Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 2005. p. 93-118.
- NEVES, M.C.P.; LIMA, I.T.; DOBEREINER, J. Efeito da vinhaça sobre a microflora do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. 1983. 7:131-136.
- NOGUEIRA, N.O.; TOMAZ, M.A.; ANDRADE, F.V.; REIS, E.F.; BRINATE, S.V.B. Influencia da aplicação de dois resíduos industriais nas propriedades químicas de dois solos cultivados com café arábica. **Revista Ciência Agrotecnologia**, v. 43, n. 1, p. 11-21, 2012.
- NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. 1017p.
- OADES, J.M. **The retention of organic matter in soils**. Biogeochemistry, v.5, p.35-70, 1988.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R.; ABREU JUNIOR, C.H. Alterações em atributos químicos de um Latossolo pela aplicação de composto de lixo urbano. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 4, p. 529-538, 2002.

OLIVEIRA, A.P.; FREITAS NETO, P.A.; SANTOS, E.S. Produtividade do inhame em função de fertilização orgânica e mineral e de épocas de colheita. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 19, n. 2, p. 144-147, 2001.

OLSEN, H.S. **Potato processing in a multipurpose production plant**. 2005. Disponível em: <http://www.novozynes.com/library/Publication/Biotimes>. Acesso em fevereiro de 2011.

OMS. Organização Mundial da Saúde. **A safer future: global public health security in the 21st century, 2007**. Disponível em: <http://www.who.int/whr/2007/en/index.html>. Acesso em 17 de fev. 2016.

OSAKI, F. **Calagem e adubação**. 2. ed. Campinas: Instituto Brasileiro de Ensino Agrícola, 1991.

PAGNANELLI, F.; ESPOSITO, A.; L. TORO, L.; VEGLIO, F. Metal speciation and pH effect on Pb, Cu, Zn and Cd biosorption onto *Sphaerotilus natans*: Langmuir-type empirical model. **Water Research**, Amsterdam, v. 37, p. 627-633, 2003.

PANDEY, A.; SOCCOL, C.R.; NIGAM, P; BRAND, D.; MOHAN, R.; ROUSSOS, S. Biotechnological potential of coffee pulp and coffee husk for bioprocesses. **Biochemical Engineering Journal** 6(2), 2000. 153-162.

PARENTE, P.P. **Características nutricionais e utilização do resíduo de batata-doce em dietas de frangos de crescimento lento**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal do Tocantins, Araguaína. 2010. 58 p.

PARFITT, R.L. **Anion adsorption by soils and soil materials**. Adv. Agron., 30:1-50, 1978.

PELIZER, L.H. Estudo da influência da atividade de água na fermentação em estado sólido de *Bacillus thuringiensis*. (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo. 1997, 104p.

PENTEADO, S.R. **Introdução à agricultura orgânica**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2003.

PIERZYNSKI, G.M.; McDOWELL, R.W.; SIMS, J.T. Chemistry, cycling, and potential movement of inorganic phosphorus in soils. In: SIMS, J.T. et al. Phosphorus: agriculture and the environment. Madison: **American Society of Agronomy**, p. 53-86. 2005.

PILLON, Y.; FAY, M.F.; HEDRÉN, M.; BATEMAN, R.M.; DEVEY, D.S.; SHIPUNOV, A.B.; BANK, M. van der.; CHASE, M.W. Evolution and temporal diversification of western European polyploid species complexes in *Dactylorhiza* (Orchidaceae). **Taxonomy**, v.56, p.1185-1208, 2007.

POMBO, L.C.A.; KLAMT, E. Adsorção de zinco e cobre de dois solos do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 10, n. 2, p. 191-194, 1986.

POTTKER, D.; BEN, J.R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v.22, p.75-684, 1998.

PRADO, R.M. **Nutrição de plantas**. São Paulo: Editora UNESP, 2008. 408 p.

PRIMAVESI, A. Soil system management in the humid and subhumid tropics. In: **Biological approaches to sustainable soil system**. Taylor e Francis (ed.) CRC Press, 2006. p. 15-26.

PROCHNOW, L.I.; ALCARDE, J.C.; CHIEN, S.H. Eficiência agronômica dos fosfatos totalmente acidulados. In YAMADA, T.; ABDALLA, S.R.S. **Fósforo na agricultura brasileira**. Piracicaba: Potafos, 2004. p. 605-663.

QUEIROZ, F.A. Impactos da sojicultura de exportação sobre a biodiversidade do Cerrado. **Sociedade e Natureza**. Uberlândia, v. 21, n. 2, 2009.

RAIJ, B.van. Indicadores da fertilidade do subsolo. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE FERTILIDADE DO SOLO E NUTRIÇÃO DE PLANTAS. FERTIBIO 2008. **Anais**. Londrina: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Universidade Estadual de Londrina/Iapar, 2008.

RAIJ, B.van.; QUAGGIO, J.A. et al. **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais: Determinação de Alumínio, Cálcio e Magnésio trocáveis em extrato de cloreto de potássio**. Instituto Agrônômico de Campinas. SP. p. 213, 2001.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e manejo de nutrientes**. Piracicaba: IPNI, 2011. 420 p.

RAIJ, B. van. **Fertilidade do solo e adubação**. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato, 343 p., 1991.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. Recomendações de Adubação e Calagem para o Estado de São Paulo. (Boletim Técnico, 100). 2 ed. **rev. ampl.** Campinas, Instituto Agrônômico & Fundação IAC, 1997. 285p.

RAIJ, B. van.; SILVA, N.M.; BATAGLIA, O.C.; et al. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. (Boletim técnico, 100). Campinas: Instituto Agrônômico de Campinas, 1985. 107p.

RAIJ, B. van. **Avaliação da fertilidade do solo**. 2ed. Piracicaba: Instituto da Potassa, 1983, 142p.

RAIJ, B. van. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato, 1981. 142 p.

RAIJ, B. van. SACCHETTO, M.T.D., IGUE, T. **Correlações entre pH e grau de saturação em bases nos solos com horizontes B textural e horizonte B latossólico**. Bragantia, Campinas, v.27, n.17, p.193-200, 1968.

RAINHO, J.C.N.; CHUONG, W.; EPOSITO, E. Fermentação Sólida da Borra de Café para Produção de *Pleurotus ostreatus*. **SINAFERM**, 2003.

RIEUWERTS J.S.; ASHNORE, M.R.; FARAGO, M.E.; THORNTON, I. Te influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. **Science of the total Environment**, v.366, p.64–875, 2006.

REICHENBACH, H.G. van. Factores of mica transformation. In: COLLOQUIUM OF THE INTERNACIONAL POTASH INSTITUTE, 9, 1972, Landshut. **Proceedings...** Bern: International Potash Institute, 1972. p. 33-42.

RESCK, D.V.S.; SILVA, J.E. Efeito de diferentes sistemas de preparo do solo no teor e na matéria orgânica de Latossolo argiloso na região dos cerrados. **Relatório Técnico Anual do CPAC: 1991-1995**, Planaltina, p.124-127, 1997.

ROCHA, A.T.; DUDA, G.P.; NASCIMENTO, C.W.A.; RIBEIRO, M.R. Fracionamento de fósforo e avaliação de extratores de P-disponível em solos da ilha de Fernando de Noronha. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 178-184, 2005.

RODRIGUES, L.G.S.M.; RODRIGUES, F.M. Composição química-bromatológica do resíduo de biocombustível de batata-doce (*Ipomoea batatas* (LAM)). **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.8, N.14, p.234-245, 2012.

ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA, L.M.; CORRÊA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I.; IBRAIMO, M.M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 28:953-964, 2004.

ROLZ, C.; MENCHÚ, J.F.; CALZADA, F.; LÉON, R.; De e GARCÍA, R. Biotechnology in washed coffee processing. **Process Biochemistry**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 8-10, 1982.

RONQUIM, C.C. **Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais**. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 8). ISSN 1806-3322. Campinas, 2010. 26p.

ROSA, M.F.; SOUZA FILHO, M.S.M.; FIGUEIREDO, M.C.B.; MORAIS, J.P.S.; SANTAELLA, S.T.; LEITÃO, R.C. **Valorização de resíduos da agroindústria**. In: II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA. Foz do Iguaçu, 2011.

ROSOLEM, C.A.; SANTOS, F.P.; FOLONI, J.S.S.; CALONEGO, J.C. **Potássio no solo em consequência da adubação sobre a palha de milho e chuva simulada**. *Pesq. Agropec. Bras.*, 41:1033-1040, 2006.

SALEMI, L.F. **O uso de fósforo na adubação de solos tropicais**. 2009. Disponível em: <http://www.webartigos.com/artigos/o-uso-de-fosforo-na-adubacao-de-solos-tropicais/29072/#ixzz4PPqF3J1K>. Acessado em 10/11/2016.

SAMPLE, E.C.; SOPER, R.J.; RACZ, G.J. Reactions of phosphate in soils. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. **The role of phosphorus in agriculture**. Madison: American Society of Agronomy, 1980. chap. 11, p. 263-310.

SANCHEZ, P.A. Soil fertility and hunger in Africa. **Science**, Washington, v. 295, p. 2019-2020, 2002.

SANCHES, E.N. **Desempenho de um biorreator com levedura imobilizada na fermentação alcoólica contínua de meio melaço-vinhoto**. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1995. 93p.

SANCHEZ, P.A.; UEHARA, G. Management considerations for acid soils with high phosphorus fixation capacity. In: KHASAWNEH, F.E.; SAMPLE, E.C.; KAMPRATH, E.J. **The role of phosphorus in agriculture**. Madison, American Society of Agronomy, 1980. p 471-514.

SANYAL, S.K.; De DATTA, S.K. **Chemistry of phosphorus transformations in soil**. Adv. Soil Sci., 16:1-120, 1991.

SANTOS, F.P.; ARAUJO, V.L.; BRITO, S.S. **Composição bromatológica de resíduo da produção do biocombustível com potencial de utilização na alimentação de ruminantes**. V Seminário de Iniciação Científica da Universidade Federal do Tocantins, 2009.

SANTOS, D.R.; GATIBONI, L.C.; KAMINSKI, J. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.2, p.576-586, 2008.

SANTOS, M.B. **Proposta metodológica para o planejamento do uso agrícola da vinhaça, considerando os seus aspectos ambientais, por meio de sistema de informações geográficas**. (Dissertação de Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo. São Carlos, 2000, 237p.

SILVA, A.L.; SILVA, E.R.; VIEIRA, T.A.; DELGADO, S.S. **Efeitos da vinhaça na nutrição orgânica da batata-doce (ipomoea batatas (lam.))**. III Conferência Internacional de Gestão de Resíduos Sólidos. 2013. Disponível em: <http://gal.eng.br/g/images/easyblog_images/73/EFEITOS-DA-VINHAA-NANUTRIO-ORGNICA-DA-BATATA-DOCE.pdf>. Acesso em: 07/09/2014

SILVA, G.L.; RODRIGUES, M.F.; **Composição química e bromatológica do resíduo de Biocombustível de batata-doce (Ipomoea batatas (LAM))**. In: Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer - Goiânia. V. 8. N 14, 2010, 234p.

SILVA, M.A.; GRIEBELER, N.P.; BORGES, C. Uso de Vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v. 11, n. 1 p. 108-114, 2007.

SILVA, M.Z. **A acidez potencial do solo não é determinada a pH 7,0.** (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2005.

SILVA, J.E.; RESCK, D.V.S. Matéria orgânica do solo. In: VARGAS, M.A.T.; HUNGRIA, M. (Ed.) **Biologia dos solos dos cerrados.** Planaltina: Embrapa-CPAC, 1997. p. 467-524.

SILVA, A.A. **Toxicidade de alumínio em trinta genótipos de Panicum maximum Jacq. cultivados em solução nutritiva.** Piracicaba: ESALQ-USP, 1997. 149 p.

SILVA, E.B.; RESENDE, J.C.F.; CINTRA, W.B.R. Resposta do feijoeiro a doses de fósforo em solo arenoso. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 31, n. 6, p. 973-977, 2001.

SILVEIRA, C.R. **O resíduo da produção de etanol de batata-doce (RBD) como fonte de adubação potássica orgânica.** (Trabalho de Conclusão de Curso) - Universidade Federal do Tocantins. Palmas, 2014.

SILVEIRA, et al. **A cultura da batata-doce como fonte de matéria-prima para produção de etanol.** (Boletim Técnico-UFT). Palmas, Universidade Federal do Tocantins, 2008. 45p.

SILVEIRA, M.A., coord.; **Boletim Técnico** – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, Brasil, 2008.

SIMS, J.T.; CUNNINGHAM, S.D.; SUMNER, M.E. Assessing soil quality for environmental purposes: roles and challenges for soil scientists. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.26, p.20–25, 1997.

SINGH, B.; GOULDING, K.W.T. Changes with time in the potassium content and phyllosilicates in the soil the Broadbalk Continuous wheat experiment at Rothamsted. **European Journal Soil Science**, Oxford, v. 48, p. 651-659, 1997.

SIQUEIRA, F.L.T.; SIQUEIRA, G.B.; BANDEIRA, C.; RODRIGUES, W.B., NEIVA, I. **Identificação do Potencial de Uso e Características Poluentes do Resíduo da Produção de Bioetanol de Batata Doce.** IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. Rio de Janeiro, 2015.

SIQUEIRA, G.B.; TONANI, F.L.; ALVIN, T.C.; MAIRESSE, H.S. Composição química e parâmetros nutricionais do resíduo da batata doce (Ipoema batatas L. (Lam)). VIII Congresso Internacional de Bioenergia. São Paulo, 2013.

SHU, L.; SCHNEIDER, P.; JEGATHEESAN, V.; JOHNSON, J. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. **Bioresource Technology**, Essex, v. 97, p. 2211-2216, 2006.

SOARES, E.M.B.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O.; BETTIOL, W.; BELIZÁRIO, M.H. Frações da matéria orgânica de Latossolo sob influência de doses de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, p.1231-1240, 2008.

SOUSA, D.M.G.; VILELA, L.; REIN, T.A.; LOBATO, E. Eficiência da adubação fosfatada em dois sistemas de cultivo em um Latossolo de Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26. Informação, globalização, uso do solo. **Anais**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Rio de Janeiro, 1997.

SOUSA, S.A. Vinhaça: O avanço das tecnologias de uso in: **A energia da cana-de-açúcar**. Doze estudos sobre a agroindústria da cana-de-açúcar no Brasil e a sua sustentabilidade. Organizador: MACEDO, I.C. São Paulo, 2005.

SOUSA, D.M.G.; MIRANDA, L.N.; LOBATO, E.; KLIEMANN, H.J. Avaliação de métodos para determinar as necessidades de calcário em solos de Cerrados de Goiás e do Distrito Federal. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.4, n.2, p.144-148, 1980.

SPARKS, D.L. Bioavailability of soil potassium. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 38-53.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. 2ed. New York: Oxford University Press, 2008. 342p.

SPOSITO, G. Soil organic matter. In: **The Chemistry Of Soils**. New York, Oxford University Press, p. 42-61. 1989.

STANGARLIN, J.R. SCHWAN-ESTRADA, K.R.F.; CRUZ, M.E.S.; NOZAKI, M.H. Plantas medicinais e o controle alternativo de fitopatógenos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**, Brasília, n. 11, p. 16-21, 1999.

STEVENSON, F.J.; **Humus Chemistry: genesis, composition, reactions**. John Wiley & Sons, Inc.; New York, 1994.

STRAATEN, P.V. Farming with rocks and minerals: challenges and opportunities. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 78, n. 4, p. 731-747, 2006.

TAMANINI, C.R. **Recuperação de Áreas Degradadas com a Utilização de Biossólido e Gramínea Forrageira**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2004, 196 p.

TAVARES, I.B. **Desenvolvimento de cultivares de batata-doce e técnicas de bioprocessos visando à implantação de mini-usinas de álcool combustível com alternativa para pequenas e médias propriedades DNA Região Norte**. (Trabalho de conclusão de curso) – Universidade Federal do Tocantins - Palmas, 2006, 42p.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C. Escolha do corretivo da acidez do solo. In: KAMINSKI, J. **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: SBCS - Núcleo Regional Sul, 2000. p.95-113.

TEIXEIRA, K.R.G.; GONÇALVES FILHO, L.R.G.; CARVALHO, E.M.S.; ARAÚJO, A.S.F.; SANTOS, V.B. Efeito da adição de lodo de curtume na fertilidade do solo, nodulação e rendimento de matéria seca do caupi. **Ciências Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 6, p. 1071-

1076, 2006.

THEODORO, S.H.; LEONARDOS, O.H.; ALMEIDA, E. Mecanismos para disponibilização de nutrientes minerais a partir de processos biológicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ROCHAGEM, 1., 2010, Brasília. **Anais...** Planaltina: EMBRAPA Cerrados, 2010. p. 173-181.

TIESSEN, H.; STEWART, J.; COLE, C. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 48, n. 4, p. 853-858, 1984.

UNICA - União da Indústria de Cana de açúcar. **Conquistas do setor sucroenergético na matriz energética brasileira**. 2012. Disponível em: <http://www.unica.com.br/faq/>. Acesso em: 10/06/2013.

VALLADARES, G.S.; PEREIRA, M.G.; DOS ANJOS, L.H.C. **Adsorção de fósforo em solos de argila de baixa atividade**. Bragantina, 62:111-118, 2003

VAN DER EIJK, D.; JANSSEN, B.H.; OENEMA, O. Initial and residual effects of fertilizer phosphorus on soil phosphorus fixing soils – A case study in south-west Kenya. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 116, p. 104-120, 2006.

VAN HEES, P.A.W.; LUNDSTRÖM, U.S.; GIESLER, R. Low molecular weight acids and their Al complexes in soil solution – composition, distribution and seasonal variation in three podzolized soils. **Geoderma**, Amsterdam, v. 94, p. 173-200, 2000.

VANCE G.F.; PIERZYNSKI G. M. Bioavailability and fate of trace elements in longterm residual amended soil studies. In: ISKANDAR, I. K.; KIRKHAM, M. B.(ed.) **Trace Elements in Soil: bioavailability, flux transfer**. London: Lewis Publishers, 2001. p. 13-19.

VERAS, C.M.A. **Áreas com potenciais para regeneração de atributos do solo no Norte Maranhense**. (Tese Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2015. 62 p.

VIANA, E.M. **Interação de nitrogênio e potássio na nutrição, no teor de clorofila e na atividade da redutase do nitrato em plantas de trigo**. (Dissertação de Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2007.

VIANA, L.G.; CRUZ, P.S. **Reaproveitamento de resíduos agroindustriais**. IV Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Cruz das Almas, Bahia, 2016.

WADT, L.C. **Cultivo de Pleurotus ssp em vinhaça visando a produção de biomassa e exopolissacarídeos**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

WALKER, D.J.; CLEMENTE, R.; BERNAL, M.P. Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste, **Chemosphere**, Amsterdam, v.57, p.215–224. 2004.

WALKER, T.W.; SYERS, J.K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, v.15, p.01-19, 1976.

WATANABE, R.T.; FIORETTO, R.A.; FONSECA, I.B.; SEIFERT, A.L.; SANTIAGO, D.C.; CRESTE, J.E.; HARADA, A.; CUCOLOTTI, M. Produtividade da cultura de soja em função da densidade populacional e da porcentagem de cátions (Ca, Mg e K) no complexo sortivo do solo. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 26, n. 4, p. 477-484, 2005.

WERLE, R.; GARCIA, R.A.; ROSOLEM, C.A. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 32, p. 2297-2305, 2008.

WIENDL, T.A. **Magnésio no Solo e nas Plantas**. Palestra. Sociedade Brasileira de Potassa e Adubos Ltda - Potabrazil, São Paulo, SP. 2006.

CAPITULO 2 - POTENCIAL DO RESÍDUO DA PRODUÇÃO DE ETANOL DE BATATA-DOCE COMO CONDICIONANTE DA FERTILIDADE DO SOLO DO CERRADO

RESUMO

A produção de etanol de batata-doce gera grande quantidade de resíduo. Neste sentido, este trabalho objetivou-se avaliar o potencial do resíduo da produção de etanol da batata-doce como condicionante da fertilidade do solo de cerrado. O experimento foi conduzido em condições de campo, área do experimento foi de 600 m², após o preparo convencional do solo, foi feito o plantio da cultivar de batata-doce (Bárbara). O delineamento experimental foi o de blocos casualizados em esquema de parcelas sub-subdivididas com quatro repetições. Utilizou-se o resíduo de batata-doce em substituição ao adubo mineral, tendo o K⁺ como referência. A adubação mineral foi de 90 kg de K₂O/ha⁻¹, utilizando o KCL como fonte de potássio. As dosagens de substituições da adubação mineral pela orgânica foram: 100% adubo mineral, 25% adubo orgânico, 50% adubo orgânico, 75% de adubo orgânico e 100% de adubo orgânico. As amostras de solos, para avaliação de época, foram coletadas em dois períodos. A primeira coleta foi durante o cultivo e a segunda após colheita da batata-doce. As amostras foram retiradas em profundidade de 20 e 40 cm para avaliação de profundidade. Os resultados mostraram que a adubação orgânica apresentou poucas vantagens em relação a não adubação quanto aos fatores condicionantes do solo, necessitando de um maior tempo de uso do solo para avaliar o efeito da adubação orgânica. O resíduo da produção de etanol de batata-doce como fonte de adubação orgânica é uma alternativa complementar na melhoria da fertilidade dos solos.

Palavras-chave: adubação orgânica, adubo complementar, fertilidade do solo

POTENTIAL OF THE RESIDUE FROM ETHANOL PRODUCTION OF SWEET POTATOES AS CONDITIONING OF FERTILITY OF CERRADO SOIL

ABSTRACT

The production of ethanol from sweet potatoes generates a large amount of residue. In this sense, this work aimed to evaluate the potential of the residue of ethanol production of sweet potato as a conditioner of the fertility of the cerrado soil. The experiment was conducted under field conditions, area of the experiment was 600 m², after the conventional soil preparation, the cultivation of sweet potato (Bárbara) was planted. The experimental design was a randomized complete block design with sub-subdivided plots with four replications. The sweet potato residue was used instead of the mineral fertilizer, with K⁺ as reference. The mineral fertilization was 90 kg of K₂O/ha⁻, using KCL as a source of potassium. The dosages of substitutions of the mineral fertilization by organic were: 100% mineral fertilizer, 25% organic fertilizer, 50% organic fertilizer, 75% organic fertilizer and 100% organic fertilizer. Soil samples, for period evaluation, were collected in two periods. The first collection was during the cultivation and the second harvest after the sweet potato. The samples were taken in depth of 20 and 40 cm for depth evaluation. The results showed that organic fertilization presented few advantages in relation to non-fertilization in relation to the conditioning factors of the soil, necessitating a longer time of use of the soil to evaluate the effect of organic fertilization. The residue of sweet potato ethanol production as a source of organic fertilization is a complementary alternative in improving soil fertility.

Keywords: organic fertilization, complementary fertilizer, soil fertility

1. INTRODUÇÃO

Uma das principais limitações dos solos do cerrado brasileiro é a condição de baixa fertilidade natural. Além dessa deficiência, possui ainda alta saturação por alumínio, alta capacidade de fixação de fósforo, com predomínio de óxidos de ferro e de alumínio e CTC reduzida, de forma que as reservas deste nutriente não sustentam cultivos sucessivos sem adubações (WATANABE et al., 2005).

A busca pela produção de alimentos saudáveis, aliada a preservação ambiental e a sustentabilidade da agricultura tem sugerido a necessidade de formas alternativas de adubação em substituição ao uso abusivo de agroquímicos (STANGARLIN et al., 1999). Enquanto isso, as atividades agroindustriais são responsáveis pela geração de grandes quantidades de resíduos.

Os resíduos provenientes da produção de etanol embora seja considerada uma energia limpa, gera subprodutos altamente poluidores caso não seja aplicada medidas de tratamento ou aproveitamento (MENEZES, 1980).

Recentemente, outras fontes de biocombustíveis têm sido incorporadas a matriz energética tais como: batata doce, soja, dendê, sorgo, milho, dentre outras, com isso gerando resíduos de diferentes formas e composição química com potencial organomineral.

O aproveitamento de resíduos agroindustriais advindo do processamento de matérias primas de maior valor agregado tornou-se um gargalo em cadeias pouco produtivas, pois a destinação incorreta desses resíduos representa perda de nutrientes, aumento do potencial poluidor, que se associado à disposição inadequada, causam poluição do solo, dos corpos hídricos e lixiviação de compostos (ROSA et al., 2011). Para Laufenberg, et al., (2003), os resíduos podem conter muitas substâncias de alto valor.

De acordo com Siqueira et al., (2015), a composição química do resíduo da produção de etanol de batata-doce apresenta valores considerados de macronutrientes como nitrogênio, fósforo e principalmente potássio com teor de 4,47% na sua matéria seca, que são aqueles mais exigidos pela maioria dos vegetais, com destaque para as altas concentrações de nitrogênio e potássio, além disso pode contribuir significativamente como fonte de matéria orgânica. Entretanto, o uso descontrolado do resíduo da batata-doce rico em potássio pode resultar em alta concentração deste elemento na solução do solo elevando a saturação do K no

complexo coloidal do solo, causando desequilíbrio iônico.

Diante da necessidade de reduzir os passivos ambientais da produção do etanol da batata-doce, a utilização deste resíduo como adubo orgânico torna-se uma alternativa para melhoria das propriedades de solo, podendo contribuir para alcançar padrões de fertilidade compatíveis com as necessidades das plantas a serem cultivadas. Assim, objetivou-se, com este trabalho avaliar as propriedades químicas do solo: P, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Al³⁺, H⁺ + Al³⁺ e MOS após a utilização do resíduo da produção de etanol de batata-doce.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Estação Experimental da Universidade Federal do Tocantins – Campus de Palmas, na coordenada geográfica: 10°10'40''S e 48°21'43''W, durante o período de maio de 2015 a junho de 2016.

A área experimental não foi calcareada e nem recebeu adubação fosfata no plantio, pois com base na análise inicial do solo não havia necessidade de fazê-las. A análise química de amostras, coletadas em 20 e 40 cm de profundidade, revelou os seguintes valores: 67,00 mg/dm⁻³ e 42,00 mg/dm⁻³ de K⁺; 280,00 e 31,70 mg/dm⁻³ de P; 0,90 e 0,30 g/kg de MOS; 3,40 e 0,90 cmol_c/dm³ de Ca²⁺; 1 e 1 cmol_c/dm³ de Mg²⁺ respectivamente.

Após o preparo convencional do solo, foi feito o plantio da cultivar de batata-doce (Bárbara), produto do melhoramento genético feito por Silveira et al., (2007). O plantio foi feito em leiras de 0,90 x 0,40m de largura e distancia entre leiras, respectivamente, com altura de 0,30m. A área do experimento foi de 30 x 20m, totalizando 600m².

Utilizou-se o resíduo de batata-doce em substituição ao adubo mineral, tendo o K como referência, pois é um dos nutrientes encontrados em maiores concentrações no resíduo e um dos mais exigidos pela cultura de batata-doce.

O resíduo da produção de etanol batata-doce (RBD) foi obtido da Mini Usina de Etanol de Batata Doce instalada na Universidade do Tocantins em Palmas – TO. A análise do resíduo da batata-doce (RBD) revelou a seguinte composição química: 2,23% de teor de matéria seca (MS) e 4,47% de teor de potássio na matéria seca (MS). A partir destes dados foram calculadas as doses de adubação química e orgânica utilizadas. As doses aplicadas por linhas foram: 0% = 122 g de KCL, 25% = 92 g de KCL e 19 L de RBD, 50% = 61 g de KCL

e 37 L de RBD, 75% = 31 g de KCL e 55 L de RBD e 100% = 73 L de RBD.

A adubação de potássio química e orgânica foi parcelada em duas vezes, uma aos 40 dias e outra aos 55 dias após o plantio. Aos 40 dias após o plantio também foi feita adubação nitrogenada, utilizando 60 kg de N/ha⁻¹, sendo a ureia a fonte de nitrogênio utilizada.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados em esquema de parcelas sub-subdivididas (época, níveis de adubação orgânica e profundidade de amostragem do solo) com quatro repetições. As amostras de solos, para avaliação de época, foram coletadas em dois períodos. A primeira coleta foi durante o cultivo da batata-doce (DC), 80 dias após o plantio e a segunda, 15 dias após colheita da batata-doce (AC). A adubação mineral obedeceu à dosagem de 90 kg de K₂O/ha⁻¹, sendo utilizado como fonte de potássio mineral o KCL e a partir desta dosagem foram feitas substituições da adubação mineral pela orgânica (0, 25, 50, 75 e 100%), identificados como: 0% = 100% adubo mineral, 25% = 25% adubo orgânico, 50% = 50% adubo orgânico, 75% = 75% de adubo orgânico e 100% = 100% de adubo orgânico, respectivamente. Para avaliação dos parâmetros do solo em profundidade, foram retiradas amostras compostas com profundidade de 20 e 40 cm, com o auxílio de trado holandês. Cada parcela experimental ocupou uma área de 5,4 x 2,7 m (14,58 m²) composta de quatro linhas de plantio. As amostras de solo foram analisadas conforme metodologia proposta pela EMBRAPA (1997) e Mendonça & Matos, (2005), no Laboratório de Solos do Complexo de Ciências Agrárias da Universidade Estadual do Tocantins em Palmas - TO.

A normalidade dos dados foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk e posteriormente foram submetidos à análise de variância pelo teste F. Posteriormente as médias dos tratamentos foram comparadas entre si pelo teste Skott-Knott a 5% de significância. Os procedimentos estatísticos foram realizados através do programa estatístico “ASSISTAT” 7.7 conforme Silva & Azevedo, (2016).

Além dos procedimentos estatísticos descritos para o ensaio em parcela sub-subdivididas, buscou-se avaliar também o efeito da adubação 100% orgânica em relação ao solo sem adubação coletado antes do ensaio experimental. Para tanto, procedeu-se a comparação das médias para cada comparação utilizando o teste t de Student unilateral para valores independentes a 5% de significância. Os procedimentos estatísticos destas comparações foram realizados através do programa estatístico BIOESTAT 5.3 conforme

Ayres et al., (2007).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve interação significativa ($p < 0,05$) entre níveis de substituição da adubação mineral pela adubação orgânica e época para os seguintes parâmetros SB, V%, CTC, P, K^+ , Ca^{2+} , Al^{3+} . Conforme os dados da Tabela 1 é possível verificar que a adubação orgânica durante o cultivo manteve ($p > 0,05$) ou aumentou ($p < 0,05$) os teores de P, Al^{3+} e K^+ , respectivamente, no solo quando comparado a adubação mineral exclusiva.

As concentrações de P aos 80 dias do plantio (DC), não diferiu ($p < 0,05$) entre tratamentos. Como não foi feita adubação fosfatada mineral, pois o solo já apresentava inicialmente alta concentração de P (0,90 g/kg), é provável que a demanda da planta neste período tenha sido atendida e não houve a liberação de P do resíduo orgânico até os 80 dias pós plantio, quando foi feita a coleta. Quando se comparou a concentração de P durante o cultivo e após o cultivo verificou-se que nos tratamentos que receberam até 50% de adubação química e 50% de adubação mineral apresentaram menores ($p < 0,05$) concentrações de P aos 80 dias de cultivo e com doses maiores de adubação de adubação orgânica não houve diferença significativa entre épocas, sendo assim é provável o P orgânico passou a ser liberado depois da coleta feita durante o cultivo e se estendeu até após a colheita.

Segundo Troeh & Thompson, (2007), durante as primeiras semanas após a adição de resíduos frescos ao solo, o P disponibilizado é imobilizado por microorganismos ou pode ser fixado aos óxidos de Fe^{+3} e Al^{3+} e voltam a ser disponibilizados dentro de meses ou anos.

Quanto as concentrações de Ca^{2+} , durante o cultivo e pós colheita, verificou-se que após a colheita o Ca^{2+} no solo aumentou ($p < 0,05$) em todos os tratamentos. Houve uma redução ($p < 0,05$) nas concentrações deste nutriente com o aumento da quantidade de resíduo orgânico adicionado, tendo o mesmo comportamento após colheita.

As concentrações médias de P (81,26 mg/dm³) e Ca^{2+} (8,20 cmol/dm³) após a colheita são consideradas alto para solos tropicais. Segundo Rolim Neto et al., (2004), o teor de P é inferior a 0,2 mg/dm³ na maioria dos solos tropicais. Para Ribas, (2010), o teor médio de Ca^{2+} em solos tropicais é menor que 4,0 cmol/dm³.

Magalhães, (2010), avaliou a influencia da vinhaça nos atributos químicos do solo e

observou que houve um acréscimo nos teores de P à medida que aumentaram as doses. Para ele compostos orgânicos com cargas negativas presentes na vinhaça contribuíram previamente para uma neutralização de parte das cargas positivas do solo, potencializando o efeito do P.

Diversos trabalhos têm citado a eficiência dos compostos orgânicos no fornecimento de fósforo ao solo, com relação direta entre a dose e o teor disponibilizado (ALMEIDA, 1991; YAGI et al., 2003; LABOSKI & LAMB, 2003). A utilização de matéria orgânica em solos tropicais é importante no que se refere ao fósforo, pois esses solos geralmente apresentam acentuada deficiência deste nutriente, não sendo raras as citações onde ele aparece como maior limitante da produtividade.

A aplicação de fosfatos junto com substratos orgânicos tem evidenciado o aumento da disponibilidade de P para a planta (BOLAN et al., 1994). Porém, o efeito da adição de resíduos orgânicos sobre a retenção e disponibilidade de fósforo no solo depende da concentração de fósforo do resíduo.

Quanto ao K^+ e o Al^{3+} houve interação ($p < 0,05$), antes e após a colheita. As concentrações de K^+ médias obtidas foram de $65,53 \text{ mg/dm}^3$ durante o cultivo e $75,51 \text{ mg/dm}^3$ após o cultivo. Um dos grandes problemas relacionados ao uso da vinhaça que possui composição semelhante ao RBD é o aumento dos teores de K^+ e o efeito residual deixado no solo após anos de uso. Neste trabalho em apenas um cultivo não se verificou aumento do teor de K^+ no solo com o uso de adubação orgânica, após colheita houve redução de K^+ com o aumento dos níveis de adubação orgânica. Nota-se, porém, que não há um padrão muito definido de comportamento entre tratamentos, isto revela a dificuldade em se trabalhar com resíduo muito líquido, como fonte de adubação orgânica. Pode ocorrer segregação e a composição do material pode variar e assim variar demais a resposta esperada.

Os valores de K^+ nas profundidades 0-20 e 20-40 cm, não houve interação ($p > 0,05$) apresentou valores médios $70,87$ e $70,20 \text{ mg/dm}^3$. Não houve perdas de K^+ por lixiviação, o que pode ser justificado pela CTC dos solos, que varia em função do teor de matéria orgânica, do tipo e da quantidade de argila e do pH do solo, principal componente que determina a maior ou menor relação K^+ trocável/ K^+ da solução (MIELNICZUK, 1982).

As concentrações de Al^{3+} após a colheita sofreu variação aleatória e o pH após a colheita permaneceu ligeiramente básico. Segundo Silva & Ribeiro, (1998), o pH dos solos

tratados com vinhaça aumenta principalmente em áreas cultivadas há mais tempo, podendo alcançar valores superiores a sete. Em trabalho realizado por Brito et al., (2009) que avaliaram o comportamento de diferentes classes de solos antes e após a aplicação de vinhaça, em ambiente sob condições controladas indicaram que a aplicação de vinhaça, além de elevar o pH do solo, também aumentou a concentração de K^+ .

Silva, (2013), avaliou o efeitos da vinhaça na nutrição orgânica da batata-doce, e o seu comportamento no solo antes e depois do plantio. Observou que o potássio apresentou uma redução de $105,69 \text{ mg/dm}^3$, o que pode ser entendido que a cultura absorveu esta quantidade de nutriente, ou este foi lixiviado.

Tabela 1. Valores de P, K^+ , Ca^{2+} e Al^{3+} em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, durante o cultivo (DC) e após a colheita da batata doce (AC)

Médias das interações - época x níveis						
Níveis de adubação orgânica (%)						
Nutrientes	Época	0	25	50	75	100
P (mg/dm^3)	DC	67,03bA	66,99bA	65,98bA	62,12aA	67,16Aa
	AC	93,85aB	95,51aA	93,14aA	57,47aB	66,31aB
K^+ (mg/dm^3)	DC	55,42aB	77,40bA	65,70aA	44,62aB	84,64aA
	AC	72,81aB	112,42aA	87,83aB	50,80aC	53,71aC
Ca^{2+} ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	DC	4,95bA	4,5bB	4,03bB	3,66bB	5,75bB
	AC	10,16aA	8,85aB	8,91aB	6,83aC	6,83aC
Al^{3+} ($\text{cmol}_c/\text{dm}^3$)	DC	0,02aA	0,02aA	0,01bA	0,02aA	0,02aA
	AC	0,02aB	0,01bB	0,03aA	0,01aB	0,02aA

Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas (para cada nutrientes) e minúsculas nas linhas (para cada nutrientes na mesma época), não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de significância. Obs.: CV(%): P - 8,45 para níveis de adubação e 13,31 para épocas; K^+ - 7,32 para níveis de adubação e 9,89 para épocas; Ca^{2+} - 14,5 para níveis de adubação e 15,18 para épocas; Al^{3+} 23,14 para níveis de adubação e 19,94 para épocas.

Os dados da Tabela 2 trazem as interações entre níveis de adubação orgânica e época. Com relação a MOS, só houve acréscimo no teor de matéria orgânica, durante o cultivo, com 100% de adubação orgânica e a partir de 50%, após a colheita ($p < 0,05$). Durante o cultivo e após a colheita os teores de matéria orgânica não diferiram ($p > 0,05$).

A SB, durante o cultivo foi maior ($p < 0,05$) com 100% da adubação orgânica, após o cultivo este comportamento se inverteu sendo maior para o tratamento com 100% de adubação mineral. Comparando-se o efeito entre épocas, nota-se maior ($p < 0,05$) acúmulo de MOS após colheita na maioria dos tratamentos. A CTC teve comportamento semelhante a SB. Após a colheita a adubação orgânica, tendeu a reduzir a SB, V% e CTC, quando se adotou níveis crescentes de adubação orgânica.

Segundo Troeh & Thompson, (2007), a decomposição da matéria orgânica no solo resulta na formação de ácidos orgânicos e com isso pode ocorrer aumento na CTC, mas pode haver redução da soma de bases e do pH, pois as bases geradas podem não ser suficientes para evitar estas reduções.

Neste trabalho, percebe-se uma redução da SB e aumento da CTC, durante o cultivo e após colheita. Porém quando se utilizou 100% de adubação orgânica este efeito se inverteu. É importante lembrar que o resíduo da batata doce utilizado como fonte de adubação orgânica e muito líquido (4% de MS) e sendo assim tende a segregar com facilidade podendo não apresentar composição muito uniforme e causar variação nas respostas.

Ao se comparar o efeito da época, verificou-se que a SB, V% e CTC, foram maiores após a colheita independentemente do nível de inclusão de adubação orgânica e as médias obtidas foram: 5,97 e 10,02 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$, 74,73 e 84,89%, 7,84 e 11,68 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ durante o cultivo e após a colheita respectivamente. Estes dados permitem afirmar que após a colheita o solo tende a aumentar sua fertilidade, independentemente da adubação utilizada e isto pode ser em devido aos restos culturais que ficam após a colheita e que podem melhorar as propriedades químicas do solo. Nestas condições o solo pode ser considerado eutrófico e com CTC média/alta.

Rodolfo Júnior, (2007), notou diminuição na SB com a adição de biofertilizante concluindo que este fato pode ser reflexo de reações de antagonismo entre elementos como: K^+ , Ca^{2+} e Na^+ que possuem incompatibilidade com Mg^{2+} , reduzindo sua disponibilidade no solo.

Tabela 2. Valores de MOS, SB, V% e CTC em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, durante o cultivo (DC) e após a colheita da batata doce (AC)

Média das interações- época x níveis						
Níveis de adubação orgânica (%)						
Parâmetro	Época	0	25	50	75	100
MOS (g/kg)	DC	3,19aB	3,12aB	3,20bB	3,40aB	3,74aA
	AC	2,88aB	2,73aB	3,63aA	3,34aA	3,25bA
SB	DC	6,36bB	5,89bB	5,38bB	4,90bB	7,32aA
	AC	12,11aA	10,80aB	10,84aB	8,49aC	7,89aC
V%	DC	75,04bB	75,17bB	72,11bC	69,92bC	81,14bC
	AC	88,81aA	87,78aA	86,13aA	81,85aB	79,90aB
CTC	DC	8,32bB	7,80bB	7,27bB	6,81bB	9,00aA
	AC	13,65aA	12,31aA	12,54aA	10,23aB	9,70aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas (dentro dos nutrientes) e minúsculas nas linhas (dentro dos nutrientes e época), não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de significância. Obs.: CV(%): MOS – 12,33 para níveis de adubação e 11,54 para épocas; SB - 14,16 para níveis de adubação e 15,10 para épocas; V% - 1,05 para níveis de adubação e 4,85 para épocas; CTC - 13,28 para níveis de adubação e 10,10 para épocas.

A interação entre época e profundidade ($p < 0,05$) ocorreu para os parâmetros de V%, m% e P conforme demonstrado na Tabela 3. Os maiores valores ($p < 0,05$) de saturação de bases ocorreram nas camadas mais superficiais do solo, tanto durante o cultivo como após a colheita e durante o cultivo a V% foi menor ($p < 0,05$) que após a colheita, como já dito anteriormente pode ter sido pelo efeito residual dos restos culturais.

Comportamento inverso foi verificado para a m%, que na camada mais superficial foi menor ($p < 0,05$). Porém, durante o cultivo, nesta profundidade, durante o cultivo, apresentou maior ($p < 0,05$) m% que após a colheita. A redução do teor Al^{3+} e, conseqüentemente, da saturação por alumínio ocorre, principalmente, devido à precipitação do Al^{3+} na forma de $Al(OH)_3$ (KINRAID, 1991; SOUSA, et al., 2007).

Os níveis de P na camada de 20 cm foram maiores ($p < 0,05$) que nos 40 cm, durante o cultivo e após a colheita da batata. Na camada superficial esta concentração também foi maior durante o cultivo e reduziu após a colheita, sendo que na camada mais profunda a concentração de fósforo aumentou após a colheita ($p < 0,05$). Segundo Novais et al., (2007), a retenção do P adicionado ao solo ocorre pela precipitação deste elemento em solução com formas iônicas de Fe^{3+} , Al^{3+} e Ca^{2+} , e de maneira mais significativa pela sua adsorção pelos hidróxidos de Fe^{3+} e de Al^{3+} , presentes em maiores quantidades nos solos tropicais mais

intemperizados.

Tabela 3. Saturação de bases (V%), Saturação de alumínio (m%) e teor de Fósforo (P) em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, durante o cultivo (DC) e após a colheita da batata doce (AC) nas profundidades de 20 e 40 cm

Parâmetro	Época	Profundidade (cm)	
		20	40
V%	DC	79,52 bA	69,78bB
	AC	87,40aA	82,39aB
m%	DC	0,28aB	0,56aA
	AC	0,19bB	0,30aA
P (mg/dm ³)	DC	117,18aA	14,53bB
	AC	106,90bA	55,61aB

Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas (dentro dos nutrientes) e minúsculas nas linhas (dentro dos nutrientes e época), não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de significância. Obs.: CV(%): V% – 1,58 para profundidade e 4,85 para épocas; m% - 23,43 para profundidade e 26,01 para épocas; P - 9,49 para profundidade e 13,31 para épocas.

Quando se avaliou a interação entre níveis de adubação orgânica e profundidade (Tabela 4) verificou-se que para todos os níveis de adubação orgânica a V% foi maior ($p < 0,05$) na camada superior e não diferiu ($p > 0,05$) entre níveis, com média de 83,48% para 20 cm e 76,08% para 40 cm. Com exceção dos níveis de 50 e 75 % de adubação orgânica, que foram menores, os demais níveis foram semelhantes entre si ($p > 0,05$).

A concentração de P na profundidade de 20 cm foi maior ($p < 0,05$) em todos os níveis de adubação orgânica (média de 115,14 mg/dm³), comparado aqueles valores obtidos na profundidade de 40 cm (média de 35,07 mg/dm³). Nos níveis mais altos de adubação orgânica (75 e 100%), na profundidade de 40 cm houve menor ($p < 0,05$) concentração de P em relação aos demais tratamentos.

Tabela 4. Saturação de bases (V%) e teor de Fósforo (P) em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica em substituição a adubação mineral, nas profundidades de 20 e 40 cm

Parâmetro	Níveis adubação	Profundidade (cm)	
	orgânica (%)	20	40
V%	0	82,80aA	81,05aA
	25	84,43aA	78,51aB
	50	83,83aA	74,41bB
	75	82,48aA	69,29bB
	100	83,88aA	77,16aB
P (mg/dm ³)	0	110,08aA	50,80aB
	25	113,71aA	49,33aB
	50	114,30aA	44,82aB
	75	105,25aA	14,34bB
	100	117,40aA	16,06bB

Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas (dentro dos nutrientes) e minúsculas nas linhas (dentro dos nutrientes e época), não diferem entre si pelo teste Scott-Knott a 5% de significância. Obs.: CV(%): V% – 1,58 para profundidade e 1,05 para níveis; P - 9,49 para profundidade e 8,45 para níveis.

Quando se comparou o efeito da adubação orgânica exclusiva e sem adubação, as análises estatísticas dos dados acusaram interação ($p < 0,05$) entre adubação, época e profundidade para os parâmetros químicos do solo. De acordo com os dados da Tabela 5, verifica-se que a acidez potencial ($H^+ + Al^{3+}$) e a saturação por bases (V%) não foram alteradas pelos fatores controlados (adubação, época e profundidade).

A variação média de acidez potencial entre nos solos que receberam adubação orgânica em ambas as profundidades e aquele que não foi adubado foi de 1,74 e 2,11 $cmol_c/dm^3$, respectivamente. Medeiros, (2014), em seu trabalho observou que o valor médio de acidez potencial para os tratamentos adubados com cama de frango foi de 2,20 $cmol_c/dm^3$. Esses resultados foram corroborados pelos estudos realizados por Silva et al., (2008) e Steiner et al., (2011).

A saturação de bases variou entre 69,58 e 83,18% para solos que receberam adubação orgânica exclusiva e solos não adubados. Dematto Junior et al., (2006), avaliou alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira e obteve índice de 84 e 69% de saturação por bases no tratamento com maior dose do composto e na testemunha.

O pH em H₂O, a SB, a CTC e a m% diferiu entre solos recebendo adubação orgânica e sem adubação, nas diferentes épocas e profundidades. A adubação orgânica proporcionou solos ligeiramente mais básicos que aqueles que não receberam adubação com valores médios de pH em H₂O de 6,64 e 6,19 respectivamente.

A soma de bases média dos solos adubados foi de 7,60 cmol_c/dm³ e para os não adubados foi 11,15 cmol_c/dm³, diferindo estatisticamente (p<0,05). Estes resultados diferem daqueles obtidos por Nobile, (2009), que observou que solos não adubados apresentaram menor valor para esta variável comparado com aqueles que receberam adubação com biofertilizante.

Solos que receberam adubação orgânica apresentaram menores (p<0,05) saturação de alumínio (0,39%) em relação àqueles que não receberam (0,60%).

Tabela 5. Valores de pH H₂O, H⁺ + Al³⁺, SB, V%, CTC, m% em solos recebendo adubação 100% orgânica e sem adubação, durante o cultivo (DC) e após a colheita (AC) da batata-doce, nas profundidades de 20 e 40 cm

Parâmetro	Época	Profundidade (cm)	Adubação		CV (%)
			100% orgânica	Sem adubação	
pH H ₂ O	DC	20	6,73A	6,30B	3,77
		40	6,68A	6,08B	5,77
	AC	20	6,66A	6,30B	3,91
		40	6,50A	6,08B	6,08
H ⁺ + Al ³⁺ (cmol _c /dm ³)	DC	20	1,87A	2,12A	29,71
		40	1,49A	2,11A	25,96
	AC	20	1,73A	2,12A	23,35
		40	1,89A	2,11A	17,18
SB	DC	20	8,75B	13,84A	12,62
		40	5,89B	9,15A	29,31
	AC	20	10,06B	13,84A	18,04
		40	5,72B	9,15A	29,31
V%	DC	20	83,63A	86,27A	5,98
		40	34,88A	80,10A	9,50

CTC	AC	20	85,13A	86,27A	4,99
		40	74,68A	80,10A	8,90
	DC	20	10,62B	15,96A	10,35
		40	7,39B	11,26A	21,32
m%	AC	20	11,80B	15,96A	14,32
		40	7,61B	11,26A	20,95
	DC	20	0,25B	0,54A	32,78
		40	0,53B	0,67A	52,11
AC	20	0,22B	0,54A	34,34	
	40	0,59B	0,67A	55,83	

Médias seguidas de mesma letra, na linha, não diferem entre si a 5% de significância pelo teste T.

A concentração de Mg^{2+} no solo não foi significativa ($p>0,05$), para época, níveis de adubação e profundidade entre os tratamentos que receberam doses crescentes de adubação orgânica em substituição da adubação mineral.

A média do teor de Mg^{2+} foi de 1,21 $cmol_c/dm^3$ durante o cultivo e 1,62 $cmol_c/dm^3$ após colheita. Já para níveis de tratamento a media de Mg^{2+} foi de 1,50 $cmol_c/dm^3$ para 0%, 1,43 $cmol_c/dm^3$ para 25%, 1,44 $cmol_c/dm^3$ para 50%, 1,30 $cmol_c/dm^3$ para 75% e 1,40 $cmol_c/dm^3$ para o nível 100% orgânico. 1,75 $cmol_c/dm^3$ na profundidade de 20 cm e 1,08 $cmol_c/dm^3$ na profundidade de 40 cm para todos os tratamentos, não diferindo estatisticamente ($p>0,05$).

Xavier, (2012), avaliou o efeito da vinhaça na composição química de diferentes solos e observou que os teores de Mg^{2+} no Argissolo apresentaram aumentos significativos quando se aplicou a vinhaça. Já para o Latossolo este comportamento não foi observado, e os teores de Mg^{2+} não foram alterados pela vinhaça.

Considerando que as condições do solo sem adubação já eram boas os benefícios proporcionados pela adubação orgânica ficam pouco perceptíveis ou nulos em tão pouco tempo de aplicação. Segundo Barros et al., (2010), mudanças definitivas na CTC do solo ocorre após longos períodos de aplicação de resíduos da produção de etanol, os mesmos observaram alterações na CTC do solo após dez anos da aplicação de vinhaça.

4. CONCLUSÕES

Os teores de Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e P em solos recebendo níveis crescentes de adubação orgânica (resíduo da produção de etanol de batata-doce) em substituição a adubação mineral tenderam a se manter. Já a CTC a SB e MOS aumentou com a substituição total da adubação mineral pela adubação orgânica.

A maioria dos parâmetros avaliados aumentaram ou se mantiveram após a colheita em relação aos valores obtidos durante o cultivo.

A V% e o P foram maiores na profundidade de 20 cm.

A adubação orgânica apresentou poucas vantagens em relação a não adubação quanto aos fatores condicionantes do solo. O efeito da adubação orgânica deve ser avaliado com maior tempo de uso.

O uso do resíduo da produção de etanol de batata-doce como fonte de adubação orgânica pode ser uma alternativa complementar na melhoria da fertilidade dos solos.

5. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, D.L. **Contribuição da adubação orgânica para a fertilidade do solo.** (Tese de Doutorado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Itaguaí, Brasil. 1991, 192p.

AYRES, M.; AYRES Jr, M.; AYRES, D.L.; SANTOS, A.A.S. **Bioestat 5.0 aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas.** Belém: IDSM, 2007, 364p.

BARROS, R.P.; VIÉGAS, P.R.A.; SILVA, T.L.; SOUZA, R.M.; BARBOSA, L.; VIÉGAS, R.A. ; BARRETTO, M.C.V.; MELO, A.S. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. **Pesquisa Agropecuária Tropical.** v.40, p.341-346, 2010.

BOLAN, N.S.; NAIDU, R.; MAHIMAIRAJA, S.; BASKARAN, S. Influence of low-molecular-weight organic acids on the solubilization of phosphates. **Biology and Fertility of Soils.** v.18, p.311-319, 1994.

BRITO, F.L.; ROLIM, M.M.; PEDROSA, E.M.R. Efeito da aplicação de vinhaça nas características químicas de solos da zona da mata de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias.** v.4, p.456-462, 2009.

DAMATTO JUNIOR, E.R.; VILLAS BÔAS, R.L.; LEONEL, S.; FERNANDES, D.M. Alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira. **Rev. Bras. Frutic.** v.28, p.546-549, 2006.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, Brasil. 1997, 212 p.

KINRAID, T.B. Identity of the rhizotoxic aluminum species. **Plant and Soil**. v.134, p.167-178, 1991.

LABOSKI, C.A.M., LAMB, J.A. Changes in soil test phosphorus concentration after application of manure or fertilizer. **Soil Sci. Soc. Am, j**. v.67, p.544-554, 2003.

LAUFENBERG, G.; KUNZ, B.; NYSTROEM, M. Transformation of vegetable waste into value added products: (a) the upgrading concept; (b) practical implementations. **Bioresource Technology**. v.87, p.167-198, 2003.

MAGALHÃES, V.R. **Influências de doses de vinhaça nas características agrônômicas de variedades de cana-de-açúcar, canaplanta e atributos químicos do solo**. (Dissertação Mestrado). Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros, Brasil. 2010, 89p.

MEDEIROS, G.K.C.Q. **Estudo comparativo da influência da adubação química e orgânica nos parâmetros químicos do solo de cultivo das hortaliças jambu (*Acmella oleracea* L.R.K. Jansen) e coentro (*Coriandrum sativum* L)**. (Dissertação de Mestrado) - Universidade do Estado do Pará, Belém, Brasil. 2014, 36p.

MENDONÇA, E.S.; MATOS, E.S. **Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises**. Viçosa, Brasil. 2005, 107 p.

MENEZES, T.J.B. **Etanol o combustível do Brasil**. Ed. Agronômica Ceres. São Paulo, Brasil. 1980, 229 p.

MIELNICKZUK, J. Avaliação da resposta das culturas ao potássio em ensaios de longa duração: Experiências brasileiras. **In: YAMADA, T.; MUZZILLI, O. & USHERWOOD, N.R.**, eds. Potássio na agricultura brasileira. Piracicaba, Instituto da Potassa e Fosfato, p.289-303, 1982.

NOBILE, F.O. **Irrigação com duas qualidades de água e tipos de Fertilizações no solo e em cana-de-açúcar**. (Tese Doutorado) - Universidade Estadual Paulista Júlio De Mesquita Filho, Jaboticabal, Brasil. 2009, 169p.

NOVAIS. R. F.; ALVAREZ, V.H.V.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.; CANTARUTTI, R.B. ; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, Brasil. 2007, 1017p.

RODOLFO JÚNIOR, F. **Biofertilizantes e adubação mineral no maracujazeiro-amarelo e na fertilidade do solo**. (Dissertação de Mestrado) – Universidade Federal da Paraíba, Areia, Brasil. 2007, 83p.

ROLIM NETO, F.C.; SCHAEFER, C.E.G.R.; COSTA L.M.; CORRÊA, M.M.;

FERNANDES FILHO, E. I.; IBRAIMO, M.M. Adsorção de fósforo, superfície específica e atributos mineralógicos em solos desenvolvidos de rochas vulcânicas do Alto Paranaíba (MG). **Revista Brasileira Ciência do Solo**. V.28, p.953-964. 2004.

ROSA, M.F.; SOUZA FILHO, M.S.M.; FIGUEIREDO, M.C.B.; MORAIS, J.P.S.; SANTAELLA, S.T.; LEITÃO, R.C. **Valorização de resíduos da agroindústria**. In: II Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais – II SIGERA. Foz do Iguaçu, PR. Volume I – Palestras. 2011.

SILVA, F.A.S.; AZEVEDO, C.A.V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **Afr. J. Agric. Res.** v. 11(39), p.3733-3740, 2016.

SILVA, A. J. N.; RIBEIRO, M. R. Caracterização de um Latossolo Amarelo sob cultivo contínuo de cana-de-açúcar no Estado de Alagoas: propriedades químicas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.22, n.2, p.291-299, 1998.

SILVA, A.L.; SILVA, E.R.; VIEIRA, T.A.; DELGADO, S. S. **Efeitos da vinhaça na nutrição orgânica da batata doce (ipomoea batatas)**. III Conferência Internacional de Gestão de Resíduos na América Latina. São Paulo. 2013.

SILVA, J.C P.M.; MOTTA, A.C.V.; PAULETTI, V.; FAVARETTO, N.; BARCELLOS, M.; OLIVEIRA, A.S.; VELOSO, M.C.; COSTA e SILVA, L.F. Esterco líquido de bovinos leiteiros combinado com adubação mineral sobre atributos químicos de um latossolo Bruno. **Revista Brasileira de Solos**. V.32, p.2563-2572, 2008.

SILVEIRA, M.A. **A Cultura da batata-doce como fonte de matéria-prima para produção de etanol**. Boletim técnico, Universidade Federal do Tocantins, Palmas, Brasil. 2007. 44p.

SIQUEIRA, F.L.T.; SIQUEIRA, G.B.; BANDEIRA, C.; RODRIGUES, W.B.; NEIVA, I. **Identificação do Potencial de Uso e Características Poluentes do Resíduo da Produção de Bioetanol de Batata Doce**. IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais. Rio de Janeiro-RJ. 2015.

STEINER, F.; COSTA, M.S.S.M.; COSTA, L.A.M.; PIVETTA, L.A.; CASTOLDI, G. Atributos químicos do solo em diferentes sistemas de culturas e fontes de adubação. **Global Science and Technology**. V.04, p.16-28, 2011.

SOUSA, D.M.G.; MIRANDA, L.N.; OLIVEIRA, S.A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R.F. et al. **Fertilidade do solo**. SBCS p.206-266, 2007.

STANGARLIN, J.R.; SCHWAN-ESTRADA, K.R.F.; CRUZ, M.E.S.; NOZAKI, M.H. Plantas medicinais e o controle alternativo de fitopatógenos. **Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento**. V.11, p.16-21, 1999.

TROEH, F.R.; THOMPSON, L.M. **Solos e fertilidade do solo**. 6. ed. São Paulo: Andrei, 2007, 718p.

YAGI, R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C. P.; BARBOSA, J.C. Organic matter fractions and soil fertility under the influence of liming, vermicompost and cattle manure. **Scientia Agricola** v.60, p.549-557, 2003.

XAVIER, T.F. **Vinhaça in natura e biodigerida concentrada: Efeitos nas características químicas e bioquímicas do solo e no crescimento inicial da cana-de-açúcar.** (Tese de Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, Brasil. 2012, 66p.

WATANABE, R.T.; FIORETTO, R.A.; FONSECA, I.B.; SEIFERT, A.L.; SANTIAGO, D.C.; CRESTE, J.E.; HARADA, A.; CUCOLOTTI, M. Produtividade da cultura de soja em função da densidade populacional e da porcentagem de cátions (Ca, Mg e K) no complexo sortivo do solo. **Semina: Ciências Agrárias**. V.26, p.477-484, 2005.