

**AVALIAÇÃO DO TOMATEIRO EM FUNÇÃO DAS ALTERAÇÕES
NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS PROMOVIDAS PELA
INCORPORAÇÃO DE CaCO_3 , COMPOSTO E/OU RESÍDUOS DE
AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) EM UM NEOSSOLO
FLÚVICO**

RONALD ALVAREZ LAZO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Agroecologia.

SÃO LUIS

Maranhão - Brasil

Dezembro - 2005

Universidade Estadual do Maranhão
BIBLIOTECA CENTRAL
Doação

**AVALIAÇÃO DO TOMATEIRO EM FUNÇÃO DAS ALTERAÇÕES
NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS PROMOVIDAS PELA
INCORPORAÇÃO DE CaCO_3 , COMPOSTO E/OU RESÍDUOS DE
AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) EM UM NEOSSOLO
FLÚVICO**

RONALD ALVAREZ LAZO

Engenheiro Agrônomo

Orientador: Prof. Dr. ALTAMIRO SOUZA DE LIMA FERRAZ JUNIOR
Co-Orientadora: Prof.^a. Dr.^a. FRANCISCA HELENA MUNIZ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Agroecologia.

SÃO LUÍS

Maranhão - Brasil

Dezembro – 2005

Alvarez Lazo, Ronald

Avaliação do tomateiro em função das alterações nas propriedades químicas promovidas pela incorporação de CaCO_3 , composto e/ou resíduos de aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms), em um NEOSSOLO FLÚVICO / Ronald Alvarez Lazo, São Luís, 2005.

111 f. .: il.

Dissertação (Mestrado em Agroecologia).
Universidade Estadual do Maranhão, 2005.

1.NEOSSOLO 2. Compostagem 3. Baixada
maranhense I.Titulo

CDU: 631.41:635.64

**AVALIAÇÃO DO TOMATEIRO EM FUNÇÃO DAS ALTERAÇÕES
NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS PROMOVIDAS PELA
INCORPORAÇÃO DE CaCO_3 , COMPOSTO E/OU RESÍDUOS DE
AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) EM UM NEOSSOLO
FLÚVICO**

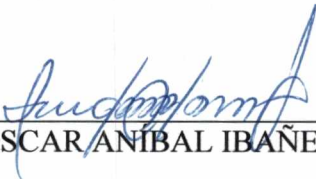
RONALD ALVAREZ LAZO

Aprovada 22/12/2005

Comissão Julgadora:



Prof. Dr. ALTAMIRO SOUZA DE LIMA FERRAZ JUNIOR (UEMA)
Orientador



Prof. Dr. MARIANO OSCAR ANIBAL IBÁÑES ROJAS (CEFET-MA)



Prof. Dr. ALESSANDRO COSTA DA SILVA (UEMA)

AGRADECIMENTOS

Ao Núcleo de Engenharia Rural da UEMA por ter dado condições para que fosse desenvolvido esse trabalho.

À Fundação de Amparo a Pesquisa do Maranhão (FAPEMA), pela concessão da bolsa de estudos durante o curso de mestrado em Agroecologia.

À Maria José Pinheiro Corrêa, minha esposa, pelo amor e apoio incondicional para a realização deste trabalho.

Ao Prof. Dr. Paulo Afonso Bellingieri (UNESP-Jaboticabal), pela colaboração com as análises químicas do tomateiro, indispensáveis para a realização deste trabalho.

Aos professores Dra. Francisca Helena Muniz e Dr. Altamiro Souza de Lima Ferraz Junior, da UEMA, por me orientar neste trabalho com valiosas contribuições.

Aos professores Dr. Alessandro Costa da Silva (UEMA), Dr. Altamiro Souza de Lima Ferraz Junior (UEMA) e Dr. Mariano Oscar Aníbal Ibañez Rojas (CEFET-MA) por terem me dado a honra de tê-los participando da banca examinadora.

Ao Dr. Simon Cheng (Embrapa – Amazônia Oriental) pela doação das sementes de tomateiro C-38-D Novo utilizadas neste trabalho.

Aos técnicos do Laboratório de Solos do Núcleo de Engenharia Rural da UEMA por sempre estarem prestativos e atenciosos.

A Jovenilson Araújo e Maria de Nazaré minha cunhada pelo apoio brindado.

Aos colegas da turma de Agroecologia pela amizade.

A todos os que de uma maneira ou de outra fizeram possível esse trabalho ser realizado.

A DEUS, pois sem ELE, nada acontece.

Dedico este trabalho à memória de meu pai,

PEDRO RAFAEL ÁLVAREZ RODRÍGUEZ

Por tudo que fez por mim.

À minha mãe,

AURA LILA LAZO

Pelo seu amor, compreensão e estar sempre ao meu lado,
onde quer que seja.

MUITO OBRIGADO!

SUMÁRIO

	Página
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO	17
2. REVISÃO DE LITERATURA	20
2.1 Caracterização da planta de aguapé (<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms)	20
2.2 Matéria orgânica	22
2.3 Processo de compostagem	24
2.4 Efeitos da matéria orgânica sobre as propriedades físicas e químicas do solo	33
2.5 Ações do húmus no solo	38
2.6 Calagem	39
2.7 Aspectos nutricionais do tomateiro	48
3 MATERIAL E MÉTODOS	56
3.1 Caracterização da área de estudo	56
3.2 Processo de compostagem do aguapé	56
3.3 Determinação de macro e micronutrientes no resíduo e composto de aguapé	59
3.4 Coleta do solo e caracterização física, química e granulométrica da amostra de solo	59
3.5 Ensaio conduzidos	60
3.5.1 Ensaio I. Curva de incubação do solo com carbonato de cálcio (CaCO ₃)	61

3.5.2 Ensaio II. Calibração das dosagens do resíduo e composto de aguapé	61
3.5.3 Ensaio III. Avaliação da substituição do CaCO_3 por resíduos ou composto de aguapé	62
3.5.4 Ensaio IV. Avaliação da cultura do tomateiro cultivar C-38-D Novo em função da incorporação ao solo de diferentes doses de CaCO_3 , resíduos ou composto de aguapé	62
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	65
4.1 Composição físico-química do composto e do resíduo de aguapé	65
4.2 Ensaio I. Curva de incubação do solo com CaCO_3	67
4.3 Ensaio II. Calibração das dosagens do resíduo e composto de aguapé	67
4.4 Ensaio III. Avaliação da substituição do CaCO_3 por resíduos ou composto de aguapé	71
4.5 Ensaio IV. Avaliação da cultura do tomateiro cultivar C-38-D Novo em função da incorporação ao solo de diferentes doses CaCO_3 , resíduos ou composto de aguapé	74
4.5.1 Avaliações biométricas da planta	74
4.5.1.1 Altura da planta	74
4.5.1.2 Diâmetro do caule	76
4.5.1.3 Peso da matéria seca	77
4.5.1.4 Peso total do fruto (PTF)	78
4.5.1.5 Macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg e S) na folha do tomateiro	79
4.6 Avaliação do solo	82
4.6.1 pH em Cloreto de Cálcio (CaCl_2)	82
4.6.2 Acidez potencial (H + Al)	84
4.6.3 Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe)	84
4.6.4 Capacidade de troca catiônica a pH 7 (CTC pH 7)	85
4.6.5 Porcentagem de saturação por bases (V%)	86

4.6.6 Saturação por alumínio (m%)	88
4.6.7 Matéria orgânica e carbono	89
4.6.8 Macronutrientes e alumínio (Al)	90
5 CONCLUSÕES	94
REFERÊNCIAS	95

LISTA DE FIGURAS

	Página
1. Temperatura da pilha de compostagem durante os 75 dias do processo.....	58
2. Curva ajustada à equação de regressão do pH em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense após 45 dias de incubação com CaCO ₃ p.a.....	67
3. Variação do pH em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação	68
4. Teor de M. O. em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação	69
5. Variação da acidez potencial (H+Al) em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico Gleí da Maranhense após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação	70
6. Teor de M.O. em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. Ensaio II.....	71
7. Variação da acidez potencial (H + Al) em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. Ensaio II	72
8. Variação de pH por efeito da aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense	74
9. Altura da planta (A) em função da incorporação de CaCO ₃ , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinados ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense	75
10. Efeitos da incorporação de CaCO ₃ , compostagem e ou resíduo de aguapé combinados ou não em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense, sobre o diâmetro do caule do tomateiro	76

11. Variação no peso da matéria seca do tomateiro C-38-D Novo em função da incorporação de doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 77
12. Variação do peso total do fruto (PTF) do tomateiro C-38-D Novo em função da incorporação de doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense..... 78
13. Alterações no pH pelo efeito da incorporação de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 83
14. Alterações na acidez potencial (H + Al) após a incorporação de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 84
15. Alterações na CTCe após a incorporação de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 85
16. Alterações na CTC a pH 7 após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 86
17. Alterações na saturação por bases (V%) após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 87
18. Alterações na saturação por alumínio (m%) após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 88
19. Alterações no teor de matéria orgânica (M. O.) após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 89
20. Alterações no teor de Carbono (C) após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense 90

LISTA DE TABELAS

	Página
1. Caracterização física, química e granulométrica da amostra de solo utilizada	60
2. Composição química do resíduo da planta de aguapé (parte aérea + raiz)	66
3. Valores médios da composição física e química do composto de aguapé utilizado	66
4. Teor de macronutrientes determinado na folha do tomateiro C-38-D Novo na época da floração	80
5. Conteúdo de macronutrientes (mg/vaso), determinados em folha de tomateiro C-38-D Novo na época de floração	81
6. Macronutrientes P (mgdm^{-3}), K, Ca, Mg ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) e Al ($\text{mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) determinados no solo ao final do Ensaio IV.....	93

**AVALIAÇÃO DO TOMATEIRO EM FUNÇÃO DAS ALTERAÇÕES
NAS PROPRIEDADES QUÍMICAS PROMOVIDAS PELA
INCORPORAÇÃO DE CaCO_3 , COMPOSTO E/OU RESÍDUOS DE
AGUAPÉ (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) EM UM NEOSSOLO
FLÚVICO**

Autor: RONALD ALVAREZ LAZO

Orientador: Dr. ALTAMIRO S. DE LIMA F. JUNIOR

RESUMO

No município de Igarapé do Meio, a agricultura de subsistência ocorre em pequenas áreas com culturas de milho, arroz, feijão, mandioca e outras. A baixa fertilidade natural da terra e a falta de tecnologias adequadas para a exploração agrícola ocasionam baixa produtividade das culturas. O recuo das águas dos rios e lagos permite o cultivo do arroz de vazante com altos níveis de produtividade em função da fertilização das terras pela cheia dos rios. O baixo preço do arroz no mercado local tem instigado nos produtores a busca por culturas alternativas que apresentem um maior valor de mercado, para aproveitar a alta fertilidade natural das várzeas. A viabilidade do plantio de culturas de maior valor de mercado como as hortaliças, depende da correção dos efeitos deletérios da acidez do solo que podem inibir o crescimento de culturas como o tomateiro. Este trabalho objetivou o aproveitamento da biomassa de aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) que acumula nos campos alagados do município, para utilização na forma de composto ou como resíduo incorporado ao solo na adubação, de forma que possa substituir o calcário na correção da elevada acidez dos solos. Foram conduzidos 4 ensaios em delineamento inteiramente casualizado com 4 repetições (Ensaio I, II e III) e 3 repetições (Ensaio IV). Ensaio I - Curva de incubação

do solo com carbonato de cálcio; Ensaio II - Calibração das dosagem de resíduo e composto de aguapé; Ensaio III - Avaliação da substituição do CaCO_3 por resíduos ou composto de aguapé; Ensaio IV - Avaliação da cultura do tomateiro cultivar C-38-D Novo em função da incorporação ao solo de diferentes doses de CaCO_3 , resíduos ou composto de aguapé. A compostagem de aguapé incrementou os teores de N em 2,67 %; P em 51,5 %; Ca em 2,30 % e o Zn em 5,20 % em relação ao resíduo não compostado; já o K e o Mg diminuíram em 66,3 %, o Fe em 28 %, Na em 10 % e o Mn em 54,02 %. A compostagem de aguapé mostrou teores de N considerados adequados para a planta de tomateiro, estes resultados indicam que o resíduo e o composto de aguapé são materiais eficientes para o fornecimento de nitrogênio. **Ensaio I.** Após 45 dias de incubação, a aplicação de doses crescentes, 0; 2; 4; 8; 12; 16 e 20 tha^{-1} de CaCO_3 produziu incremento linear do pH do solo passando de pH 3,6 no tratamento testemunha para 5,44 na dose 20 tha^{-1} de CaCO_3 . **Ensaio II.** A aplicação de 20 tha^{-1} RA (resíduo de aguapé) produziu aumento do pH semelhante aquele produzido pela dose de 3 tha^{-1} de carbonato de cálcio, elevando o pH até um valor de 4,03. A aplicação de RA nas dose de 20; 30 e 40 tha^{-1} e todas as doses de CA resultaram em redução do teor de M.O. no solo. **Ensaio III.** A dose 3 tha^{-1} de CaCO_3 + 30 tha^{-1} de CA apresentou maior incremento de M.O., em relação à testemunha. Todos os tratamentos promoveram diminuição da acidez potencial (H+Al) sendo diferentes da testemunha. Todos os tratamentos que receberam 9 e 12 t ha^{-1} de CaCO_3 se mostraram superiores à testemunha (CV=11,83%). **Ensaio IV.** Para a variável altura da planta não se encontrou diferença estatística significativa entre as diferentes dosagens do CaCO_3 e as de RA e CA. A saturação por alumínio (m%) exerceu influência negativa no diâmetro das plantas, pois os tratamentos com maiores diâmetros (T14 e T5) apresentaram m% (6,28% e 23,94%) valores considerados baixo e médio, respectivamente. O maior peso de matéria seca da parte aérea da planta (não inclui fruto) e dos frutos foi observado no tratamento T12 que proporcionou melhores condições para o desenvolvimento da planta em relação a outros tratamentos (pH 5,06; m% 0,94 %, H+Al 45 mmoldm^{-3}). Não se encontrou diferença estatística significativa nos teores dos macronutrientes (N, P, K e Mg) nos tratamentos avaliados. O N foi o único nutriente determinado com teor adequado para o tomateiro (> 30 g.kg^{-1}) em todos os tratamentos. Foi encontrada diferença significativa no pH do solo. A incorporação ao solo de compostagem de

aguapé (CA) e resíduo de aguapé (RA) permite diminuir a dose de CaCO_3 em 38% para corrigir o pH do solo de 3,6 para 5,06. Todos os tratamentos produziram diminuição significativa da acidez potencial (H+Al) exceto o tratamento T1 ($20 \text{ t ha}^{-1} \text{ CA} + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{ RA}$). A incorporação ao solo de CaCO_3 , CA ou RA combinadas ou não, alteraram significativamente a CTC_e , mas na CTC a pH 7 não foi observado nenhum incremento. Todos os tratamentos aumentaram a saturação por bases (V%). Os tratamentos produziram diminuição significativa da saturação por alumínio (m%). Os maiores incrementos dos parâmetros, Matéria Orgânica (M.O.) e Carbono (C) se observaram no tratamento T2 ($47,33 \text{ g dm}^{-3} \text{ M.O}$ e $2,74 \% \text{ C}$) que é um resultado previsível pelo fato de que o T2 corresponde a uma dose alta de M.O. ($40 \text{ t ha}^{-1} \text{ RA} + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{ CA}$). Só o macronutriente K foi determinado com teor adequado para a cultura de tomateiro. Todos os tratamentos produziram redução no teor de Al^{3+} mas não diferiram da testemunha. A incorporação ao solo da biomassa de aguapé é uma alternativa viável para diminuir a dose de CaCO_3 para corrigir o pH, (H+Al) e (V%) até valores adequados à maioria das culturas. A incorporação de biomassa de aguapé compostada resulta em maior benefício para o solo que a incorporação do resíduo sem compostar.

Termos de indexação: NEOSSOLO, (*Eicchornia crassipes*), aguapé, Baixada Maranhense, compostagem.

EVALUATION OF TOMATO PLANT IN FUNCTION OF CHEMICAL
PROPERTIES ALTERATIONS PROMOTED BY INCORPORATION
OF CaCO₃, COMPOST AND WATER-HYACINTH (*Eichhornia
crassipes* (Mart.) Solms) WASTES IN ALFISOLS AQUALFS

Author: RONALD ÁLVAREZ LAZO

Adviser: Dr. ALTAMIRO S. DE LIMA F. JUNIOR

ABSTRACT

In Igarapé do Meio town the subsistence agriculture occurs in small areas with cultures of maize, rice, beans, cassava and others. Low natural fertility of the land and the lack of technologies adjusted for the agricultural exploration cause low crop productivity. The waters when recoil from rivers and lakes allows to crop the low land rice with high levels of productivity in function of lands fertilization because of rivers flood. Low price of the rice in the local market has instigated the small farmers the search for alternative cultures that present a bigger value of market, to use the advantage of a high natural fertility of flood plain. The viability of the plantation in cultures with bigger value of market as the vegetables depends on the correction of deleterious effect of the soil acidity that can inhibit the growth of cultures as the tomato plant. This work, aimed the use of water-hyacinth's (*Eicchornia crassipes* (Mart.) Solms) biomass that is accumulated in the flooded fields of town, for use in a compost way or as incorporated to soil waste way for fertilization, in such a way can substitute the calcareous rock in the correction of the raised soil acidity. Four trials in statistical delineation entirely randomized with 4 repetitions (Trials I,II, III) and 4 repetitions (Trial IV) had been led: Trial I - Curve of soil incubation with calcium carbonate; Trial II - Curve of dosage

calibration of residues and water-hyacinth compost. Trial III - Evaluation of the substitution of the CaCO_3 for residues or compost of water-hyacinth. Trial IV - Evaluation of hybrid tomato plant C-38-D Novo in function of CaCO_3 doses combination, residues or water-hyacinth compost. The water-hyacinth compost increase N content 2,67 %; P 51,5 %; Ca 2,30 % and Zn 5,20 % in relation to not composted water-hyacinth wastes; already the K and the Mg had diminished 66,3 %, Fe 28 %; Na 10 % and Mn 54,02 %, the water-hyacinth compost showed adequate considered contents of N for tomato plant, these results indicate that wastes and compost of water-hyacinth are efficient material for nitrogen supply. Trial I: after 45 days of incubation the application of increasing doses, 0; 2; 4; 8;12;16 and 20 tha^{-1} of CaCO_3 produced linear increment of soil pH passing of pH 3,6 in the treatment control for 5,44 in 20 tha^{-1} CaCO_3 dose. Trial II: application of 20 tha^{-1} of water-hyacinth waste produced pH increase similar that one produced by 3 tha^{-1} of calcium carbonate dose, increasing soil pH until a value of 4,03. The application of 20; 30 and 40 tha^{-1} dose of water-hyacinth waste and all doses of water-hyacinth compost had resulted in content reduction of soil dry matter. Trial III: the application of 3 tha^{-1} of CaCO_3 + 30 tha^{-1} of water-hyacinth compost presented greater dry matter increase. All treatments had promoted reduction of potential soil acidity (H+Al) being different of the control treatment. All the treatments that had received 9 and 12 t ha^{-1} of CaCO_3 had shown statistical different of control treatment (CV=11,83%). Trial IV: there was not significant statistical difference concerning the variable height of the plant, among CaCO_3 and water-hyacinth waste and water-hyacinth compost dosages. The aluminum saturation (m%) had negative influence in the plant's diameter therefore the treatments (T14 and T5) with greater diameter shown aluminum saturation (m%) considered low 6,28% (T14) and average 23,94% (T5). The biggest weight of dry matter of the aerial part of plant (it does not include fruit) and weight fruits was observed in T12 treatment that showed to improve conditions for the development of the plant in relation to the other treatments (pH 5,06; m% 0,94 %, H+Al 45 $\text{mmol}_e\text{dm}^{-3}$). There were no significant statistics differences found in macronutrients content (N, P, K and Mg) in the evaluated treatments. The N was the only nutrient determined with content adjusted for the tomato plant (30 gkg^{-1}) in all the treatments. Significant difference was found in the soil pH. Incorporation to the soil of water-hyacinth compost and water-hyacinth waste allow to decrease CaCO_3 dose

38% to correct soil pH from 3,6 to 5,06. All the treatments had produced significant reduction of the potential soil acidity (H+Al) except treatment T1 (20t ha⁻¹ water-hyacinth compost + 20t ha⁻¹ water-hyacinth waste). Incorporation to the soil of CaCO₃, water-hyacinth compost or water-hyacinth waste mixed or not, modified the CEC_e significantly, but in the CEC pH 7 increased was not observed. All the treatments had increased bases saturation (V%). The treatments had produced significant reduction for aluminum saturation (m%). The biggest increase of the parameters, Organic Matter (O.M.) and Carbon (C) had observed in the T2 treatment (47,33 g dm⁻³ M.O and 2,74 % C) that it is a foreseeable result for the fact of that the T2 corresponds to a high dose of O.M. (40 t ha⁻¹ RA + 20 t ha⁻¹ CA). The K was only macronutrient determined in soil with adjusted content for the tomato plant. All the treatments had produced reduction of Al⁺³ content but they do not differs from the treatment control. The incorporation to the soil of water-hyacinth biomass is a viable alternative to decrease the CaCO₃ dose to correct the soil pH (H+Al) e (V%) until adequate values to the majority of the cultures. Incorporation of composted biomass of water-hyacinth results in greater benefits for the soil than incorporation of the water-hyacinth waste without composting.

Index Terms: ALFISOLS, Aqualfs, *Eicchornia crassipes*, compost, water-hyacinth, Maranhão Lowland

1 INTRODUÇÃO

A baixa produtividade das culturas em solos de regiões tropicais está associada principalmente às condições de fertilidade do solo. Assim, a suplementação de nutrientes com fontes minerais ou orgânicas, de modo a corrigir as propriedades químicas do solo, torna-se, indispensável para a prática de uma agricultura onde se possam obter maiores produtividades. Uma correta recomendação de calagem e adubação para determinada cultura, passa indispensavelmente pela análise do solo da área onde será cultivada (PORTO et al., 1997).

A região chamada de Baixada Maranhense, situa-se na porção centro-norte da área de transição entre a Amazônia e o nordeste brasileiro. Nesta região, a precipitação anual varia em torno de 2000 mm anuais, dos quais mais de 80% ocorrem de janeiro a maio. Nestas condições ciclos repetitivos de saturação e secagem afetam os solos mais aptos da região, seja pela ascensão do lençol freático, ou seja, pela formação de camadas impeditivas ao livre movimento descendente da água de chuva (SILVA e MOURA, 2004).

Em virtude dos fenômenos de oxi-redução, provocados pela mudança de ambiente (óxico-anóxico) diante a alternância de ciclos de umedecimento e secagem, estes solos sofrem profundas alterações, preferencialmente no complexo sortivo, representadas, neste caso, principalmente pela liberação de altos teores de macronutrientes e teores de elementos tóxicos como no caso o alumínio (Al). Nesta região o ciclo das chuvas tem influência marcante sobre os indicadores químicos da qualidade do solo, com reflexos profundos em todos os agroecossistemas ali existentes. A complexidade, resultante dos ciclos de seca e chuva que se repetem nestas áreas modifica a disponibilidade de nutrientes e aumentam a acidez do solo (SILVA e MOURA, 2004). Devido aos altos teores de Al e H^+ tóxicos a presença de

níveis satisfatórios de matéria orgânica nestes solos é fundamental para que aqueles elementos sejam neutralizados por complexação.

Como agravante, a neutralização da sua acidez via calagem exige enormes quantidades de calcário e do ponto de vista de uma agricultura de baixa utilização de insumos, pode não ser desejável esta alternativa de calagem, e o manejo adequado da matéria orgânica surge como outra opção possível (AGUIAR et al., 2003).

O alumínio trocável do solo ocorre em quantidades elevadas em muitas regiões do Brasil dentre estas a Baixada Maranhense, região onde se localiza o município de Igarapé do Meio a 3°37'33" de latitude sul e 45°7'30" de longitude oeste, distante 210 km de São Luis, onde a principal atividade econômica desenvolvida é a roça itinerante, ainda praticada de forma extremamente rudimentar, sem nenhuma técnica de melhoramento e conservação da fertilidade do solo.

No Estado do Maranhão e no município de Igarapé do Meio, a agricultura de subsistência ocorre em pequenas áreas com culturas de milho, arroz, feijão, mandioca e outras, visando principalmente à sustentação das próprias famílias. A falta de tecnologias adequadas para a exploração agrícola vêm ocasionando uma baixa produtividade das culturas, 1,3 t.ha⁻¹ de arroz; 7,1 t.ha⁻¹ de mandioca; 0,4 t.ha⁻¹ de milho e 0,45 t.ha⁻¹ de feijão (IBGE, 2000).

O baixo preço do arroz no mercado local tem instigado nos produtores a busca por culturas alternativas que apresentem um maior valor de mercado, para aproveitar a alta fertilidade natural das várzeas ocasionada pelas cheias dos rios. Os solos de Várzea são utilizados pelos agricultores familiares para o plantio de "arroz de vazante" durante o período seco até o recuo das águas dos rios.

A viabilidade do plantio de culturas de maior valor de mercado como as hortaliças depende da correção dos efeitos deletérios da acidez do solo que podem inibir o crescimento de culturas como o tomateiro.

Embora o calcário seja um corretivo eficiente, a indisponibilidade de rochas calcárias no município ou em áreas próximas associada ao alto poder de tamponamento dos solos, pode inviabilizar o uso do corretivo para o plantio de hortaliças, daí a necessidade de avaliar materiais corretivos que sejam produzidos localmente.

Com amostras de solo deste município foi realizado este trabalho, visando o aproveitamento e a disponibilidade de grandes quantidades de matéria orgânica proveniente da biomassa de aguapé nos campos alagados do município, para sua utilização na forma de composto ou como resíduo incorporado ao solo na adubação de hortaliças.

A adição de compostagem e/ou resíduos de aguapé (*Eicchornia crassipes* (Mart.) Solms) ao solo promoverá a melhoria na fertilidade, textura, estrutura e contribuirá para elevar o pH e diminuir a toxidez causada por alguns elementos do solo, melhorando a produtividade do mesmo.

Nesse sentido objetivou-se: 1) avaliar a capacidade fertilizante dos resíduos e a compostagem do aguapé e seu potencial para usos alternativos na produção de hortaliças no assentamento Diamante Negro - município de Igarapé do Meio; 2) determinar as doses de CaCO_3 que corrigem as propriedades químicas do solo e a possibilidade de substituir o CaCO_3 por resíduos ou compostagem de aguapé; 3) avaliar os efeitos da substituição do CaCO_3 testando o comportamento agrônômico de mudas de tomateiro, cultivar C-38-D Novo; 4) avaliar as alterações químicas do solo decorrentes da aplicação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé, combinados ou não.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Caracterização da planta de aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms)

O aguapé é uma planta macrófita aquática da família das Pontederiaceas, originária da região tropical da América Central, sendo hoje encontrada em mais de 50 países do mundo (BAVARESCO, 2003). É uma planta suculenta constituída em cerca de 95% de água, consistindo de raízes, rizomas, estolões, pecíolos, folhas e inflorescências.

Segundo Pompêo (2002 citado por ANTUNES, 2004), o aguapé é uma planta aquática flutuante e seu desenvolvimento é acelerado quando não existem limitações nutricionais. Sua biomassa varia bastante sendo constatado no Brasil de 250 a 300 toneladas de matéria fresca por hectare. Sua taxa de crescimento também é muito variável, em condições ótimas pode chegar, em média, a 5% ao dia. Neves (1998 citado por ANTUNES, 2004), estimou que, em um período de trinta dias, uma população de aguapé incrementou seu peso em 394%. Assim, se o crescimento estiver nas condições ótimas, a produção aproximada será de 15 toneladas de biomassa úmida/hectare/dia. A matéria orgânica obtida desta planta pode exercer influências sobre diversas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, as quais acabam por alterar a dinâmica do mesmo e, conseqüentemente, a sua fertilidade.

Parra e Horstenstine (1974) verificaram o potencial do aguapé como fertilizante determinando na matéria seca: cinzas 19,2%; C 34,9%; N 1,61%; P 0,31%; Ca 1,66%; Mg 0,56%; Na 0,56%; Al 2568 ppm; Fe 2772 ppm; Mn 286 ppm; Zn 58 ppm e Cu 9 ppm.

Araújo (1982) e Poletto (1984) observaram que o aguapé influenciou positivamente os teores de Mg, Ca e matéria orgânica, o poder de embebição do solo,

a soma e saturação de bases e o valor de pH, inferindo que esta planta tem possibilidade de ser utilizada como adubo orgânico.

Antunes (2004) em trabalho com aguapé conclui que sua adição afetou positivamente os teores de fósforo, matéria orgânica, cálcio, magnésio, potássio, o pH, a soma de bases, a saturação de bases, CTC e reduziu a acidez potencial, ou seja, os teores de H+Al, os efeitos foram mais satisfatórios quando o aguapé foi incorporado ao solo.

Martins et al. (2003), estudando a constituição química de aguapé quanto à produção de matéria seca, de macronutrientes, carbono e relação C/N e micronutrientes, encontraram os seguintes resultados: MS 5,17 t ha⁻¹; N 18,09 g kg⁻¹; P 2,25 g kg⁻¹, K 28,09 g kg⁻¹, Ca 11,55 g kg⁻¹, Mg 2,93 g kg⁻¹, S 3,02 g kg⁻¹, Al 4,15 g kg⁻¹, Na 4,27 g kg⁻¹, C 307,5 g kg⁻¹ C/N 1,74; Cu 9,75 mg kg⁻¹; Zn 187 mg kg⁻¹; Mn 782,67 mg kg⁻¹; Fe 4671,33 mg kg⁻¹; B 62,67 mg kg⁻¹; Ba 252,00 mg kg⁻¹; Co 5,35 mg kg⁻¹; Mo 0,00 mg kg⁻¹; Si 28,00 mg kg⁻¹ na matéria seca da planta.

Medeiros et al. (1999) em análises efetuadas no aguapé “in natura” coletado no lago da UFRRJ encontraram os seguintes valores (folha+pecíolo); N_{total} 2,75%; P 1,78 g kg⁻¹; K 42,5 g kg⁻¹; Ca 17,60 g kg⁻¹; Mg 4,40 g kg⁻¹; Fe 0,6 g kg⁻¹; Mn 0,76 g kg⁻¹. Zn 0,035 g kg⁻¹.

Pitelli (2003) em análises químicas de plantas de aguapé coletadas em lagoa marginal do reservatório de Jupia, SP, encontrou as seguintes concentrações de macronutrientes, P 4,0 g kg⁻¹, K 14,10 g kg⁻¹, Ca 21,2 g kg⁻¹ e Mg 4,1 g kg⁻¹.

A biomassa colhida do aguapé permite fazer um composto excelente. O material se decompõe rapidamente, devido a seu alto conteúdo de água, e forma medas bem arejadas, que não precisam ser revolvidas até amadurecerem, o composto resultante é rico também em macro e micronutrientes (LUTZENBERGER, 2005).

Além do seu valor energético e de sua fenomenal produtividade, são citados os seguintes usos para o aguapé: tratamento de esgotos e de certos efluentes industriais, ração animal, concentração de proteínas, composto, álcool etílico, biogás, matéria prima para celulose, adubação verde, combustível, cobertura de culturas agrícolas (mulch) e controle de algas nas águas (PINTO, 1986).

As plantas aquáticas são estudadas como um efeito do desequilíbrio causado pela poluição e/ou alagamento dos rios. A quantidade excessiva de plantas, como consequência desse desequilíbrio, dificulta a navegação, a produção de energia elétrica. Segundo Estevez (1988 citado por CARVALHO et. al., 2003) as macrófitas constituem a principal comunidade produtora de biomassa em ambientes aquáticos, podendo interferir de diferentes maneiras na dinâmica desses ecossistemas.

Além da possibilidade de absorção dos nutrientes presentes na água, o que é extremamente útil em ambientes eutrofizados, o aguapé também tem a capacidade de remover metais pesados e outros contaminantes da água. Contudo, durante sua senescência, os nutrientes absorvidos e metais pesados são liberados para o meio novamente, através do processo de decomposição. Assim, as plantas devem ser removidas do ambiente aquático antes que entrem nessa fase (FONSECA et al., 2003).

A maior dificuldade do manejo do aguapé é a necessidade de colheita periódica ou contínua. Nos rios a colheita é realizada nas extremidades a jusante, em uma ou nas duas margens. Nos corpos de água fechados tira-se partido do regime dos ventos, procurando-se fazer a colheita nos locais por onde as plantas forem naturalmente arrastadas, em certos casos a colheita é manual (PINTO, 1986).

2.2 Matéria Orgânica

A matéria orgânica do solo consiste de uma série de produtos em vários estádios de decomposição, desde os virtualmente não decompostos tecidos de plantas e animais até o “humus”, o escuro material presente em todos os solos, o qual é o produto final da decomposição microbiana. A matéria orgânica consiste principalmente de carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, enxofre e fósforo (C, H, O, N, S, e P), mas o maior interesse recai sobre o N, P, S e C, elementos que podem ser determinados por destilação, titulação, solução extratora de Mehlich 1, turbidimetria, e método volumétrico pelo bicromato de potássio, respectivamente (BROOKES, 1995).

Segundo Silva et al. (2000), a matéria orgânica da fase sólida do solo (M.O.S), que afeta a capacidade produtiva em função de diversos efeitos, propicia a

disponibilidade de nutrientes, capacidade de troca de cátions, minimiza os efeitos de elementos e compostos tóxicos incrementa a aeração e atividade biológica. O teor de M.O. S. em um determinado local será resultante de um balanço entre taxas de adição e de perda. Além destes conhecidos efeitos, tem sido atribuído ao aumento da M.O.S em sistemas conservacionistas de produção a redução do Al^{3+} na solução do solo, amenizando seu efeito tóxico sobre as plantas.

A quantidade e qualidade de nutrientes originários da decomposição de materiais orgânicos é função da composição bioquímica dos vegetais, das propriedades físico-químicas e mineralógicas do solo e das condições climáticas e topográficas do local. Os processos de intemperismo e decomposição dos resíduos vegetais, normalmente não são suficientes para suprir as plantas com os nutrientes que estas necessitam para o seu desenvolvimento. O intemperismo é um processo natural lento (décadas, séculos) de fornecimento de nutrientes ao solo. O processo de decomposição de resíduos vegetais, embora rápido, normalmente não é suficiente para equilibrar as perdas nos agroecossistemas, isto porque as quantidades de restos culturais depositadas na superfície ou decorrentes da decomposição de raízes são quase sempre inferiores àquelas introduzidas no ecossistema natural (CERRI et al., 2003).

Segundo Osterroht (2002), a matéria orgânica é fonte de lenta liberação de todos os macro e micronutrientes, especialmente em climas chuvosos (1100 mm ou mais). A lenta liberação é a única garantia de um suprimento adequado durante todo o ciclo da cultura ou estágio de crescimento.

Gliessman (2001) afirma que a matéria orgânica na forma de húmus é muitas vezes mais eficaz do que a argila para aumentar a capacidade de troca catiônica (C.T.C.) uma vez que tem uma razão muito maior de superfície área / volume (daí mais sítios de absorção) e por sua natureza coloidal.

Na grande maioria dos solos, o teor de matéria orgânica varia de 0,5 a 5% nos horizontes minerais superficiais, podendo apresentar valores mais elevados em solos orgânicos. Apesar de encontrar-se em pequenas quantidades, em comparação à fração mineral, a matéria orgânica do solo é importante para os sistemas de produção agrícola devido a diversos efeitos que produz nas propriedades químicas, físicas e

biológicas do solo e no crescimento e desenvolvimento das plantas (SILVA et al., 2000).

Segundo Costa et al. (1995) a matéria orgânica consiste num complexo sistema de substâncias em um estado dinâmico permanente produzido pela incorporação ao solo de resíduos orgânicos, principalmente de origem vegetal e em menor quantidade de origem animal e sua contínua transformação sob a ação de fatores biológicos, químicos e físicos. Na formação do húmus a partir de resíduos vegetais há uma rápida redução dos constituintes solúveis em água, da celulose e hemicelulose e em consequência um relativo incremento da lignina e complexos lignícos, junto com um aumento no teor de proteína. Tem capacidade de formar colóides com grandes áreas superficiais externa e interna e são apropriadas para toda classe de reações físicas, químicas e físico-químicas, é praticamente insolúvel em água embora uma parte possa estar em suspensão coloidal em água pura. A microflora tem um papel essencial na humificação, embora não seja o único fator que atua sobre ela, a quantidade e qualidade do húmus de um solo são um reflexo do equilíbrio existente entre as ações mineralizadoras e de síntese dos microrganismos.

2.3 Processo de compostagem

A compostagem é um processo bio-oxidativo controlado, no qual intervêm numerosos e variados microrganismos, que requerem uma umidade adequada e substratos orgânicos heterogêneos em estado sólido, implica o passo por uma etapa termofílica e uma produção temporal de fitotoxinas, dando ao final como produto dos processos de degradação, dióxido de carbono, água e minerais, assim como uma matéria orgânica estabilizada, livre de fitotoxinas e disposta para seu emprego na agricultura sem provocar fenômenos adversos. Os processos biooxidativos são exotérmicos, na etapa inicial do processo se produzem quantidades importantes de calor (30-65°C), decrescendo rapidamente durante a seguinte etapa de estabilização (geralmente associada a temperaturas entre 35-45°C). Uma insuficiente subida de temperatura ou um retardo nela implicaria um desfavorável desenvolvimento do processo ou um descontrole dos fatores que o afetam (COSTA et al, 1995).

De acordo com Kiehl (1985), incorporando-se resíduos de plantas ou animais ao solo ou dispendo-os em uma pilha para sofrer fermentações, se as condições de umidade e aeração forem favoráveis, haverá inicialmente uma rápida decomposição que decrescerá com o tempo. Participa desse ataque uma infinidade de microrganismos como bactérias, fungos, actinomicetes, protozoários, algas, além de vermes, insetos e suas larvas; como resultado dessa intensa digestão da matéria orgânica por esses organismos, haverá liberação de elementos químicos como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e magnésio os quais deixam a forma orgânica, dita imobilizada, para passarem à forma de nutrientes minerais chamada mineralizada, disponível às plantas. O tempo necessário para que se processe essa decomposição e conseqüente mineralização é grandemente governado pelo teor original de nitrogênio da matéria prima, o qual determinará a relação C/N da massa; o teor de nitrogênio dos resíduos a serem decompostos deve ser teoricamente 1,7%, quando o conteúdo de nitrogênio for inferior a esse valor, o tempo de decomposição será maior, se esse material orgânico pobre em nitrogênio estiver incorporado ao solo durante o processo de decomposição, os microrganismos irão retirar o nitrogênio disponível no solo na forma nítrica amoniacal, suprindo a deficiência, com prejuízo temporário ou definitivo da cultura.

O composto, produto obtido da compostagem, é um material húmico que pode ser adicionado ao solo, principalmente os arenosos menos férteis. As vantagens da aplicação deste produto ao solo podem ser abordadas sob três aspectos: físico, químico e biológico. O aspecto físico está relacionado à estrutura do solo. O composto, dentre outras funções, melhora o arejamento e a retenção de água. O aspecto químico relaciona-se com a presença de nutrientes, que apesar de não se apresentarem em concentrações elevadas, contribuem para a fertilidade do solo. Finalmente, sob o aspecto biológico, o composto é rico em microorganismos importantes para a qualidade do solo, podendo melhorar a sua fertilidade. Para que o composto possa ser utilizado de uma forma segura, é imprescindível que esteja maturado e estabilizado, o que implica em conteúdo estável de matéria orgânica e ausência de substâncias fitotóxicas, fitopatogênicas e que não ofereçam riscos para animais. A maturidade está associada com o potencial de crescimento de plantas ou

fitotoxicidade, enquanto que a estabilidade é frequentemente associada com a atividade microbiológica do composto (<http://www.unesp.br/desenv/cvpr/temas>).

Para o uso agrícola, é necessário que o composto não interfira negativamente nos processos de desenvolvimento das plantas, e este fato pode ser avaliado, aplicando-se testes de germinação de sementes. Estes empregam como substrato o próprio composto ou seus extratos aquosos. Sementes de tomateiro e pepineiro estão sendo utilizadas nestes testes, e as sementes de tomateiro têm possibilitado interpretações mais coerentes a respeito da qualidade biológica do composto. Os resultados dos testes de germinação têm acompanhado aqueles obtidos em ensaios de respirometria, envolvendo amostras de material de leiras, retiradas ao longo do processo de compostagem. Estudos a respeito da incorporação do composto ao solo têm revelado o grande potencial deste em diminuir a disponibilidade de alumínio em solos tropicais, contribuindo sobremaneira para o aumento do pH e o melhor desenvolvimento das plantas (<http://www.unesp.br/desenv/cvpr/temas.htm>).

Gaur e Singh (1995) verificaram que os nutrientes presentes nos esterco animais, resíduos de culturas e outros materiais orgânicos podem ser reciclados pela compostagem, cobertura morta ou pela incorporação no solo, tudo isso vem ser útil no melhoramento da fertilidade do solo; embora os mais eficientes métodos sejam determinados pela ampla variedade de produção das culturas e as práticas agrícolas adotadas. Misturas de resíduos agrícolas com aguapés e resíduos de leguminosas podem ser compostados sem adição de uma fonte inorgânica externa de nitrogênio. Adição de fertilizantes nitrogenados minerais como ativadores de compostos é antieconômico e sob condições anaeróbicas podem resultar em perdas de nitrogênio através do processo de lixiviação, volatilização e denitrificação.

O acúmulo de C mineralizado dos materiais compostados e resíduos não hidrolizáveis sugere que a formulação de compostagem usando a relação C/N deve ser pensada sobre as bases da solubilidade em água, carbono e nitrogênio ácido-hidrolizável antes que sobre carbono e nitrogênio total (PARÈ et al., 1998). Os mesmos autores afirmam que sob o ponto de vista agrícola, os dados sobre a mineralização do carbono e a redistribuição do C e N durante o processo de compostagem são importantes para prever o potencial de mineralização do N

associado com o uso de compostagem específicas em solos agrícolas. Compostagem maduras provavelmente liberam lentamente o nitrogênio, enquanto que a compostagem imatura aplicada ao solo poderia conduzir a perdas consideráveis de N. Além disso, o uso de compostagens maduras parece constituir uma melhor fonte de matéria orgânica para o solo e pelo incremento do potencial de reservas de N.

O tamanho das partículas é fundamental no processo de compostagem, uma vez que, quanto maior é a superfície exposta ao ataque microbiano, mais rápida e completa será a reação (maior atividade química por unidade de massa). A transformação microbiológica da fração orgânica na compostagem é um processo oxidativo aeróbio, por isso, a relação superfície / volume das partículas tem uma influencia direta na forma e velocidade da degradação. A relação ar/água nos interstícios das partículas é igualmente importante; água e oxigênio são indispensáveis para a atividade microbiológica e quando a proporção é menor do que o nível crítico, o metabolismo microbiano e a respiração diminuem e se paralisa (COSTA et al, 1995).

De acordo com Costa et al. (1995) na compostagem é necessária a aeração das pilhas, mas sempre dentro de certos ou determinados limites, já que um excesso de ventilação poderia provocar o esfriamento da massa com a conseqüente redução da atividade metabólica dos microrganismos. Na massa de compostagem, o dióxido de carbono se incrementa gradativamente enquanto o oxigênio decresce. A soma dos dois se apresenta em torno de 20%, sendo o oxigênio em maior quantidade (entre 15-20%). Quando o oxigênio baixa desses níveis, os microrganismos anaeróbios começam a substituir alguns aeróbios. O consumo de oxigênio está relacionado com a temperatura, umidade, tamanho e tipo de materiais de partida e, portanto, existe uma relação direta entre este consumo e a temperatura. A maior atividade microbiana e o maior consumo de oxigênio estão no intervalo de 28-55°C.

O reviramento de compostos orgânicos no solo é também profundamente influenciado por condições contrastantes ecologicamente. De fato, transformações da matéria orgânica no solo estão associadas com a atividade biológica dos microrganismos do solo e à atividade enzimática. A atividade microbiológica e em parte a atividade enzimática são controladas pelas condições físicas e químicas do

solo tais como, porosidade, suplemento de oxigênio, pH e atividade iônica. Embora os fatores limitantes reais para os microorganismos sejam a temperatura e a umidade do solo. Estes parâmetros são fortemente influenciados pelas condições climáticas (SEQUI e BENEDETTI, 1995).

Segundo Eweiss et al. (1999), uma alta umidade na pilha de compostagem origina um decréscimo da atividade microbiana devido à redução do ar nos poros. Uma reduzida umidade produz um resultado similar devido à redução da biodisponibilidade de água. Embora a umidade ótima seja função de cada situação e dependa da composição da pilha e do tipo de ambiente necessário aos microorganismos que realizam a degradação, é aceito geralmente um intervalo de 50-60% da capacidade de retenção de água. Os mesmos autores afirmam que a medida que os microorganismos começam a biodegradar os resíduos o calor gerado pela atividade metabólica produz uma quantidade superior àquela que se dissipa. Os perfis de temperatura geralmente começam com uma fase inicial curta associada com a aclimação dos microorganismos. Depois a temperatura se incrementa de forma exponencial até atingir um máximo. Se a temperatura entrar no intervalo termofílico (>45°C) se produzem mudanças substanciais na população microbiana. Os microorganismos que são incapazes de tolerar as altas temperaturas, ou morrem ou formam esporos, enquanto as bactérias termófilas são favorecidas e predominam. Se a temperatura atinge valores tão altos como 55-60°C as bactérias termófilas são afetadas e a atividade diminui. Normalmente as pilhas de compostagem se exploram bem no intervalo mesofílico (30-40°C) bem como no intervalo termofílico. O período de compostagem ativo se considera completo à medida que a pilha se resfria e que a temperatura dentro dela se aproxima à temperatura ambiente.

Segundo Pfeiffer (1979 citado por BONILLA, 1992), as principais características quantitativas de um composto bem preparado são, pH entre 7-8, uma taxa de N muito oscilante 0,2 até 3% a 4% dependendo muito da fonte original (estrume bovino fresco 0,5%, estrume de aves 2,5%) sendo o ideal 1,5 a 2%, a taxa de fósforo oscilante entre 0,5-2%, a taxa de potássio oscilante entre 0,5% e 1%, já o cálcio, magnésio e manganês, sem adição alguma situam-se numa taxa de 1% ou menos; traços de oligoelementos, sendo que os compostos argilosos são pobres nesses componentes.

Gajalakshmi e Abbasi (2002) estudaram o impacto da aplicação de composto e vermicomposto obtido de plantas de aguapé e avaliado em termos de crescimento e floração da angiosperma “crossandra” (*Crossandra undulaefolia*). Nove atributos morfológicos e de rendimento foram medidos e estudados em plantas de crossandra cultivadas em solo tratado com compostagem e vermicomposto de aguapé e comparadas com plantas cultivadas em solo não tratado. Os autores encontraram que as plantas de crossandra cultivadas em solo adubado com composto de aguapé conseguiram significativamente melhor peso, maior número de folhas, maior biomassa por unidade de tempo e maior comprimento da inflorescência. Em termos de comprimento de raiz, rapidez no florescimento e índice de colheita, também as plantas cultivadas em solo tratado obtiveram melhor desempenho que as plantas controle, mas o incremento não foi estatisticamente significativo ao nível 95% de confiança. Os mesmos autores conduziram estudos qualitativos em cinco locais diferentes, em três destes locais foram aplicados vermicompostos de aguapé em parcelas de 4m² na dose de 2 kg, e compostagem de aguapé foram aplicados nos outros dois locais em igual quantidade e área, e plantados com *Hibiscus esculentus*, *Solanum melongena*, *Cyamopsis tetragonoloba*, *Capsicum annum* e *Lycopersicum esculentum*, não encontrando nos locais nenhum efeito desfavorável em nenhuma das espécies vegetais.

Garcia (1978) afirma que a matéria orgânica de macrofitas aquáticas elevou o poder de embebição e o pH do solo, e provocou um decréscimo nos níveis de H⁺Al no solo.

De acordo com Stevenson (1986; CERRI et al., 1992 citados por ABREU et al. 2002), o carbono adicionado ao solo pelo composto pode seguir os seguintes destinos: liberado para a atmosfera, na forma de gás carbônico, incorporado à biomassa, ou ser convertido em húmus estável. Simultaneamente, ocorre a mineralização da matéria orgânica nativa do solo. Esta interação é denominada de efeito “priming” e pode tanto estimular como retardar a decomposição do húmus nativo do solo. Abreu et al. (2002) concluíram que a aplicação de composto de lixo urbano na dose de 30gdm⁻³ na presença e ausência de calcário dolomítico e adubos minerais em 21 solos ácidos e cinco solos alcalinos de diferentes regiões do Brasil, onde o calcário foi substituído por gesso, a aplicação do composto aumentou os

teores de carbono orgânico, de nitrogênio total, e de enxofre disponível de solos ácidos e alcalinos, mas também os teores de fósforo disponível de solos ácidos.

Young (1997 citado por AGUIAR, 2001) afirma que o conceito de qualidade de resíduos de plantas se refere aos seus relativos conteúdos de nutrientes especialmente um alto conteúdo de N, baixo valor na relação C/N e baixos níveis de lignina e polifenóis. O conteúdo de açúcares, celulose e hemicelulose podem também ser considerados.

Métodos para avaliar a qualidade da M.O. no solo, adubos, lodos, compostos e outras biomassas diferentes não estão ainda bem definidos. Alguns autores têm sugerido o uso de propriedades seletas das substâncias húmicas (ex. grau de aromaticidade), mas encontraram que a distribuição nominal do peso molecular dos ácidos húmicos diminui com o aumento do grau de humificação. Isto contradiz a tendência normalmente aceita. A humificação da matéria orgânica do solo tem sido amplamente estudada usando a relação entre ácidos húmicos e ácidos fúlvicos (AH/AF), mas os resultados são de interpretação incerta por que dependem de muitos fatores, incluindo até a distribuição geográfica dos solos. Outro método comum é o uso de variáveis espectroscópicas que é a relação E_4/E_6 (relação entre absorção a 465 nm e 665 nm) a que algumas vezes é considerada como um índice de humificação. Embora a adição de pequenas quantidades de substâncias húmicas (ácido húmico de leonardita) seja suficiente para mudar completamente os resultados. A capacidade de troca catiônica da fração orgânica também tem sido usada para avaliar o grau de humificação de adubos orgânicos, mas é um critério muito indireto de avaliação (SEQUI et al., 1991 citados por SEQUI e BENEDETTI, 1995).

Durante o processo de decomposição dos resíduos de culturas são liberados compostos orgânicos e nutrientes que podem sofrer vários tipos de interação com a fase mineral do solo. Quando essas moléculas liberadas são adsorvidas por argilominerais ou óxidos altera-se o seu comportamento no solo principalmente quanto à disponibilidade para as plantas e o transporte no perfil. Devido a essa interação, as moléculas orgânicas também podem tornar-se protegidas fisicamente, dificultando o uso do carbono orgânico como um substrato pelos microorganismos. Este fenômeno pode alterar a taxa de decomposição dos compostos orgânicos

adicionados e conseqüentemente, afetar a dinâmica dos nutrientes e a estabilização da matéria orgânica no solo. O processo de interação entre os compostos orgânicos e minerais pode ocorrer sob diferentes mecanismos (forças de Van der Waals, troca de íons, protonação, pontes de H e a troca de ligantes) dependendo da natureza e propriedades intrínsecas das moléculas orgânicas e dos minerais, especialmente quanto a sua superfície, o teor de água do sistema e o pH do meio. A dinâmica dos compostos orgânicos e dos nutrientes, portanto, está relacionada com a ocorrência de reações de superfície que dependem das características e da quantidade dos componentes minerais que compõem o solo (SILVA e BOHNEN, 1999).

Segundo Wadam e Haan (1997), geralmente, as taxas de transformação da matéria orgânica do solo são determinadas pela proporção de M.O. estável e M.O. fresca (não resistente à degradação). A taxa de decomposição calculada sugere que solos com baixo teor de M.O. contêm proporções relativamente altas de matéria orgânica fresca, resultando em uma rápida decomposição inicial. Em condições de campo, a adição de M.O. fresca poderia aumentar a taxa de decomposição de matéria orgânica estabilizada (priming effect). Embora na literatura mais recente o efeito “priming” foi de menor importância ou não foi observado na sua totalidade.

Durante a compostagem, os compostos carbonatados e nitrogenados são transformados através de sucessivas populações de microorganismos, até formas mais complexas às quais quimicamente e biologicamente assemelham-se às substâncias húmicas. O nitrogênio contido nos resíduos orgânicos é altamente heterogêneo e os materiais protéicos são alguns dos primeiros a serem usados pelos microorganismos. As outras formas de nitrogênio mais complexas não são imediatamente amonificáveis e tem que sofrer mudanças para se transformar em formas mais simples e fornecer N disponível para as plantas (DALZELL et al., 1987 citados por PARÉ et al., 1998). A compostagem gera amônio ($N\text{--}NH_4^+$) e nitrato ($N\text{--}NO_3^-$) e compostos aminados que são imediatamente disponíveis para as plantas antes e depois da hidrólise pelas enzimas do solo (PARÉ et al., 1998). Os mesmos autores concluíram que a transformação biológica da matéria orgânica de estrumes animais ou de outras fontes por compostagem, resultou numa diminuição do total de carbono solúvel em H_2O e do carbono ácido-hidrolizável, enquanto que o carbono não hidrolizável permaneceu relativamente constante durante o período de

compostagem. Em contraste, o $N\text{-NH}_4^+$ e o nitrogênio ácido-hidrolizável foi convertido em $N\text{-NO}_3^-$ e formas de N não hidrolizável ao final do período de compostagem. A produção de nitrogênio não hidrolizável assegura que o produto final da compostagem seja menos suscetível à decomposição biológica e às perdas de N por volatilização, desnitrificação e lixiviação quando é adicionado ao solo.

A qualidade dos aportes orgânicos ao solo foi originalmente definida pela relação C/N, embora outras propriedades mencionadas para o tipo de composto de carbono influem na taxa de decomposição. Alguns compostos são facilmente fermentáveis (células, seiva, celulose, etc.) enquanto outros são muito mais resistentes (parede celular, lignina, polifenóis etc.). Relações como as da lignina/nitrogênio ou fibra/conteúdo celular foram estabelecidas como melhores indicadores que a relação C/N. Por exemplo, Gueye e Ganry (1978 citados por BURGOS, 1995) estudaram o efeito do aporte orgânico com alta C/N sobre a formação da matéria orgânica do solo; eles demonstraram que a palha de sorgo (baixa C/N) causa mineralização da fração organo-mineral da matéria orgânica do solo, enquanto que a compostagem de cascas de noz com alta relação fibra/conteúdo celular aumentou significativamente a fração de matéria orgânica no solo. Materiais resistentes à biodegradação tais como cascas de nozes não compostadas, incrementam o conteúdo de carbono total do solo sem afetar a fração organo-mineral.

A matéria orgânica representa uma fonte de liberação de nutrientes, esses mineralizados após as chuvas. Por controlar a liberação de nutrientes e a demanda pelas culturas a umidade disponível no solo pode beneficiar a sincronia entre nutrientes fornecidos, e demandados pela cultura. Ainda, a adição de matéria orgânica como cobertura morta ao solo reduz a faixa de temperaturas extremas e as perdas de água por evaporação, enquanto que, melhoras associadas à estrutura do solo aumentam a infiltração e a capacidade de retenção de água. Nos trópicos úmidos a liberação lenta de nutrientes pela matéria orgânica reduz o risco de perdas por lixiviação, ao mesmo tempo em que protege a superfície e melhora a estrutura do solo reduzindo os riscos de erosão (PROBERT et. al., 1994 citados por CRASWELL e LEFROY, 2001).

2.4 Efeitos da Matéria Orgânica sobre as propriedades físicas e químicas do solo.

Para melhorar as condições físicas desfavoráveis de um solo é necessário aplicar matéria orgânica e proporcionar um manejo adequado à terra de cultura; todas as substâncias sintéticas produzidas até agora não tem apresentado resultados satisfatórios como substitutos dos fertilizantes orgânicos em geral (KIEHL, 1985).

De acordo com Thiessen et al. (2001), a diminuição da matéria orgânica do solo (MOS) e dos níveis de nutrientes associados durante o cultivo é acompanhada por um declínio da produtividade, o que leva os agricultores ao abandono da terra e a reiniciar um novo ciclo. Quando a disponibilidade de terras é reduzida, a proporção entre tempo de pousio e cultura se encurta e o resultado é a degradação do solo.

Segundo Oliveira (2002), a compostagem permite melhorar o aproveitamento de restos orgânicos com relação C/N desbalanceada, que juntos aproximam-se de uma relação C/N desejada (25/1). As ações do composto são as seguintes: fonte lenta de liberação de macro e micronutrientes, excelente estruturador do solo formando grumosidade e favorecendo um rápido enraizamento, aumento da capacidade de infiltração de água, aumento da resistência das plantas; que são enfraquecidas pelos adubos químicos solúveis.

A matéria orgânica do solo tem uma alta capacidade de troca catiônica por unidade de peso se comparada com a argila, especialmente se a argila é composta de caulinita ou óxidos de ferro e alumínio e silicatos. Dessa maneira, particularmente em solo arenoso, a matéria orgânica fornece a maior parte, da capacidade de troca catiônica do solo (BURGOS, 1995).

Paul et al. (2001) estudando a influência da incorporação de resíduos de plantas no pH do solo em relação ao tipo de resíduo de planta (trigo e trevo subterrâneo), taxa de adição de matéria seca (0; 6; 25; 12,5 e 25,0 g kg⁻¹), camada de incorporação no solo e regime de umidade (umidade continua e ciclos de umidade seca), encontraram que durante o período de incubação (119 dias e 20°C) o solo foi vagorosamente acidificado. Em contraste a adição de resíduos de plantas resultou em um rápido (0- 7dias) incremento do pH do solo devido à associação e particularmente à oxidação dos ânions orgânicos adicionados, isto foi seguido por um gradativo

declínio (7- 119 dias) do pH, atribuído à mineralização e subsequente nitrificação do nitrogênio orgânico adicionado. Os pesquisadores concluíram que as diferenças do pH observadas na camada de 2,5 cm do solo foram amplamente atribuídas a um incremento do pH em resposta aos resíduos de plantas adicionados, a magnitude de tais gradientes será particularmente grande com o retorno de grandes quantidades de resíduos de plantas altamente alcalinos em solos de baixo pH e baixa atividade biológica e quando a superfície do solo é exposta a ciclos de umidade e seca.

Foram pesquisados por Mokolabate e Haynes (2002) em um experimento em casa de vegetação, os efeitos da adição de quatro resíduos orgânicos em um solo ácido (Oxisol), no pH do solo, Al trocável na solução do solo e crescimento do milho, os resíduos orgânicos usados foram resíduos de ervas (grama), composto de resíduos domésticos, torta de filtro (resíduo de cana-de - açúcar) e cama de aviário adicionados ao solo a uma proporção equivalente a 20 tha^{-1} e incubados durante 6 semanas. Os autores encontraram que a adição dos resíduos incrementaram o pH do solo e diminuíram o Al trocável, os mecanismos principais responsáveis pela elevação do pH foram o elevado conteúdo de CaCO_3 da cama de aviário e o filtro de cana, a capacidade de consumo de prótons do material húmico presente no composto doméstico e a descarboxilação de ânions dos ácidos orgânicos durante a decomposição dos resíduos de ervas, concluindo que a adição de resíduos orgânicos a solos ácidos é uma estratégia de baixa aplicação de insumos potencialmente praticável para elevar o pH do solo, diminuir a concentração de Al_{mono} fitotóxico e os requerimentos de calcário.

Franchini et al. (1999) encontraram que o pH do solo tanto em CaCl_2 $0,01 \text{ mol L}^{-1}$ quanto em H_2O , independentemente da classe de solo, aumentou com a aplicação dos resíduos vegetais. A elevação do pH tem como efeito direto a precipitação do Al pela hidrólise. Verificou-se que com a redução da acidez total e trocável, a CTC_e (CTC -efetiva) aumentou em razão dos aumentos nos teores de cátions básicos (Ca, Mg e K). Yan et al. (1996) atribuíram o aumento do pH após a incubação do solo à descarboxilação de ânions orgânicos, tais como malato e citrato. Após 24 h de incubação do solo com esses ânions, a relação entre o pH e a evolução de CO_2 foi direta, indicando que a alteração do pH no solo foi fortemente relacionada com a atividade microbiana. No entanto, o fato de a evolução do CO_2 ter sido maior

do que o equivalente de prótons consumidos evidencia que apenas parte do H foi consumida neste processo.

Dentre os mecanismos responsáveis pela melhoria das características químicas do solo após a aplicação de resíduos vegetais, destacam-se: a adsorção de H e Al na superfície do material vegetal, a complexação do Al por compostos orgânicos, a troca de ligantes entre as hidroxilas terminais de óxidos de Fe e Al e ânions orgânicos e o aumento do potencial de oxidação biológica de ânions orgânicos Hoyt e Turner (1975); Hue e Amien (1989).

Segundo Foy (1992), a toxidez por alumínio é provavelmente um dos mais importantes fatores que limitam o crescimento das plantas em solos ácidos. O problema é ainda mais grave abaixo de pH 5, embora tenha sido observado em solos com pH 5,5 onde predominam minerais do grupo caulinita. O pH crítico do solo ao qual o Al se torna solúvel ou trocável em concentrações tóxicas depende de muitos outros fatores, incluindo o predomínio de minerais de argila, níveis de matéria orgânica, concentração de outros cátions, ânions, sais totais, e particularmente a espécie de planta ou cultura.

De acordo com Hue e Amien (1989); Bessho e Bell (1992), a intensidade dos efeitos tem sido relacionada com as características do material vegetal utilizado. De modo geral as leguminosas proporcionam maiores aumento de pH e neutralização do Al no solo do que as gramíneas, sendo tal efeito relacionado com o teor de cátions básicos no material vegetal. Segundo Pierre e Banwart (1973), o aumento no teor de cátions confere efeito alcalino ao material vegetal devido ao teor maior de ânions orgânicos necessários à manutenção da neutralidade elétrica na planta.

Franchini et al.(1999) concluíram que a magnitude das alterações na química de solos ácidos incubados com resíduos vegetais é determinada pelo teor total de cátions e carbono na fração hidrossolúvel de resíduos vegetais e que a reação da fração hidrossolúvel de resíduos vegetais com o solo é extremamente rápida e seus efeitos sobre a química da solução são drasticamente reduzidos pelo processo de decomposição microbiana.

A adubação orgânica quando empregada em quantidade adequada reduz a densidade aparente da camada que recebeu o fertilizante, este efeito é imediato, pois

está se juntando à terra, com densidade entre 1,2 a 1,4 gcm⁻³, um material cuja densidade média vai de 0,2 a 0,4 gcm⁻³. A matéria orgânica humificada, juntamente com os minerais de argila são os dois agentes cimentantes que mais contribuem para a agregação do solo. Há uma interação entre os colóides orgânicos e inorgânicos do solo, formando complexos que favorecem a estruturação. A incorporação de matéria orgânica no solo provoca uma intensa atividade de microrganismos, fazendo com que os micélios dos fungos e actinomicetes ou as substâncias viscosas (enzimas capazes de formar complexos) produzidas pelas bactérias funcionem como elementos aglutinantes das partículas (KIEHL, 1985). O mesmo autor afirma que dos produtos resultantes da síntese microbiana, os polissacarídeos são os mais importantes como agentes cimentantes; dos produtos de decomposição da matéria orgânica, componentes do humus, os mais ativos são os materiais coloidais contendo poliuronídeos, proteínas e substâncias do tipo da lignina.

A incorporação de adubos verdes melhora a estabilidade estrutural e a atividade biológica do solo, mas esse efeito não é durável. O efeito positivo de repetir incorporações na produção de culturas tem sido demonstrado em solos arenosos, embora essa incorporação de M.O. possa ser seguida de imobilização de nutrientes minerais tais como N, S e K. A fim de evitar deficiências esses elementos têm de ser suplementados pela fertilização mineral. Em longo prazo os adubos verdes não contribuirão na formação da matéria orgânica do solo. Incorporações de palhas de cereais podem ocasionar efeitos negativos na produção das culturas no curto prazo por causa da imobilização de N e a possível liberação de compostos fitotóxicos. Em longo prazo os adubos verdes podem contribuir na formação da matéria orgânica do solo (M.O.S.) dependendo da temperatura, umidade e atividade biológica do solo. Adubos animais e compostos parecem ser a melhor forma de melhorar a produtividade no curto prazo (pelo fornecimento de nutrientes mineralizáveis) e no longo prazo (pela formação e sustento da MOS), quando aplicada em quantidade suficiente (2t matéria seca/ha/ ano) (BURGOS, 1995).

De acordo com Burgos (1995), altos teores de Ca e Mg podem também em alguns casos explicar a eficiência dos fertilizantes orgânicos adicionados, por que como elementos são muitas vezes descuidados na fertilização orgânica. Considerando a adição de fertilizantes orgânicos em termos da sua composição

mineral se infere que eles são rapidamente mineralizados. Isso pode ser assumido como real sob as condições climáticas (savana semi-árida africana, solo arenoso, Alfissol, baixo teor de M.O.). Mas como a mineralização ocorre no início do período de crescimento da cultura, quando as necessidades da cultura são baixas, alguns elementos (especialmente N) podem se perder por lixiviação ou volatilização, resultando numa redução do nutriente fornecido pelo fertilizante orgânico adicionado.

A matéria orgânica influi na adsorção de fosfato possivelmente pela sua capacidade de formação de complexos argilo-húmicos nos solos e pela competição de ânions orgânicos com fosfato por sítios específicos de adsorção. A matéria orgânica é fator decisivo no aumento na disponibilidade de fósforo nos solos tropicais. O manejo inadequado dos solos altamente intemperizados como os do Cerrado, principalmente pela adição de doses elevadas de calcário e fertilizantes e pelas queimadas comprometem a estrutura argilo-húmica dos colóides do solo, acelerando a mineralização da matéria orgânica pelos microorganismos, conclui-se então que com a oxidação da matéria orgânica haverá aumento da adsorção de fosfato no solo e conseqüentemente cada vez doses maiores de fósforo serão necessárias para disponibilizar teores suficientes de fósforo em solução de modo a suprir a demanda nutricional de P pelas plantas cultivadas (CARVALHO et al., 1999).

O fósforo do solo é influenciado pelos processos bioquímicos, mas os solos altamente intemperizados dos trópicos contém minerais como gibsitita, hematita, goetita e caulinita que possuem grupos de superfície como Fe-OH e Al-OH nos quais o fosfato pode ser retido podendo reduzir drasticamente a sua disponibilidade para a cultura (MACHADO e SILVA, 2001). Mas a eficiência e disponibilidade do fósforo para as plantas podem ser aumentadas se adubos orgânicos são adicionados ao solo (IYAMUREMYE e DICK, 1996), e de acordo com Fontes et al. (1992) sítios de adsorção podem ser bloqueados pelas frações de matéria orgânica tais como ácidos húmicos, provocando menos retenção de fósforo.

De acordo com Salek et al. (1981; FRANCIS e COOPER, 1998 citados por FERREIRA et al., 2003), a disponibilidade de nitrogênio para as plantas depende da

taxa de mineralização da matéria orgânica, que vai depender da quantidade de nitrogênio imobilizado disponível, da temperatura, da umidade, do pH e da aeração do solo, das perdas por lixiviação e da relação C/N do material, os mesmos autores constataram que valores mais altos de produtividade são obtidos quando se adiciona nitrogênio mineral à matéria orgânica.

2.5 Ações do húmus no solo

De acordo com Sequi e Benedetti (1995), a estabilização da M.O. consiste de processos similares aos de humificação e pode ser determinado pela aplicação de parâmetros de humificação. Em geral a evolução da matéria orgânica durante a maturação de um adubo orgânico é caracterizada pelo contínuo aumento de substâncias humificadas ou pseudo-humificadas na fração alcali-solúvel, de modo que o grau de humificação representa efetivamente o desenvolvimento do processo. Os mesmos autores afirmam que, geralmente, o índice de humificação (IH) é perto de zero (0-0,5) para materiais humificados (solo, adubos orgânicos) e mais alto que um (1) para materiais não humificados (corretivos orgânicos, composto cru, lodos de esgoto e dejetos de suínos). O grau de humificação é mais alto que 60% para materiais humificados (turfa), amostras menos humificadas apresentam valores mais baixos no grau de humificação. Materiais fortemente lignificados tal como a leonardita apresentam uma alta taxa de humificação (>80%), considerando este parâmetro ser geralmente baixo para solos e materiais orgânicos. O grau de humificação tem sido usado para monitorar a evolução da matéria orgânica do esterco animal após a digestão por minhocas e para avaliar a maturidade do composto.

De acordo com Costa et al. (1995), os ácidos húmicos e fúlvicos mostram uma ação rizogenética promovendo o desenvolvimento e crescimento de raízes e radículas, aumentando a superfície radicular, local ideal para a proliferação microbiana em cujo entorno, rizosfera, se produz uma série de processos biogeoquímicos que favorecem a absorção de elementos relativamente pouco assimiláveis no solo como, fósforo e potássio. As substâncias húmicas além de incrementar a síntese de substâncias nitrogenadas têm mostrado possuir ação

sinérgica na absorção de nitrogênio pelas plantas tornando-as capazes de absorver esse elemento, embora esteja em concentrações muito baixas. Os compostos húmicos aumentam os teores de clorofila nas plantas, previnem e corrigem a clorose devido à estimulação que exercem na absorção radicular do ferro e translocação desse elemento às folhas. Tem também efeito positivo na atividade fotossintética mediante um maior consumo de anidrido carbônico.

Segundo Bonilla (1992), o coeficiente K_2 , representa a taxa anual de destruição de húmus. O húmus estável mineraliza lentamente, sendo K_2 um valor que geralmente oscila entre 1-2% para as regiões temperadas, mas pode variar entre 0,5-3% segundo uma série de fatores, tais como: tipo de solo, natureza das culturas, intensidade da atividade biológica do solo, nível de irrigação, etc. Nos solos bem arejados e irrigados, arenosos ou que recebem freqüente aporte orgânico o coeficiente K_2 oscila entre 2-3%, já em solo mais compacto, argiloso este valor cai para menos de 1,5%. No Brasil, com temperaturas mais altas e maior atividade biológica do solo a média deve ser da ordem de 2,5 - 3%. O coeficiente K_1 , também conhecido como coeficiente isohúmico indica que somente uma parte dos materiais orgânicos de origem vegetal se transforma depois de dois anos em húmus estável, sendo que a outra parte é consumida imediatamente, ou depois de uma breve humificação, por nitrificação ou combustão. O coeficiente K_1 representa esse rendimento da matéria orgânica vegetal expressa em húmus estável, calculado a partir da matéria seca dos diferentes materiais orgânicos. A partir deste coeficiente, obtêm-se o equivalente – húmus, ou seja, a quantidade de húmus produzida por uma tonelada de matéria seca.

2.6 Calagem

A calagem é prática essencial na agricultura moderna. Em solos ácidos brasileiros, com elevados teores de alumínio e manganês e/ou baixos teores de cálcio e magnésio, a omissão desta prática pode comprometer seriamente a alta produtividade e o uso eficiente de adubos. Segundo Goeder et al. (1975; STOOP, 1985 citados por CAMARGO et al., 1997), é bem conhecido que a aplicação de

calcário calcítico no solo pode diminuir em curto prazo a concentração de potássio e magnésio na solução, chegando a diminuir o teor foliar desses elementos.

Segundo Hue e Amien (1989); Bessho e Bell (1992), os solos ácidos brasileiros podem apresentar Al em concentrações que excedem a capacidade de tolerância da maioria das culturas e baixos níveis trocáveis de cátions básicos, características estas que podem ser corrigidas nos horizontes superficiais pela calagem. Para a correção da acidez e neutralização de níveis tóxicos de Al^{+3} , alternativamente podem ser aplicados resíduos vegetais no solo, que apresentam um efeito semelhante ao da calagem.

A solubilidade do Al é observada somente a pH abaixo de 5,5 assim a toxicidade para as plantas ocorre somente a valores de pH abaixo desses valores com a possível exceção da toxidez do $Al(OH)_3^{4-}$ em valores superiores de pH (Kinraide, 1991).

De acordo com Zsoldos e Erdei (1981); Yan et al., (1992); Koyama et al., (2001), a nível celular, o baixo pH tem distintos e prejudiciais efeitos na membrana plasmática a qual tem a sua permeabilidade notavelmente incrementada. Segundo Marschner (1991), estes efeitos na membrana são em parte responsáveis pela alteração dos padrões de acumulação de nutrientes a pH baixo. Marschner (1991) e Kinraide (1998) afirmam que o pH baixo induz a permeabilidade da membrana e pode ser aliviada por Ca^{2+} e outros cátions. Kinraide (1993); Llugany et al. (1995) citam que vários estudos têm demonstrado que o Al induz estimulação do crescimento radicular resultado da melhoria da toxidez por prótons e a conseguinte redução da permeabilidade da membrana.

Segundo Lazof e Holland (1999); Samac e Tesfaye (2003), a toxidez por Al é geralmente avaliada comparando a elongação de raízes expostas ao Al a pH baixo com raízes de plantas controle em ausência de Al, mas ao mesmo pH. Há potenciais problemas nesta proposição tanto por mascarar a resistência de plantas ao Al bem como em estudos de toxidez por Al. De acordo com Vitorello et al (2005) existe várias razões, com base tanto em evidencias experimentais como em considerações teóricas, às quais sugerem que provavelmente existe uma interação entre toxidez por Al e os efeitos do pH baixo. Tomando isto como uma nova evidência, com certeza os

efeitos biológicos da alta concentração de H^+ podem ter um papel no estabelecimento da toxidez por Al. Kinraide (1993) afirma existir várias coisas em comum entre toxidez por Al e H^+ , ambos são influenciados pelas forças iônicas da solução e são amenizados pelo incremento na concentração de cátions, embora que isto possa ser uma propriedade geral da toxidez por cátions.

De acordo com Kaminski (2000), as recomendações de calagem têm como objetivo a elevação do pH até a faixa adequada ao bom desenvolvimento das culturas (6 - 6,5) e que as quantidades dos corretivos são determinadas com base na necessidade de correção da acidez e adequação da soma e saturação por bases que proporcione o máximo retorno econômico.

Carneiro et al. (2004), com objetivo de avaliar o efeito individual ou combinado da utilização da palhada de cana-de-açúcar, calcário e vinhaça, nas propriedades químicas do solo, conduziram um experimento em ambiente de laboratório com um solo argiloso (NITOSSOLO) e avaliaram pH; Al^{+3} ; Ca^{+3} ; Mg^{+3} e K^+ , observando que o tratamento calcário + vinhaça + palha, foi o que proporcionou maiores alterações nas condições químicas avaliadas, com elevação do pH, soma de bases e redução do Al^{+3} . Os autores concluíram que os compostos hidrossolúveis da palha em combinação com calcário e vinhaça amenizam os efeitos tóxicos do alumínio trocável e aumentam a disponibilidade de cátions básicos.

De acordo com Braga (1991), a primeira qualidade a se considerar em um corretivo é a composição química que forçosamente deve conter um carbonato ou, então um silicato de cálcio ou de magnésio. A preferência para os carbonatos de cálcio ou de magnésio tem uma razão de ser: são os mais encontrados na natureza e os mais econômicos. A composição química dos corretivos é característica inerente ao material. Tendo em vista a sua finalidade, o corretivo deverá diminuir a acidez (atual, trocável e potencial) do solo para níveis toleráveis pelos vegetais, não deixar resíduo indesejável após diminuída a acidez, elevar o teor de cálcio e de magnésio. O mesmo autor afirma que o uso de hidróxidos de Ca e Mg é factível e aconselhável, apenas implica dois pequenos problemas, primeiro, esses materiais terão de ser preparados, pois não existem na natureza, sua obtenção consiste no aquecimento do carbonato de cálcio ou de magnésio a $725^{\circ} C$. para a produção dos óxidos, com

posterior hidratação, forma-se o hidróxido de cálcio ou de magnésio. O segundo problema tem relação com a causticidade desses materiais, estando os óxidos já incorporados ao solo, a reação deles com a umidade é exotérmica elevando a temperatura em até 180° C, o que traz conseqüências para a vida microbiana.

Como os carbonatos ocorrem em grande número e são de composição química variável, a Secretaria de Fiscalização Agropecuária de São Paulo classifica os calcários de acordo com o seu teor de MgO, em calcítico menos de 5% de MgO; Magnésiano 5 - 12% e Dolomítico >12% de MgO. Alguns autores, contudo, não concordam com a classificação proposta, Abreu (1973 citado por BRAGA, 1991) afirma que a classificação e a denominação dos calcários pelos teores de MgO são arbitrários e só tem finalidade didática, ele argumenta que não existe calcita pura e que, normalmente os calcários têm sempre teores de magnésio na sua composição.

Segundo Braga (1991), dada a variação da composição química do calcário, a sua capacidade de neutralizar a acidez do solo também é bastante variável. Essa capacidade, denominada anteriormente valor neutralizante e hoje poder neutralizante do calcário, é determinada em laboratório pela reação entre o calcário e um ácido com um método padronizado, com isso torna-se possível comparar os calcários e até efetuar substituições de um por outro. Pode-se calcular a capacidade de neutralização de um calcário, conhecendo-lhe a composição química, para isso é necessário transformar os teores dos componentes em equivalentes de carbonato de cálcio, lembrando que as reações químicas se processam com os mesmos números de equivalentes. A Legislação Brasileira estipula que o calcário, para ser comercializado, precisa ter poder neutralizante (PN) equivalente de, no mínimo 67% (com amplitude de tolerância de 20%) e a soma dos teores de CaO e MgO de 38% (com tolerância de 10%).

Quanto à composição química dos calcários a relação entre os teores de cálcio e magnésio deve merecer atenção embora a relação entre os dois cátions não cause efeito direto na neutralização da acidez, ela é muito importante para suprir as necessidades dos vegetais bem como para restabelecer o equilíbrio catiônico no solo, desajustado pelos cultivos sucessivos. Na Universidade Federal de Viçosa (UFV) o departamento de solos tem recomendado, nos ensaios em casa de vegetação aplicar

CaCO₃ e MgCO₃ na relação de Ca: Mg, de 4:1, estequiometricamente (BRAGA, 1991).

De acordo com Lierop et al. (1979 citados por OLIVEIRA, 1993), variações na saturação da CTC com Ca de 60% a 85% e com Mg de 6% a 12% não afetam os rendimentos das culturas. Posteriormente, McLean e Carbonell (1972; FOX e PIEKIELEK, 1984 citados por OLIVEIRA, 1993) observaram que variações mais amplas na saturação de Ca e Mg do solo não afetaram os rendimentos de milho, alfafa e milho. Liebhart (1981) verificou que os rendimentos de soja foram pouco influenciados pela saturação de Ca e Mg do solo.

A baixa resposta das plantas às adubações pode ser atribuída, em parte, ao excesso de alumínio que em solos com elevada acidez, pode tornar-se tóxico, causando graves anomalias ao sistema radicular, modificando os padrões de absorção e o metabolismo de nutrientes. Segundo Camargo e Furlani (1989 citado por SALVADOR et al., 2000), os efeitos tóxicos causados pelo alumínio são altamente dependentes de pH, concentração de sais, compostos orgânicos, temperatura e espécie vegetal, fatores que podem ser alterados de acordo com a natureza da composição química do substrato ou da espécie estudada. De acordo com Foy (1992) muitos pesquisadores acreditam que os efeitos da fitotoxidez do alumínio podem ser atribuídos diretamente a uma deficiência de P induzida pelo alumínio. Já para Oliveira (1979 citado por SALVADOR et al., 2000) esse pressuposto efeito sobre o metabolismo do fósforo pode estar ligado principalmente à sua retenção radicular e à redução de sua translocação para a parte aérea. Foy (1974) afirma que o excesso de Al, além de inibir a formação normal das raízes, regula a disposição de polissacarídeos nas paredes celulares e interfere na adsorção, no transporte e no uso de vários nutrientes, inclusive de P, Ca, e Mg.

As mudanças na estrutura do solo e o rompimento dos agregados decorrente do uso agrícola indevido normalmente acarretam restrições ao crescimento radicular, reduzindo a exploração de água e nutrientes pelas culturas. Essas alterações são, muitas vezes, manifestadas pela compactação acentuada, diminuindo a porosidade e a infiltração de água, aumentando o acúmulo de água sobre a superfície e a erosão hídrica. O selamento superficial do solo nessas condições restringiria a emergência

das plantas e poderia favorecer a ocorrência de doenças radiculares. Em conjunto, essas modificações físicas viriam a comprometer o desenvolvimento das culturas aí presente (ALBUQUERQUE et al., 2003). Os mesmos autores, avaliando o efeito da aplicação de calcário e fósforo sobre o comportamento estrutural de um solo ácido (Latosolo Bruno) com altos teores de argila e matéria orgânica, verificaram que a calagem melhorou o ambiente edáfico na camada analisada (0-10cm.), ao elevar o pH do solo, os teores de Ca e Mg trocáveis, a soma de bases e a CTC. Houve redução significativa nos teores de Al^{3+} trocável, acarretando assim, redução na saturação por alumínio. A aplicação de calcário, por outro lado não influenciou nos teores de K trocável e na condutividade elétrica do solo.

Morelli e Ferreira (1987) afirmam que a calagem diminuiu o grau de floculação da argila de 69%, em média, no solo não calcariado, para aproximadamente 58%, quando se adicionaram $9,0 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ de calcário. Esta redução está, provavelmente, relacionada com o aumento da espessura da dupla camada elétrica difusa dos colóides atribuído à criação de cargas negativas, a qual se evidencia pelo aumento na CTC e pela substituição do Al^{3+} pelo Ca^{2+} e Mg^{2+} no complexo de troca. Outra modificação resultante da calagem com influência sobre os atributos químicos do solo é a diminuição da atividade de Al^{3+} e H^+ na solução do solo, que são os principais agentes floculantes em solos ácidos. Nesse caso, há precipitação de polímeros de hidróxidos de Al, pelo aumento do pH do solo.

Durante a decomposição dos resíduos vegetais, ocorre liberação de compostos orgânicos hidrossolúveis que, em última análise, são ácidos orgânicos de baixo peso molecular (FRANCHINI et al., 2001 citado por AMARAL et al., 2004a). Esses compostos possuem radicais funcionais que os tornam capazes de formar complexos orgânicos com alumínio, cálcio e magnésio (PEARSON, 1966 citado por AMARAL et al., 2004a). Dessa forma, além de neutralizarem o alumínio tóxico, esses compostos podem aumentar a mobilidade no perfil do solo, dos produtos originados da dissolução do calcário aplicado na superfície. A manutenção dos resíduos da parte aérea das espécies utilizadas como cobertura na superfície do solo além de proporcionar aumento na concentração de diferentes ácidos orgânicos na camada superficial, pode beneficiar a ação da calagem superficial, pela liberação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular durante a decomposição dos diferentes

resíduos vegetais (AMARAL et al., 2004a). Os mesmos autores afirmam que uma provável causa da elevação do pH do solo pelos resíduos vegetais é a capacidade de neutralização de hidrogênio (CNH). A CNH é diferenciada entre os resíduos e envolve a reação de adsorção na superfície do material vegetal e a protonação de ácidos orgânicos com valores de pK (constante de estabilidade) entre o pH do solo e o pH 6,0. Outra causa da elevação do pH pelos resíduos vegetais é a reação de troca entre H e Al do solo pelos cations Ca, Mg e K presentes nos resíduos.

Amaral et al. (2004a) encontraram que, apesar do pouco efeito dos resíduos vegetais na ação do calcário na profundidade do solo, eles proporcionaram aumentos significativos de carbono orgânico total. Esses aumentos podem estar relacionados com o conteúdo de carbono nos resíduos. Estrutura, agregação, capacidade de retenção de água são características beneficiadas pelo incremento de carbono no solo. Os autores concluíram que os resíduos vegetais não tiveram efeito na correção da acidez do solo em profundidade; seus efeitos restringiram-se à camada de 0 - 2,5 cm.

Devido à pobreza em bases do material de origem dos solos ácidos e às condições climáticas (temperatura e precipitação elevada), favoráveis ao processo de intemperismo e lixiviação, estes solos apresentam baixa saturação por cátions básicos (Ca, Mg e K) e, conseqüentemente, um predomínio de H e Al nas cargas negativas do solo. Com a aplicação do calcário, grande parte do H e Al podem ser neutralizados, desobstruindo e gerando novas cargas que são então ocupadas por Ca e Mg. No entanto, o uso agrícola prolongado, utilizando o revolvimento do solo e a incorporação dos resíduos vegetais geram condições favoráveis à degradação da matéria orgânica, reduzindo drasticamente seu potencial produtivo (MIYAZAWA, et al., 2000). Os mesmos autores afirmam que a capacidade de neutralização da acidez do solo por resíduos vegetais está associada aos seus teores de cátions e carbono orgânico solúvel. As reações de ligantes orgânicos, solúveis em resíduos vegetais, responsáveis pela neutralização de acidez do solo envolvem a participação de radicais carboxílicos, por outro lado, em solos alcalinos (pH superior a 7,0) o uso de resíduos vegetais também é recomendado para a neutralização da alcalinidade. Neste caso, as reações de neutralização da alcalinidade do solo são desempenhadas pelos radicais amídicos e fenólicos.

Muitos estudos têm demonstrado o transporte de Ca e a neutralização de Al na camada superficial do solo por meio de processos químicos. O cálcio dos sais solúveis de $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ e CaCl_2 é facilmente transportado em profundidade no solo. Porém, como estes sais são neutros, não aumentam o pH e nem reduzem a toxidez de Al no subsolo. Vários trabalhos têm demonstrado a mobilização de Ca para o subsolo na forma orgânica, principalmente na forma de fulvato de Ca (MIYAZAWA, et al., 2000).

Watt et al. (1991) foram os primeiros a estudar o transporte de Ca à profundidade do solo na forma de Ca-fulvato, purificado da turfa. Noble et al. (1995) extraíram Ca-fulvato de carvões minerais e também observaram aumento no teor de Ca na camada subsuperficial do solo.

Miyazawa et al. (2000) estudando a neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais, concluíram que a permanência dos resíduos vegetais na superfície do solo reduz a taxa de decomposição pelos microrganismos, permitindo que a existência destas substâncias orgânicas seja prolongada, aumentando os efeitos. Com a ocorrência das primeiras chuvas após o manejo dos resíduos, as substâncias orgânicas seriam solubilizadas e reagiriam com cátions e hidrogênio no solo.

A aplicação superficial de calcário tem-se mostrado eficiente na correção da acidez do solo no sistema de plantio direto. Ao contrário do esperado, os efeitos da aplicação de calcário têm ocorrido em profundidades e em períodos de tempos relativamente curtos, apesar da sua baixa solubilidade no solo. Num experimento realizado por Amaral et al. (2004b), em casa de vegetação utilizando colunas de PVC com amostras indeformadas de um CAMBISSOLO Húmico alumínico léptico argiloso, manejado há cinco anos em sistema de plantio direto, os autores encontraram que: aos sete dias da aplicação do calcário comercial (PRNT 76% e a dose de 12Mg ha^{-1}) já foi possível verificar o transporte de partículas finas ($<0,105\text{mm}$) do calcário aplicado na superfície do solo até a profundidade de 20 cm, visto que foram detectados os minerais calcita e dolomita nesta profundidade; a identificação do calcário no interior do solo pode indicar que os efeitos na neutralização da acidez e no aumento de cálcio e magnésio na subsuperfície do solo foram, em grande parte, devidos ao movimento vertical de partículas do calcário e

que os efeitos da correção da acidez no perfil do solo foram rápidos e intensos, o que permite enfatizar a importância do transporte do calcário através da água da chuva no sistema plantio direto com reaplicações do corretivo na superfície do solo ao longo do tempo.

Num experimento conduzido em Argissolo Vermelho distrófico típico, cultivado há oito anos no sistema de plantio direto com reaplicações de calcário a cada quatro anos e com objetivo de avaliar o efeito da reaplicação de calcário ($2,5\text{ha}^{-1}$) com e sem incorporação ao solo, sobre as características químicas das fases sólidas e líquidas ao longo do tempo e do perfil do solo, Amaral e Anghinoni (2001) verificaram efeitos relativamente rápidos da reaplicação de calcário na superfície do solo em profundidade, o maior efeito da dissolução do calcário ocorreu aos 90 dias de sua reaplicação e que esses efeitos em profundidade se manifestaram a partir dos 180 dias da reaplicação do calcário; atingiram aos 360 dias, até 2cm quanto aos teores de Ca e Mg na solução do solo, e até 4cm quanto ao pH em CaCl_2 e aos teores de Al, Ca e Mg trocáveis.

Sidiras e Pavan (1985); Rheinheimer et al. (1998) mostraram que o não revolvimento do solo no sistema de plantio direto e o conseqüente acúmulo de resíduos vegetais, corretivos e fertilizantes na sua superfície promovem modificações nas características químicas do solo em relação ao sistema convencional. Estas modificações ocorrem de forma gradual e progressiva a partir da superfície do solo, e afetam tanto a disponibilidade de nutrientes quanto o processo da acidificação do solo.

A decomposição de resíduos culturais e o uso de adubos nitrogenados depositados na superfície do solo provocam uma intensa acidificação da camada superficial, formando um gradiente de pH a partir da superfície, chamado de frente de acidificação (BLEVINS et al., 1983 citados por AMARAL e ANGHINONI, 2001). No Brasil não se tem detectado aumentos significativamente diferenciados na acidez a partir da superfície do solo no sistema plantio direto, Muzilli (1983); Sidiras e Pavan, (1985); Burle et al. (1997), o que pode ser atribuído à aplicação de doses relativamente baixas de adubos nitrogenados e a períodos relativamente curtos de avaliação. Existem indicativos que a correção da acidez em profundidade, no sistema

plantio direto com aplicação de calcário superficial, ocorre em menor tempo do que o esperado, considerando-se a baixa solubilidade do calcário e a sua não incorporação ao solo (PÖTTKER e BEM, 1998). Porém esses efeitos são mais difíceis de serem detectados quando se analisa somente a fase sólida e camadas espessas de solo (5-10 cm), e quando decorridos maiores períodos de tempo após a aplicação do calcário.

Conforme o pH do solo aumenta o Al^{3+} sofre hidrólise deixando vagos sítios de troca de cátions, ou ainda ocasiona dissociação do hidrogênio aumentando assim a CTC e o pH do solo (HOCHMAN et al., 1992; EDMÉADES, 1982 citados por CAMARGO et al., 1997); podendo haver aumento de 50% na CTC efetiva do solo com carga variável quando o pH sobe de 5,0 para 6,0, Smyth e Sanchez (1980), entretanto, a CTC a pH 7,0 não parece sofrer alteração com a calagem, Morelli et al. (1971 citados por CAMARGO et al., 1997).

2.7 Aspectos nutricionais do tomateiro

Segundo Rick (1978), o tomateiro é uma planta “perene”, de porte arbustivo que é cultivada como planta anual, e pode desenvolver-se de forma rasteira, semi-ereta ou ereta, o crescimento é limitado nas variedades determinadas e ilimitado nas indeterminadas, a planta se desenvolve bem numa ampla faixa de latitudes, classes de solos, temperaturas e métodos de cultivo.

O sistema radicular do tomateiro está constituído pela raiz principal, raízes secundárias e raízes adventícias, quando as plântulas são transplantadas a raiz principal se danifica e a planta desenvolve um sistema de raízes laterais secundárias (VARGAS e BRUINSMA, 1986 citados por LA PUERTA, 2001), a diminuição no fornecimento de fotoassimilados à raiz como consequência do declínio na atividade fotossintética da parte aérea ou da frutificação, reduz o aumento em matéria seca e a divisão das células apicais da raiz, mas afeta pouco a absorção de íons e a respiração, isto evidencia que em face a uma deficiência de nutrientes tem prioridade as funções essenciais para a sustentar a planta (CRAPO e KETTELLAPER, 1981 citados por LA PUERTA, 2001)

As condições ambientais e nutricionais, bem como os tratos com reguladores do crescimento podem afetar a diferenciação e o desenvolvimento da flor; as

condições que favorecem o desenvolvimento vegetativo do tomateiro aumentam o número e superfície das folhas que sustentarão o crescimento das inflorescências e frutos (LA PUERTA, 2001).

De acordo com Wilcox (1993), o desenvolvimento vegetativo do tomateiro acontece só durante os primeiros 42 dias, depois dos quais concorre com o desenvolvimento do fruto. O crescimento é rápido durante as primeiras 4 semanas enquanto a planta está na floração e frutificação. Depois de 70 dias o desenvolvimento é pouco promovido e a matéria seca é acumulada principalmente no fruto à taxa constante e eqüitativa, o amadurecimento do fruto inicia-se aos 84 dias e continua até a colheita. A absorção de nutrientes é contínua durante o crescimento da planta de tomate. Se a disponibilidade no solo é alta a planta pode ser nutrida através da absorção radicular durante todo o período de crescimento, porém, se a disponibilidade de nutrientes é limitada os requerimentos para o desenvolvimento do fruto serão em função da translocação dos nutrientes da parte vegetativa em combinação com a absorção radicular.

Plantas de tomate deficientes em nitrogênio crescem vagarosamente, as folhas ficam pequenas e verde pálida, os frutos podem ser pequenos e empalidecem antes de amadurecerem, a colheita é diminuída. A deficiência de fósforo provoca crescimento vagaroso e atraso na maturidade, as folhas tornam-se verde-escuras com o tecido internerval púrpura e o talo torna-se fino e fibroso; as plântulas requerem uma alta concentração de fósforo para o crescimento normal. Plantas novas deficientes em potássio apresentam folha verde escura com talo pequeno e internós curtos, as folhas novas se tornam enrugadas e encrespadas e as mais velhas aparecem cloróticas com margens marrons, o tecido internerval colapsa, e os frutos caem rapidamente depois de amadurecerem (WILLCOX, 1993).

A falta de cálcio resulta em desenvolvimento anormal das células novas, as plantas ficam atrofiadas e com o crescimento reduzido. A deficiência de magnésio afeta primeiramente as folhas mais novas e as mais velhas, as nervuras permanecem verdes escuras e a área internerval se torna amarela; a deficiência de nitrogênio intensifica o desenvolvimento da deficiência do magnésio em solos deficientes em

magnésio. Deficiências de ferro são relacionadas muitas vezes em solos com alto pH e pobre aeração e as folhas se tornam cloróticas (WILLCOX, 1993).

A resposta à aplicação de fosfato pela planta de tomate depende do estado do fósforo no solo. Aplicações muito altas podem diminuir a colheita desde que a disponibilidade de fósforo depende do pH do solo (FEIGIN e SAGIV, 1974 citados por ADAMS, 1986). A falta de Ca na fertilização mineral reduz o peso da planta e o número de folhas formadas. Um inadequado suplemento de Mg pode diminuir o crescimento e a produção de frutos; a aplicação de magnésio reduz a proporção de frutos irregularmente formados e em alguns casos reduz a incidência de desordens no amadurecimento e frutos ocos, Windsor e Long (1968 citados por ADAMS, 1986).

Inadequados níveis de manganês limitam o crescimento da planta, calculado pela produção de matéria seca, mas não tem efeito coerente sobre o número e tamanho do fruto, já excessivos níveis deprimem o crescimento em solos ácidos (WARD, 1977 citado por ADAMS, 1986). Muitas interações entre nutrientes afetam a composição mineral das folhas do tomateiro, por exemplo, aumento no teor de N reduz o teor de K, e o teor de magnésio na folha decresce com o incremento dos níveis de potássio. Uma correlação negativa entre o fósforo e o magnésio foi encontrada por Hipp e Gerard (1969 citados por ADAMS, 1986) em folhas de tomateiro cultivado em solução nutritiva.

O cálcio tem um papel vital na sustentação da integridade da membrana celular e atua como agente cimentante na parede celular na forma de pectato de cálcio. Muito pouca quantidade de cálcio é traslocado fora da folha uma vez que tem sido assimilado, por esses tecidos que estão crescendo ativamente são dependentes do cálcio transportado pela água no xilema (ADAMS, 1986).

Foi avaliada por Mello e Vitti (2002a) a influência do composto de lodo de cervejaria + cavaco de eucalipto; cama de frango e composto de lixo urbano na produção e nutrição do tomate cultivado em estufa, e nas propriedades químicas do solo, classificado como Latossolo Vermelho – Amarelo, alico, A moderado, textura média, sendo testadas quatro doses de N; 0; 100; 150; e 200 kg ha^{-1} , estimadas com base nos teores de nitrogênio dos materiais orgânicos em estudo e utilizados nas quantidades de 7; 10; e 14 t ha^{-1} para o composto de lodo de cervejaria + cavaco de

eucalipto; 8, 2 ; 12,3 e 16,4 tha^{-1} do composto de lixo urbano, e 2,9 ; 4,4 e 5,9 tha^{-1} de cama de frango, os autores encontraram que o composto de lodo de cervejaria + cavaco de eucalipto proporcionou o maior peso médio de frutos que o composto de lixo, sendo que ambos não diferiram da cama de frango na dose equivalente a 150 tha^{-1} de N, também com essa dose o numero de frutos por planta e a produção comercial foram maiores com a adição de composto de lodo de cervejaria + cavaco de eucalipto e da cama de frango em relação ao composto de lixo. Entretanto a produção e a nutrição do tomateiro e as características químicas do solo não sofreram influência das doses de N.

Mazur et al. (1983) obtiveram elevação do pH do solo de 5,2 para 5,7 com a aplicação de 30 tha^{-1} de composto de resíduos urbanos; dependendo do tipo de resíduo orgânico aplicado podem ou não ocorrer mudanças na acidez do solo, fato também comprovado por Eira e Carvalho (1970 citados por MELLO e VITTI, 2002 b), que observaram aumento do pH do solo com a adição de palha de cana e torta de filtro e nenhuma variação do pH com a adição de um composto orgânico.

Com objetivo de avaliar a influência da calagem e da gessagem nas características do solo e na produtividade e qualidade dos frutos do tomateiro e meloeiro, Faria et al. (2003) conduziram um experimento em Argissolo Vermelho – Amarelo de textura arenosa, encontrando que a calagem e a gessagem promoveram incremento do pH do solo e nos níveis de Ca^+ e Mg^{2+} , tendo reduzido o teor de Al^{3+} do solo. O calcário isolado foi mais eficiente para a neutralização do Al^{3+} em maiores profundidades, tendo resultado em maiores produtividades de melão em comparação com os tratamentos em que o calcário foi associado ao gesso. Com o uso de 20 tha^{-1} de calcário equivalente a uma vez a necessidade de calagem foi suficiente para obter uma produtividade de 22,5 tha^{-1} de melão, significativamente superior à da testemunha (16,8 tha^{-1}) e de reduzir em 80,4% a ocorrência de podridão apical do tomate. Por tanto, a gessagem não se mostrou necessária para essas culturas. Em solos argilosos e com maiores teores de Al^{3+} , principalmente em profundidade; a associação de gesso com o calcário ao contrario do observado no presente estudo, pode-se mostrar eficiente.

A deficiência de oxigênio em plantas por alagamento do sistema radicular é um evento comum na natureza, e as conseqüências variam do incremento em biomassa da parte aérea em relação à raiz, segundo Huang e Johnson (1995), até a perda da planta devido á inundação sazonal. A relativa redução na biomassa radicular e a mudança na distribuição de metabólitos para a parte aérea durante o alagamento são provavelmente o resultado de uma adaptação metabólica dirigida a diminuir a demanda de oxigênio pelo sistema radicular, Naidoo e Naidoo (1992); Huang et al. (1994). A redução na atividade fotossintética é outra conseqüência do alagamento e pode ser atribuída a vários fatores, entre eles; baixo potencial de água e conductância estomática, baixa atividade das enzimas fotossintéticas, irregular transporte de fotoassimilados devido a muito baixa atividade de acumulação, e baixo conteúdo de clorofila, Huang et al. (1994); Liao e Lin (1994).

Rattin et al.(2003) avaliaram o efeito de cinco doses de solução nutritiva sobre a acumulação de massa seca e rendimento de frutos de tomateiro híbrido Monte Carlo, cultivado em substrato no interior de um estufa de polietileno, foi empregada como referência uma solução nutritiva contendo em mmol.L^{-1} , 40 de KNO_3 , 27 de $\text{Ca (NO}_3)_2$ e 12 de MgSO_4 , complementada por $1,5 \text{ g.L}^{-1}$ de superfosfato simples, $0,13 \text{ mL.L}^{-1}$ de Fe quelatizado e $0,66 \text{ mL.L}^{-1}$ de uma solução de micronutrientes. O tratamento T3 foi igual à dose de referencia e os demais tratamentos foram fixados em doses múltiplas de T3, multiplicando-se por 0,25; 0,50; 1,25; e 1,50 para os tratamentos T1; T2; T4 e T5 respectivamente e 1L de solução foi aplicado em intervalos semanais via fertirrigação. Os pesquisadores concluíram que a concentração de $101,5 \text{ mmol.N.L}^{-1}$, com a devida proporção entre os demais nutrientes como a melhor a ser empregada para atingir a produtividade máxima de frutos dessa cultura cultivada em substratos. A resposta da acumulação de massa seca total da parte aérea e dos frutos se ajustou a uma equação linear enquanto a massa seca vegetativa ou índice foliar e a produtividade se ajustaram a um modelo quadrático.

No tomateiro a elevação do nível de N fornecido às plantas aumenta o peso de matéria seca das raízes, do caule, das folhas e dos frutos, a altura da planta, o número de folha, a área foliar, o florescimento, a frutificação e a produtividade. Sob condições de campo, a nutrição ótima dessa cultura pode ser alcançada quando a quantidade

aplicada de fertilizantes nitrogenados é igual à alta demanda que ocorre durante o período de crescimento dos frutos (HUETT e DETTMAN, 1998). As exigências nutricionais do tomateiro podem ser supridas pela adição ao solo de fertilizante químico, de matéria orgânica ou de ambos. A produção de frutos é possível com a prática alternativa da fertilização do solo com matéria orgânica devido à alta concentração de N normalmente presente na mesma (ATIYEH et al., 2000).

Dois experimentos de campo foram conduzidos por Ferreira et al. (2003) para avaliar a produção de frutos do tomateiro em resposta a doses de nitrogênio e a adubação orgânica num Argissolo Vermelho – Amarelo cambico. Em ambos, as doses de N aplicadas na forma de nitrocalcio, foram, 0; 110; 220; 440 e 880 kg.ha⁻¹ e as dose de matéria orgânica, na forma de esterco bovino curtido foram 0 e 8 t.ha⁻¹. Os pesquisadores encontraram que a produtividade foi influenciada pelas doses de N nos dois níveis de matéria orgânica, e a adição de matéria orgânica ao solo aumentou a dose do adubo nitrogenado necessária à obtenção das máximas produções total, comercial e frutos extra de tomate independentemente da época de plantio.

Com objetivo de estudar os efeitos no longo prazo dos fertilizantes inorgânicos e uma combinação de fertilizantes inorgânicos e adubos orgânicos, tais como palha de trigo, estrume e adubo verde (*Sesbania bispinosa*) no rendimento das colheitas e as propriedades do solo no qual “pearl millet” (*Pennisetum glaucum*), trigo (*Triticum aestivum* L.) colhidos em sequência, foi estabelecido um experimento de campo por Goyal et al. (1999) onde obtiveram os resultados seguintes; o carbono orgânico e o nitrogênio total do solo foram maiores nos tratamentos que receberam uma combinação de fertilizantes inorgânicos e adubos orgânicos se comparados com os que receberam só fertilizante inorgânico; as maiores quantidades de carbono orgânico e nitrogênio total foram observadas no solo que recebeu palha de trigo e as menores no solo não fertilizado, a relação C/N do solo decresceu com a fertilização, o adubo orgânico apresentou o maior efeito no decréscimo da C/N comparado com o fertilizante inorgânico. Não foi observada mudança significativa no pH do solo com as diferentes doses de fertilizantes inorgânicos e adubos orgânicos o que pode ser explicado pela alta capacidade de tamponamento dos solos. O acréscimo observado na relação C/N do solo com adubo orgânico indica um acúmulo de N no solo. Os pesquisadores concluíram que o nível de matéria orgânica do solo e atividade

enzimática são acrescentados seguindo o uso integrado de fertilizantes químicos e adubos orgânicos, tais melhorias são vitais para a produtividade a longo prazo nos trópicos onde níveis de matéria orgânica são baixos bem como as taxas de incorporação.

Em experimento conduzido por Silva Jr (1990) em um solo Gley pouco humico, eutrófico, e com objetivo de determinar o rendimento e tamanho dos frutos de tomate, utilizando doses crescentes de N (30; 60; 80; e 180 kg ha^{-1}), P₂O₅ (75; 150; 300 e 400 kg ha^{-1}) e K₂O (30; 60; 120 e 180 kg ha^{-1}) combinadas com cama de aviário nas doses 0; 10 e 20 t ha^{-1} , o autor encontrou os seguintes resultados: a resposta do tomateiro à adubação mineral apresentou comportamento quadrático para fruto comercial e frutos graúdos; na presença de adubação orgânica (20t ha^{-1}) a necessidade de uso de fertilizante mineral restringiu-se a apenas 30; 75 e 130 kg ha^{-1} de N, P₂O₅ e K₂O respectivamente para atingir-se o mesmo rendimento da adubação mineral aplicada isoladamente. O autor concluiu que a adição complementar de adubo orgânico pode substituir parcialmente os fertilizantes minerais, resultando em maior rendimento e qualidade dos frutos.

A regulação da absorção e distribuição do cálcio na planta de tomate cultivado em solução nutritiva recirculada e condutividade elétrica de 27,12 e 17 mS (mili Siemen), foi estudada por Ehret e Ho (1986) e concluíram que: a pesar do incremento do teor de cálcio na solução de nutrientes em alta condutividade elétrica (7–12 mS), a acumulação de cálcio pelo fruto foi progressivamente reduzida pelo incremento da salinidade; a incidência da podridão apical também aumentou com a salinidade; a salinidade da solução tem efeitos no curto prazo reduzindo a absorção de cálcio pelas raízes e o movimento do cálcio da raiz ao fruto, em longo prazo pode reduzir o desenvolvimento do tecido do xilema dentro do fruto e incrementar a resistência para a água do xilema, bem como a mobilidade do cálcio na semente.

Com objetivo de avaliar a quantidade absorvida e os teores de micronutrientes no tomateiro cultivado em ambiente protegido, Rodrigues et al. (2002) encontraram que na época de florescimento (35 dias após o transplante) a planta apresentava as concentrações em mg kg^{-1} a seguir ; B 56,1; Cu 107,8; Fe 440,4; Mn 313,8; e 194,9 de Zn.

Visando avaliar a produtividade, qualidade dos frutos e o estado nutricional do tomateiro tipo longa vida, híbrido “Carmen”, conduzido com um cacho e cultivado em solução nutritiva, foram testados dois conjuntos de fontes de nutrientes, a composição das soluções utilizadas na fase de crescimento vegetativo continham 8; 2; 4; 2 ; 1 e 1 mmolL⁻¹ de N; P; K; Ca Mg e S; e 35; 19; 21; 4; 0,9; e 0,7 mmolL⁻¹ de Fe ; Mn; B; Zn; Cu; e Mo respectivamente, Fernandes et al. (2002) encontraram as seguintes concentrações média para macro e micronutrientes em folha; N 3,18 ; P 1,25 ; K 5,11 ; Ca 4,50 ; Mg 0,88; e S 1,79; dagkg⁻¹ , e para Fe 209 ; Zn 96 ; Cu 10; Mn 665 e B 209 mgkg⁻¹.

De acordo com Roorda e Smilde (1981 citados por ADAMS, 1986) a faixa de concentração adequada de macronutrientes em folhas de tomateiro sadias em, % de matéria seca, seria; N 2,80 – 4,90; P 0,40 – 0,65; K 2,70 – 5,90 ; Ca 2,40 – 7,20 ; Mg 0,36 – 0,85 ; S 1,00 – 3,20 e para micronutrientes em µgg⁻¹ ; B 32,00 – 97,00 ; Cu 10,00 – 16,00 ; Fe 101,00 – 391,00; Mn 55,00 – 220,00 ; Mo 0,90 – 10,00 e Zn 20,00 – 85,00.

Quando associadas à deficiência e toxidez, a concentração de nutrientes em folhas de tomateiro, de acordo com dados do Glasshouse Crops Res. Inst. Littlehamptom, citado por Adams (1986) apresenta os seguintes valores em %, para deficiência; N < 2,00 ; P < 0,20 ; K < 1,50 (fase vegetativa) e < 2,50 (fase de frutificação); Ca < 1,00 ; Mg < 0,30 ; Cu < 4,00 ; Fe < 60,00 ; Mn < 25,00 e Zn < 25,00; em plantas com sintomas de toxidez os valores são; P > 1,00% ; B >100 µgg⁻¹ ;Fe > 1000 µg.g⁻¹; e Zn > 250,00 µgg⁻¹.

Malavolta et al. (1997) consideraram adequados os seguintes teores totais (análise de folhas) de macronutrientes em g kg⁻¹; N 30,00; P 3,50; K 40,00; Ca 14,00 – 18,00; Mg 4,00 e S 3,00 e para micronutrientes em mgkg⁻¹; B 50,00 – 70,00; Cu 10,00 – 15,00; Fe 500,00 – 700,00; Mn 250,00 - 400,00; Mo 0,35 – 0,50 e Zn 60,00 – 70,00.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O Projeto de Assentamento (PA) Diamante Negro Jutai está localizado a 210 km de São Luis entre os municípios de Igarapé do Meio e Monção na bacia hidrográfica do Rio Pindaré sub-área do baixo Pindaré. Foi criado em 1994, possui uma área de 8.885,8 ha e 266 famílias cadastradas. As principais rodovias de acesso são a BR 222 e MA 330. A atividade principal é a agricultura, praticada de forma itinerante, sendo as principais culturas o arroz, milho, mandioca e feijão com baixas produtividades (MST, 2004).

O relevo é plano característico dos municípios da Baixada Maranhense e as precipitações são elevadas, em torno dos 2000 mm anuais (MOURA, 1991). O clima é quente e úmido com temperaturas máximas de 34°; mínimas de 30°.

O município de Igarapé do Meio apresenta indicadores sociais ruins, dentre eles, o índice de analfabetismo de 53,8% na população adulta e renda per capita média do município é de R\$ 53,50 (cinquenta e três reais e cinquenta centavos). Em relação aos outros municípios do Estado do Maranhão apresenta situação precária: ocupa a 177ª posição, sendo que 176 municípios (81,1%) estão em situação melhor e 40 municípios (18,9%) estão em situação pior ou igual (IBGE, 2000).

3.2 Processo de compostagem do aguapé

A coleta de plantas de aguapé foi realizada no Lago dos Cordeiro, localizado na divisa entre Monção e Igarapé do Meio, a 3°34'37'' de latitude Sul e 45°11'7'' de longitude Oeste. Inicialmente, foi realizado o processo de secagem da planta ao sol

durante 2 dias para retirada do excesso de água. Em seguida, as plantas foram colocadas em estufa com circulação forçada de ar para secagem a 65°C, durante 5 dias. A massa vegetal de aguapé (parte aérea e radicular) após secagem ao sol foi submetida à triturador de matéria orgânica vegetal (modelo Tapp Tr 200) para reduzir o material seco a partículas de entre 2 - 4 cm para obter maior área de exposição do material vegetal ao ataque dos microrganismos. O processo de compostagem teve início no dia 26 de abril de 2004 e término em 27 de junho do mesmo ano, correspondendo a 75 dias de processo. A pilha de compostagem teve as seguintes dimensões: 1,55m de comprimento; 0,70m de largura e 0,40m de altura. Os materiais utilizados foram biomassa vegetal de aguapé (21,6 kg que corresponde a um volume de 0,192 m³), esterco de boi fresco (54,2 kg que corresponde a um volume de 0,108 m³) e 3,5 kg de solo (proveniente da amostra de solo coletada no assentamento Diamante Negro, que corresponde a um volume de 0,003 m³). As camadas dos materiais submetidos à compostagem tiveram as seguintes espessuras: duas camadas de biomassa de aguapé, tendo cada uma delas 14,5 cm de espessura; duas camadas de esterco de boi com 5 cm cada e uma camada de solo de 1 cm. Tais camadas foram intercaladas, sendo, uma camada de biomassa de aguapé seguida de uma camada de esterco e outra de solo até atingir a altura de 40 cm. No primeiro dia, em que se deu início ao processo de compostagem adicionou-se um volume de água de 12 litros, repetindo-se a aplicação aos 14 e 21 dias de compostagem. Foi feito o reviramento da pilha aos 14 e 37 dias do início do processo de compostagem. Aos 21 dias foram colocados 3 canos de pvc perfurados de 1,5 polegadas de diâmetro em posição horizontal e longitudinal à pilha de compostagem para melhorar a aeração. A pilha foi mantida coberta com lona preta plástica durante todo o processo de compostagem, que foi de 75 dias. A relação dos materiais aguapé/esterco foi 3:2.

O volume total da pilha ao início do processo foi de 0,30 m³ e no final 0,12 m³, redução no volume de 58%, com a obtenção ao final do processo de 59 kg de composto base úmida (52%). Para a determinação da atividade da água no composto foram colocadas em prato plástico 5 amostras de 100g cada uma, para secar ao ar livre (temperatura ambiente 25 a 33°C). Foi conferido o peso de cada amostra a cada 24 horas até o peso se estabilizar (4 dias). A determinação da umidade foi feito

conforme procedimento modificado de Tedesco et al. (1995) e a capacidade de retenção de água (CRA 240%) de acordo com Kiehl (1985).

A compostagem da biomassa de aguapé transcorreu no período compreendido entre os meses de abril e julho de 2004, onde, embora não se tenha conseguido uma relação C/N entre 8-12 considerada ótima por Kiehl (1985) no composto curado; o composto de aguapé obtido pode-se considerar estabilizado, pois, após 65 dias de compostagem a temperatura da pilha de compostagem manteve-se estável e próxima da temperatura ambiente (30°C) na época, como mostra a Figura 1.

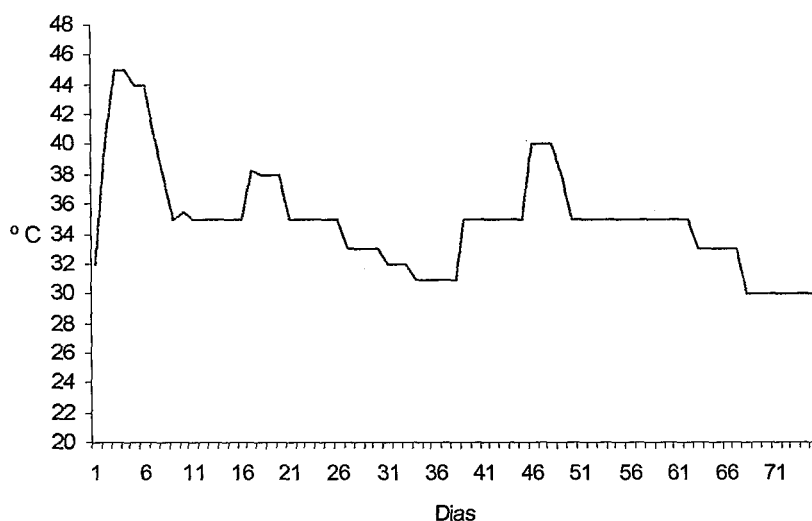


Figura 1. Temperatura da pilha de compostagem durante os 75 dias do processo.

Os teores de macronutrientes determinados na compostagem foram baixos, para K 110,23 mmol_cdm⁻³ e P 0,47 gdm⁻³ quando comparados aos teores encontrados na literatura, a qual é escassa, somente o elemento N (26,90gdm⁻³) foi determinado em valores mais elevados que os encontrados por outros pesquisadores; de acordo com dados da FAO (1982) citados por Gaur e Singh (1995) os macronutrientes determinados na compostagem de aguapé foram, N 20g.dm⁻³, K 487,17 mmol_cdm⁻³, P 4,37gdm⁻³.

A temperatura da pilha de compostagem, conferida a cada 24 horas, atingiu o máximo de 45°C, valor mínimo para a fase termófila segundo Kiehl (1985), que considera 50-55°C a temperatura ótima durante essa fase do processo. Entretanto, segundo Eweiss (1999) o processo de compostagem se desenvolve bem no intervalo mesófilo de 30 a 40° C, bem como no intervalo termófilo 50 a 60°C. Essa baixa temperatura na fase termófila deve-se às dimensões da pilha serem muito pequenas, possibilitando grande troca de calor com o ambiente como descrito por Febrer et al. (1999).

3.3 Determinação de macro e micronutrientes no resíduo e composto de aguapé

Para a análise dos macro e micronutrientes no resíduo da planta de aguapé foram realizados os seguintes procedimentos: descontaminação do vegetal (parte aérea + raiz), lavando-se a planta com água destilada para retirada do excesso de lama e outros contaminantes grosseiros. Após a lavagem foram submetidas à secagem em estufa de ar forçado com temperatura controlada de 65°C até peso constante. Posteriormente, foram submetidas à moagem em moinho (Willey) com peneira de 20 mesh para reduzir a amostra a um pó fino. A metodologia utilizada para as determinações de N; P; K; Ca e Mg no resíduo e no composto foram de acordo à metodologia do IAC (1983); os micronutrientes Cu; Fe; Mn e Zn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica.

3.4 Coleta do solo e caracterização física, química e granulométrica da amostra de solo

Coletaram-se 1000 kg de solo da camada de 0-20 cm de profundidade, (classificado como NEOSSOLO FLUVICO, Distrófico glei), no assentamento Diamante Negro localizado no município de Igarapé do Meio, e 500 kg de biomassa (peso úmido) de aguapé dos campos do município. O solo foi seco ao ar, homogeneizado e passado por peneiras de 4mm de malha para obter Terra Fina Seca ao Ar (TFSA) e montagem das unidades experimentais; e de 2mm para a caracterização física e química (Tabela 1). Em seguida, foram preparadas amostras de 100g do solo para a determinação dos teores dos seguintes elementos e

parametros: Nitrogênio, conforme (TEDESCO et al.,1995), Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Enxofre, Sódio; Al^{3+} ; pH em Cloreto de Calcio; matéria orgânica, relação C/N e condutividade elétrica (I.A.C. 1983).

Tabela 1. Caracterização física, química e granulométrica da amostra de solo utilizada.

Composição granulométrica	
Areia grossa (gkg^{-1})	30
Areia fina (gkg^{-1})	90
Silte (gkg^{-1})	420
Argila (gkg^{-1})	460
Matéria Orgânica (gdm^3) (1)	87,0
Composição física e química	
Al^{3+} ($mmol_cdm^3$)	81,0
Ca^{2+} ($mmol_cdm^3$) (3)	20,0
Mg^{2+} ($mmol_cdm^3$) (3)	29,0
Na^+ ($mmol_cdm^3$) (5)	5,9
K^+ ($mmol_cdm^3$) (3)	5,8
P ($mgdm^{-3}$) (4)	9,0
C (gdm^3)	50,5
N ($g.dm^3$) (7)	3,1
pH ($CaCl_2$) (6)	3,3
H+Al ($mmol_cdm^3$) (2)	297,0
SB ($mmol_cdm^3$)	60,70
CTC (pH 7,0) ($mmol_cdm^3$)	357,70
CTC_e ($mmol_cdm^3$)	141,70
m% ($mmol_cdm^3$)	57,16
V% ($mmol_cdm^3$)	17
CE (25° C) ($mmhoscm^{-1}$)	0,36

(1) extração pela solução Na_2O_7 4 n + H_2SO_4 , espectrofotometria 650n; (2) neutralização pela solução SMP; (3) extração pela resina de troca iônica IR-120, espectrofotometria; (4) extração pela resina de troca iônica IR-400; (5) solução de Mehlich 1; (6) solução 0,01 M de $CaCl_2$; (7) Tedesco et al. (1995).

3.5 Ensaios conduzidos

Foram conduzidos 4 ensaios: 1- Curva de incubação do solo com carbonato de cálcio; 2- Curva de calibração das dosagem de resíduos e composto de aguapé. 3- Avaliação da substituição do $CaCO_3$ por resíduos ou composto de aguapé. 4- Avaliação da cultura do tomateiro, cultivar C-38-D Novo em função da combinação de doses de $CaCO_3$, resíduos ou composto de aguapé; durante o período de 1° de novembro de 2004 a 8 de agosto de 2005 no Núcleo de Engenharia Rural da UEMA.

3.5.1 Ensaio I. Curva de incubação do solo com carbonato de cálcio (CaCO_3)

Este experimento foi instalado para avaliar os efeitos de doses crescentes de carbonato de cálcio para análise (0; 2; 4; 8; 12; 16 e 20 t ha^{-1}) sobre o pH do solo e determinar as doses que apresentam melhor efeito para elevá-lo para a faixa de melhor disponibilidade para os nutrientes. Com base na curva de calibração decidiu-se utilizar doses intermediárias (0; 3; 6; 9 t ha^{-1} de CaCO_3) discriminando-se dose maiores que 9 t ha^{-1} por considerar-se muito elevadas para serem utilizadas na prática. As parcelas foram constituídas por vasos plásticos com capacidade para 1 dm^3 de TFSA testando-se um NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei. O tempo de incubação foi de 45 dias, mantendo-se a umidade a 80% da capacidade retenção de água do solo em estudo. Utilizaram-se 6 tratamentos e 4 repetições em em delineamento inteiramente casualizado, sendo a dose 0 t ha^{-1} utilizada como testemunha, utilizou-se o programa Statistic 6.0 para a análise de regressão.

3.5.2 Ensaio II. Calibração das dosagem de resíduo e composto de aguapé

Foram avaliados mediante análise química (pH, matéria orgânica, carbono orgânico, H+Al) das amostras do solo em estudo, os efeitos sobre os atributos químicos do solo pela aplicação de compostagem de aguapé (CA) e resíduo de aguapé (RA) em doses de 10; 20; 30 e 40 t ha^{-1} incorporadas ao solo e carbonato de cálcio p.a. em doses de 3; 6; 9 e 12 t ha^{-1} , o experimento foi realizado em vasos com capacidade para 1 dm^3 , utilizando-se 13 tratamentos: (T1) testemunha; (T2) 3 $\text{t ha}^{-1}\text{CaCO}_3$; (T3) 6 $\text{t ha}^{-1}\text{CaCO}_3$; (T4) 9 $\text{t ha}^{-1}\text{CaCO}_3$; (T5) 12 $\text{t ha}^{-1}\text{CaCO}_3$; (T6) 10 $\text{t ha}^{-1}\text{RA}$; (T7) 20 $\text{t ha}^{-1}\text{RA}$; (T8) 30 $\text{t ha}^{-1}\text{RA}$; (T9) 40 $\text{t ha}^{-1}\text{RA}$; (T10) 10 $\text{t ha}^{-1}\text{CA}$; (T11) 20 $\text{t ha}^{-1}\text{CA}$; (T12) 30 $\text{t ha}^{-1}\text{CA}$; (T13) 40 $\text{t ha}^{-1}\text{CA}$ em delineamento inteiramente casualizado com 4 repetições, sendo utilizado como testemunha TFSA. A análise estatística foi feita por meio do programa Statistic 6.0. O objetivo do experimento foi determinar as melhores doses de CaCO_3 , resíduo e composto de aguapé em base no aumento do pH após 45 dias de incubação, para serem utilizadas no experimento em casa de vegetação com a cultura do tomateiro. Foram analisados pH em cloreto de cálcio, M.O. e H+Al.

3.5.3 Ensaio III. Avaliação da substituição do CaCO_3 por resíduos ou composto de aguapé.

O experimento foi realizado em casa de vegetação com vasos de 1 dm^3 de capacidade (massa de solo de 1 kg) com 33 tratamentos e 4 repetições em delineamento inteiramente casualizado. O objetivo foi selecionar as melhores combinações de tratamentos em base à acidez potencial quanto a utilização de doses menores ou iguais a 9 t.ha^{-1} de Ca CO_3 , para serem usadas no experimento com tomateiros. Avaliaram-se 33 combinações de diferentes tratamentos e doses de CA; RA e CaCO_3 , utilizando-se doses de 10; 20; 30 e 40 t.ha^{-1} para CA e RA e doses de 3; 6; 9 e 12 t.ha^{-1} de Ca CO_3 , as combinações utilizadas foram : T1 = Testemunha (TFSA); T2 = $3 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T3 = $3 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t.ha}^{-1} \text{ RA}$; T4 = $3 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t.ha}^{-1} \text{ RA}$; T5 = $3 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{ RA}$; T6 = $3 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T7 = $3 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T8 = $3 \text{ t . ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T9 = $3 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T10 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T11 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T12 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T13 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t.ha}^{-1} \text{RA}$; T14 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T15 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T16 = $6 \text{ t.ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T17 = $6 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T18 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T19 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T20 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T21 = $9 \text{ t CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T22 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T23 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T24 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T25 = $9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T26 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T27 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T28 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T29 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T30 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T31 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T32 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T33 = $12 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t.ha}^{-1} \text{CA}$.

3.5.4 Ensaio IV. Avaliação da cultura do tomateiro cultivar C-38-D Novo em função da incorporação ao solo de diferentes doses de CaCO_3 , resíduo ou composto de aguapé.

O plantio das mudas para o experimento com a cultura de tomateiro foi feito em 2-02-2005 em bandejas sementeiras de isopor, as mudas foram transplantadas em

9-03-2005 (35 dias após o plantio) para vasos contendo 8dm^3 da amostra do solo e instaladas em estufa tipo arco cobertas com filme de polietileno transparente e conduzidas em haste única, verticalmente no fitilho, deixando-se duas plantas por vaso, com o objetivo de avaliar agronomicamente a cultivar C-38-D Novo. Foram testados os seguintes tratamentos: Testemunha (TFSA), fertilização química (N, P, K, B, Mn, Cu, Mo, Mn, Fe, S, e Zn) fertilização orgânica (resíduo de aguapé (RA), compostagem de aguapé (CA), detalhados a seguir: T1 = 20 t ha^{-1} RA + 20 t ha^{-1} de CA; T2 = 40 t ha^{-1} de RA + 20 t ha^{-1} de CA; T3 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T4 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T5 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T6 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T8 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T9 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T10 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T11 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T12 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T13 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T14 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T15 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T16 = 20 t ha^{-1} de RA; T17 = 40 t ha^{-1} de RA; T18 = 20 t ha^{-1} de CA; T19 = 40 t ha^{-1} de CA; T20 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T21 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T22 = Fertilização química $0,5\text{gdm}^{-3}$ $(\text{NH}_4)_2\text{PO}_4$ + $1,71\text{gdm}^{-3}$ KH_2PO_4 + $0,25\text{gdm}^{-3}$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ + $(\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O})$ $1,33\text{mgdm}^{-3}$ + H_3BO_3 $0,81\text{mgdm}^{-3}$ + $\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 4mgdm^{-3} + $\text{Na}_2\text{Mo}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $0,15\text{mgdm}^{-3}$ + $\text{MnCl}_2\cdot 4\text{H}_2\text{O}$ $3,66\text{mgdm}^{-3}$ + $\text{Fe}_3\text{Cl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ $1,55\text{mgdm}^{-3}$; T23 = TFSA, sendo utilizado um delineamento inteiramente casualizado com 23 tratamentos e 3 repetições. Para a análise estatística foi utilizado o programa Statistic 6,0.

Os adubos orgânicos, composto de aguapé (CA) e resíduo de aguapé (RA) foram aplicados 30 dias antes do plantio nas doses de 10gdm^{-3} e 20gdm^{-3} (equivalentes a 20 e 40 t ha^{-1}) em cada tratamento. A adubação química, macronutrientes nas doses e formas de fosfato de amônio $0,5\text{gdm}^{-3}$ $(\text{NH}_4)_2\text{PO}_4$, fosfato ácido de potássio $1,71\text{gdm}^{-3}$ KH_2PO_4 , sulfato de amônio $0,25\text{gdm}^{-3}$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, a fertilização com micronutrientes nas doses e formas de; sulfato de cobre pentahidratado $(\text{CuSO}_4\cdot 5\text{H}_2\text{O})$ $1,33\text{mgdm}^{-3}$ equivalente a $0,923\text{g}$ em 50 ml de água destilada; ácido bórico (H_3BO_3) $0,81\text{mgdm}^{-3}$ equivalente a $1,10\text{g}$ em 50 ml de água destilada; sulfato de zinco heptahidratado $(\text{ZnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O})$ 4mgdm^{-3} equivalente a uma solução de $2,316\text{g}$ em 50 ml de água destilada; molibdato de amônio $(\text{Na}_2\text{Mo}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O})$

0,15mgdm⁻³ equivalente a 0,04g em 50 ml de água destilada; cloreto de manganês (MnCl₂4H₂O) 3,66 mgdm⁻³ equivalente a 1,61g em uma solução de 50 ml de água destilada; cloreto de ferro hexahidratado (Fe₃Cl₃ 6H₂O) 1,55 mgdm⁻³ equivalente a 1,149g em 50 ml de água destilada, das soluções anteriores foi aplicada uma alíquota de 10 ml em cada vaso de 8 dm³, fazendo-se uma solução nutritiva de micronutrientes e aplicados dois dias antes do transplante, conforme Novais et al. (1991). Foram avaliadas as seguintes variáveis utilizando-se o valor médio de cada repetição: macronutrientes (N; P; K; Ca; Mg e S) em folhas coletadas no momento da floração conforme metodologia de Boaretto et al. (1999), diâmetro de caules (DC), altura de plantas (A) no momento da floração, peso total de frutos (PTF) e peso da matéria seca produzida (PMS). As análises em folha foram feitas de acordo com a metodologia de Tedesco et al. (1995). As amostras de folhas foram colocadas para secar em estufa a 65°C e moídas em moinho Willey com peneira de 20 mesh, e submetidas a determinações de macronutrientes, N (Kjeldahl), P (colorimetria), K, Ca e Mg (espectrofotometria de absorção atômica) e S (Turbidimetria), de acordo com a metodologia do I.A.C. (1983). Foi feita coleta de amostras de 250g de solo de cada repetição para análise química após a colheita do experimento para a determinação e cálculo dos seguintes elementos e parâmetros físico-químicos: Fósforo (P), Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Alumínio (Al), Acidez potencial (H⁺ Al), Matéria Orgânica (MO), pH, Soma de bases trocáveis (SB), Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe), Capacidade de troca catiônica a pH 7,0 (CTC pH 7,0), Saturação por Alumínio (m%), Saturação por bases (V%). Para a análise estatística utilizou-se o programa Statistic 6.0.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Composição físico-química do composto e do resíduo de aguapé

Quanto ao teor de macronutrientes da matéria seca do resíduo da planta de aguapé encontrados nesta pesquisa observou-se que o N apresentou teor mais alto e os outros nutrientes teores mais baixos, como mostra a Tabela 2, o que se assemelha aos resultados encontrados por outros pesquisadores, Martins et al. (2003) encontraram para o N 18,09 gkg⁻¹; P 2,25 gkg⁻¹; K 28,09 gkg⁻¹; Ca 11,55 gkg⁻¹; Mg 2,93 gkg⁻¹ e Na 4,27 gkg⁻¹; Junk (1979) encontrou os seguintes teores, N 18,30 gkg⁻¹; P 1,70 gkg⁻¹; K 43,0 gkg⁻¹; Ca 21,70 gkg⁻¹; Mg 50 gkg⁻¹; Na 21 gkg⁻¹. Dymond (2005) encontrou no composto de aguapé os seguintes teores N 13,3gkg⁻¹; P 3,69 g kg⁻¹; K 39,9 gkg⁻¹, os quais estão de acordo com os dados encontrados neste trabalho, exceto para P e K que são mais altos, como mostram os dados da Tabela 3. Comparando os resultados analíticos da compostagem do aguapé com aqueles do resíduo sem compostar pode-se observar que a compostagem incrementou os teores de N em 2,67 %; P 51,5 %; Ca 3,2 % e o Zn 5,20 % em relação ao resíduo não compostado; já o K e o Mg diminuíram 66,0 %, o Fe 99,28 %; Na 9,36 %; Mn 54 % e diminuiu a C/N de 7,5 para 3,29 como pode-se observar nas Tabelas 2 e 3. A compostagem de aguapé mostrou teores de N e K considerados adequados àqueles que caberia esperar de uma compostagem bem preparada de acordo com Pfeiffer (1979 citado por BONILLA, 1992), não sendo assim com os outros macronutrientes que apresentaram teores baixos. Estes resultados indicam que o resíduo e a compostagem de aguapé podem ser materiais eficientes para o fornecimento de nitrogênio para as plantas o que se pode explicar pela baixa relação C/N da compostagem de aguapé e o alto teor de N na matéria seca do resíduo da planta de aguapé.

Tabela 2. Composição química do resíduo da planta de aguapé (parte aérea + raiz).

M.O	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Cu	Fe	Mn	Zn	C/N
				gkg ⁻¹								
35,3	20,5	26,2	0,64	20,6	5,6	2,4	4,7	18	9.689	1.562	128	7,5

Tabela 3. Valores médios da composição física e química do composto de aguapé utilizado.

Composição granulométrica	
Areia grossa (gkg ⁻¹)	410
Areia fina (gkg ⁻¹)	296,6
Silte (gkg ⁻¹)	166,6
Argila (gkg ⁻¹)	126,6
Matéria orgânica (gdm ⁻³)(1)	149
Composição química	
pH (CaCl ₂) (2)	6,66
pH (H ₂ O)	7,26
H+Al (mmol,dm ⁻³) (3)	8,33
Ca ²⁺ (gkg ⁻¹) (4)	5,78
Mg ²⁺ (gkg ⁻¹) (4)	0,81
K ⁺ (mgkg ⁻¹) (4)	6,97
P (gkg ⁻¹) (5)	0,97
Na (mgkg ⁻¹)	4,26
C (gkg ⁻¹) (6)	86,4
C/N	3,29
Cu (mgkg ⁻¹)	24,66
N (gkg ⁻¹) (7)	26,9
Fe (mgkg ⁻¹) (8)	69,46
Mn (mgkg ⁻¹) (8)	717
Zn (mgkg ⁻¹) (8)	134,66

(1) extração pela solução Na₂Cr₂O₇ n + H₂SO₄; 10 n, espectrofotometria 650 nm; (2) solução 0,01M de CaCl₂; (3) neutralização pela solução SMP; (4) extração pela resina de troca iônica IR-120 (catiônica), espectrofotometria; (5) extração pela resina de troca iônica IR-400 (aniônica); 650 nm; (6) fator 1,72; (7) Tedesco et al. (1995); (8) absorção atômica (IAC, 1983).

4.2 Ensaio I. Curva de incubação do solo com carbonato de cálcio (CaCO₃)

Após 45 dias de incubação do solo, a aplicação de doses crescentes 0; 2; 4; 8; 12; 16 e 20 t.ha.⁻¹ de carbonato de cálcio produziu o aumento do pH do solo passando de 3,6 no tratamento testemunha (T1) para valores médios de pH de 3,76 (T2); 3,94 (T3); 4,32 (T4); 5,2 (T5); 5,15 (T6) e 5,44 (T7) nas respectivas doses de carbonato de cálcio como pode ser observado na Figura 2, que mostra correlação positiva do pH com as doses crescentes de CaCO₃. Pela análise dos resultados, para elevar o pH a uma faixa favorável à maioria das culturas, pH entre 5,5 e 6,5, há necessidade de aplicar doses muito elevadas (> 20 t.ha.⁻¹) de CaCO₃. O que demonstra elevada capacidade de tamponamento do solo em estudo, o qual esta de acordo com resultados obtidos por outros pesquisadores Muzilli e Godoy (1979) que afirma que solos com alto teor de matéria orgânica e argila de alta atividade apresentam alta capacidade de troca catiônica e uma condição de resistência à elevação de pH.

$$\text{CaCO}_3 \text{ t.ha}^{-1}: \text{pH CaCl}_2: r^2 = 0,9406; r = 0,9699, p = 0,0000; y = 3,61007253 + 0,0992256826 * x$$

$$\text{pH CaCl}_2 = 3,61 + 0,092 * x$$

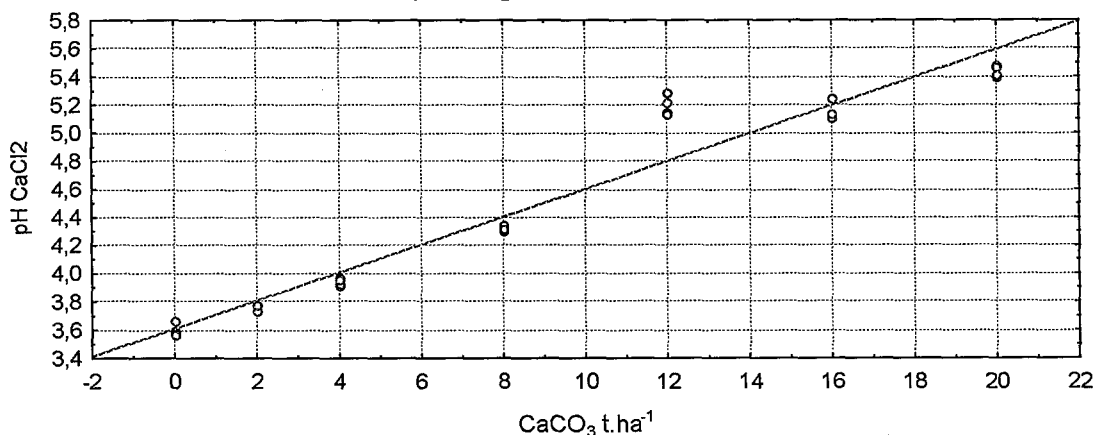


Figura 2- Curva ajustada à equação de regressão do pH em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense após 45 dias de incubação com CaCO₃ p.a.

4.3 Ensaio II. Calibração das dosagens do resíduo e composto de aguapé

A aplicação de 20 t.ha.⁻¹ RA, tratamento (T7), produziu aumento do pH semelhante àquele produzido pela dose de 3 tha.⁻¹ (T2) de carbonato de cálcio, elevando o pH até um valor de 4,03. Esta elevação do pH, de acordo com Franchini et al. (1999) pode ser atribuída à reação de troca de ligantes entre H⁺ e Al⁺³, por Ca⁺²,

Mg⁺² e K⁺ presentes no RA aumentando a saturação por bases; já a formação de complexos organo-metálicos pode-se associar também a esse incremento de pH, aos teores de cátions e carbono orgânico solúvel do resíduo vegetal, Miyazawa et al. (2000). A dose de 40 t ha⁻¹ RA (T9) não produziu aumento no pH mantendo-o igual ao do tratamento testemunha, observando-se também igual resultado na aplicação de 20t.ha⁻¹ CA (T11), enquanto que a aplicação de 40t. ha⁻¹ CA (T13) produziu um mínimo incremento do pH, passando para um valor de 3,75. Na Figura 3 pode-se observar que as maiores doses (30 t.ha⁻¹ e 40 t.ha⁻¹) de RA (T8 e T9) e CA (T12 e T13) aplicadas não produziram aumentos de pH significativos, provavelmente devido ao alto poder de tamponamento do solo, associado a um maior fornecimento de H⁺ provenientes da dissociação dos ácidos orgânicos por causa da duplicação da dose do resíduo vegetal, mantendo valores similares à testemunha pH 3,6 o que está de acordo com Mello et al. (1983); no entanto, as dose menores (10 e 20 t.ha⁻¹) de RA (T6 e T7) produziram incrementos do pH um pouco mais elevado. De maneira geral, a tendência da aplicação desses materiais orgânicos foi manter o pH na faixa de 3,64 e 4,15. Enquanto que, a aplicação de CaCO₃ respondeu como esperado, as doses maiores (T4 e T5) conseguiram maiores aumentos de pH (4,91 e 5,27) respectivamente.

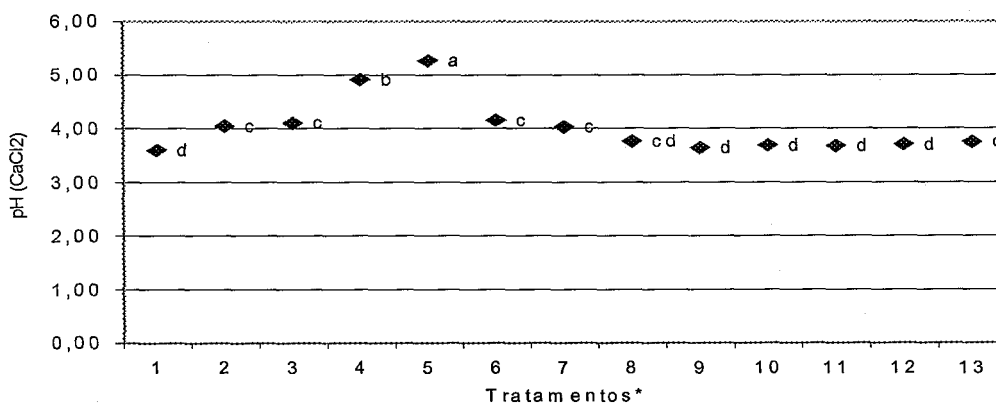


Figura 3. Variação do pH (CaCl₂) em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense, após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. CV=12,43 %. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

*T1= Testemunha; T2= 3 t ha⁻¹CaCO₃; T3= 6 t ha⁻¹ CaCO₃; T4= 9 t ha⁻¹CaCO₃; T5= 12 t ha⁻¹CaCO₃; T6 = 10 t ha⁻¹ RA; T7 = 20 t ha⁻¹RA; T8 = 30 t ha⁻¹RA; T9 = 40 t ha⁻¹RA; T10 = 10 t ha⁻¹CA; T11 = 20 t ha⁻¹CA; T12 = 30 t ha⁻¹CA; T13 = 40 t ha⁻¹CA.

A aplicação de RA nas doses de 20; 30 e 40 t.ha⁻¹ e todas as doses de CA resultaram em redução do teor de M.O no solo, isto pode ser explicado pelo efeito da correção da acidez do solo exercida pela aplicação de CaCO₃, RA e CA nos diferentes tratamentos o que elevou a atividade dos microrganismos do solo que degradam a M.O., principalmente a pH 5, isto fica evidenciado pelo fato de que nas doses mais elevadas de CaCO₃ o pH subiu para próximo de 5,0 e a M.O. teve seu maior decréscimo (Figura 4), o que concorda com Fassbender e Bornemizsa (1987) que afirmam que a reação do solo influi no conteúdo de M.O. do solo e que a pH<5 se produz acumulação de M.O. devido a que o pH influi no “conteúdo” e composição dos microrganismos do solo e, em condições de acidez a ação bacteriana e da microflora do solo é limitada, favorecendo a reprodução de fungos, resultando em uma menor eficiência na mineralização e humificação havendo acumulação de M.O.

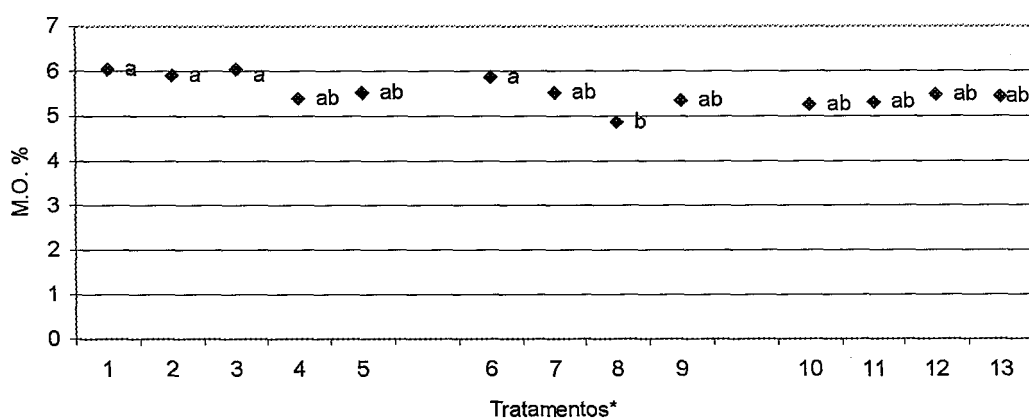


Figura 4. Teor de matéria orgânica (M.O) em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei, da Baixada Maranhense após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. CV= 7,88 % Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

*T1=Testemunha; T2 = 3 t ha⁻¹CaCO₃; T3 = 6 t ha⁻¹ CaCO₃; T4 = 9 t ha⁻¹ CaCO₃; T5 = 12 t ha⁻¹CaCO₃; T6 = 10 t ha⁻¹ RA; T7 = 20 t ha⁻¹RA; T8 = 30 t ha⁻¹RA; T9 = 40 t ha⁻¹RA; T10 = 10 t ha⁻¹CA; T11=20 t ha⁻¹CA; T12 = 30 t ha⁻¹CA; T13 = 40 t ha⁻¹CA.

A acidez potencial (H+Al) em mmolc.dm⁻³ dos tratamentos T2 (139); T3 (135); T4 (52,5); T5 (38,5); T6 (126,5) e T7 (160,2) mostraram diferença estatística significativa quando comparados à testemunha (250,5 mmolc.dm⁻³). As doses de 30 e 40 t.ha⁻¹ RA (T8 e T9, respectivamente) e todas as doses 10; 20; 30 e 40 t.ha⁻¹ de CA (T10; T11; T12 e T13, respectivamente) promoveram diminuição menor na acidez potencial (com valores compreendidos entre o intervalo de 202,5 a 246,5

mmol_c.dm⁻³) que as doses menores de RA (10 e 20 t.ha⁻¹) e que todas as doses de carbonato de cálcio (3; 6; 9 e 12 t.ha⁻¹ CaCO₃), não diferindo estatisticamente da testemunha, como mostra a Figura 5, apresentando valores considerados altos pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1989) citada no Manual Internacional de Fertilidade do Solo (MIFS, 1998). Em relação ao RA, as doses 10 e 20 t ha⁻¹ foram mais eficientes para a neutralização da acidez potencial, isto pode ter ocorrido, conforme sugerem Miyazawa et al. (1993), devido ao aumento das cargas negativas do solo disponíveis para a adsorção de cátions básicos, e também pelo efeito do pH nas cargas variáveis do solo. Quando aplicadas doses maiores de RA (30 e 40 t ha⁻¹) e por ser a M.O. fornecedora de H⁺ que se dissociam dos ácidos orgânicos e fenóis, estes prótons tendem a acidificar o solo, tal acidificação, contudo, aparece de modo acentuado na acidez potencial, principalmente quando há grandes variações no teor de carbono (MELLO et al. 1983), passando a M.O. a ter comportamento de ácido se há um alto teor de alumínio no solo.

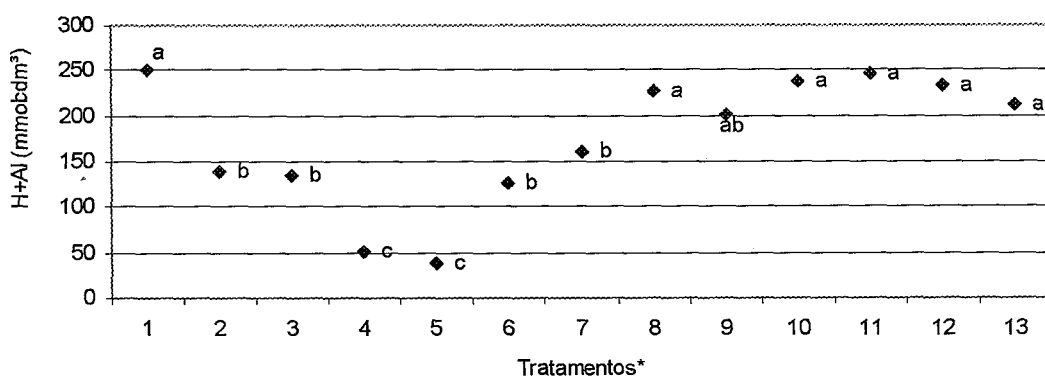


Figura 5. Variação da acidez potencial (H+Al) em mmol_c.dm⁻³ em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense, após aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. CV= 41,29 %

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

*T1=Testemunha; T2 = 3 t ha⁻¹CaCO₃; T3 = 6 t ha⁻¹ CaCO₃; T4 = 9 t ha⁻¹ CaCO₃; T5 = 12 t ha⁻¹CaCO₃; T6= 10 t ha⁻¹ RA; T7 = 20 t ha⁻¹RA; T8 = 30 t ha⁻¹RA; T9 = 40 t ha⁻¹RA; T10 = 10 t ha⁻¹CA; T11 = 20 t ha⁻¹CA; T12 = 30 t ha⁻¹CA; T13 = 40 t ha⁻¹CA.

4.4 Ensaio III. Avaliação da substituição do CaCO_3 por resíduo ou composto de aguapé

Quando os tratamentos minerais (CaCO_3) e orgânicos (RA e CA) foram combinados, o tratamento (T8) $3\text{t}\cdot\text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 30\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}\text{CA}$ apresentou valor maior para M.O. (Figura 6), em relação à testemunha T33 (6,05%) valor considerado alto pela CFSEMG(1989 citado pelo MIFS, 1998), o que pode estar relacionado à atividade dos microorganismos que degradam a matéria orgânica e à reação ácida do solo.

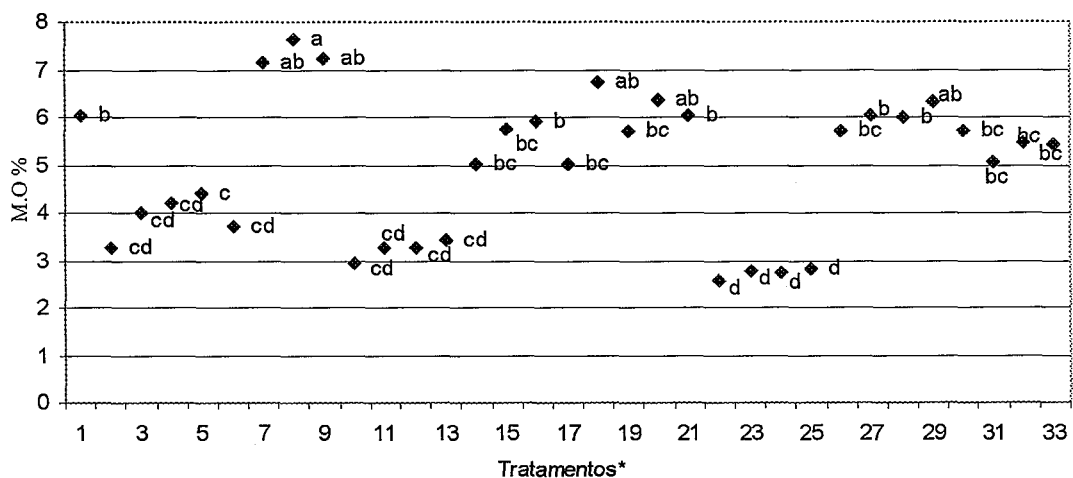


Figura 6-Teor de matéria orgânica (M.O.) em NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico glei da baixada Maranhense, após a aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. CV= 31,04 %. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

T1 = Testemunha; T2 = 3 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}RA ; T3 = 3 t CaCO_3 + 20 t $\text{RA}\cdot\text{ha}^{-1}$; T4 = 3 t CaCO_3 + 30 t $\text{RA}\cdot\text{ha}^{-1}$; T5 = 3 t CaCO_3 + 40 t $\text{RA}\cdot\text{ha}^{-1}$; T6 = 3 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}CA ; T7 = 3 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}CA ; T8 = 3 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}CA ; T9 = 3 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}CA ; T10 = 6 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}RA ; T11 = 6 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}RA ; T12 = 6 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}RA ; T13 = 6 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}RA ; T14 = 6 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}CA ; T15 = 6 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}CA ; T16 = 6 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}CA ; T17 = 6 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}CA ; T18 = 9 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}RA ; T19 = 9 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}RA ; T20 = 9 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}RA ; T21 = 9 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}RA ; T22 = 9 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}CA ; T23 = 9 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}CA ; T24 = 9 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}CA ; T25 = 9 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}CA ; T26 = 12 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}RA ; T27 = 12 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}RA ; T28 = 12 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}RA ; T29 = 12 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}RA ; T30 = 12 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1}CA ; T31 = 12 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1}CA ; T32 = 12 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1}CA ; T33 = 12 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1}CA .

De acordo com os resultados das determinações dos parâmetros físico-químicos efetuados, todos os tratamentos testados tiveram influencia na redução da acidez potencial (H+Al) em relação à testemunha, como mostra na Figura 7. Os tratamentos que receberam 3 t ha^{-1} de CaCO_3 combinados com doses crescentes de

RA ou CA T2 a T5 e T6 a T9 apresentaram redução significativa de acidez em função da elevação das doses de CaCO_3 de forma quase linear, evidenciando o papel da M.O. na redução da acidez dos solos devido a alta concentração de cátions básicos ou grupos carboxílicos que podem reter H adsorvido, conforme já observado por Amaral et al., (2004 a) e Franchini et al., 1999). Nas doses de 6 - 9 e 12 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$ de CaCO_3 , as doses de CA e RA praticamente não diferem entre si quanto ao efeito sobre a acidez. Sendo os tratamentos (T33), (T31), (T26), (T27), (T28), (T29) e (T8); ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 40 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CA}$), ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 20 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CA}$), ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 10 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{RA}$), ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 20 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{RA}$), ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 30 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{RA}$), ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 40 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{RA}$) e ($12 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 10 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CA}$) respectivamente os que apresentaram maiores diminuições na acidez potencial passando de $250,5 \text{ mmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$ no tratamento testemunha para valores menores a $50 \text{ mmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$, considerado como acidez média pelo CFSEMG (1989 citado pelo MIFS, 1998). Os tratamentos (T17) e (T13) ($6 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 40 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CA}$) e ($6 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{CaCO}_3 + 40 \text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \text{RA}$) também mostraram reduções na acidez potencial (109 e $93,2 \text{ mmol}_c \cdot \text{dm}^{-3}$) respectivamente. Todos os tratamentos mostraram diferença estatística significativa em relação ao tratamento testemunha.

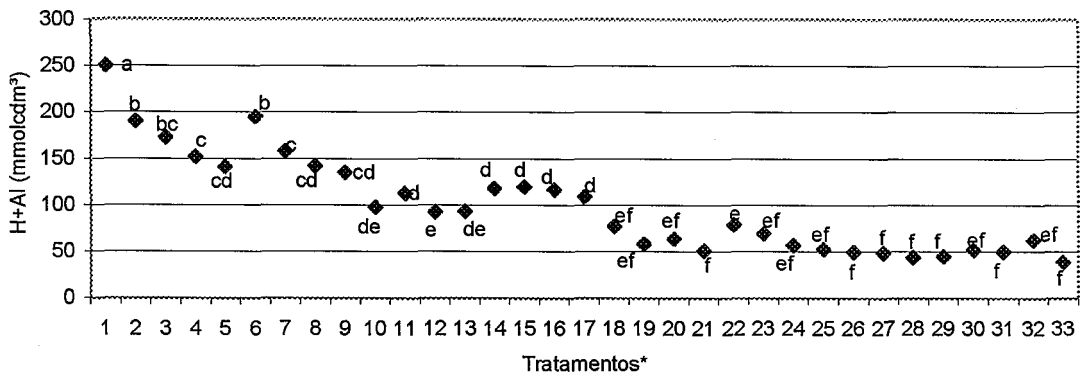


Figura 7. Variação da acidez potencial (H + Al) em NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico glei da Baixada Maranhense após aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação. CV = 53,2%. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

T1= Testemunha ; T2 = 3 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T3 = 3 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t RA} \cdot \text{ha}^{-1}$; T4 = 3 t. $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t RA} \cdot \text{ha}^{-1}$; T5 = 3 t. $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t RA} \cdot \text{ha}^{-1}$; T6 = 3 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T7 = 3 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T8 = 3 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T9 = 3 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T10 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T11 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T12 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T13 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T14 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T15 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T16 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T17 = 6 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T18 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T19 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T20 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T21 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T22 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T23 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T24 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T25 = 9 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T26 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T27 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T28 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T29 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{RA}$; T30 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 10 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T31 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 20 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T32 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 30 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$; T33 = 12 t $\text{CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{CA}$.

Em relação ao pH do solo todos os tratamentos que receberam 3 e 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ não resultaram em elevações significativas do pH independentemente do tipo e doses de material orgânico (CA ou RA) utilizado. Com a elevação da dose de CaCO₃ para 6 t.ha⁻¹, as diferenças de pH causadas pelas doses de CA ou RA praticamente não foram observadas. Os incrementos maiores do pH se obtiveram nos tratamentos (T33), (T27), (T30) e (T28) 12t.ha⁻¹ CaCO₃ + 40t.ha⁻¹ CA), (12t.ha⁻¹ CaCO₃ + 20t.ha⁻¹RA), (12t.ha⁻¹ CaCO₃ + 10t.ha⁻¹CA) e (12t.ha⁻¹ CaCO₃ + 30t.ha⁻¹RA) com valores de pH de 5,36; 5,35; 5,24 e 5,18 respectivamente como se observa na Figura 8. Isto pode estar de acordo com os resultados encontrados no Ensaio I, o qual mostra que quando se aplica 12 t.ha⁻¹ CaCO₃ o pH do solo eleva-se até o valor de 5,27 o que pode-se inferir que a combinação de 12t.ha⁻¹ CaCO₃ com 40t.ha⁻¹ CA ou de RA resulta ser mais eficiente para elevar o pH do solo, quantificando-se valores de pH de 5,36 e 5,37, respectivamente para tais combinações. Estes resultados, provavelmente, se devem à capacidade de neutralização de H⁺ do RA e do CA, oxidação de ânions orgânicos, à capacidade de consumo de prótons do material húmico presente no RA e CA, à difusão do Ca⁺² e dissociação do CO₃ do CaCO₃. A testemunha não apresentou diferença significativa com os tratamentos T2 ; T3; T4; T5; T6; T7 T8; T9; T10; T11; T12; T13; T14; T15; T16; T17, T18; T22 e T23. Com base nos resultados das determinações de pH em cloreto de cálcio e acidez potencial foram escolhidos os tratamentos: T5; T3; T25; T23; T17; T15; T7; T9; T13; T11; T19; T21 e T33 para serem utilizados no experimento com plantas de tomateiro (Ensaio IV). Não se levou em consideração as doses 10 e 30 t ha⁻¹ de compostagem (CA) e resíduo de aguapé (RA), também não foi considerada a dose 12 t CaCO₃ ha⁻¹ por ser considerada de inviável aplicação prática. Os tratamentos receberam novas denominações no Ensaio IV e se adicionaram mais 7 tratamentos (20 t RA + 20 t CA ha⁻¹); (40 t RA + 20 t CA ha⁻¹); (adubação química descrita no Ensaio IV); (20 t CA ha⁻¹); (20 t RA ha⁻¹); (40 t RA ha⁻¹) e (40 t CA ha⁻¹).

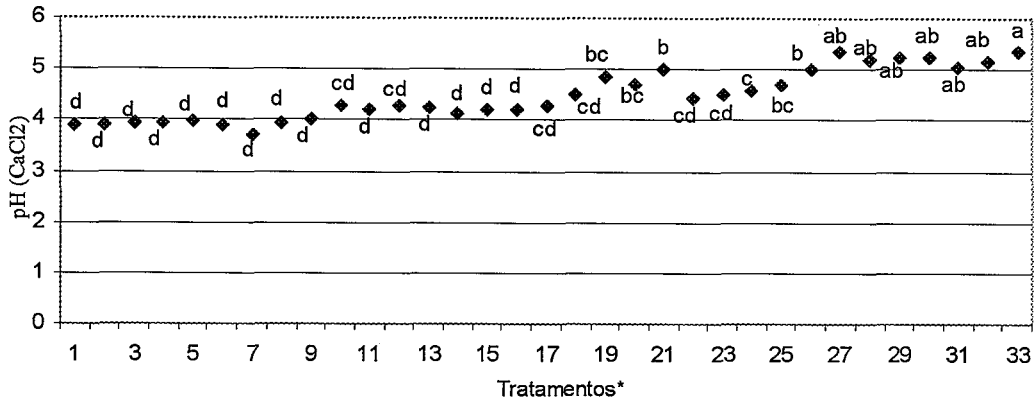


Figura 8 - Variação do pH por efeito da aplicação de diferentes tratamentos e 45 dias de incubação, em NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico glei da Baixada Maranhense. CV= 11,83 %.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

T1 = Testemunha; T2 = 3 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} RA ; T3 = 3 t CaCO_3 + 20 t $\text{RA} \cdot \text{ha}^{-1}$; T4 = 3 t CaCO_3 + 30 t $\text{RA} \cdot \text{ha}^{-1}$; T5 = 3 t CaCO_3 + 40 t $\text{RA} \cdot \text{ha}^{-1}$; T6 = 3 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} CA ; T7 = 3 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} CA ; T8 = 3 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} CA ; T9 = 3 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} CA ; T10 = 6 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} RA ; T11 = 6 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} RA ; T12 = 6 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} RA ; T13 = 6 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} RA ; T14 = 6 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} CA ; T15 = 6 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} CA ; T16 = 6 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} CA ; T17 = 6 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} CA ; T18 = 9 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} RA ; T19 = 9 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} RA ; T20 = 9 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} RA ; T21 = 9 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} RA ; T22 = 9 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} CA ; T23 = 9 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} CA ; T24 = 9 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} CA ; T25 = 9 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} CA ; T26 = 12 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} RA ; T27 = 12 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} RA ; T28 = 12 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} RA ; T29 = 12 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} RA ; T30 = 12 t CaCO_3 + 10 t ha^{-1} CA ; T31 = 12 t CaCO_3 + 20 t ha^{-1} CA ; T32 = 12 t CaCO_3 + 30 t ha^{-1} CA ; T33 = 12 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} CA.

4.5 Ensaio IV. Avaliação da cultura do tomateiro cultivar C-38-D Novo em função da incorporação ao solo de diferentes doses de CaCO_3 , resíduos e composto de aguapé

4.5.1 Avaliações biométricas da planta

4.5.1.1 Altura da planta

Ao analisar os dados referentes à altura da planta no momento da floração (Figura 9) observou-se que todos os tratamentos favoreceram o crescimento das plantas de tomate se comparados com a testemunha (T23). Não houve diferença estatística significativa entre as diferentes dosagens do CaCO_3 e as de RA e CA. Entretanto, com exceção do T12 com 9 t CaCO_3 + 40 t $\text{RA} \cdot \text{ha}^{-1}$, as maiores alturas foram obtidas nos tratamentos T5 e T21 com 3 t CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA ou CA. Tal comportamento sugere que a adição de CA e RA ao CaCO_3 influenciaram positivamente a altura da planta, pela melhoria dos parâmetros químicos do solo

decorrentes da aplicação dos diferentes tratamentos. A menor altura de planta observada no T23 que não conseguiu se desenvolver satisfatoriamente pode ser explicada pelas condições muito desfavoráveis para o crescimento da planta neste solo sob condições naturais, como mostra a Tabela 4, que devem ter proporcionado condições adequadas para a solubilização e disponibilização de elementos tóxicos (Al^{3+} ; Mn^{2+}) para a planta em condições de baixo pH do solo. A melhoria das condições do solo pode ser atribuída ao efeito do corretivo bem como à capacidade dos resíduos orgânicos de neutralizar H^+ , oxidação de ânions orgânicos e à capacidade de consumo de prótons, de acordo com Franchini et al. (1999), Paul et al. (2001), Mokolabate e Haynes (2002), e por complexação de Al^{3+} dos ácidos orgânicos e hidrólise devido ao aumento do pH do solo, Miyazawa et al. (2000). Considerando este parâmetro pode-se inferir que as doses de CA ou RA de 40 t.ha^{-1} podem ser equivalentes a aplicação de uma dose de CaCO_3 correspondente a 6 t.ha^{-1} de CaCO_3 .

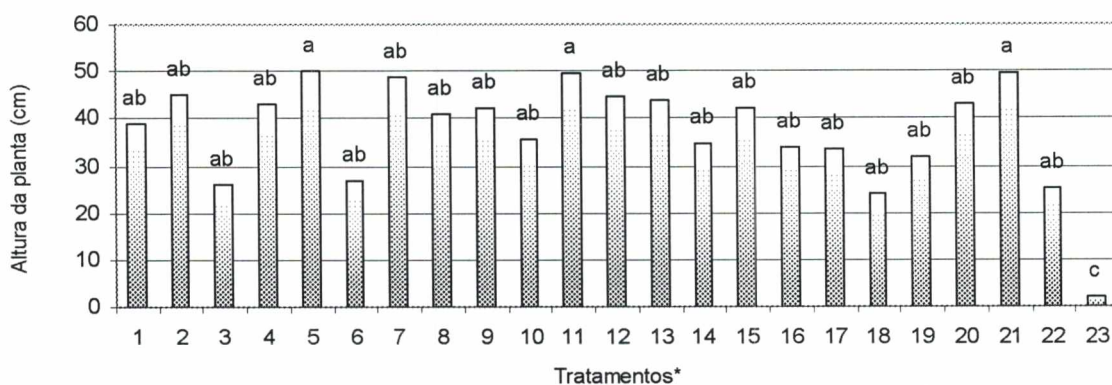


Figura 9. Altura da planta (A) em função da incorporação de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinados ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico glei. CV= 32,30 %.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.5.1.2 Diâmetro do caule

A análise deste parâmetro mostra que o tratamento T5 (3tCaCO₃ + 40t CA ha⁻¹) e o T14 (9tCaCO₃ + 40t CA ha⁻¹) apresentaram os maiores diâmetros de caule 5,91 e 5,93 cm, respectivamente como mostra a Figura 10, medidos a 2cm acima da superfície do solo. Este resultado indica que a saturação por Al³⁺ exerceu influência negativa no diâmetro das plantas, pois os tratamentos com maiores diâmetros apresentam m% consideradas baixa 6,28% (T5) e média 23,94% (T14), e valores de pH em CaCl₂ de 4,80 e 4,33 respectivamente e por serem os efeitos do Al³⁺ altamente dependentes do pH do solo, a diminuição da m% e a elevação do pH do solo foram propiciadas pela combinação do carbonato de cálcio com os compostos orgânicos que promoveram neutralização da acidez e complexação do alumínio, o que proporcionou uma pequena melhoria na disponibilidade de macronutrientes para a planta em relação aos tratamentos com pH < 4,2 que podem ter sido mais afetados pela toxidez do Al³⁺ e ainda pelo H⁺ como no caso dos tratamentos T3 (20 t ha⁻¹), T22 (fertilização química) e T23 (testemunha) os quais apresentaram valores de m% considerados médio, alto e muito alto e pH <4,2 (Figura 13). Convém observar que os menores diâmetros aparecem em plantas onde os componentes dos tratamentos foram aplicados (CaCO₃, CA e RA) separadamente, o que indica que a combinação dos materiais teve maior eficácia que a aplicação isolada para melhorar as condições do solo para o crescimento das plantas.

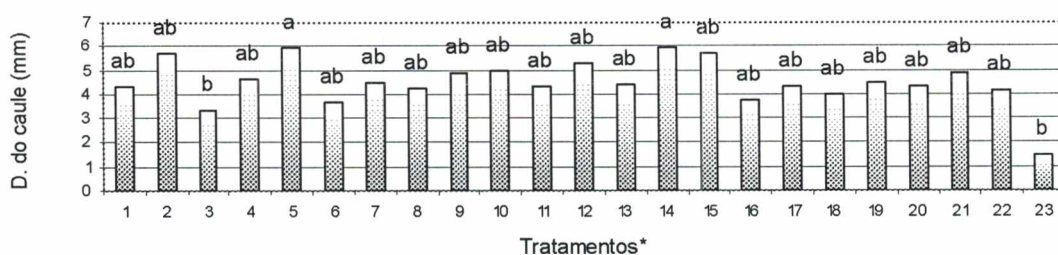


Figura 10. Efeitos da incorporação de CaCO₃, CA e/ou RA combinadas ou não, em um NEOSSOLO, FLÚVICO Distrófico glei da Baixada Maranhense, sobre o diâmetro (D) do caule do tomateiro. CV= 21,90 %.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

*T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.5.1.3 Peso da matéria seca

O maior peso de matéria seca da parte aérea da planta (não inclui fruto) foi observado no tratamento T12 (44,92 g/vaso) (Figura 11), que mostrou melhores condições (pH 5,06; m% 0,94 %, H+Al 45 mmol_cdm⁻³) para o desenvolvimento da planta em relação a outros tratamentos, visto que os efeitos deletérios causados por estes parâmetros químicos foram menores que nos outros tratamentos avaliados. Os tratamentos T5, T9; T10; T13; T14; T15; T17 e T21 não diferiram estatisticamente do T12. Para esta variável, também se observa que a combinação dos materiais orgânicos CA e RA e o CaCO₃ foi mais eficiente que a aplicação separada dos mesmos para o crescimento da planta. Os menores pesos foram observados nos tratamentos T6, T7; T11; T3; T19 e T20 sem diferença estatística entre eles. Segundo Porta et al. (1999), plantas sensíveis ao Al³⁺ e Mn²⁺, na solução do solo, ao aumentar o teor de Al³⁺ diminuem o peso da planta, a área foliar e o teor de Ca, Mg e P nos tecidos, o que está de acordo com os resultados de teores de macronutrientes determinados na folha da planta, exceto para o N, Tabela 6, os quais se encontram abaixo da faixa considerada adequada por Malavolta et al. (1997).

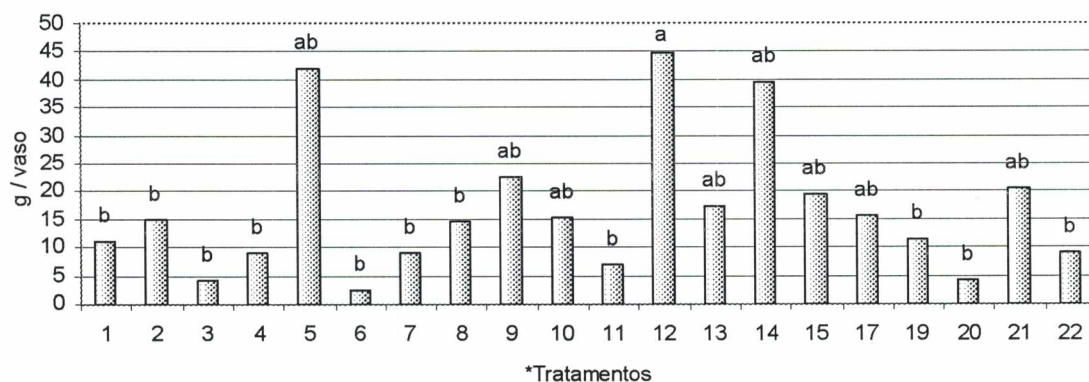


Figura 11. Variação no peso da matéria seca do tomateiro C-38-D Novo em função da incorporação de doses de CaCO₃, compostagem e resíduo de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV=83,2 %. Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.5.1.4 Peso total do fruto (PTF)

A análise dos dados mostra que o T12 (9 t CaCO_3 + 40t RA ha^{-1}), Figura 12, produziu o maior peso total de fruto (221,38 g/vaso) não sendo diferente estatisticamente dos tratamentos T14 (9t CaCO_3 + 40t CA ha^{-1}), T15 (9t CaCO_3 + 20t CA ha^{-1}) e T10 (6t CaCO_3 + 20t CA ha^{-1}), 159,70; 144,33 e 161.62 g respectivamente. Já o menor peso obtido de todos os tratamentos avaliados foi o do tratamento T22 (fertilização química), 10,41 g. Pode-se observar que a combinação de CaCO_3 com os materiais orgânicos CA e RA apresenta melhores resultados que quando aplicados separadamente, sendo que as plantas com apenas CaCO_3 nas diferentes doses não conseguiram atingir o estágio de frutificação o mesmo ocorreu nos tratamentos orgânicos T16; T17; (20 e 40 t ha^{-1} RA) e T18 (20t ha^{-1} CA). Já o tratamento T19 (40t CA ha^{-1}) levou a planta a produzir 91,64g de fruto.

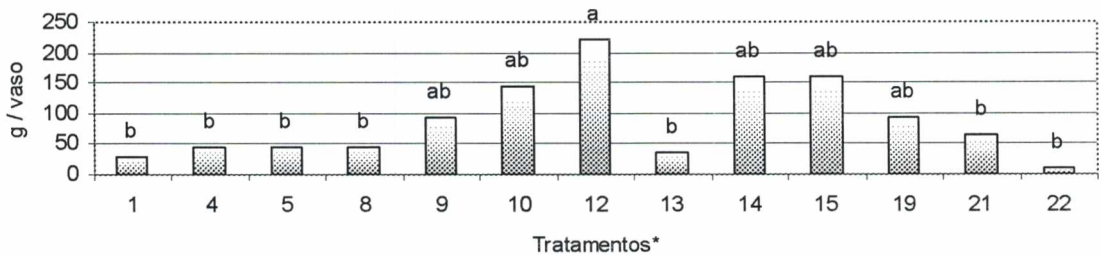


Figura 12. Variação do peso total do fruto (PTF) do tomateiro C-38-D Novo em função da incorporação de doses de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinados ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 72,71 %.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t. ha^{-1} de CA; T2 = 40 t. ha^{-1} de RA + 20 t. ha^{-1} de CA; T3 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 ; T4 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de CA; T5 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de CA; T6 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T8 = 6 t de ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T9 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T10 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T11 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T12 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T13 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T14 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T15 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha de CA; T16 = 20 t. ha^{-1} de RA; T17 = 40 t. ha^{-1} de RA; T18 = 20 t. ha^{-1} de CA; T19 = 40 t. ha^{-1} de CA; T20 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T21 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

Estes resultados podem ser explicados pelas condições desfavoráveis do solo para a cultura do tomateiro que foi utilizada como planta indicadora, já que 56% dos tratamentos em estudo conseguiram frutificar devido aos efeitos positivos exercidos no solo pela adição do CaCO_3 , CA e RA. O tratamento testemunha que não conseguiu frutificar apresentou valor de pH muito baixo e m% muito alta (Figuras 13

e 18). Os dados de peso total de fruto obtidos neste experimento são muito inferiores queles relatados por Cintra. (2001) trabalhando com o tomateiro “Carmen” cultivado em Latossolo Vermelho – Amarelo tratado com compostos a base de biossólido e bagaço de cana. Estes baixos rendimentos provavelmente foram ocasionados pelas condições desfavoráveis do solo, e pela alta temperatura durante o dia no interior da casa de vegetação (35 °C max.), que de acordo com Ali et al. (1996) influencia a viscosidade da água dentro da planta, a permeabilidade das membranas, a atividade metabólica, a absorção, a translocação e a assimilação de nutrientes.

4.5.1.5 Macronutrientes (N; P; K; Ca; Mg e S) na folha do tomateiro

Não se encontrou diferença estatística significativa no teor dos macronutrientes N, P, K e Mg nos tratamentos avaliados. Pode-se observar nas Tabelas 4 e 5, os teores e conteúdos de macronutrientes determinados para cada elemento. O nitrogênio foi o único nutriente determinado com teor adequado para a folha da cultura do tomateiro ($> 30 \text{ g kg}^{-1}$) em todos os tratamentos, exceto o tratamento 8, de acordo com os dados apresentados em Malavolta et al. (1997). No entanto, o P; K e Mg apresentam teores abaixo do valor adequado citado por Boaretto et al. (1999) para a folha da cultura do tomateiro que estão em torno de ($4-8 \text{ g kg}^{-1}$), ($30-50 \text{ g kg}^{-1}$) e ($4-8 \text{ g kg}^{-1}$), respectivamente.

O enxofre (S) apresentou diferença estatística significativa no tratamento (T8) quando comparado com os tratamentos avaliados. Os tratamentos T1; T3; T17; T18 e T19 apresentaram teores abaixo do considerado adequado (3 kg^{-1}) para a folha da cultura do tomateiro de acordo com Malavolta et al. (1997).

O cálcio também apresentou valores abaixo dos teores adequados ($14 - 18 \text{ g kg}^{-1}$), segundo Malavolta et al. (1997), deficiência que se manifestou pelo aparecimento de podridão apical do fruto nos tratamentos T1; T2; T4; T12; T13 e T22. Já o conteúdo de macronutrientes na folha do tomateiro, expresso em mg/vaso (Tabela 5), apresentou diferença estatística significativa para P, K, Ca e Mg.

Estes resultados indicam que todos os tratamentos avaliados foram eficazes para o fornecimento de N e S e não para P; K; Ca e Mg. As plantas conseguiram uma melhor absorção N e S a $\text{pH} < 5,06$.

Tabela 4.- Teor de Macronutrientes determinados na folha do tomateiro C-38-D Novo na época da floração.

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
gkg ⁻¹						
T1	31,43a	2,30 ^a	8,43a	2,33b	2,26a	2,33b
T2	32,93a	1,95 ^a	8,36a	3,23b	2,36a	3,77b
T3	46,19a	2,11 ^a	7,53a	7,33b	2,70a	2,61b
T4	36,57a	1,70 ^a	7,80a	5,50b	1,63a	3,55b
T5	32,48a	2,14 ^a	7,36a	6,00b	1,80a	4,94ab
T6	40,52a	2,03 ^a	8,80a	9,80ab	3,16a	5,08ab
T7	33,49a	2,60 ^a	9,70a	6,56b	1,86a	5,77ab
T8	29,10a	1,83 ^a	8,70a	6,50b	1,80a	8,80 ^a
T9	42,17a	1,98 ^a	9,50a	8,83ab	2,13a	3,74b
T10	38,38a	1,80 ^a	11,60a	9,43ab	2,40a	3,44b
T11	43,22a	1,80 ^a	10,86a	10,13ab	2,13a	5,05ab
T12	33,48a	1,83 ^a	7,90a	9,93ab	2,13a	3,07b
T13	42,63a	2,01 ^a	11,10a	11,10ab	1,83a	7,38ab
T14	32,98a	1,20 ^a	12,83a	12,80a	3,13a	4,00b
T15	32,83a	1,45 ^a	13,23a	13,23a	2,46a	3,84b
T16	30,80a	2,13 ^a	12,75a	3,25b	2,90a	4,38ab
T17	35,29a	2,06 ^a	12,66a	3,03b	2,50a	2,86b
T18	39,22a	2,43 ^a	13,30a	2,90b	2,50a	1,23b
T19	37,79a	1,76 ^a	8,10a	4,30b	2,10a	1,88b
T20	40,78a	2,12 ^a	10,7a	6,03b	2,36a	3,00b
T21	32,95a	1,87 ^a	12,50a	4,50b	1,83a	5,03ab
T22	41,48a	2,25 ^a	9,50a	2,70b	1,75a	3,00b
T23	ND	ND	ND	ND	ND	ND
CV %	21,10	25	25	50,35	27,46	48,44

Medias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

ND – não tem dados

Tabela 5. Conteúdo de macronutrientes (mg/vaso), determinados em folha de tomateiro C-38-D Novo na época de floração.

Tratamento	N	P	K	Ca	Mg	S
T1	350b	26b	79b	21b	22b	28ab
T2	491ab	29b	126b	49b	35b	57ab
T3	72b	3b	13b	11b	4b	5b
T4	296b	11b	54b	38b	11b	29ab
T5	1516a	99 ^a	345ab	277ab	82ab	218 ^a
T6	99b	4b	26b	16b	5b	14ab
T7	294b	22b	84b	57b	17b	49ab
T8	355ab	21b	104b	81b	23b	108ab
T9	950ab	44ab	213ab	197ab	48ab	83ab
T10	618ab	28b	167ab	152b	41ab	51ab
T11	296b	13b	71b	69b	15b	36ab
T12	910ab	51ab	234ab	256ab	57ab	167ab
T13	712ab	32b	193ab	193ab	31b	134ab
T14	1280ab	45ab	493a	493a	130a	170ab
T15	637ab	28b	258ab	258ab	49ab	74ab
T16	57b	6b	45b	12b	11b	9ab
T17	214b	12b	74b	15b	14b	14ab
T18	52b	2b	11b	2b	4b	1b
T19	450b	21b	93b	50b	25b	23b
T20	158b	8b	44b	25b	9b	13ab
T21	515ab	35ab	198ab	70b	28b	93ab
T22	383b	29b	134ab	34b	23b	37ab
T23	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Medias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃; T7 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.de ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t ha⁻¹ de CaCO₃; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 tha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 tha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

ND – não tem dados

4.6 Avaliação do solo

4.6.1 pH em Cloreto de Cálcio (CaCl_2)

A aplicação dos diferentes tratamentos promoveu incremento do pH do solo exceto o tratamento T22 (fertilização química) que provocou diminuição. Na Figura 13 estão apresentados os dados do pH do solo ao final do experimento. Pode-se observar que o tratamento T12 ($9\text{t CaCO}_3 + 40\text{ t RA ha}^{-1}$) apresentou pH significativamente superior aos demais tratamentos, apesar de que o pH permaneceu abaixo da faixa (6 – 6,5) adequada para o bom desenvolvimento da maioria das culturas (CARNEIRO et al., 2004). Observa-se que houve uma considerável elevação do pH em relação ao tratamento T23 (Testemunha). Os tratamentos T12 (pH 5,06) e T13 ($9\text{ t CaCO}_3 + 20\text{ t RA ha}^{-1}$), pH 4,83, que não diferem estatisticamente, e os tratamentos T6 ($6\text{t CaCO}_3\text{ ha}^{-1}$) pH 4,73; T14 ($9\text{ t CaCO}_3 + 40\text{ t CA ha}^{-1}$) pH 4,80; T15 ($9\text{t CaCO}_3 + 20\text{t CA ha}^{-1}$) pH 4,76, foram os que promoveram maiores aumentos do pH. Os valores maiores de pH (T12 e T13) estão relacionados às maiores doses de CaCO_3 (9t ha^{-1}), às doses de CA (20 e 40 t ha^{-1}) e à dose de 40t ha^{-1} de RA. Quando o CaCO_3 foi aplicado na dose de 9t ha^{-1} isoladamente (T11) a elevação do pH foi menor (4,63) que a provocada pelo T6 (4,73), não diferindo estatisticamente entre si, o que contradiz a equação de regressão encontrada no Ensaio I, $y = 3,6101 + 0,0992*x$ e $r^2 = 0,94$; de acordo com esta equação para elevar o pH do solo até os valores 4,63 e 4,73 seriam necessários 10,28 e 11,28 t de $\text{CaCO}_3\text{ ha}^{-1}$ respectivamente. A adição da dose $3\text{t CaCO}_3\text{ ha}^{-1}$ associada à doses 20 e 40t CA nos tratamentos T4 e T5 elevou o pH do solo até 4,16 e 4,33 respectivamente, e considerando a equação citada, para obter o mesmo valor de pH aplicando CaCO_3 isoladamente se precisaria de 5,54 e $7,25\text{ t ha}^{-1}$ respectivamente, e quando se adicionou RA nas doses 20 e 40 t ha^{-1} mais CaCO_3 na dose de 3 t ha^{-1} (T20 e T21) o T21 foi mais efetivo no aumento do pH elevando-o até 4,10. Se o CaCO_3 tivesse sido aplicado isoladamente seriam necessárias 4,93 t. para conseguir o mesmo valor; já o T20 (pH 3,83) se mostrou inferior se comparado com a aplicação isolada de CaCO_3 para atingir o conseguido com o T21 (pH 4,10). A aplicação isolada dos tratamentos T17 (40 t ha^{-1} RA), T18 (20 t ha^{-1} CA) e T19 (40 t ha^{-1} CA) e combinada a T1 (20 t ha^{-1} RA + 20 t ha^{-1} CA) e T2 (40 t ha^{-1} RA + 20t ha^{-1} CA) aumentou o pH para valores de 4,00; 3,83; 3,90; 3,90 e 4,06, respectivamente, os

quais não diferem estatisticamente do tratamento testemunha T23, com exceção do T2. O tratamento com fertilização química (T22), não promoveu incremento do pH e não difere estatisticamente da testemunha. Estes resultados mostram que a adição de CA e RA contribuem para diminuir a dose de CaCO_3 necessária para elevar o pH do solo até uma faixa próxima à adequada para a maioria das culturas, com os decorrentes benefícios de um pH menos ácido. A elevação do pH do solo com a adição de resíduos orgânicos é um resultado comum neste tipo de estudo. Segundo Franchini et al. (1999) a capacidade de neutralização do H é um indicativo deste processo, estes aumentos de pH pela incorporação de resíduos orgânicos ao solo também foram encontrados por Paul et al (2001) que os atribuem à oxidação de ânions orgânicos; e Mokolabate e Haynes (2002) atribuem esta elevação do pH à capacidade de consumo de prótons do material húmico presente nos resíduos orgânicos durante a decomposição dos resíduos vegetais e Pitelli (2003) constatou incremento do pH do solo pela incorporação de macrófitas aquáticas ao solo.

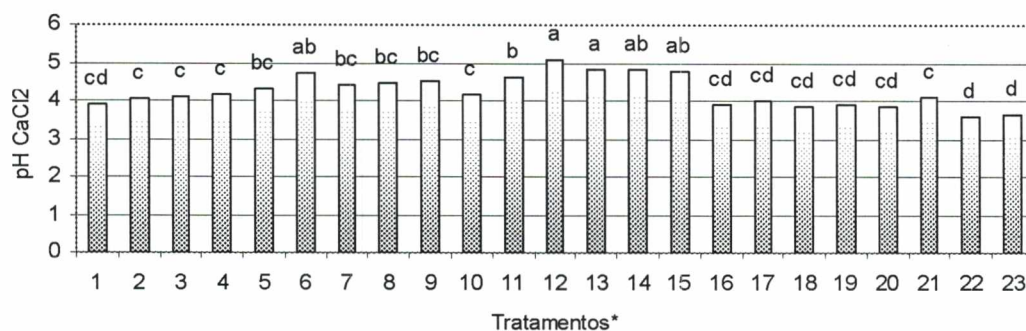


Figura 13. Alterações no pH pelo efeito da incorporação de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) em um NEOSSOLO, FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 9,95%.

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t ha⁻¹ de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 =6 t.de ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t ha⁻¹ de CaCO_3 ; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 tha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 tha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.2 Acidez potencial (H+Al)

Todos os tratamentos promoveram diminuição na acidez potencial (H+Al) do solo em relação ao tratamento testemunha T23, sendo que os maiores decréscimos foram observados nos tratamentos T12; T13; T11; T14 que continham as maiores doses de CaCO_3 (9 t ha^{-1}) e apenas o T1 foi estatisticamente igual à testemunha como observa-se na Figura 14. Os resultados mostram que quando se aplica CaCO_3 isoladamente, nas doses 3 t ha^{-1} (T3) e 9 t ha^{-1} (T11) a diminuição da acidez total (H+Al) é menor do que quando são aplicados em combinação a RA e CA nas doses 20 e 40 t ha^{-1} (T4;T5;T12;T13). Este resultado é reflexo direto da elevação do pH provocado pela adição dos resíduos orgânicos e do carbonato de cálcio.

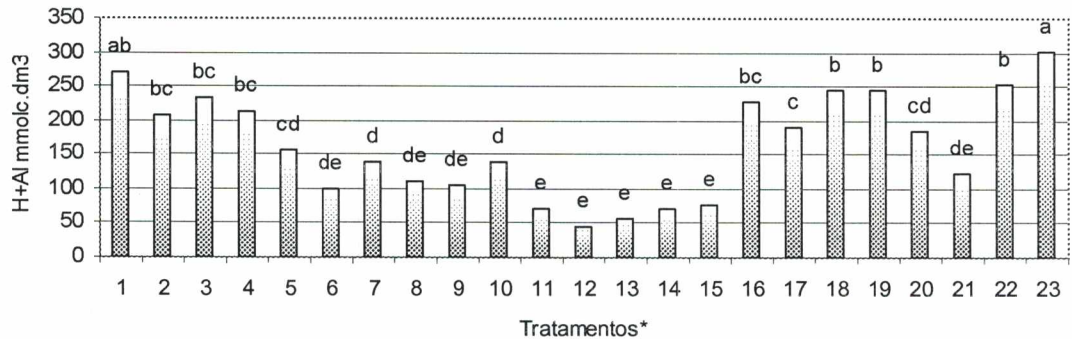


Figura 14. Alterações na acidez total (H+Al) após a incorporação de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 46,34%

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

*T1 = 20t. de RA + 20 t. ha^{-1} de CA; T2 = 40 t. ha^{-1} de RA + 20 t. ha^{-1} de CA; T3 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 ; T4 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de CA; T5 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de CA; T6 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T8 =6 t.de ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T9 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T10 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T11 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T12 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T13 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 tha^{-1} de RA; T14 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 tha^{-1} de CA; T15 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha de CA; T16 = 20 t. ha^{-1} de RA; T17 = 40 t. ha^{-1} de RA; T18 = 20 t. ha^{-1} de CA; T19 = 40 t. ha^{-1} de CA; T20 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T21 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.3 Capacidade de troca catiônica efetiva (CTCe)

A aplicação das diferentes dosagens de CaCO_3 , combinadas ou não com RA e CA não alterou significativamente a capacidade de troca catiônica efetiva do solo (Figura 15). Entretanto, com exceção dos tratamentos T22; T5 e T18 (111,63; 110,63

e $107,50 \text{ mmol}_c\text{dm}^{-3}$) todos os tratamentos promoveram incremento na CTC_e do solo se comparado ao tratamento testemunha T23 ($112,93 \text{ mmol}_c\text{dm}^{-3}$), isto pode ser atribuído ao incremento de cátions básicos provocado pela incorporação dos materiais orgânicos, como encontrado por Ndayegami e Côté (1989), à maior superfície/área volume da matéria orgânica (daí mais sítios de absorção) por sua natureza coloidal, Gleissman (2001), e pela maior CTC por unidade de superfície da matéria orgânica, se comparada com a argila (BURGOS, 1995).

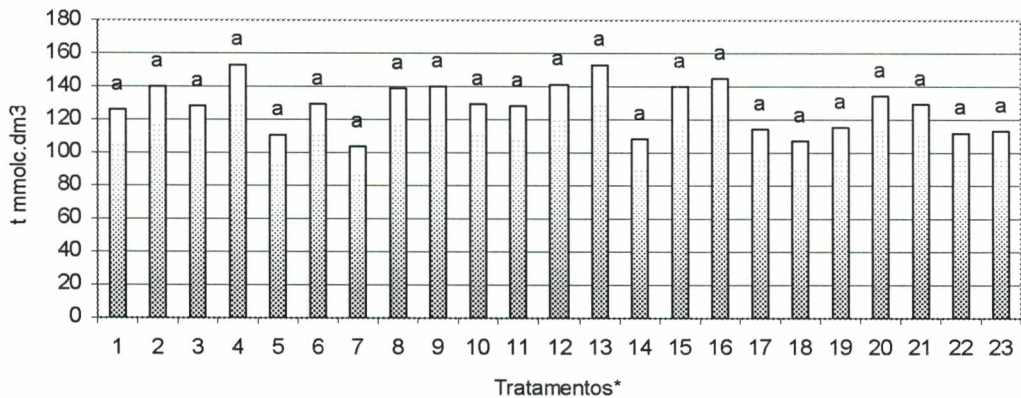


Figura 15. Alterações na CTC_e após a incorporação de diferentes doses CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. $\text{CV} = 20,12\%$

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.4 Capacidade de troca catiônica a pH 7 (CTC pH 7)

Os resultados obtidos para este parâmetro mostram que os tratamentos aplicados não foram eficazes para promover a elevação da CTC a pH 7, observando-se diminuição e diferença significativa nos tratamentos T5, T6, T7, T8, T9, T10, T11, T12, T13, T14, T15 e T21, comparados à testemunha, como mostra a Figura 16. Os maiores valores deste parâmetro próximo de $350 \text{ mmol}_c\text{dm}^{-3}$ nos tratamentos

T1 e T23 são muito baixos segundo a CFSEMG (1989 citada no MIFS, 1998) e refletem que este solo apresenta baixa capacidade de reter cátions e ainda que as argilas presentes sejam de baixa atividade, provavelmente formadas por caulinita e sesquióxidos de ferro e alumínio. Estes resultados provavelmente são devidos à capacidade de troca da matéria orgânica ser altamente dependente do pH do solo, parte dessa capacidade de troca é ocupada por Al formando ligações muito estáveis em solo ácidos com alto conteúdo de Al, onde a M.O. contribui pouco para a capacidade de troca catiônica e pode agir como ácido fraco se o teor de Al é muito alto, de acordo com Fassbender e Bornemisza (1987).

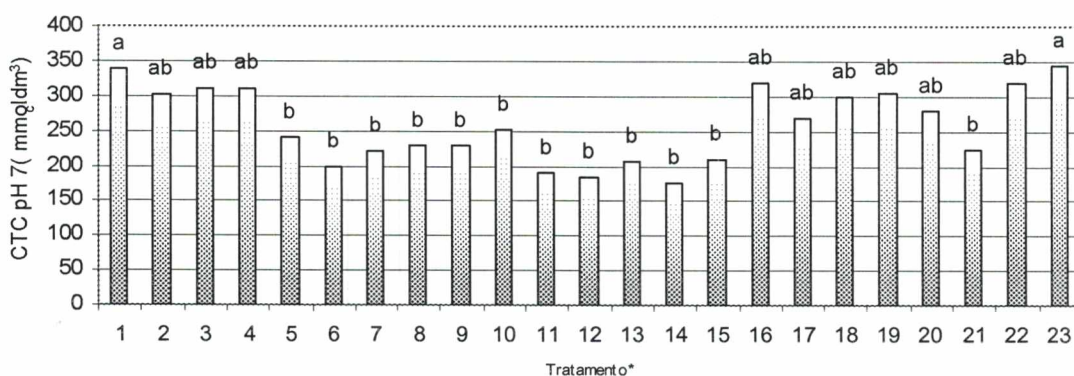


Figura 16. Alterações na CTC a pH 7 após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico glei da Baixada Maranhense. CV= 21,88%

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.5 Porcentagem de saturação por bases (V%)

A aplicação dos diferentes tratamentos provocou incremento do V% em todos os tratamentos. Entretanto, só o T13 diferiu estatisticamente da testemunha T23 (Figura 17). O maior incremento obtido pelo T13 (44,12%) é considerado baixo pelo CFSEMG (1989 citada no MIFS, 1998). De modo geral, nos tratamentos onde houve

combinação de CaCO_3 com RA e CA a V% aumentou de valores muito baixos até valores considerados baixos. Pode-se observar que os maiores incrementos do V% foram obtidos pelos tratamentos com as doses de 9 t ha^{-1} de CaCO_3 associadas com 20 ou 40 t ha^{-1} de RA e CA (T12; T13 e T15). Já os tratamentos T11; T6 e T13 que correspondem a aplicações isoladas de CaCO_3 foram menos efetivos no incremento de V% se comparadas com a aplicação combinada de CaCO_3 mais CA e RA, exceto no tratamento T7 que foi inferior ao T6 ($6 \text{ t CaCO}_3 \text{ ha}^{-1}$), embora não diferindo estatisticamente. A saturação por bases (V%) reflete quantos por centos dos pontos potenciais de troca de cátions do complexo coloidal do solo estão ocupados por bases, ou seja, quantos por centos das cargas negativas passíveis de troca a pH 7,0 estão ocupados por Ca; Mg; K e às vezes Na em comparação com aqueles ocupados por H e Al, e é utilizado para separar solos considerados férteis ($\text{V}\% > 50$) de solos de menor fertilidade ($\text{V}\% < 50$).

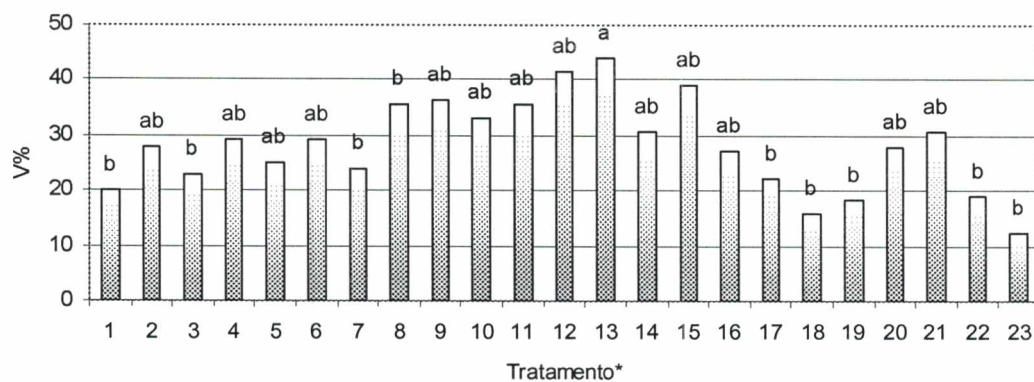


Figura 17. Alterações na saturação por bases (V%) após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 34,46%

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t ha^{-1} de CA; T2 = 40 t ha^{-1} de RA + 20 t ha^{-1} de CA; T3 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T4 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T5 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T6 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T8 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T9 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T10 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T11 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T12 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T13 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T14 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T15 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T16 = 20 t ha^{-1} de RA; T17 = 40 t ha^{-1} de RA; T18 = 20 t ha^{-1} de CA; T19 = 40 t ha^{-1} de CA; T20 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T21 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.6 Saturação por alumínio (m%)

Todos os tratamentos provocaram a diminuição da saturação por alumínio (m%) em relação ao tratamento testemunha, como mostra a Figura 18, sendo o tratamento T12 o que apresentou o menor valor de m% (0,94) valor considerado baixo pela CFSEMG (1989 citada no MIFS, 1998), os tratamentos T7; T8; T9; T10; T11; T13; T14 e T15 também se enquadram nesta faixa (0–20 %). Já os tratamentos T2; T3; T4; T5; T6; T16; T17; T20; T21 se enquadram na faixa de saturação média (21–40%) e os tratamentos T18; T19; T22 e T23 não conseguiram diminuir o m% permanecendo na faixa considerada muito alta (41 – 60 %). Os tratamentos mais eficientes na diminuição da saturação por alumínio são os tratamentos que combinam doses altas de CaCO_3 (6 e 9 t ha^{-1}) combinadas com doses de 20 e 40 t ha^{-1} de CA e RA. A aplicação isolada de CaCO_3 se mostrou menos eficiente que quando aplicado junto com os resíduos orgânicos. A m% expressa a fração o quantos por centos da CTC_e estão ocupados pela acidez trocável ou Al trocável, em termos práticos reflete a porcentagem de cargas negativas do solo que estão ocupadas por Al trocável. Esta redução do Al trocável após a aplicação de resíduos vegetais e esterco de animais ao solo, conforme Franchini et al (1999) ocorre por dois processos químicos, hidrólise do Al devido ao aumento do pH do solo e complexação por ácidos orgânicos.

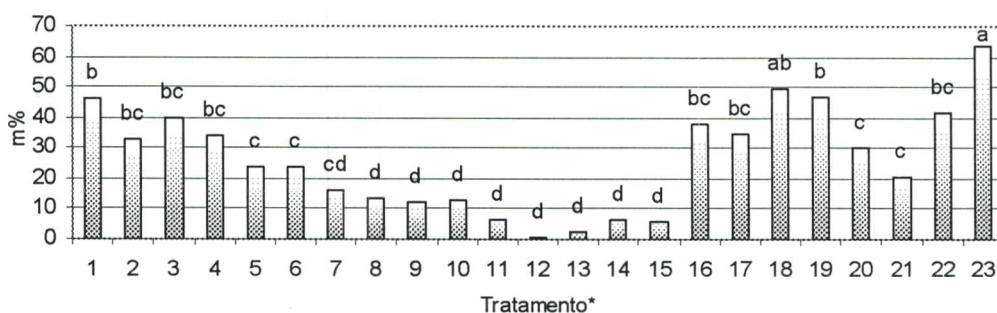


Figura 18. Alterações na saturação por alumínio (m%) após a incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 66,85%

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t ha^{-1} de CA; T2 = 40 t ha^{-1} de RA + 20 t ha^{-1} de CA; T3 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T4 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T5 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T6 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T8 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T9 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T10 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T11 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T12 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T13 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T14 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T15 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T16 = 20 t ha^{-1} de RA; T17 = 40 t ha^{-1} de RA; T18 = 20 t ha^{-1} de CA; T19 = 40 t ha^{-1} de CA; T20 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de RA; T21 = 3 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.7 Matéria orgânica e carbono

Estes parâmetros apresentaram diferença significativa comparado à testemunha. Os maiores incrementos dos parâmetros, Matéria Orgânica (M.O.) e Carbono (C) se observaram no tratamento T2 (47,33 g dm⁻³ M.O e 2,74 % C) que é um resultado previsível pelo fato do que o T2 corresponde a uma dose alta de M.O. (40 t RA + 20 t CA ha⁻¹). Já o menor valor observado foi no tratamento T6 (30,66 g dm⁻³ M.O. e 1,78 % de C) que corresponde à dose 6 t de CaCO₃ ha⁻¹, resultado já esperado pela não adição de qualquer material orgânico. Estatisticamente o T2 difere do T5 (3 t CaCO₃ + 40 t CA ha⁻¹); T6 (6 t CaCO₃ ha⁻¹); T11(9 t CaCO₃ ha⁻¹); T18 (20 t CA ha⁻¹); T23 (testemunha) para a variável matéria orgânica e do T23; T11; T18 e T6 para o Carbono, como mostram as Figuras 19 e 20. Estes resultados podem ser explicados pela reação ácida do solo (pH <5) que favorece a atividade dos fungos em detrimento à atividade bacteriana e conseqüentemente pela menor mineralização e humificação, tendo acúmulo de matéria orgânica, de acordo com Fassbender e Bornemizsa (1987).

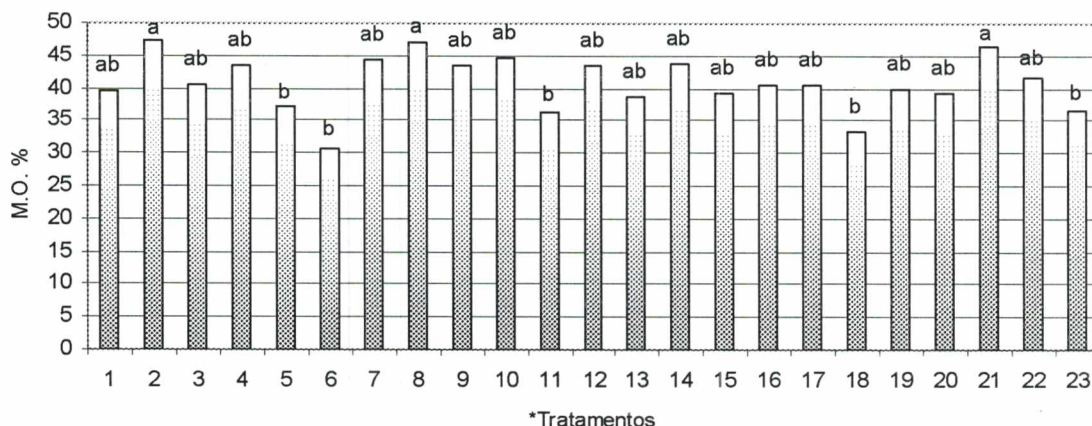


Figura 19. Alterações no teor M.O. após a incorporação de diferentes doses de CaCO₃, compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 11,61 %

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃; T7 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 =6 t.de ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t ha⁻¹ de CaCO₃; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 tha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 tha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO₃ + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

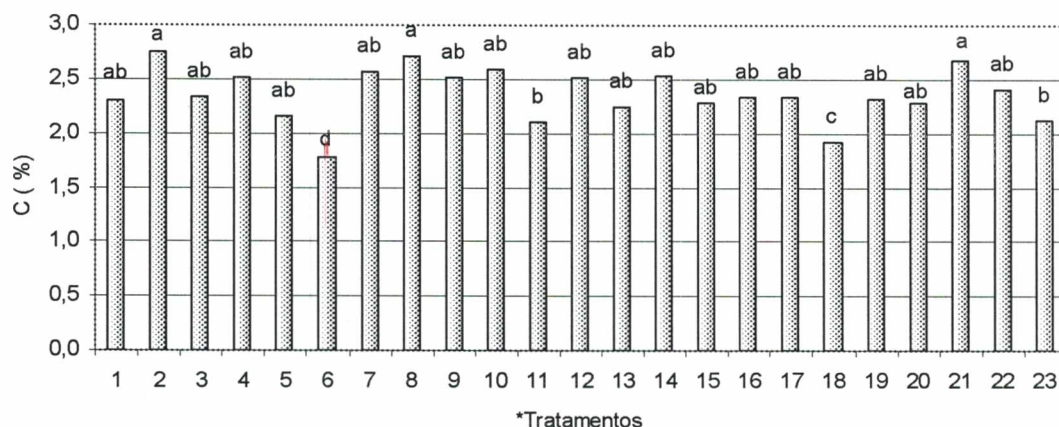


Figura 20. Alterações no teor de Carbono (C) após incorporação de diferentes doses de CaCO_3 , compostagem e resíduos de aguapé (CA, RA) combinadas ou não, em um NEOSSOLO FLÚVICO, Distrófico, glei da Baixada Maranhense. CV= 11,44 %

Médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade.

* T1 = 20t. de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T2 = 40 t.ha⁻¹ de RA + 20 t.ha⁻¹ de CA; T3 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T4 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T5 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T6 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T7 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T8 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T9 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T10 = 6 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T11 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 ; T12 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T13 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T14 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de CA; T15 = 9 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de CA; T16 = 20 t.ha⁻¹ de RA; T17 = 40 t.ha⁻¹ de RA; T18 = 20 t.ha⁻¹ de CA; T19 = 40 t.ha⁻¹ de CA; T20 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 20 t.ha⁻¹ de RA; T21 = 3 t.ha⁻¹ de CaCO_3 + 40 t.ha⁻¹ de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

4.6.8 Macronutrientes e alumínio (Al)

O valor determinado para Fósforo (P) no tratamento T2, apresenta diferença estatística significativa em relação a T23, sendo que o T2 apresenta o teor maior (14 mgdm⁻³) que corresponde à dose de 40t RA + 20t CA ha⁻¹, os tratamentos T19; T20; T5; T21 e T1 apresentam valores no intervalo 8,33 a 11,66 mgdm⁻³ e não diferem estatisticamente do T2, sendo que todos estão abaixo do teor 21 mgdm⁻³, considerado adequado por Malavolta et al. (1997). Embora os teores determinados sejam baixos, pode-se observar que todos os tratamentos promoveram incremento do teor de P exceto o T11 e T13 que apresentam valores iguais à testemunha. O T22 recebeu fósforo nas formas de fosfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{PO}_4$ na dose de 0,5 gdm⁻³ e fosfato ácido de potássio (KH_2PO_4) na dose de 1,71 gdm⁻³ sendo que o valor (102,26 mgdm⁻³) determinado nesse tratamento é considerado um valor atípico neste estudo e não foi incluído na análise estatística.

Os teores de Potássio (K) encontrados em todos os tratamentos são considerados adequados ($> 2 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$) por Malavolta et al. (1997), sendo que os tratamentos T2; T8; T17; T20; T21 e T22; são estatisticamente diferentes da testemunha (T23). O tratamento T17 (40 t RA ha^{-1}) apresentou valor maior ($12,56 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$), não diferindo estatisticamente de T2; T21 e T22, mas o T22 recebeu K na forma de KH_2PO_4 . Os tratamentos que tiveram os menores valores determinados foram os tratamentos T3; T4; T6; T10; T11; T14 e T15 com valores no intervalo 2,20 a $3,03 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$, abaixo do valor da testemunha T23 ($3,06 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$), não conseguindo manter nível inicial de K ($5,08 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$) determinado na amostra de solo antes do experimento. É bom observar, que os tratamentos que tiveram maiores valores foram os tratamentos com resíduos orgânicos T2 e T17.

Para o Cálcio (Ca) foram determinados teores considerados adequados ($> 40 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$) por Malavolta et al. (1997), nos tratamentos T4; T5; T6; T7; T8; T9; T10; T11; T12; T13; T14; T15; T20 e T21 com valores no intervalo 40,0 a $85,66 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$ não existindo diferença estatística entre eles. O menor valor corresponde a T23 ($13,66 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$), mas os tratamentos T1; T18 e T22 não conseguiram manter o teor de Ca determinado na amostra de solo antes do experimento ($20,0 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$). A possível causa deste decréscimo no teor de Ca poderia ser explicada pela complexação do cálcio pela matéria orgânica tornando-o indisponível.

O Magnésio (Mg) apresentou teores considerados adequados ($>10 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$) por Malavolta et al. (1997) em todos os tratamentos sendo o T13 que teve o maior valor $62,6 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$ e o menor o T23 ($20 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$). Todos os tratamentos, exceto a testemunha T23, conseguiram manter os teores de Mg do solo antes do experimento ($29 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$); resultados também obtidos por Araújo (1982) e Poletto (1984).

Para o Alumínio (Al^{+3}) foi encontrada diferença significativa entre os tratamentos. Todos os tratamentos mostraram-se eficientes para promover a diminuição do teor de Al^{+3} , em relação à testemunha, sendo os tratamentos T12 ($9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 40 \text{ t ha}^{-1} \text{ RA}$) e T13 ($9 \text{ t ha}^{-1} \text{ CaCO}_3 + 20 \text{ t CA ha}^{-1}$) os quais diminuíram o teor de Al^{+3} até valores $1,43 - 3,83 \text{ mmol}_e\text{dm}^{-3}$, respectivamente, considerados baixos de acordo com dados de Malavolta et al. (1997) que consideram

o valor ($< 4 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) adequado para o Alumínio no solo. Os resultados indicam que a combinação de CaCO_3 com os materiais orgânicos (CA e RA) foi mais eficiente que a aplicação separada dos mesmos. Os valores determinados para todos os macronutrientes e Al são mostrados na Tabela 6.

Os mecanismos responsáveis pela melhoria nas características químicas do solo após adição de material orgânico ocasionando a redução do teor de Al trocável são explicados por Hoyt e Turner (1975) pela complexação do Al pela matéria orgânica; por Hue e Amien (1989) pela troca de ligantes entre ânions orgânicos e as hidroxilas terminais de óxidos de Fe e Al e pelo aumento de potencial biológico de ânions orgânicos; e de acordo com Braga (1991) pela difusão do Ca^{2+} e à dissociação do CO_3 do carbonato de cálcio no solo que neutraliza a acidez do solo originando radicais HCO_3^- que neutralizam os prótons existentes na solução do solo, o que resulta em água e gás carbônico ($\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightleftharpoons \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$).

Tabela 6. Macronutrientes P (mgdm^{-3}) K, Ca, Mg ($\text{mmol}_e\text{dm}^{-3}$) e Al ($\text{mmol}_e\text{dm}^{-3}$) determinados no solo ao final do Ensaio IV.

Tratamento	P	K	Ca	Mg	Al
T1	8,33ab	7,80ab	19,33b	36,66b	58,40ab
T2	14a	12,16a	28,33b	49,00ab	46,13ab
T3	4,33b	2,56b	37,33b	33,00b	50,50ab
T4	8b	2,83b	45,66b	38,66ab	54,43ab
T5	9ab	3,40b	42,66b	35,00b	26,73b
T6	3,66b	2,40b	54,33ab	38,00ab	31,16b
T7	5,00b	6,50b	62,33ab	40,33ab	22,36b
T8	5,00b	8,83ab	60,33ab	46,33ab	18,93b
T9	8,00b	5,60b	61,33ab	50,00ab	17,66b
T10	6,66b	3,03b	59,00ab	45,33ab	24,93b
T11	3,33b	2,33b	71,33ab	43,00ab	8,03b
T12	4,66b	7,83ab	76,00ab	51,00ab	1,43b
T13	3,33b	6,8b	74,66ab	62,66a	3,83b
T14	5,66b	2,56b	54,33ab	44,00ab	5,13b
T15	6,00b	2,20b	83,66a	43,33ab	7,86b
T16	5,00b	5,50b	39,33b	43,33ab	22,20b
T17	6,33b	12,56a	21,66b	36,66b	39,53ab
T18	7,33b	3,93b	16,33b	29,66b	53,50ab
T19	11,66ab	4,23b	20,66b	33,66b	54,03ab
T20	10,33ab	8,26ab	40,00b	39,00ab	39,86ab
T21	8,66ab	11,26ab	46,66b	41,00ab	26,96b
T22	102,26	9,76ab	19,33b	30,00b	47,76ab
T23	3,33b	3,06b	13,66b	20,00b	71,73 ^a
CV%	47,54	59,86	49,81	26,71	67,9

Medias seguidas pela mesma letra na mesma coluna não diferem a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

* T1 = 20t ha^{-1} de RA + 20 t. ha^{-1} de CA; T2 = 40 t. ha^{-1} de RA + 20 t. ha^{-1} de CA; T3 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 ; T4 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de CA; T5 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de CA; T6 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T7 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T8 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T9 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t ha^{-1} de CA; T10 = 6 t ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t ha^{-1} de CA; T11 = 9 t ha^{-1} de CaCO_3 ; T12 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T13 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T14 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de CA; T15 = 9 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de CA; T16 = 20 t. ha^{-1} de RA; T17 = 40 t. ha^{-1} de RA; T18 = 20 t. ha^{-1} de CA; T19 = 40 t. ha^{-1} de CA; T20 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 20 t. ha^{-1} de RA; T21 = 3 t. ha^{-1} de CaCO_3 + 40 t. ha^{-1} de RA; T22 = fertilização química; T23 = Testemunha (TFSA)

5 CONCLUSÕES

- O uso do composto de aguapé incorporado ao solo não causou nenhum efeito deletéreo nas plantas de tomateiro.
- A aplicação de compostagem de aguapé ao solo resultou em maior benefício que a aplicação de resíduos de aguapé sem compostar, pelos maiores aportes de macro nutrientes e a menor adição de concentrações de elementos passíveis de provocar toxidez como o Fe e Mn.
- A aplicação separada dos materiais orgânicos CA e RA do CaCO_3 contribuiu para melhorar as propriedades químicas do solo (pH, (H+Al), m%, V% e CTC_e).
- O uso da biomassa de aguapé, seja compostada ou não, é uma alternativa para diminuir a doses de CaCO_3 necessárias para a correção da acidez. Podendo ser utilizada em pequenas áreas de culturas hortícolas na agricultura familiar.
- São necessárias mais pesquisas com macrófitas aquáticas da Baixada Maranhense e seus efeitos pela incorporação ao solo em experimentos conduzidos em condições de campo junto à análise econômica e de impacto ecológico.

REFERÊNCIAS

ABREU, J. C. H; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F. C. Carbono, Nitrogênio, Fósforo e Enxofre em solos tratados com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.26, n.3, p.787-796, jul/set. 2002.

ADAMS, P. Mineral Nutrition. In: ATHERTON , J.G. **The Tomato Crop. A scientific basi for improvement**. London, 1986. cap. 7. p.281-334.

AGUIAR, A.C.F. **Efecto de especies usadas como abono verde en el enriquecimiento de la fertilidad del suelo y manejo de plagas**. Turrialba, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2001. 93p. (Tese de Mestrado).

AGUIAR, A. C. F; MOURA, E. G; SILVA, A. C. Interpretação dos indicadores químicos em solos submetidos a processos cíclicos de oxi-redução. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIENCIA DO SOLO, 29, 2003, Ribeirão Preto. **Resumo expandido...** Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2003. CD-ROM

ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; ERNANI, P.R., MAFRA, A.L.; FONTANA, C.E. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n.5, p.799-806, set/out. 2003.

ALI, I.A.; KAFKAFI,U.; YAMAGUCHI,I.; SUGIMOTO,Y.; INAGA, S. Effects of low root temperature on sap flow rate, soluble carbohydrates, nitrate contents and on cytokinin and gibberellin levels in roots xylem exudate of sand-growth tomato. **Journal of Plant Nutrition**. v.19, n.3-4, p.619-634. 1996.

AMARAL, A. S., ANGHINONI, I. Alteração dos parâmetros químicos do solo pela reaplicação de calcário no sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.36, n.4, p.695 -702, abr. 2001.

AMARAL, A.S.; ANGHINONI, I.; DESCHAMPS, F.S. Resíduos de plantas de cobertura e mobilidade dos produtos da dissolução do calcário aplicado na superfície do solo. **Rev. Bras. Ciência do solo**, Viçosa, v. 28, n.1, jan/ fev 2004.(a)

AMARAL, A. S; ANGHINONI, I.; HINRICHS, R.; BERTOL I. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um Cambissolo em plantio direto. **Rev. Bras. de Ciência do Solo**, Viçosa , v.28, n.2, mar/abr., 2004. (b)

ANTUNES, D. R. F. **Efeito da adição de biomassa seca de *Eichhornia crassipes* sobre algumas propriedades químicas e biológicas de um solo degradado**. Jaboticabal, FCAV-UNESP,2004. 3.p. (Monografia de Graduação em Agronomia).

ARAÚJO J.C. **Efeitos da incorporação do Aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms) sobre algumas características químicas de um Regossol**. Jaboticabal, FCAV-UNESP, 1982. 31p. Monografia de graduação em Agronomia.

ATIYEH, R. M.; ARACOM, N. EDWARDS, C. A.; METZGER,J.D. Influence of earth-worm processed pig manure on the growth and yield of greenhouse tomatoes. **Bioresurce Technology**, v.75, n.3, p.175-180. 2000.

BAVARESCO, A. S. L. **Importância socioeconômica da suinocultura brasileira.** Disponível em www.eps.ufsc.br/disserta98/bavaresco/cap2. Acesso em 20.04.2003.

BESSHO, T; BELL, L. C. Soil solid and solution phase changes and mung bean response durin amelioration of aluminum toxicity with organic matter. **Plant and Soil.** 140: 183-196, 1992.

BOARETTO, E. A.; CHITOLINA, J. C.; RAIJ, B. van.; SILVA, F. C. da; TEDESCO, M. J.; CARMO, C. A. F de S. do. In: SILVA, F.C.da. **Manual de análises químicas de solo, plantas e fertilizantes.** 2ªed. Brasília: Embrapa Comunicação para transferência de tecnologia, 1999. cap.2, p.49-73.

BONILLA J. A. **Fundamentos da Agricultura Ecológica.** São Paulo: Nobel. 1992.

BRAGA, J. M. ASPECTOS Qualitativos do Calcário. **Informe Agropecuário.** Belo Horizonte, v.15, n. 170, p.5-11, 1991.

BROOKES, P. C. Measurement, properties and role of soil microbial biomass in organic matter dynamics and the maitenance of soil fertility. In: **Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin.** Integrated plant nutrition systems. Rome. FAO, n.12. p. 113-128, 1995.

BURGOS W. Effectt of Supply organic inputs on soil fertility on western semi-arid african savannhas. In: **Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin.** Integrated plant nutrition systems. Rome. FAO, n.12. p. 129-138. 1995.

BURLE, M. L.; MIELNICZUK, J; FOCCHI, S. Effect of cropping systems on chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. **Plant and Soil.** Dordrecht, v.190. p. 309-316. 1997.

CAMARGO, O. A; CASTRO, O. M. de; VIEIRA, S. R.; QUAGGIO, J. A. Alteração de atributos químicos do horizonte superficial de um Latossolo e um Podzólico com a calagem. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.54. n.1/2. p.1-8, jan/ago.1997.

CARNEIRO, C. E. A; FIORETTO, A. R; FONSECA, I. C. de B.; NEVES, C. S. V. J. da S. Alterações químicas no solo induzidas pela aplicação superficial de palha de cana-de-açúcar, calcário e vinhaça. **Semina: Ciências Agrárias**. Londrina, v. 25, n. 4, p. 265-272, 2004.

CARVALHO, F. T. de; MELO, M. S. de; FONTES, M. P. F. Capacidade máxima de adsorção de fosfato influenciada pela oxidação da matéria orgânica em três solos de Minas Gerais. In: 3º Encontro Brasileiro sobre Sustâncias Húmicas, Santa Maria RS. **Resumos....** p. 239-242, 24-26 nov. 1999.

CARVALHO, F. T; GALO, M. L. B. T; VELINI, E. D. e MARTINS, D. Plantas Aquáticas e Nível de Infestação das Espécies Presentes no Reservatório de Barra Bonita no Rio Tietê. **Revista Planta Daninha**, Viçosa, MG., v.21, p.15-19, 2003. Edição Especial.

CERRI, C. C.; CHAPLOT, V.; CERRI, C. E. P. **Ciclagem de nutrientes e sustentabilidade agrícola.** Disponível em: www.fea.unicamp.br/docentes/ortega/agroecol/cerr.htm. Acesso em: 19/06/2003.

CINTRA, A. A. D. **Compostos a base de biossólido e bagaço de cana na cultura do tomateiro.** Jaboticabal, FCAV- UNESP, 2001. 109p. (Dissertação Mestrado).

COSTA, F.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T; POLO, A. **Resíduos orgánicos urbanos: manejo y utilización**. 2 ed. Murcia, España: Edita CSIC. 1995.

CRASWEL, E. T; LEFROY, R. D. B. The role and function of organic matter in tropical soils. In: MARTIUS, C.; TIESSEN, H.; VLEK, P. L. G. Managing organic matter in tropical soils: scope and limitations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Netherland, v.61, n. 1-2, p.7-18, 2001.

DYMOND, G. C. **The water hiacinth: a cindirella of the plant world**. Disponível em: <http://journeytoforever.org/farm/dymond.html>. Acesso em 21/4/2005.

EHRET, D. L; HO, L.C. Translocation of calcium in relation to tomato fruit growth. **Annals of Botany**, 58, p.679-688, 1986.

EWEIS, J. B; ERGAS, S. J; CHANG, D. P. Y; SCHROEDER, E. D. Biorrecuperación por vía sólida. In: **Principios de biorrecuperación: tratamientos para la descontaminación y regeneración de suelos y aguas subterráneas mediante procesos biológicos y físico-químicos**. Madrid: Ed. Mc.Graw Hill Interamericana, 1999.

FARIA, C, M, B; COSTA, N, D; FARIA, A. F. Ação do calcário e gesso sobre as características químicas do solo e na produtividade e qualidade do tomate e melão. **Horticultura Brasileira**, v.21, n.4,out-dez. 2003.

FASSBENDER, H. W.; BORNEMIZSA, E. **Química de Suelos con énfasis en suelos de América Latina**. 2ª. ed. San José, Costa Rica. IICA, 1987, 420p.

FEBRER, A. M. A.; MATOS, T. A. de; SILVA, V. F. da. Compostagem de resíduos orgânicos utilizados como material filtrante no tratamento de águas residuárias da suinocultura. In: 3º Encontro brasileiro sobre substâncias húmicas. Santa Maria, R.S. **Resumos...** p. 287-290, 24-26 nov., 1999.

FERNANDES, A. A.; MARTINEZ, H. E. P.; FONTES, P. C. R. Produtividade, qualidade dos frutos e estado nutricional do tomateiro tipo longa vida conduzido com um cacho, em cultivo hidropônico, em função das fontes de nutrientes. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n.4, p. 564-570, dezembro 2002.

FERREIRA, M. M. M.; FERREIRA, G. B.; FONTES, P. C. R.; DANTAS, J. P. Produção do tomateiro em função de doses de nitrogênio e da adubação orgânica em duas épocas de cultivo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 21, n.3, jul/set. 2003.

FONSECA, C. P.; GALVÃO, L. de M.; PEREIRA, D. de F.; PHILOMENO, M.G. **As macrófitas aquáticas do lago Paranoá**. Disponível em <http://www.semARTH.dt.gov.br>. Acesso em 13/05/2003.

FONTES, M. R.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some oxisols from Brazil. **Soil Sci. Soc. Am. J.** 56: 982-990. 1992.

FOY, C. D. Effect of aluminum on plant growth. In: CARLSON, E.W (ed). **The plant root and its environment**. Charlottesville, University Press of Virginia, 1974. p. 601-640.

FOY, Charles D. Soil chemical factors limiting plant root growth. In: HATFIELD, J.L; STEWART, B.A. (Org). **Advances in soil science: limitations to plant root growth**. New York: Springer-Verlag. v. 19. 1992. p 97- 131.

FRANCHINI, J. C.; MALAVOLTA, E; MIYAZAWA, M; PAVAN, M. A. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 23.n.3. jul /set. 1999.

GAJALAKSHMI, S; ABASSI, S. A. Effect of application of water hyacinth compost/vermicompost on the growth and flowering of *Crossandra undulaefolia*, and on several vegetables. **Bioresource Technology**, n.85, p.197-199. 2002

GARCIA, R. D. **Efeito da incorporação de capim carrapicho (*Cenchrus echinatus* L.) sobre algumas propriedades físicas e químicas de dois tipos de solos**. Jaboticabal, FCAV – UNESP, 1978. 42p.

GAUR, A. C; SINGH, G. Organic and biological plant nutrient sources: potential, methods for reducing the bulk and improving the availability of nutrients. In: **Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin**. Integrated plant nutrition systems. Rome. FAO, n.12, p. 85-112. 1995.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. 2 ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 2001.

GOYAL, S; CHANDER, K; MUNDRA, M. C.; KAPPOR, K. K. Influence of inorganic fertilizer and organic amendment on soil organic matter and soil microbial properties under tropical conditions. **Biology and Fertility of soil**. Ed.Springer-Verlag, n.29, p.196-220. 1999.

HOYT, P. B; TURNER, R. C. Effect of organic material added to very acid soils on pH, aluminum exchangeable NH_4 and crop yields. **Soil Sci.**, v.119, n.3. p. 227-237, 1975.

HUANG, B.; JOHNSON, J.W. Root respiration and carbohydrates status of two wheat genotypes in response to hypoxia. **Ann. Bot.**, 75: 427-432. 1995.

HUANG, B.; JOHNSON, J. W.; Ne SMITH, S.; BRIDGE, D.C. Growth physiological and anatomical responses of two genotypes to waterlogging and nutrient supply. **J. Exp. Bot.** 45: 193-202. 1994.

HUE, N. V; AMIEN, I. A. Aluminum detoxification with green manures. **Comm. Soil Sci. Pl. Am.**, v. 20. n. 15-16, p. 1499-1511, 1989.

HUETT, D. J.; DETTMAN, E.B. Effect of nitrogen on growth, fruit quality and nutrient uptake of tomatoes grown in sand culture. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v.28, n.3, p.391-399. 1998.

I.A.C. **Boletim técnico**. n.48. Campinas, SP. 1983.

IBGE. **Atlas do Desenvolvimento Humano do Brasil**. 2000.

IYAMUREMYE, F; DICK, R. P. Organic ammendments and phosphorus sorption by soils. **Adv.Agro**. 56, p. 139-185. 1996.

JUNK.W.J. **Macrofitas aquáticas nas Várzeas da Amazônia e possibilidades do seu uso na agropecuária**. Manaus, INPA. 1979.

KAMINSKI, J. **Uso de corretivos da acidez do solo no plantio direto**. Pelotas: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2000. 123p.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985.

KINRAIDE, T. B. Aluminum enhancement of plant growth in acid rooting media – a case of reciprocal alleviation of toxicity by two toxic cations. **Physiol. Plant.** 88: 619-625. 1993

KINRAIDE, T.B. Identity of rhizotoxic aluminum species. **Plant Soil**, n.134,p.167-178. 1991.

KINRAIDE, T.B. Three mechanism for the calcium alleviation of mineral toxicities. **Plant Physiology**. n.118, p.513-520. 1998.

KOYAMA , H.; TODA, T.; HARA, T. Brief exposure to low- pH stress causes irreversible damage to the growing root in *Arabidopsis thaliana*: pectin-Ca interaction may play an important role in próton phitotoxicity . **J. Exp. Bot.** 52: 361-368. 2001.

LA PUERTA, J. C. Anatomía y Fisiología de la Planta. In: NUEZ, F.; DEL RINCÓN, A. R.; TELLO, J.; CUARTERO, J.; SEGURA, B. **El cultivo del tomate**. Madrid: Ed. Mundi Prensa. 2001. cap.2. p. 43-91.

LAZOF, D. B.; HOLLAND, M. J. Evaluation of the aluminum- induced root growth inhibition in isolation from low pH effects in *Glycine max*; *Pisum sativum* and *Phaseolus vulasris*. **Aust. J. Plant Phisiol.** 26:147-157. 1999.

LIAO, T. C.; LIN, C. H. Effect of flooding stress on photosyntetic activities of *Momordica charantia*. **Plant Physiol. Biochem.** 32: 479-485.1994.

LIEBHARDT, W. C. The basic cation saturation ratio concept and lime and potassium recommendations on Delaware's coastal plain soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, Madison, 45 (3), p.544-549,1981.

LLUGANY, M.; POSCHENRIEDER, C.; BARCELO, J. Monitoring of aluminum – induced inhibition of root elongation in 4 maize cultivars differing in tolerance to aluminum and proton toxicity. **Physiol. Plant**, 93: 265-271. 1995.

LUTZENBERGER, J. **En defesa do aguapé**. Disponível em: www.agrisustentavel.com/artigos/aguapé. Acesso em 21-3-2005

MACHADO, P. L. O. de A.; SILVA, C. A. Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. In: MARTIUS, C.; TIESSEN, H.; VLEK, P. L. G. Managinng organic matter in tropical soils: scope and limitations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Netherland, v.61, n .1-2, p.119-130. 2001.

MALAVOLTA, E; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. de. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS. 1997. 319p.

MIFS. **Manual Internacional de fertilidade do solo**. 2 ed. Piracicaba: POTAFOS, 1998. 177p.

MARSCHNER, H. Mechanism of adaptation of plant to acid soils. **Plant and Soil**. Netherlands, 134: 1-20. 1991.

MARTINS, D; COSTA, N. V; TERRA, M. A; MARCHI, S. R; VELINI, E. D. Caracterização química das plantas aquáticas coletadas no reservatório de Salto Grande, Americana, SP. **Revista Planta Daninha**, Viçosa, v.12, p.21-25, 2003. Edição especial.

MAZUR, N.; VELLOSO, A. C. X.; SANTOS, G. A. Efeito do composto de resíduo urbano no pH e alumínio trocável em solo ácido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.7, p. 157-159, 1983.

MEDEIROS, R. M. C; SABAARUR, A.U.O., PINTO, R.L.C. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico, **Revista Ciência e Tecnologia**, v.19.n.2 Campinas, maio/agosto.1999.

MELLO, F. A. F.; SOBRINHO, M. O. C. B.; ARZOLLA, S.; SILVEIRA, R. I.; NETTO, A. C.; KIEHL, J. C. **Fertilidade do solo**. 4 ed. Piracicaba: NOBEL, 1983.

MELLO, S. C; VITTI, G. C. Influência de materiais orgânicos no desenvolvimento do tomateiro e nas características químicas do solo em ambiente protegido. **Horticultura Brasileira**, v.20, n.2, jun.2002(a)

MELLO, S. C; VITTI, G. C. Desenvolvimento do tomateiro e modificação nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, v. 20, n.3, p. 452-458. set.2002(b)

MIYAZAWA, M; PAVAN, M. A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. **Ver. Brás. Ciência do Solo**. Campinas, v.17, n. 3, p. 411-416, 1993.

MIYAZAWA, M; PAVAN, M. A; FRANCHINI, J. C. Neutralização da acidez do perfil do solo por resíduos vegetais. **Informações agronômicas**, n. 92. Dezembro, 2000. Encarte Técnico

MOKOLOBATE, M. S; HAYNES, R. J. Comparative liming effect of four organic residues applied to an acid soil. **Biology and Fertility of Soils**, n.35, p.79-85, 2002.

MORELLI, M.; FERREIRA, E. B. Efeito do carbonato de cálcio e do fosfato diamônico em propriedades eletroquímicas e físicas de um Latossolo. **Rev. Bras. Ciência do Solo**, 11: 1-6, 1987.

MOURA, E. G. **Avaliação das qualidades físicas dos solos de duas transições na Baixada Ocidental Maranhense**. Botucatu, São Paulo. 1991. 107 p. Tese de Mestrado.

MST. **Projeto básico do centro de manejo de agrobiodiversidade**. Maranhão/Brasil, 2004.

MUZILLI, O.; GODOY, O. P. Correção da acidez em um latossolo roxo distrófico no oeste do Estado do Paraná. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 14, n. 2, p. 159-163. 1979.

MUZILLI, O. Influência do sistema de plantio direto, comparado ao convencional, sobre a fertilidade da camada arável do solo. **Rev. Bras. Ciência do Solo**, Campinas, v.7, p.317-332. 1983.

NAIDOO, G.; NAIDOO, S. Waterlogging responses of *Sporolobus virginicus*(L.) Kunth. **Oecologia**, 90: 445-450. 1992.

NDAYEGAMIYE, A.; CÔTÈ, D. Effect of long term pig slurry and soil cattle manure application on soil chemical and biological properties. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 69. p. 39-47, 1989.

NOBLE, A. D; RANDALL, P. J; JAMES, T. R. Evaluation of two coal derived organic products in ameliorating surface and subsurface soil acidity. **European Journal of Soil Science**, v.46, p.65-75, 1995.

NOVAIS, R. F. de; NEVES, J. C. L.; BARROS, N. F. de. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, et. al. **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo**. Brasília: Embrapa, 1991.

OLIVEIRA, E. L. Rendimento da matéria seca e absorção de cálcio e magnésio pelo milho em função da relação cálcio/magnésio do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.17, n.3, p. 383-388, 1993.

OLIVEIRA, J. P de. Caracterização e uso da compostagem na agricultura familiar. **Agroecologia Hoje**, Ano III, n. 17, nov/dez. 2002

OSTERORHT, M. O que é uma adubação verde: princípios e ações. **Agro ecologia Hoje**, Ano II, n. 14, Maio/junho 2002.

PARRA, J. V.; HORTENSTINE, C. C. Plant nutritional content of some Florida water hyacinths and response by pearl millet to incorporation of water hyacinths in three soil types. **Hyacinth Control Journal**, 12 (5), 85-90, 1974.

PARÈ, T.; DINEL, H.; SCHNITZER, M.; DUMONTET, S. Transformations of carbon and nitrogen during composting of animal manure and shredded paper. **Biology and Fertility of Soils**. Heidelberg.Ed. Springer Verlag, v.26. n.3 .p.173-175, 1998.

PAUL, K. I; BLACK, A. S; CONYERS, M. K. Effect of plant residue return on the development of surface soil pH gradients. **Biology and Fertility of Soils**. Ed. Springer- Verlag. v. 33, p.75-82. 2001.

PIERRE, W. H; BANWART, W. L. Excess – Base and excess base / nitrogen ratio of various crops species and parts of plants. **Agronomy Journal**, 65: 91- 96, 1973.

PINTO, M. da S. **As águas e a produção de biomassas energéticas, agrícolas e industriais.** Rio de Janeiro, 1986.

PITELLI, A. M. de C. M. **Efeito da incorporação de biomassa seca de (*Egeria densa*) e (*Eichhornia crassipes*) sobre algumas propriedades físicas, químicas e biológicas de um solo degradado.** Jaboticabal. FCAV- UNESP, 2003, 68p. Monografia de graduação em Agronomia.

POLETTO, M. C. **Efeitos da incorporação do aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart). Solms) e da Azolla (*Azolla caroliniana* Willd) sobre algumas características químicas de um Lattosol vermelho escuro textura media.** Jaboticabal. FCAV- UNESP. 1984. 68 p. Monografia de Graduação.

PORTA, J; LÓPEZ-ACEVEDO, M.; ROQUERO, C. **Edafologia: para la agricultura y el medio ambiente.** 2 ed. Barcelona: Ediciones Mundi-Prensa, 1999. p. 217-236.

PORTO, M. J. F., FORTES, J. L. de O., RIBEIRO, H.S., FERNANDES, R. N. Avaliação da fertilidade dos solos do estado do Maranhão com base em resultados de análises de rotina. **Revista Pesquisa em Foco.** São Luís, v.5, n.5. p.7-15, jan./jun.1997.

PÖTTKER, D.; BEM, J. R. Calagem para uma rotação de culturas no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo.** Campinas, v.22. p. 675-684. 1998.

RATTIN, J. E; ANDRIOLO, J. L; WITTER, M. Acumulação de massa seca e rendimento de frutos de tomateiro cultivado em substrato com cinco doses de solução nutritiva. **Horticultura Brasileira.** Brasília, v. 21, n.1, jan/mar. 2003.

RHEINHEIMER, D. S.; KAMINSKI, J.; LUPATINI, G. C.; SANTOS, E. J. S. Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.22. p. 713-721. 1998.

RICK, C. M. The Tomato. **Sci. Amer.** n.239. p.67-76. 1978.

RODRIGUES, D. S; PONTES, A. L; MINAMI, K.; DIAS, dos S. C. T. Quantidade absorvida e concentrações de micronutrientes em tomateiro sob cultivo protegido. **Scientia Agrícola**. Piracicaba, v. 59. n. 1, jan/mar. 2002.

SALVADOR, J. O; MOREIRA, A. M; MALAVOLTA, E; CABRAL, C. P. Influência do alumínio no crescimento e na acumulação de nutrientes em mudas de goiabeira. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.24. p.787-796, 2000.

SAMAC, D. A.; TESFAYE, M. Plant improvement for tolerance to aluminum in acid soils – a review. **Plant Cell Tissue Organ Culture**. Netherlands, 75:189-207, 2003.

SEQUI, P; BENEDETTI, A. Management techniques of organic materials in sustainable agriculture. In: **Fertilizer and Plant Nutrition Bulletin**. Integrated plant nutrition systems. Rome. FAO, n.12. p. 139-154. Rome.1995.

SIDIRAS, N.; PAVAN, M. Influência do sistema de manejo do solo no seu nível de fertilidade. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Campinas, v.9, p. 249-254, 1998.

SILVA Jr; A. A. Efeito da adubação mineral e orgânica sobre produtividade e tamanho de fruto de tomate. **Horticultura Brasileira**. Brasília, v.8, n.1. p. 17-19, maio 1990.

SILVA, L. S.; CAMARGO, F. A. de O.; CERETTA, C. A. Composição da fase sólida orgânica do solo. In: MEURER, E. J (Org.). **Fundamentos de Química do Solo**. Porto Alegre: Genesis, 2000. p. 45-62

SILVA, A. C; MOURA, E. G. Atributos e especificidades de solos de Baixada no Tropicó Úmido. In: MOURA, E. G. **Agroambientes de Transição - entre o tropicó úmido e o semi-arido do Brasil. Atributos; alterações; uso na produção familiar**. São Luis. UEMA, 2004, p. 133-160.

SILVA, L., S.; BOHNEN, H. Liberação de carbono e nutrientes pela adição de resíduos de milho em substratos inorgânicos. In: 3º Encontro Brasileiro sobre Sustâncias Húmicas. Resumos.... Santa Maria RS. p. 269-271, 24-26 nov. 1999.

SMYTH T. J; SANCHEZ, P. A. Effect of lime, silicate and phosphorus application to an oxisol on phosphorus sorption and ion retention. **Soil Science Society of América Journal**, v. 44. p.500-504. 1980.

SOUSA, I, S, de. **Efeito da calagem em Vertissolo da Baixada Maranhense**. São Luis: UEMA, 1996. 29 p. Monografia de Especialização.

TEDESCO, M. J; GIANELLO, C; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. UFRGJ. Porto Alegre. 1995.

THIESSEN, H; SAMPAIO E. V. S. B; SALCEDO, I. H. Organic turnover and management in low input agriculture of NE , Brazil. In: MARTIUS, C.; TIESSEN, H.; VLEK, P. L. G. Managinng organic matter in tropical soils: scope and limitations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Netherland, v.61, n. 1-2, p.99-103. 2001.

VITORELLO, V. A.; CAPALDI, F. R.; STEFANUTO, A. V. Recent advances in aluminum toxicity and resistance in higher plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.17, n.1, p.129-143. 2005.

WADAM, W.P.; HAAN, S de. Decomposition of organic matter from 36 soils in a long term pot experiment. **Plant and Soil**. Netherlands, v.189, n.2., p. 289-301, February. 1997.

WATT VAN DER, H. H; BARNARD, R.O.; CRONJE, I. J. ; DEKKER, J.; CROFT, G.J.B.; VAN DER WALT, M.M. Amelioration of subsoil acidity by application of coal-derived calcium fulvate to the soil surface. **Nature**, v. 350, p.146-148,1991.

WILLCOX, G. E. Tomato. In: BENETT. F. W. **Nutrient deficiencies and toxicities in crop plants**. Minnesota: Ed.American Phytopatological Society. cap.13, p.137-142. 1993.

YAN, F.; SCHUBERT, S; MENGEL, K. Effect of low root medium pH on net proton release, root respiration, and root growth of corn (*Zea mays L.*) and broad bean (*Vicia faba L.*). **Plant. Physiol.** 99: 415- 421. 1992.

YAN, F.; SCHUBERT, S; MENGEL, K. Soil pH increase due to biological decarboxilation of organic anions. **Soil Biol. Biochem.** 28: 617-624, 1996.

ZSOLDOS, F.; ERDEI, L. Membrane and ion-transport properties in cereal under acidic and alkaline stress. 1.Effects of pH on potassium uptake and growth of rice and wheat. **Physiol. Plant.** 53: 468-470. 1981.

(<http://www.unesp.br/desenv/web/cvpr/temas.htm>)