

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**DECOMPOSIÇÃO E MINERALIZAÇÃO DE ADUBOS ORGÂNICOS ACONDICIONADOS
EM CÁPSULAS POROSAS**

DERCIO CERI PEREIRA

CASCAVEL - Paraná - Brasil

Junho - 2011

DERCIO CERI PEREIRA

**DECOMPOSIÇÃO E MINERALIZAÇÃO DE ADUBOS ORGÂNICOS
ACONDICIONADOS EM CÁPSULAS POROSAS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração em Engenharia de Sistemas Agroindustriais Sustentáveis.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa
Co-orientadora: Prof^a. Dr. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa

CASCADEL - Paraná - Brasil
Junho - 2011

Ficha Catalográfica

Elaborada pela Biblioteca Central do Campus de Cascavel - Unioeste

Pereira, Dercio Ceri
P436 Decomposição e mineralização de adubos orgânicos acondicionados em cápsulas porosas. / Dercio Ceri Pereira. – Cascavel, 2011.
100f.

Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa.
Co-orientadora: Prof^a. Dr. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.
Dissertação(Mestrado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Campus de Cascavel.
Revisora: Noeli Terezinha Unser

1. Fertilidade do solo. 2. Adubos Orgânicos. 3. Capsula porosa. 4. Análise de solo. 5. Materiais orgânicos - Irrigação. I. Costa, Luiz Antonio de Mendonça. II. Costa, Mônica Sarolli Silva de Mendonça. III. Título.

CDD – 631.422

Ficha Catalográfica elaborada pelo Sistema de Bibliotecas da Unioeste
(Sandra Regina Mendonça CRB – 9/1090)

DERCIO CERI PEREIRA

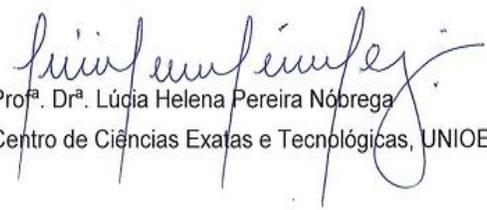
"Decomposição e mineralização de adubos orgânicos acondicionados em cápsulas porosas"

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola, área de concentração Engenharia de Sistemas Agroindustriais, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:


Orientador: Prof. Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE


Prof. Dr. Adilson Pelá
Unidade Universitária Ipameri, UEGO


Profª. Drª. Maria do Carmo Lana
Centro de Ciências Agrárias, UNIOESTE


Profª. Drª. Lúcia Helena Pereira Nóbrega
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

Cascavel, 11 de julho de 2011.

BIOGRAFIA

Dercio Ceri Pereira, natural de Corbélia – PR, nascido em 03/04/1977. Graduado em Agronomia pela Faculdade Assis Gurgacz - FAG (2008); Técnico em Agropecuária pelo Colégio Agrícola Senador Carlos Gomes de Oliveira (CASC GO), da Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC (2000); e Técnico em Contabilidade pelo Colégio Estadual Amâncio Moro (CEAM), Corbélia - PR (1998).

Ingressou no Mestrado em Engenharia Agrícola em 2009, na área de concentração: Engenharia de Sistemas Agroindustriais Sustentáveis, orientado pelo professor Dr. Luiz Antonio de Mendonça Costa e co-orientado pela professora Dr^a. Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa.

“Quem para possuí-la levanta-se de madrugada, não terá trabalho, porque a encontrará sentada à sua porta”.

Ao Senhor Deus, Aquele que é,
Ao meu pai Dairo Pereira e à minha mãe Ilaria
Ceri Pereira.
Ao professor Luiz Antonio de Mendonça Costa e
à professora Mônica Sarolli Silva de Mendonça
Costa, e aos amigos.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Deus do universo, pela benevolência de permanecer sempre em sua morada.

À minha família, pelo incentivo, paciência e apoio nos momentos difíceis.

Aos meus nobres amigos e orientadores, professores Luiz Antonio de Mendonça Costa e Mônica Sarolli Silva de Mendonça Costa, pela compreensão, paciência, incentivo e confiança.

Às professoras Vanda Pietrowski e Regina Conceição Garcia, *campus* Marechal Cândido Rondon, pelo apoio, acolhida, incentivo e acréscimos em conhecimento na minha carreira profissional.

À Claudia Marques dos Santos Cordovil do Instituto Superior de Agronomia (Lisboa-Portugal), pelas contribuições bibliográficas.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola: Lúcia Helena Pereira Nóbrega, Sílvia Renata Machado Coelho, Simone Damasceno Gomes e Sílvio César Sampaio por disponibilizarem os laboratórios para a realização das análises.

Aos demais professores que integram o corpo docente do Curso de Pós-graduação, por dividirem e contribuírem com seus conhecimentos.

Ao Juscinei Fernando Frandoso, *campus* de Marechal Cândido Rondon, e Edison da Cunha, *campus* de Cascavel, pelos auxílios, orientações técnicas e incansável disposição.

Ao Wagner Alessandro Pansera, pelo auxílio no esclarecimento de dúvidas estatísticas.

À Naimara Vieira do Prado, pela disposição e contribuições nos esclarecimentos de dúvidas de modelos matemáticos.

Aos amigos Maycon Diego Ribeiro e Marcio Roberto Klein, pela amizade e contribuições no desenvolvimento dos trabalhos de irrigação.

Aos acadêmicos de Engenharia Agrícola: Leocir José Carneiro, Marcos Felipe Leal, Fernanda Cristina Araújo, Simone Marcon, Mateus Barbosa e Felipe Rodrigues Pastrí, pelas colaborações nos trabalhos de laboratório.

Ao funcionário do Núcleo Experimental da Engenharia Agrícola (NEEA) Sírío Graff, pelas colaborações durante a condução do experimento.

Aos amigos Marcos da Paz Damasceno e Rafael Gonçalves dos Santos, pelas contribuições adicionais nos trabalhos.

À secretária do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Vera Celita Schmidt, pela disposição no atendimento.

A todos os colegas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pelas colaborações realizadas no decorrer do curso.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná, *campus* de Cascavel, principalmente, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, pela oportunidade e apoio na realização do curso.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela disponibilização da bolsa de estudos.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS.....	xi	
LISTA DE FIGURAS.....	xii	
RESUMO.....	xiii	
ABSTRACT.....	xiv	
1	INTRODUÇÃO.....	1
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1	Decomposição de material orgânico animal e vegetal.....	3
2.2	Melhorias na fertilidade do solo e disponibilidade de nutrientes pelos adubos orgânicos.....	4
2.3	Alterações de pH promovidas no solo pelos adubos orgânicos.....	6
2.4	Carbono orgânico no solo.....	8
2.5	Mineralização de nutrientes no solo.....	9
2.6	Fatores que atuam na decomposição dos adubos orgânicos.....	11
2.7	Efeito residual dos adubos orgânicos.....	12
2.8	Cápsula porosa.....	13
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	14
3.1	Caracterização da área experimental.....	14
3.2	Experimentos, dimensões e espaçamento entre parcelas.....	15
3.3	Caracterização do solo e épocas dos experimentos.....	16
3.4	Descrições dos tratamentos.....	16
3.5	Obtenção dos adubos orgânicos.....	17
3.6	Análises químicas dos fertilizantes orgânicos.....	17
3.7	Caracterização das cápsulas.....	18
3.8	Preparação das cápsulas.....	18
3.9	Instalação dos experimentos.....	19
3.10	Instalação das cápsulas.....	20
3.11	Irrigação.....	22
3.12	Amostragem das cápsulas.....	23
3.13	Caracterização química do solo da área experimental.....	25
3.14	Análises das porcentagens remanescentes de massa seca com irrigação e sem irrigação.....	25
3.15	Análises da decomposição de massa seca sem irrigação (SI) e com irrigação (CI).....	26
3.16	Meia-vida dos diferentes materiais orgânicos em cápsula porosa no	

	tempo.....	27
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	28
4.1	Decomposição dos materiais orgânicos sem irrigação.....	28
4.2	Decomposição dos materiais orgânicos com irrigação.....	31
4.3	Taxa de decomposição anual e meia-vida dos materiais orgânicos sem irrigação e com irrigação.....	32
4.4	Porcentagens de umidade remanescente dos materiais orgânicos sem irrigação e com irrigação.....	34
4.5	Análise de solo sob as cápsulas porosas sem irrigação.....	37
4.6	Análise de solo sob as cápsulas porosas com irrigação.....	47
4.7	Mineralização dos macronutrientes e micronutrientes sem irrigação.....	57
4.8	Mineralização dos macronutrientes e micronutrientes com irrigação.....	65
4.9	Porcentagens residuais dos materiais orgânicos no interior das cápsulas porosas sem e com irrigação.....	74
5	CONCLUSÕES.....	77
	REFERÊNCIAS.....	79
	ANEXOS.....	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Análise física do solo antes e após a instalação do experimento na profundidade de 0-7 cm	16
Tabela 2	Análise química inicial da porcentagem de umidade (%), pH, porcentagem de nitrogênio (% N), porcentagem de carbono (%C) e relação C/N dos fertilizantes orgânicos	17
Tabela 3	Identificação dos materiais orgânicos com as cores correspondentes aos tratamentos	21
Tabela 4	Dados utilizados para manejo da irrigação	22
Tabela 5	Composição química do solo da área experimental antes da instalação dos experimentos na profundidade de 0-7, 8-10 e 11-15 cm	25
Tabela 6	Equações da porcentagem residual de massa seca dos adubos orgânicos no interior das cápsulas porosas sem irrigação (SI) e com irrigação (CI)	26
Tabela 7	Equações da decomposição dos adubos orgânicos no interior das cápsulas porosas sem irrigação (SI) e com irrigação (CI)	27
Tabela 8	Decomposição dos adubos orgânicos em cápsulas porosas sem irrigação em gramas de massa seca remanescente, perda de massa em função do tempo e estimativa anual de massa seca remanescente e perda de massa	28
Tabela 9	Decomposição dos adubos orgânicos em cápsulas porosas com irrigação em gramas de massa seca remanescente e perda de massa em função do tempo e estimativa anual de massa seca remanescente e perda de massa	31
Tabela 10	Taxa de decomposição anual (%) estimada conforme equações logarítmicas e meia-vida dos adubos orgânicos em função do tempo	33
Tabela 11	Condutividade elétrica (CE), pH, matéria orgânica (MO), concentração de elementos no solo sob as cápsulas porosas, influenciadas pela adição dos adubos orgânicos em função das épocas de coletas sem irrigação	38
Tabela 12	Condutividade elétrica (CE), pH, matéria orgânica (MO), concentração de elementos no solo sob as cápsulas porosas, influenciadas pela adição dos adubos orgânicos em função das épocas de coletas com irrigação	48
Tabela 13	Quantidades de macronutrientes e micronutrientes mineralizadas dos adubos orgânicos acondicionados dentro das cápsulas porosas sem irrigação em função do tempo	58
Tabela 14	Quantidades de macronutrientes e micronutrientes mineralizadas dos adubos orgânicos acondicionados dentro das cápsulas porosa com irrigação em função do tempo	66
Tabela 15	Porcentagem de massa seca residual estimada, dos materiais orgânicos, dos 100 dias até os três anos sem irrigação, pelas equações logarítmicas	74
Tabela 16	Porcentagem de massa seca residual estimada, dos materiais orgânicos, dos 100 dias até os três anos com irrigação, pelas equações logarítmicas	75
Tabela 17	Estimativa anual da mineralização dos macronutrientes e micronutrientes dos materiais orgânicos sem irrigação (SI)	94-95
Tabela 18	Estimativa anual da mineralização dos macronutrientes e micronutrientes dos materiais orgânicos com irrigação (CI)	96-97
Tabela 19	Potencial de mineralização dos materiais orgânicos no interior das cápsulas porosas sem irrigação no tempo	98
Tabela 20	Potencial de mineralização dos materiais orgânicos no interior das cápsulas porosas com irrigação no tempo	99

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Localização da área dos experimentos no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA)	14
Figura 2	Experimentos de cápsulas porosas com adubos orgânicos, com e sem irrigação, verão e outono, NEEA, 2010	15
Figura 3	Cápsula porosa (vela cerâmica), UNIOESTE, 2010	18
Figura 4	Cápsula porosa montada com cap soldável e vedada com silicone, UNIOESTE, 2010	19
Figura 5	Cápsulas porosas imersas em água, UNIOESTE, 2010	19
Figura 6	Acomodação das cápsulas porosas nos sulcos, com profundidade superior ao diâmetro das cápsulas, NEEA, 2010	20
Figura 7	Cobertura com 0,02 m de solo sobre as cápsulas porosas e identificação pela colocação de haste de madeira, com cores correspondentes aos tratamentos, NEEA, 2010	21
Figura 8	Irrigação por gotejamento das cápsulas porosas, com uma linha principal e seis secundárias, NEEA, 2010	22
Figura 9	Precipitações semanais da área experimental sem e com irrigação, durante a condução dos experimentos, NEEA, 2010	23
Figura 10	Aspecto da cápsula retirada na primeira coleta, NEEA, 2010	24
Figura 11	Amostrador metálico utilizado para remoção do solo sob as cápsulas porosas, NEEA, 2010	24
Figura 12	Porcentagem de umidade dos adubos orgânicos sem irrigação no tempo	34
Figura 13	Porcentagem de umidade dos adubos orgânicos com irrigação no tempo	36
Figura 14	Agrupamento dos materiais orgânicos em relação à taxa de decomposição em cápsula porosa sem irrigação	100
Figura 15	Agrupamento dos materiais orgânicos em relação à taxa de decomposição em cápsula porosa com irrigação	100

RESUMO

DECOMPOSIÇÃO E MINERALIZAÇÃO DE ADUBOS ORGÂNICOS ACONDICIONADOS EM CÁPSULAS POROSAS

A Região Oeste do Paraná possui criações de aves, suínos e bovinos. Tais atividades geram quantidades significativas de resíduos. O aumento no volume de dejetos é devido à intensificação da produção de proteína animal, que faz uso de confinamento e adota grandes plantéis de animais por unidade de área. A utilização dos resíduos orgânicos na agricultura está aumentando, devido à conscientização acerca da utilização da adubação orgânica na Região. Assim, o objetivo deste estudo foi verificar a decomposição dos adubos orgânicos, gerados na Região Oeste do Paraná, bem como a mineralização dos nutrientes e o efeito sobre os teores destes no solo abaixo das cápsulas sem irrigação e com irrigação. Foram utilizadas cápsulas porosas, com diâmetro de 5,3 cm e 9,8 cm de comprimento. O delineamento experimental foi em blocos casualizados com cinco tratamentos. Foram realizados dois experimentos com 100 cápsulas irrigadas e 100 cápsulas sem irrigação. Os tratamentos foram: vermicomposto peletizado (V); vermicomposto peletizado + fosfato de Arad (VF); composto (C); composto biodinâmico (CB); cama de aviário de três lotes (CA). Para a acomodação das cápsulas, foram abertos sulcos com profundidade superior ao diâmetro das cápsulas, e cobertas com uma camada de solo. As cápsulas foram dispostas no sentido horizontal em relação ao perfil do solo. A irrigação foi por gotejamento, efetuada a cada dois dias. As coletas dos materiais orgânicos para as análises foram aos 7, 14, 35, 65 e 100 dias. O material orgânico do interior da cápsula foi seco em estufa e pesado para determinar a decomposição por diferença de massa. Foram avaliados teores de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco, ferro, cobre e manganês dos materiais orgânicos, com e sem irrigação. Para o solo, foram analisados os mesmos nutrientes dos materiais orgânicos, exceto nitrogênio, mas foram determinados os teores de carbono. A taxa de decomposição anual foi estimada por meio de equações logarítmicas, assim como a meia-vida dos materiais orgânicos. A CA, sem irrigação, apresentou maior decomposição entre os materiais orgânicos V, VF, C, CB e em relação ao sistema irrigado. Por outro lado, a decomposição dos materiais orgânicos V, VF, C, CB, na área irrigada, foi superior em relação à área sem irrigação. A mineralização da CA para os nutrientes carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, zinco, ferro, cobre e manganês foi maior na área sem irrigação, em comparação aos demais tratamentos e em relação à área com irrigação. Os materiais orgânicos V, VF, C e CB para os elementos: carbono, nitrogênio, fósforo, potássio, sódio, zinco, ferro, cobre e manganês apresentaram superioridade na mineralização com a utilização do sistema irrigado.

PALAVRAS-CHAVE: composto, composto biodinâmico, vermicomposto, disponibilidade de nutrientes, meia-vida.

ABSTRACT

DECOMPOSITION AND NUTRIENT MINERALIZATION OF ORGANIC FERTILIZERS INTO POROUS CAPSULES

The western Paraná is a region that rears poultry, swine and cattle. Such activities produce significant amounts of waste. The increase on its amount is due to an animal intensive system, whose management is in feedlot and adopts large herds per unit area. The use of organic waste in agriculture is increasing due to some awareness of organic manure application in the studied region. Thus, this study aimed at investigating the decomposition of organic fertilizers produced in western Paraná as well as nutrients mineralization and the effect of their contents on soil bellow porous capsules, without and with irrigation. Porous capsules (ceramic candles) were used, whose diameter was 5.1 cm and 9.8 cm length. The experimental design was in randomized blocks with five treatments. Two trials were carried out: one with 100 capsules under irrigation and the second one without irrigation. The treatments were: pelletized vermicompost (V); pelletized vermicompost + phosphate Arad (VP); compost (C); biodynamic compost (BC); poultry litter of three batches (PL). In order to place the capsules, furrows were opened deeper than the capsules diameter (5 cm) and covered with a layer of soil. The capsules were put horizontally on soil profile. Irrigation was by drip. Samples of such organic materials were collected for analyses at 7, 14, 35, 65 and 100 days. The material inside capsules was oven-dried and weighed to determine decomposition by difference of mass. The contents of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, zinc, iron, copper and manganese of different organic materials were evaluated with and without irrigation. For soil, the same nutrients of organic materials were analyzed, except for nitrogen; besides, carbon contents were determined. The decomposition rate was estimated by logarithmic equations, as well as half-life of organic materials. The PL treatment without irrigation showed higher decomposition of organic materials (V, VP, C, CB), as well as for the irrigation system. On the other hand, the decomposition of organic materials (V, VP, C, CB) in the irrigated area was superior than without irrigation. The PL mineralization for nutrients as carbon, nitrogen, phosphorus, potassium, sodium, zinc, iron, copper and manganese was higher in non-irrigated area when compared with the other treatments and in relation to the area under irrigation. The organic materials (V, VP, C and CB) in relation to nutrients as carbon, nitrogen, phosphorus, potassium, sodium, zinc, iron, copper and manganese showed a better answer in mineralization when under an irrigation system.

KEYWORDS: organic fertilizers, biodynamic compost, vermicompost, nutrient availability, half-life.

1 INTRODUÇÃO

A Região Oeste do Paraná caracteriza-se pela criação de aves, suínos e bovinos, atividades estas, geradoras de quantidade significativa de resíduos. O aumento do volume de dejetos é devido à intensificação da produção de proteína animal, que faz uso de confinamento, adotando grande quantidade de animais por unidade de área.

Para minimizar custos ou mesmo promover a sustentabilidade na propriedade, os resíduos são normalmente distribuídos em áreas agrícolas, com ou sem tratamento prévio. A cama de aviário é um exemplo de dejetos comumente aplicado diretamente à superfície do solo. Outros resíduos necessitam passar por algum processo de decomposição antes de serem aplicados ao solo, a fim de reduzir efeitos deletérios à saúde humana, ao solo e às plantas. Os resíduos podem ser aplicados na forma sólida ou líquida, com distribuição a lanço, aumentando a superfície de contato solo resíduo.

Materiais orgânicos distintos, ao serem aplicados ao solo, não são decompostos na mesma velocidade, variando com as diferenças climáticas e suas composições químicas. No solo, inicialmente, os resíduos são atacados pelos microrganismos que realizam a imobilização, com posterior mineralização dos nutrientes para formas inorgânicas assimiláveis pelas plantas.

Diversos estudos evidenciam a eficácia dos resíduos orgânicos nas modificações das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e na elevação da produtividade das culturas (BRITO *et al.*, 2005). Entretanto, Cunha *et al.* (2006) relataram que os adubos orgânicos necessitam de estudos e os efeitos destes na produção da biomassa vegetal nas condições tropicais. Com isso, o conhecimento da taxa de degradação de materiais orgânicos no solo é de fundamental importância para a recomendação de adubação orgânica nas estações do ano e nas regiões. Assim, a facilidade de decomposição dos materiais orgânicos depende da sua constituição.

Cada adubo orgânico ou esterco possui características que dependem da sua origem, manejo, idade do animal, raça e alimentação. Resíduos orgânicos com muita palha permanecem por mais tempo no solo, devido à recalcitrância do material vegetal. Por outro lado, composto sofre degradação mais lenta, com tendência à humificação, por ser um material estabilizado.

O conhecimento do comportamento dos resíduos orgânicos no solo é uma ferramenta indispensável para a recomendação de adubos orgânicos. Quando se tem em mãos a composição química, conhece-se a taxa de degradação e conseqüentemente sua mineralização no tempo. Para tanto, pesquisas regionalizadas

com esse intuito, devem ser desenvolvidas nos solos representativos da região, em função da precipitação local, da época de aplicação e das quantidades a serem aplicadas.

Um modo de verificar a mineralização e a liberação de nutrientes no solo seria a utilização de cápsula porosa, comumente utilizada para a extração de solução do solo, considerada uma alternativa capaz de solucionar problemas de modo eficiente, com baixo custo, sobretudo, para determinações rápidas da solução do solo no campo (SILVA *et al.*, 2000).

A adubação orgânica apresenta efeito residual, o qual nem sempre é considerado na reposição dos adubos para um novo plantio. Os adubos orgânicos são utilizados com várias finalidades: suprimento de nutrientes às plantas, condicionador físico e proporcionam diversificação microbiana dos solos.

O acondicionamento dos resíduos orgânicos em cápsulas porosas é uma forma de obterem-se informações sobre os parâmetros analisados, sem uma interferência direta do solo, visto que os invólucros permitem as trocas gasosas, bem como é permeável à água, aos microrganismos e permitem as trocas de nutrientes entre o solo e o material do interior das cápsulas.

Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi verificar a decomposição dos adubos orgânicos, gerados na Região Oeste do Paraná, bem como a mineralização dos nutrientes e o efeito sobre os teores destes no solo abaixo das cápsulas porosas com e sem irrigação.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Decomposição de material orgânico animal e vegetal

A agricultura, desde os tempos remotos, para atender às necessidades nutricionais das plantas, utiliza-se da adubação orgânica. No Brasil, a utilização da adubação orgânica aumentou gradativamente nos últimos anos. O emprego intenso desse modo de fertilização provoca mudanças significativas na fertilidade dos solos (BRITO *et al.*, 2005). A fertilização orgânica, com uso de resíduos oriundos da propriedade rural ou das imediações, é um modo habitual para conduzir as lavouras de pequenos produtores rurais (SEVERINO *et al.*, 2006).

A distribuição em áreas agrícolas de resíduos orgânicos constituídos de material recalcitrante e esterco com conteúdo de maravalha, como a cama de frango, auxiliam o solo na manutenção da matéria orgânica, pois os solos são cultivados intensamente e ocorre declínio da massa seca na superfície. A permanência de matéria seca na superfície do solo favorece a atividade da macrofauna do solo, que atua como reguladores do sistema. Desse modo, o processo de decomposição ocorre através da matéria orgânica morta, dividida em partículas de tamanhos pequenos, até que as estruturas não possam ser mais reconhecidas, a partir disso, moléculas orgânicas são mineralizadas aos seus componentes principais: água, dióxido de carbono e constituintes minerais (COTRUFO; GALDO; PIERMATTEO, 2009).

Na forma sólida, os resíduos de suínos provenientes da decomposição da cama sobreposta, evidenciam maior conteúdo de matéria seca que os dejetos com manejo na forma líquida, sendo os resíduos sólidos caracterizados pela maior fração de N orgânico (GIACOMINI; AITA, 2008).

A aplicação de esterco no solo proporciona decomposição variável, e essas diferenças no tempo de degradação dos resíduos garantem a continuidade do fornecimento de nutrientes ao solo (SOUTO *et al.*, 2005; DAMATTO JUNIOR *et al.*, 2006). Desse modo, ao avaliar o conteúdo de nutrientes liberados pela cama de frango e adubo mineral, no primeiro cultivo da batata, foi verificada similaridade nas quantidades de N e P, porém, com a cama de frango a quantidade de K foi 105% superior (FIOREZE; CERETTA, 2006). Assim, com a adição direta no solo do resíduo orgânico, sem passar pela compostagem, a decomposição pode levar até três anos (SILVA, 2008).

A disponibilidade de água tem efeito significativo na decomposição de resíduos orgânicos. Souto *et al.* (2005) verificaram que esterco de espécies de animais como asinino, bovino, caprino e ovino apresentaram decomposição lenta até os 30 dias. A partir

dos 30 dias, o aumento da decomposição foi devido às maiores precipitações. O aumento do conteúdo de água no solo favoreceu a atividade dos microrganismos, com a mineralização das formas inorgânicas favorecidas com umidade próxima a -0,33 bars. Com isso, ocorreu aumento nos conteúdos de ácidos orgânicos no solo, com intensificação da decomposição dos esterco.

A adubação orgânica por ser constituída de materiais distintos, a sua decomposição e a perda de massa seca são instáveis no solo. As perdas de massa e nutrientes das bolsas de decomposição incorporadas ao solo variaram pouco durante os 82 dias, com o plantio e incorporação da crotalária; adição de 15 t ha⁻¹ de esterco de caprino; plantio e incorporação de crotalária + 7,5 t ha⁻¹ de esterco e testemunha, sem esterco ou crotalária. Com isso, as perdas nos primeiros 30 dias foram próximas de 30 e 50% da massa seca e de nutrientes, respectivamente, e a partir dos trinta dias, as perdas foram menores (SILVA; MENEZES, 2007).

Variações na decomposição podem ocorrer conforme as espécies vegetais que integram o material orgânico, material que seja envolvido por solo ou que sofreu decomposição juntamente com resíduos vegetal, animal e agroindustrial por processo biológico de reciclagem (compostagem e vermicompostagem). Acrescenta-se, ainda, que espécie (folhas de *Quercus oleoides*; *Gliricidia sepium*) e concentração de nutrientes afetam significativamente a perda de massa em relação à testemunha (sem folha) como observado em estudo do efeito de macronutrientes e micronutrientes na decomposição de serrapilheira de duas espécies tropicais e inferências a partir da incubação em laboratório a curto prazo (POWERS; SALUTE, 2011).

2.2 Melhorias na fertilidade do solo e disponibilidade de nutrientes pelos adubos orgânicos

A aplicação de resíduos no solo promove mudanças significativas, que podem ser visualizadas no primeiro ano de aplicação, com maiores efeitos ao longo do tempo. Em muitos locais, os resíduos são aplicados com antecedência aos cultivos para atender às exigências dos vegetais em suas diferentes fases fenológicas. Dependendo do esterco e dos objetivos, a escolha por determinados resíduos pode ter efeito satisfatório durante o ciclo das culturas. Outros materiais orgânicos podem ter potencial de liberação gradativo de macronutrientes e micronutrientes para o solo. Procedimento fundamental é quantificar o percentual médio anual de disponibilização dos nutrientes, sobretudo, nitrogênio, fósforo e enxofre da forma orgânica para mineral, em culturas perenes fertilizadas com fontes de materiais orgânicos na forma sólida (THEODORO; GUIMARÃES; MENDES, 2007). A

disponibilidade de nutrientes ocorre conforme as estações do ano, devido às variações climáticas a cada período. No solo, a disponibilidade de nutrientes é influenciada pelo pH, conteúdo de matéria orgânica, quantidade e tipo de argila e de óxidos e hidróxidos de Fe e Al, CTC, potencial redox, temperatura, umidade, microbiologia (NACHTIGALL; NOGUEIROL; ALLEONI, 2009), e pela relação C/N dos diferentes materiais orgânicos.

A relação C/N dos adubos orgânicos é distinta, sobretudo, para esterco bovino e esterco bovino + serragem, como verificado na ação de material orgânico sobre a produção e características comerciais de cultivares de alface. O esterco bovino + serragem, com relação C/N maior, libera lentamente os nutrientes para a alface (SANTI *et al.*, 2010). Entretanto, além de nitrogênio, esterco de bovino possui outros minerais que são fundamentais para o desenvolvimento dos vegetais (LEONEL; TECCHIO, 2009).

Em solos arenosos adubados com esterco de bovino, por períodos variando entre 2 e 40 anos, com 12 e 20 t ha⁻¹, e amostrados nas profundidades 0–20, 20–40 e 40–60 cm, em 18 áreas agrícolas, observou-se variação no teor de fósforo total entre um mínimo de 50 mg kg⁻¹ para área controle e máximo de 393 mg kg⁻¹ em área adubada com esterco bovino (GALVÃO; SALCEDO, 2009). O manejo que é dado ao solo, com modificação dos fatores envolvidos no processo, reduz a adsorção de fósforo no solo e aumenta a disponibilidade para os vegetais (SOUZA *et al.*, 2006b; SOUZA *et al.*, 2006a).

Na avaliação dos efeitos das aplicações de esterco fresco e composto de bovino de leite, na produção de alfafa, com irrigação, a análise de solo não apresentou diferenças entre as parcelas no início do experimento, mas no final do experimento (aos 20 meses), os níveis de amônio foram maiores, porém, não diferiram entre os tratamentos. Para todos os tratamentos e datas de amostragens, 98% do nitrogênio do solo permaneceu na forma orgânica. Os níveis de fósforo obtidos no solo ao final do estudo foram de 115 kg ha⁻¹ para o composto e 99 kg ha⁻¹ para o esterco fresco (MARTIN *et al.*, 2006). A partir da aplicação de composto de esterco bovino e esterco bovino, com cultivo de centeio como cobertura e milho para silagem, durante quatro anos, para verificar a condutividade elétrica, indução eletromagnética e o nitrogênio disponível, foi concluído que o composto e o esterco bovino (200 kg N ha⁻¹ + cultivo de centeio) proporcionaram maior condutividade elétrica e disponibilidade de nitrogênio no solo. Com isso, o composto e o esterco bovino apresentaram superioridade quando comparados ao fertilizante mineral (84 kg N ha⁻¹) e o composto aplicado com base no fósforo (42 kg P ha⁻¹) (EIGENBERG *et al.*, 2006).

A utilização esterco de bovino, esterco de galinha, composto de esterco de galinha, combinações (esterco de bovino e esterco de galinha; esterco de bovino e composto de esterco de galinha) e uma testemunha, incubados em solo arenoso durante 150 dias, demonstraram que a disponibilidade de nitrogênio no solo aumentou progressivamente até os 90 dias depois da incubação e diminui em todos os tratamentos, exceto para a

testemunha, na qual o teor de nitrogênio diminuiu dos 30 aos 150 dias (AMANULLAH, 2007).

Em Latossolo Vermelho distroférico, textura argilosa sob sistema de plantio direto e convencional com aplicação de três fontes de fertilizantes na superfície do solo: nitrato de amônio; esterco de aves; esterco de suínos e uma testemunha sem adubação foram verificados maiores conteúdos de K trocável com o uso de esterco de aves e isso está relacionado à adição de maiores quantidades do nutriente pelo esterco de aves (116,7 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K₂O) em comparação ao esterco de suínos (55,5 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de K₂O) (SCHERER; NESI, 2009). A lixiviação de cátions por ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular em solos adubos com camas de aviário (casca de arroz, casca de café, sabugo de milho, capim-napier e maravalha 160 t ha de material seco) favoreceu lixiviação de cálcio, magnésio, potássio e sódio para camadas profundas do solo por dois meios: fornecimento de elevadas quantidade de cálcio, magnésio, potássio e sódio pelas camas de aviário e o efeito de ânions inorgânicos acompanhantes e, ou, ânions inorgânicos de ácidos de baixa massa molecular (GEBRIM *et al.*, 2008).

É importante notar, mediante a adição de adubos orgânicos no solo, a sua atuação como fertilizante, corretivo e condicionador. Em experimentos com aplicação de esterco de bovino e resíduo de grama, como material de calagem em um sistema de cultivo de semi-subsistência, foi observado, com a adição de esterco bovino no solo, o aumento rápido no pH e nas concentrações trocáveis de potássio, cálcio, magnésio e fósforo extraível. Para as adições de resíduos de gramas ocorreu aumento progressivo no pH do solo e nos teores de potássio e magnésio trocáveis, assim como, para aplicações de calcário dolomítico (NARANABUYE; HAYNES; MODI, 2007).

Em relação ao vermicomposto, a sua influência nas propriedades do solo depende da quantidade, tipo e tamanho do material orgânico adicionado e do material utilizado na vermicompostagem (TEJADA; GONZALEZ, 2009). No caso do teor de água, o vermicomposto natural atingiu 47,40%, essa capacidade de retenção de água torna a sua aplicação importante para o condicionamento do solo (JORDÃO *et al.*, 2006).

2.3 Alterações de pH promovidas no solo pelos adubos orgânicos

Os resíduos estabilizados apresentam pH adequado para a aplicação direta na superfície do solo, sem causar danos aos vegetais, pois passam por processos biológicos de reciclagem antes de sua utilização. As características químicas do composto da fração sólida de chorume de bovino, com pH levemente alcalino, baixa condutividade elétrica e alto teor de nitrogênio (N) e matéria orgânica (MO), indicam que podem ser aplicados como

fertilizantes orgânicos com vantagens agronômicas e ambientais (BRITO *et al.*, 2008). Por outro lado, os esterco não curtidos ao serem removidos das criações intensivas de animais, apresentam pH baixo, inadequado para o crescimento satisfatório das raízes de culturas comerciais, que comumente são cultivadas em pH entre 5,5 e 6,5. Dessa forma, ao serem aplicados no solo promovem a sua acidificação. A aplicação de cama de frango (2,9; 4,4 e 5,9 t ha⁻¹) reduziu linearmente o pH do solo na cultura do tomate, provavelmente, devido aos processos de nitrificação do amônio e produção de ácidos orgânicos, promovidos pela ação de fungos sobre os resíduos (MELLO; VITTI, 2002). Por outro lado, a contínua aplicação de cama de frango e composto de cama de frango, por 5 anos, não promoveu mudanças significativas no pH do solo nas duas profundidades (0-15 e 16-30 cm), em todos os níveis de nitrogênio (40, 80 e 120 kg ha⁻¹), enquanto a aplicação de uréia reduz o pH do solo com os níveis mais altos de nitrogênio (REDDY *et al.*, 2008).

A aplicação de lodo de esgoto promoveu alterações químicas em Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, textura média, e Espodossolo Cárbico hidromórfico, textura arenosa, (doses 0, 5, 10, 15, 20 e 30 g dm⁻³ equivalentes a 0, 10, 20, 30, 40 e 60 Mg ha⁻¹), para ambos os solos, o pH apresentou reduções lineares e significativas pelo aumento da quantidade de lodo aplicada (NASCIMENTO *et al.*, 2004).

O efeito residual do esterco e da aplicação de composto sobre a produção de milho e propriedades do solo, promoveu aumentos no pH, condutividade elétrica, na concentração de fósforo, nitrato na planta de milho e maior produtividade do milho (EGHBALL; GINTING; GILLEY, 2004; NYIRANEZA *et al.*, 2009).

A aplicação de composto na superfície do solo e o monitoramento dos atributos químicos possibilitam observar que doses maiores de composto propiciam aumentos do conteúdo de P, K, Ca, Mg e pH a 10 cm de profundidade no solo sob consórcio de alface e cenoura (PIMENTEL; DE-POLLI; LANA, 2009).

A aplicação sucessiva de esterco bovino propiciou elevação significativa do pH e nos conteúdos dos demais elementos na camada de 0-20 cm do solo, em comparação às áreas sem esterco (GALVÃO; SALCEDO; OLIVEIRA, 2008). A aplicação e incorporação de composto de resíduo de algodão (0, 20, 40, 60, 80 t ha⁻¹) proporcionou aumento na matéria seca da parte aérea, no número total de vagens, na produção de grãos, no peso de 100 sementes do feijoeiro, no pH do solo e no teor de matéria orgânica do solo (RAMOS *et al.*, 2009). A elevação do pH do solo pelos adubos orgânicos é devido ao seu caráter alcalino. Assim, a influência no pH do solo e em profundidade, pode ser promovida por ânions orgânicos solúveis (R-COO⁻ e R-O⁻) de resíduos orgânicos, quando liberados adsorvem íons de hidrogênio da solução do solo pela reação de troca que envolve, sobretudo, íons Ca²⁺ (MANTOVANI *et al.*, 2005). Em 21 anos de agricultura orgânica e convencional, na avaliação do pH, os sistemas biodinâmico, biorgânico (recebeu fertilizantes orgânicos), convencional (com fertilizantes minerais e orgânicos) e uma testemunha (sem fertilizantes),

no primeiro ano, não apresentaram diferenças significativas, mas no segundo ano, o pH no sistema biodinâmico aumentou em relação aos demais tratamentos (FLIEBBACH *et al.*, 2007).

Na caracterização de amostras comerciais de vermicompostos de esterco bovino e avaliação da Influência do pH e do tempo na adsorção de cobalto, zinco e cobre, foi observado que as amostras apresentaram pH de 6,20, 6,15, 6,19, 6,15, em solução de cloreto de cálcio 1,0 mol L⁻¹. O pH próximo à neutralidade é indicativo de que o vermicomposto ao ser adicionado ao solo apresenta ação corretiva da acidez, em virtude da capacidade tamponante (SOARES; SOUZA, 2004).

2.4 Carbono orgânico no solo

A manutenção do conteúdo de carbono na superfície do solo contribui para menores perdas de água por evaporação e auxilia na redução do processo erosivo. Além disso, o teor de carbono está diretamente relacionado à fertilidade do solo, serve de alimento para os microrganismos, aumentando sua atividade, e promove a biodiversidade a curto prazo, em solo com pouco conteúdo de matéria orgânica. A utilização de práticas da agricultura orgânica aumenta a concentração de carbono orgânico do solo, na superfície em 14%, comparado ao sistema convencional (MARRIOTT; WANDER, 2006). Assim, é necessário considerar que a aplicação de resíduos com C/N alta no solo, pode causar a imobilização de N pelos microrganismos (MELO; SILVA; DIAS, 2008). Apesar de os teores de C orgânico no solo serem elevados em experimento com esterco de gado leiteiro, associado à adubação mineral, e sua influência na fertilidade de um Latossolo sob plantio direto, a distribuição de esterco resultou em acréscimos adicionais de C, com restrição à camada superficial do solo pelas quantidades aplicadas (SILVA *et al.*, 2010). Aplicações de esterco bovino em solo arenoso, nas quantidades de 37,5 t ha no primeiro ano, 12,5 t ha no terceiro ano, e uma testemunha sem adição de esterco, foi verificado que as aplicações aumentaram o carbono orgânico do solo em 10 e 38% com aplicação anual do esterco e todo o esterco aplicado no primeiro ano, respectivamente (NYAMANGARA; GOTOSA; MPOFU, 2001).

O plantio direto, associado a sistemas de cultura, promove efeito positivo no balanço de C no solo (COSTA *et al.*, 2008). Desse modo, é observado que as formas de utilização do solo (floresta nativa, agrossilvopastoril, agrofloresta e pastagem) propiciam apreciável conteúdo de humina, que resulta em maior subsídio de nutrientes ao solo pela disponibilização de carbono orgânico para os microrganismos, para reações de formação de componente recalcitrantes e adequada estruturação do solo (MARTINS; CORINGA; WEBER, 2009). Assim, quanto maior o conteúdo de carbono orgânico no solo, maior será o

indicativo de agregação total do solo (CALEGARI *et al.*, 2006).

O uso de plantio convencional com cultivo de milho contínuo, plantio direto com cultivo contínuo de milho, plantio direto com cultivo contínuo de milho + esterco bovino, pastagem (*Dactylus glomerata* L.) e sistema florestal, entre os tratamentos foi observado que o plantio direto com cultivo contínuo de milho + esterco bovino proporcionou redução da densidade do solo, aumento no carbono orgânico do solo, limite de liquidez, limite de plasticidade e índice de plasticidade (BLANCO-CANQUI *et al.*, 2006). Composto de cama de suíno e composto de esterco bovino no preparo do solo e efeitos no crescimento do milho, no acúmulo de nutrientes e no rendimento de grãos, proporciona acréscimos de nitrogênio, fósforo e potássio para a produção das culturas e adiciona carbono ao solo (SINGER; LOGSDON; MEEK, 2007). A aplicação de vermicomposto no solo favoreceu o aumento do conteúdo de carbono orgânico em 21%, em relação ao solo que recebeu adubação mineral (SOUZA *et al.*, 2006).

No solo, a contribuição de cada fração (argila, silte e areia) sobre o total de carbono demonstra que, para a maioria das condições, a fração com diâmetro menor que 2 μm foi mais importante, responsável por 35 a 51% do total, seguida da 2-20 mm de diâmetro, com 13 a 30% (NEVES; FELLER; LARROUY, 2005). Com isso, a agregação do solo é mediada pelo carbono orgânico total, biota, íons ligantes, argilas e carbonatos (BRONICK; LAL, 2005).

Deve-se considerar, que a aplicação de biossólido na superfície do solo ou incorporado, influencia os resultados de carbono (ANDRADE; OLIVEIRA; CERRI, 2005). O composto biodinâmico e o composto aumentaram a massa microbiana do solo, a respiração, a atividade da desidrogenase, a mineralização de carbono, a população de minhocas e o quociente metabólico por unidade de massa antes do segundo ano de estudo (CARPENTER-BOGGS; KENNEDY; REGANOLD, 2000b).

2.5 Mineralização de nutrientes no solo

A utilização da adubação orgânica, no Brasil, vem aumentando gradativamente nos últimos anos, principalmente pelos custos crescentes dos fertilizantes industrializados, bem como pela disponibilidade de material orgânico, oriundo dos resíduos agroindustriais. O emprego intensivo dessa forma de adubação pode promover alterações nas propriedades químicas dos solos (BRITO *et al.*, 2005). Por isso, os fertilizantes orgânicos devem ser analisados antecipadamente, pelo fato de a concentração mineral e a umidade oscilarem, devido à espécie, alimentação, quantidade de resíduos (fezes e urina), cama e do manejo dos resíduos orgânicos (COMISSÃO, 2004).

O composto com relação C/N abaixo de 25 e C/P inferior a 200, de forma geral, disponibiliza quantidades maiores de N e P no primeiro ano de distribuição. As doses de composto podem ser de 30 a 50 t ha⁻¹ (RAIJ *et al.*, 1997). Além de possuir matéria orgânica, que promove melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, os materiais orgânicos são ricos em nutrientes, entre eles, o nitrogênio (MELLO; VITTI, 2002; COSTA *et al.*, 2006), o fósforo, o potássio e os micronutrientes.

A matéria orgânica aplicada no solo sob a forma de adubo orgânico, dependendo do grau de decomposição dos resíduos, pode proporcionar efeitos imediatos no estoque de nutrientes do solo ou tornar-se residual (SANTOS *et al.*, 2001). O fósforo proveniente da decomposição é disponibilizado na forma orgânica e integrado a células microbianas, porém, a maior parte permanece prontamente disponível às plantas (MALAVOLTA, 1981).

Outros nutrientes, como o N do composto possuem mineralização inferior a 18%, enquanto no esterco de suíno e de aves é de 55%, aproximadamente (EGHBALL, *et al.*, 2002). A mineralização de nitrogênio de composto de lixo urbano em todas as doses (doses 0, 30, 60, 90 e 120 t ha⁻¹ na base seca; 11 tempos de incubação 0, 7, 14, 28, 42, 56, 70, 84, 98, 112 e 126 dias), exceto a testemunha, foi em média 74% mineralizada nos 42 dias de incubação (MANTOVANI *et al.*, 2006). Em precipitação de 341 mm foi verificado maior mineralização do N orgânico do solo, enquanto com precipitação de 119 mm foi observado menor mineralização no mesmo período, independente do tratamento (VIEIRA *et al.*, 2005). Entretanto, entre os fatores que controlam a mineralização líquida de nitrogênio está a composição do resíduo orgânico, a temperatura do solo, o teor de água, o umedecimento e a secagem, e as características do solo (CABRERA; KISSEL; VIGIL, 2005).

Mediante a incubação de solo sob três temperaturas (15/10, 20/15, 25/20 °C dia/noite, respectivamente) e três umidades (50, 70 e 90% de capacidade de retenção de água, respectivamente), com cinco fontes de nitrogênio (controle, uréia, porções de alfafa, sangue e esterco de ave com seis tempos de incubação (0,1,2,4,8,12 semanas), a liberação de nitrogênio da porção de alfafa, sangue e esterco de ave foi 46,8; 58,9 e 42,7%, respectivamente. Para as diferentes umidades do solo, a liberação de nitrogênio das fontes incubadas foi 43,7; 57,3 e 40,7% (AGEHARA; WARNCKE, 2005).

Menezes e Salcedo (2007), avaliando a mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho, verificaram mineralização líquida de N no campo em quatro períodos de avaliação. As menores mineralizações ocorreram nos períodos de 30, 60 e 90 dias, devido à pouca pluviosidade. No entanto, as maiores mineralizações ocorreram nos meses com maior pluviosidade.

O esterco de bovino causou imobilização dos nutrientes do solo nos primeiros três meses depois de sua incorporação na cultura do milho. Após esse período, a disponibilidade aumentou gradativamente, chegando às maiores quantidades liberadas entre três e seis meses após a incorporação (SAMPAIO; OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2007).

É importante verificar que a adição de N ao solo como esterco, uma vez iniciada a decomposição e entrando no estoque de N orgânico do solo, passa a ser mineralizado a taxa similar ao N natural do solo (MENEZES; SALCEDO, 2007).

2.6 Fatores que atuam na decomposição dos adubos orgânicos

Nas áreas agricultáveis é utilizada a adubação orgânica, pela disponibilidade de resíduos originados da criação de animais nas propriedades ou pela compra de esterco provenientes de outras localidades, que podem ser de aves, suínos e bovinos. Esses animais em confinamento geram resíduos concentrados nas instalações. Normalmente, o destino dos esterco produzidos pelo regime de criação em confinamento é o solo.

Para a utilização de resíduos nas áreas agrícolas, a quantidade de resíduo e o número de aplicações que podem ser repetidas dependem de fatores como: composição do resíduo, clima da região, tipo de cultura, tipo de solo, declividade do terreno, localização da área, sobretudo, em relação à presença de cursos de água e movimento de pessoas e animais (MELO, 2007). Na distribuição dos adubos orgânicos é necessário considerar a taxa de decomposição em cada região para diferentes estações do ano, fatores que contribuem na degradação dos distintos adubos orgânicos como: temperatura, umidade, presença de oxigênio, relação C/N, presença de microrganismos e granulométrica. Em relação à quantidade de carbono existente no material orgânico sua facilidade para decomposição é dependente da relação C/N (KIEHL, 2010). Relação C/N inferior a 15 o nitrogênio disponível para as plantas oscila, devido à rápida decomposição dos materiais orgânicos, com aumento do nitrogênio disponível às plantas a relação C/N diminui (GALE *et al.*, 2006).

Outros fatores, como temperatura, umidade e ausência de elementos tóxicos, proporcionam condições para decomposição pelo aumento da atividade biológica no solo. Assim, temperatura entre 30-35°C, umidade próxima à capacidade de campo e aeração favorecem a decomposição (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Em aplicações de fertilizante mineral, esterco de bovino líquido e sólido em cultivo de milho para silagens, por dois anos consecutivos, verificou-se no primeiro ano de aplicação dos esterco decomposição lenta, comparado ao segundo ano. Esta fase lenta no primeiro ano de aplicação dos esterco foi atribuída à temperatura fria do solo e ao tempo requerido para adaptação da microflora ao material orgânico (ROCHETTE *et al.*, 2006). Semelhante à umidade extrema, temperaturas acima de 35°C ou abaixo de 10°C reduzem a mineralização da matéria orgânica do solo (SIKORA; SZMIDT, 2001).

A distribuição de resíduos orgânicos no solo estimula atividade microbiana. Doses crescentes de lodo de cortume 0, 3, 6, 12 e 24 t ha⁻¹ base seca; épocas de avaliação: 1, 2,

3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 20, 25, 40, 60, 80 e 105 dias de incubação, aumentou a atividade dos microrganismos, independente da textura do solo, (Nitossolo Vermelho eutroférico típico, com textura muito argilosa; Latossolo Vermelho Amarelo distrófico típico, com textura argilosa; Neossolo Quartzarênico órtico típico, com textura arenosa). No entanto, a atividade microbiana foi intensa dos 15 aos 20 dias de incubação e, posteriormente, houve decréscimo da atividade (MARTINES; ANDRADE; CARDOSO, 2006).

2.7 Efeito residual dos adubos orgânicos

A adição contínua de esterco e fertilizantes orgânicos no solo favorece a decomposição, permanecendo o efeito residual dos insumos. No solo, os adubos orgânicos apresentam variações nas taxas residuais ao longo dos anos. Dessa forma, os nutrientes presentes nos insumos orgânicos possuem liberação lenta, dependendo da sua mineralização, mas possibilitam melhor aproveitamento pelas plantas. Além disso, os nutrientes liberados vagarosamente permanecem por mais tempo na região de atuação das raízes dos vegetais, contribuindo para uma melhor nutrição e distribuição das raízes. A distribuição adequada das raízes em profundidade é verificada com a aplicação de adubo orgânico, como esterco curtido nas doses de 5,0; 7,5 e 10 kg de adubo orgânico planta⁻¹ (TECCHIO *et al.*, 2005). Em mais de 20 anos de adubação com esterco de curral foi observado aumento da matéria orgânica em 80%, comparada com a aplicação de NPK que foi apenas 10%, explicando o aumento no rendimento de trigo e milho (DONG *et al.*, 2006).

Outros adubos, como o composto, promoveu efeito residual na cultura da alface apenas 14 dias após o pegamento das mudas, havendo acúmulo de matéria fresca, com o acréscimo das doses, (22,8, 45,6, 68,4 e 91,2 t ha⁻¹ de matéria seca), (SANTOS *et al.*, 2001). O nitrogênio residual de esterco bovino e composto, proveniente da aplicação de anos anteriores, pode ser incluído na mineralização. No entanto, a contribuição do nitrogênio residual é mínima, pois o nitrogênio mineralizável a partir do esterco e composto diminui com o passar dos anos (EGHBALL, 2000). Composto de resíduo sólido municipal, aplicado em solo arenoso nas doses 18, 36 e 72 t ha⁻¹ de massa seca, com cultivo de triticale, durante 3 anos, após dois anos de aplicação de composto, o teor de nitrogênio não foi suficiente para o crescimento vegetal, mesmo em parcelas com as doses maiores (WEBER *et al.*, 2007).

A utilização de cama de frango (quantidades 0, 4,6, 9,2 e 13, 8 t ha⁻¹ equivalente a 0, 175, 350, 525 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio) no cultivo de grama bermuda (*Cynodon dactylon* (L) Pers.) em solos irrigados, proporcionou aumento da concentração residual de nitrato no

solo na quantidade de $13,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, com concentração de 56, 17 e 30 mg kg^{-1} no solo siltoso, argiloso e arenoso, respectivamente (ADELI; ROWE; READ, 2006).

2.8 Cápsula porosa

O extrator de cápsula porosa (solução do solo) é uma forma de solucionar problemas de maneira eficiente, com baixo custo, sobretudo, para determinações rápidas no campo (SILVA *et al.*, 2000). Segundo ESSERT; HOPMANS (1998), várias cápsulas de cerâmica porosa têm sido descritas durante anos, como dispositivo de tubo poroso, extrator a vácuo, tensão e lisímetro de sucção, classificador de solução do solo e classificador cerâmico poroso. COSTA *et al.* (2000) relatam que a cápsula porosa B (fornecida pela Cerâmica Vera Cruz - São Paulo), apresentou menor quantidade de cátions adsorvidos (Na^+ e K^+), sendo indicado para estudos de extração de potássio e sódio. De acordo com Silva, Rosolem e Wong (2004), ocorreu liberação de cálcio e magnésio das cápsulas em todos os tratamentos, mas houve maior liberação na lavagem com $\text{HCl } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$, utilizando vácuo. Poss *et al.* (1995), avaliando copos de cerâmica para medir a lixiviação de nitrato no campo, observaram que aproximadamente 2% do nitrato externo foi retido pela parede do copo de cerâmica depois de atravessar para a parte interna. No solo, o importante é garantir que a cápsula porosa tenha adequado contato hidráulico com o solo circundante (WEIHERNULLER *et al.*, 2007). Assim, a cápsula de cerâmica oferece uma adequada câmara de incubação para a determinação da mineralização do nitrogênio de bio sólidos por meio de técnicas residuais (HENRY *et al.*, 2000).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área experimental

O experimento foi conduzido no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola - NEEA, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE, *campus* de Cascavel (PR), a latitude de 24° 53' 52"S e longitude de 53° 31' 55"W, com altitude média de 648 metros (Figura 1) (GOOGLE EARTH, 2010).

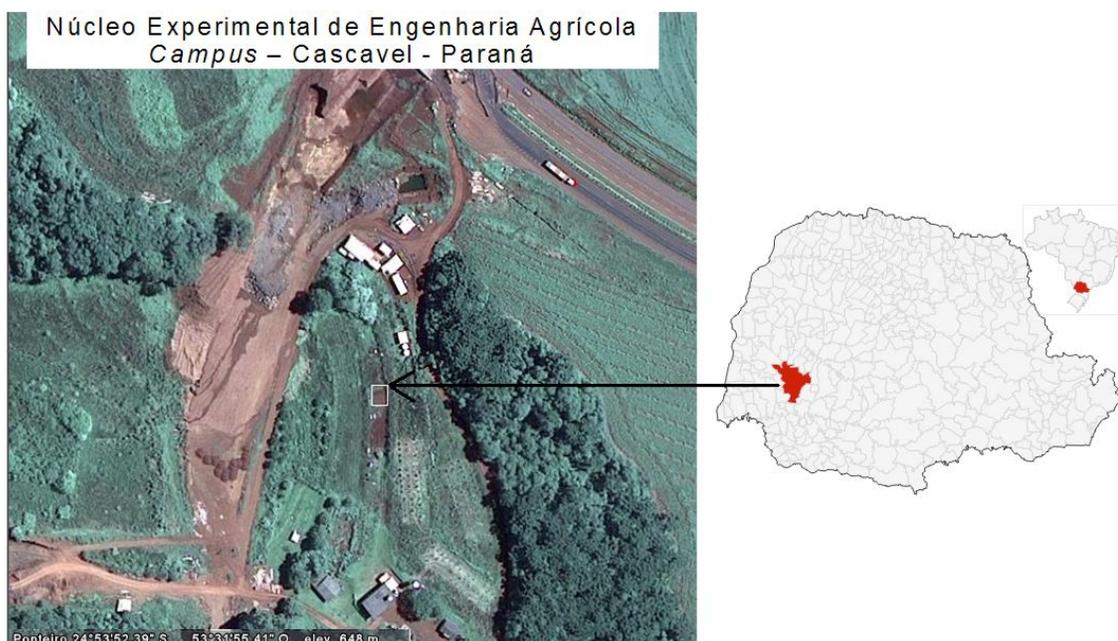


Figura 1 Localização da área dos experimentos no Núcleo Experimental de Engenharia Agrícola (NEEA).

Fonte: GOOGLE EARTH (2010)

O clima, segundo a classificação de Köppen, enquadra-se no tipo Cfa, subtropical úmido, com precipitação média anual de 1800 mm, verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração de chuvas nos meses de verão, contudo, sem estação seca definida. O município apresenta temperatura média de 20°C e umidade relativa do ar média de 75% (IAPAR, 1998).

3.2 Experimentos, dimensões e espaçamento entre blocos

Foram realizados dois experimentos com e sem irrigação, nas estações verão/outono, com 100 cápsulas porosas por experimento, num total de 200 cápsulas. Os dois experimentos foram espaçados por 4,70 m e envolveram 8 blocos. Cada experimento foi composto por quatro blocos. Os blocos com dimensões de 0,75 x 1,45 m e espaçamento entre blocos de 0,80 m foram constituídos por 25 cápsulas porosas cada um.

Na Figura 2 são apresentados os dois experimentos sem e com irrigação, nas estações verão e outono.



Figura 2 Experimentos de cápsulas porosas com adubos orgânicos, com e sem irrigação, verão e outono, NEEA, 2010.

3.3 Caracterização do solo e épocas dos experimentos

A instalação do experimento foi em janeiro de 2010 e desativado em abril do mesmo ano. O solo da área experimental é classificado como Latossolo Vermelho distroférico típico (EMBRAPA, 2006).

A densidade foi determinada pelo método do anel volumétrico e a macroporosidade e microporosidade do solo foram determinadas pela mesa de tensão antes e após a instalação dos experimentos, conforme descrito em Kiehl (1979). Para a determinação da densidade, macroporosidade e microporosidade foram retiradas seis amostras na profundidade de 0-7 cm em cada área com e sem irrigação. Após a instalação dos experimentos (com e sem irrigação) as amostras para determinação da densidade, macroporosidade e microporosidade foram retiradas nos espaçamentos de 0,20 m entre as cápsulas porosas.

Na Tabela 1 são apresentados os valores referentes à caracterização física da área experimental.

Tabela 1 Análise física do solo antes e após a instalação do experimento na profundidade de 0-7 cm

Experimentos	Macroporosidade	Microporosidade	Porosidade total	DS
Antes	-----cm ³ 100 cm ⁻³ -----			-g cm ⁻³ -
Sem irrigação	0,06	0,54	0,60	1,69
Com irrigação	0,05	0,50	0,55	1,70
Após				
Sem irrigação	0,19	0,58	0,77	1,22
Com irrigação	0,13	0,63	0,76	1,27

Nota: Método do anel volumétrico e mesa de tensão.

3.4 Descrição dos tratamentos

O delineamento experimental foi em bloco casualizados, com quatro repetições, constituído de cinco materiais orgânicos: T₁ - vermicomposto peletizado (V); T₂ - vermicomposto peletizado + fosfato de Arad (VF); T₃ - composto (C); T₄ - composto biodinâmico (CB); T₅ - cama de aviário (CA), de três lotes. As amostras foram coletadas em cinco épocas, aos 7, 14, 35, 65 e 100 dias. As composições dos adubos orgânicos estão detalhadas na Tabela 2.

3.5 Obtenção dos adubos orgânicos

O composto e o composto biodinâmico foram elaborados na Fazenda Santa Mônica, Cafelândia - Paraná, originados a partir de esterco de bovino e resíduos de pré-limpeza de cereais. A cama de aviário foi obtida na Fazenda São Francisco, Santa Tereza - PR. O vermicomposto peletizado e o vermicomposto peletizado + fosfato de Arad foram obtidos da empresa PEGORARO, especializada na produção de vermicomposto, em Boa Vista da Aparecida - Paraná. A matéria-prima para a obtenção do vermicomposto peletizado foi esterco bovino. No caso do vermicomposto peletizado + fosfato de Arad foi utilizado esterco bovino e complementado com fosfato de Arad e esterco de suíno humificado.

3.6 Análises químicas dos fertilizantes orgânicos

Foram realizadas análises químicas dos materiais orgânicos, de acordo com as metodologias descritas por Malavolta *et al.* (1997), e o carbono determinado, segundo EMBRAPA (2009). Todos os materiais utilizados nos tratamentos foram analisados quimicamente, antes do preenchimento das cápsulas, e os resultados são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 Análise química inicial da porcentagem de umidade (%), pH, porcentagem de nitrogênio (% N), porcentagem de carbono (%C) e relação C/N dos fertilizantes orgânicos

Parâmetros	Adubos orgânicos				
	V	VF	C	CB	CA
(%) Umidade	4,90	4,91	4,92	4,92	4,90
pH (H ₂ O)	7,35	7,64	7,26	8,49	8,88
C (g kg ⁻¹)	286	157,7	78,42	170,05	103,14
N (g kg ⁻¹)	8,8	8,8	17	18,7	20,9
Relação C/N	33	18	5	9	5
Ca (mg kg ⁻¹)	1.469	20.896	9.424	9.605	22.355
Mg (mg kg ⁻¹)	2.717	3.075	4.103	5.966	13.702
K (mg kg ⁻¹)	18.842	17.891	8.213	7.877	24.718
P (mg kg ⁻¹)	3.671	4.710	1.589	1.798	3.052
Na (mg kg ⁻¹)	6.293	5.449	2.629	1.188	3.674
Zn (mg kg ⁻¹)	198	209	160	177	384
Fe (mg kg ⁻¹)	56.454	54.176	50.069	55.203	4.929
Cu (mg kg ⁻¹)	170	157	136	165	88
Mn (mg kg ⁻¹)	840	691	665	830	440

Vermicomposto peletizado (V); Vermicomposto peletizado + fosfato de Arad (VF); Composto (C); Composto biodinâmico (CB); Cama de Aviário de três lotes (CA).

3.7 Caracterização das cápsulas

Foram utilizadas cápsulas porosas (vela cerâmica), marca Stefani, com diâmetro externo de 5,3 cm e interno de 4 cm, comprimento de 9,8 cm e peso médio de 174,33 g. As cápsulas porosas possuem parede microporosa de 1,3 cm, com retenção de partículas acima de 1,0 micron (0,001 mm), como ilustrado na Figura 3.



Figura 3 Cápsula porosa (vela cerâmica), UNIOESTE, 2010.

3.8 Preparação das cápsulas

As cápsulas porosas são revestidas por um anel de PVC na parte superior, onde foi aberto um orifício de aproximadamente 4,00 cm de diâmetro, com furadeira e serra copo de aço com 38,00 mm de diâmetro, para colocação do material orgânico no interior da cápsula. Após a deposição dos resíduos orgânicos no interior das cápsulas, a abertura realizada no PVC foi vedada com cap soldável de 32,00 mm de diâmetro. A região entre o cap soldável e o PVC da cápsula porosa apresentou pequenas aberturas, foi utilizado silicone para vedação, o qual vedou todas as aberturas entre a região cap/cápsula, com isso, foi concluído o fechamento da cápsula, conforme Figura 4.



Figura 4 Cápsula porosa montada com cap soldável e vedada com silicone, UNIOESTE, 2010.

3.9 Instalação dos experimentos

Para a instalação dos experimentos, as cápsulas porosas foram, inicialmente, imersas em água durante 24 horas e, posteriormente, em água deionizada por 24 horas, e secas ao ar (Figura 5).



Figura 5 Cápsulas porosas imersas em água, UNIOESTE, 2010.

O preenchimento das cápsulas foi realizado com os materiais secos em estufa de circulação forçada de ar a 65° C. Cada cápsula porosa foi preenchida com 20 g de material orgânico (vermicomposto peletizado; vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; composto; composto biodinâmico; cama de aviário de três lotes). Não necessariamente os adubos orgânicos preenchem todo o interior das cápsulas porosas. As 20 g para o preenchimento das cápsulas porosas foram estabelecidas em função da CA, material de maior volume.

3.10 Instalação das cápsulas

Inicialmente, procedeu-se a limpeza da área onde foi instalado o experimento. Periodicamente, foram realizadas capinas, para evitar interferência do sistema radicular nas cápsulas. Dessa forma, a área permaneceu todo o período de avaliação sem cobertura vegetal. As cápsulas foram dispostas no sentido horizontal em relação à superfície do solo. Para acomodação das cápsulas, foram abertos sulcos, com enxada, com profundidade superior ao diâmetro (5,30 cm) das cápsulas restando, 0,02 m na superfície para posterior cobertura com solo (Figura 6).



Figura 6 Acomodação das cápsulas porosas nos sulcos, com profundidade superior ao diâmetro das cápsulas, NEEA, 2010.

A instalação das cápsulas no solo foi à distância de 0,10 x 0,20 m, com 0,07 m de profundidade e cobertas por uma camada de 0,02 m de solo (Figura 7).



Figura 7 Cobertura com 0,02 m de solo sobre as cápsulas porosas e identificação pela colocação de haste de madeira, com cores correspondentes aos tratamentos, NEEA, 2010.

Para a identificação das cápsulas foram inseridos palitos cilíndricos de madeira (0,24 m de comprimento) na superfície, com diferentes cores correspondentes aos tratamentos (Tabela 3).

Tabela 3 Identificação dos materiais orgânicos com as cores correspondentes aos tratamentos

Tratamentos	Cores
V	azul
VF	vermelho
C	preto
CB	branco
CA	amarelo

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

3.11 Irrigação

Para a irrigação foi instalado reservatório com capacidade para 1000 litros, a altura de 1,10 m. A elevação do reservatório de água foi necessária para imprimir pressão ao sistema de irrigação. A irrigação foi por gotejamento, constituída de uma linha principal e seis linhas secundárias de 6,2 m, com emissores (gotejadores) espaçados em 0,3 m na linha, totalizando 124 emissores (Figura 8). A área irrigada foi de 7,9 m².



Figura 8 Irrigação por gotejamento das cápsulas porosas, com uma linha principal e seis secundárias, NEEA, 2010.

A irrigação foi efetuada a cada dois dias para a manutenção da capacidade de campo do solo, conforme os dados da Tabela 4.

Tabela 4 Dados utilizados para manejo da irrigação

A	P	CC	PMP	DS	CTA	ETP	VSUA	US	IN
m ²	cm	-----%-----		g cm ⁻³	mm	mm dia ⁻¹	mm hora ⁻¹	%	mm
7,9	0-7	42	20	1,2	7,86	6,84	5,49	32,64	20,53

Área irrigada (A); Profundidade das cápsulas (P); Capacidade de campo (CC); Ponto de murcha permanente (PMP); Densidade do solo (DS); Capacidade total de água no solo (CTA); Evapotranspiração (ETP); Vazão do sistema por unidade de área (VSUA); Umidade gravimétrica do solo na primeira irrigação (US); Irrigação necessária (IN);

Foi instalado um pluviômetro próximo à área experimental, para adequação das irrigações, caso houvesse precipitação. Na Figura 9 são apresentadas as precipitações semanais do período experimental entre 04/01/2010 a 14/04/2010.

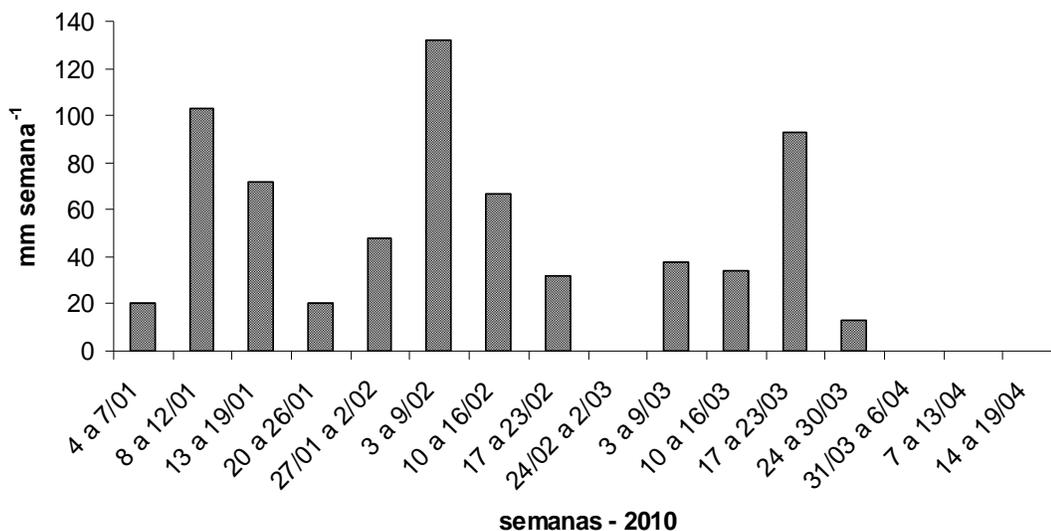


Figura 9 Precipitações semanais da área experimental sem e com irrigação, durante a condução dos experimentos, NEEA, 2010.

3.12 Amostragem das cápsulas

As cápsulas foram retiradas do solo com o auxílio de espátula, para tanto, foi removido o solo da superfície e do entorno das cápsulas aos 7, 14, 35, 65 e 100 dias (Figura 10).



Figura 10 Aspecto da cápsula retirada na primeira coleta, NEEA, 2010.

O material orgânico contido nas cápsulas foi removido com o auxílio de um pincel de cerdas flexíveis e secos em estufa de circulação forçada de ar a temperatura de 65° C, por 48 horas e, posteriormente, pesado, para determinação da perda de massa. A quantidade de material decomposto durante os 100 dias foi avaliada pela seguinte fórmula: perda de massa(g) = (massa inicial – massa final). Dessa forma, determinou-se a perda de massa.

O solo abaixo das cápsulas foi coletado com amostrador metálico de dimensões: 3x8x2 cm (largura x comprimento x altura). Foi retirada uma amostra por unidade experimental, na profundidade entre 7-9 cm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e, posteriormente, secas ao ar para análise química (Figura 11).



Figura 11 Amostrador metálico utilizado para remoção do solo sob as cápsulas porosas, NEEA, 2010.

3.13 Caracterização química do solo da área experimental

O solo da área experimental foi caracterizado quimicamente antes e após a instalação das cápsulas porosas. Foram determinados: pH (CaCl_2 , 1:2,5 (solo: solução)); P e K (H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} + HCl 0,05 mol L^{-1} , 1:10); Ca e Mg (KCl 1,0 mol L^{-1} , 1:10); O pH foi determinado por meio da leitura em potenciômetro, na suspensão de solo e cloreto de cálcio (CaCl_2). Os teores de Fósforo (P) foram obtidos por espectrofotometria. A determinação de Potássio (K), Cálcio (Ca), Magnésio (Mg), Sódio (Na), Zinco (Zn), Cobre (Cu), Ferro (Fe) e Manganês (Mn) foram obtidos por espectrofotometria de absorção atômica. As amostras coletadas sob as cápsulas porosas foram analisadas quanto aos teores de carbono (C). Os procedimentos analíticos adotados foram de acordo com EMBRAPA (2009).

Na Tabela 5 são apresentadas as análises químicas realizadas no solo antes da instalação do experimento, nas profundidades de 0-7, 8-10 e 11-15 cm. O fracionamento na amostragem do solo foi devido à profundidade das cápsulas porosas (0-7 cm).

Na área utilizada para a instalação dos experimentos houve, em 2007, cultivo de beterraba.

Tabela 5 Composição química do solo da área experimental antes da instalação dos experimentos, na profundidade de 0-7, 8-10 e 11-15 cm

Prof. (cm)	pH	C	Ca	K	Mg	Na	P	Fe	Zn	Cu	Mn	CE
		g kg^{-1}	-----cmol _c dm ⁻³ -----			-----mg kg^{-1} -----					dS m ⁻¹	
0-7	5,70	10,5	11,32	0,73	2,30	0,05	2,74	23,65	15,36	9,10	83,54	1,64
8-10	6,50	8,1	14,29	0,81	2,46	0,07	8,60	18,50	26,73	8,02	87,42	1,63
11-15	5,65	11,1	12,14	0,69	3,21	0,17	3,89	22,56	24,04	8,24	80,79	1,54

pH em CaCl_2 0,01 mol L^{-1} ; Extrator de fósforo Mehlich-1; CE= condutividade elétrica.

3.14 Análises das porcentagens remanescentes de massa seca com e sem irrigação

A porcentagem remanescente de massa seca dos materiais orgânicos foram estimadas e ajustadas por modelo de regressão logarítmico. Os cinco modelos ajustados têm a seguinte equação matemática (Tabela 6).

Tabela 6 Equações da porcentagem residual de massa seca dos adubos orgânicos no interior das cápsulas porosas sem irrigação (SI) e com irrigação (CI)

Tratamentos	Equações da porcentagem residual de massa seca (SI)	R ²
V	$y = -2,3404\text{Ln}(x) + 100,09$	0,9688
VF	$y = -2,1261\text{Ln}(x) + 100,270$	0,9330
C	$y = -0,9626\text{Ln}(x) + 100,11$	0,9632
CB	$y = -0,9735\text{Ln}(x) + 100,17$	0,9355
CA	$y = -8,1830\text{Ln}(x) + 104,57$	0,9250
Equações da porcentagem residual de massa seca (CI)		R ²
V	$y = -2,2345\text{Ln}(x) + 98,717$	0,9207
VF	$y = -2,0039\text{Ln}(x) + 98,779$	0,9122
C	$y = -1,0945\text{Ln}(x) + 100,08$	0,9663
CB	$y = -1,0659\text{Ln}(x) + 99,945$	0,8995
CA	$y = -7,3687\text{Ln}(x) + 102,11$	0,9612

V= vermicomposto; VF= vermicomposto + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário; sem irrigação (SI); com irrigação (CI).

Em que:

y = porcentagem de massa seca residual (%)

x = dias em que o material orgânico permaneceu na cápsula porosa,

c e b = constantes

Ln = função do logaritmo natural.

A escolha do modelo em cada tratamento foi feita com base nos valores do coeficiente de determinação (R^2), o qual indica o grau de associação entre o modelo ajustado e os valores observados.

3.15 Análises da decomposição de massa seca sem irrigação (SI) e com irrigação (CI)

A decomposição dos materiais orgânicos até os 1095 dias (3 anos) foram estimadas e ajustadas por modelo de regressão logarítmica. Os cinco modelos ajustados têm as seguintes equações matemáticas (Tabela 7).

Tabela 7 Equações da decomposição dos adubos orgânicos no interior das cápsulas porosas sem irrigação (SI) e com irrigação (CI)

Tratamentos	Equações da decomposição (SI)	R ²
V	$y = 0,4681\text{Ln}(x) - 0,0173$	0,9688
VF	$y = 0,4252\text{Ln}(x) - 0,0545$	0,9330
C	$y = 0,1925\text{Ln}(x) - 0,0218$	0,9632
CB	$y = 0,1947\text{Ln}(x) - 0,0349$	0,9354
CA	$y = 1,6366\text{Ln}(x) - 0,9140$	0,9250
	Equações da decomposição (CI)	R ²
V	$y = 0,4469\text{Ln}(x) + 0,2566$	0,9207
VF	$y = 0,4008\text{Ln}(x) + 0,2442$	0,9122
C	$y = 0,2189\text{Ln}(x) - 0,0165$	0,9663
CB	$y = 0,2132\text{Ln}(x) + 0,0110$	0,8995
CA	$y = 1,4846\text{Ln}(x) - 0,5947$	0,9505

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes; sem irrigação (SI); com irrigação (CI).

Em que:

y = massa inicial (g)

x = dias em que o material orgânico permaneceu na cápsula porosa

c e b = constantes

Ln = função do logaritmo natural

3.16 Meia-vida dos adubos orgânicos em cápsula porosa no tempo

Por intermédio das taxas de decomposição anual dos materiais orgânicos, estimou-se o tempo necessário para atingir a metade da massa inicial dos adubos orgânicos acondicionados nas cápsulas porosas.

O valor de meia-vida permite verificar a velocidade de decomposição dos materiais orgânicos e/ou ainda quando se pode novamente fazer a restituição do material orgânico que foi decomposto. Os tempos de meia-vida foram estimados pela fórmula abaixo:

$$t_{1/2} = (0,693/TD) * 100$$

Em que:

$\text{Ln} 1/2 = 0,693$

TD=taxa de decomposição/100

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Decomposição dos materiais orgânicos sem irrigação

A decomposição foi variável dentre os materiais orgânicos no interior das cápsulas sem irrigação no solo (Tabela 8).

Tabela 8 Decomposição dos adubos orgânicos em cápsulas porosas sem irrigação em gramas de massa seca remanescente, perda de massa em função do tempo e estimativa anual de massa seca remanescente e perda de massa

Tratamentos	V	VF	C	CB	CA
Dias	-----g-----				
0	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00
7	19,32 (0,68)	19,54 (0,46)	19,69 (0,31)	19,75 (0,25)	19,02 (0,98)
14	18,58 (1,42)	18,66 (1,34)	19,47 (0,53)	19,42 (0,58)	17,03 (2,97)
35	18,27 (1,73)	18,49 (1,51)	19,44 (0,56)	19,46 (0,54)	15,18 (4,82)
65	18,05 (1,95)	18,30 (1,70)	19,14 (0,86)	19,18 (0,82)	13,68 (6,32)
100	17,96 (2,04)	18,15 (1,85)	19,13 (0,87)	19,10 (0,90)	12,88 (7,12)
365	17,26 (2,74)	17,55 (2,45)	18,89 (1,11)	18,89 (1,11)	10,34 (9,66)
Média (7 a 100 dias)	18,44	18,63	19,37	19,38	15,56

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes. Valores entre parênteses significam a quantidade de material decomposto em cada período.

A CA no interior da cápsula porosa induziu, inicialmente, a comunidade microbiana a uma adaptação ao novo substrato, pois é um material que ainda precisa sofrer transformações. Além disso, a CA ao ser retirada do aviário traz junto quantidades expressivas de microrganismo presentes nas dejeções das aves em contato íntimo com a maravalha. No aviário, a distribuição de bactérias varia em profundidade na cama com concentração de bactérias aeróbias e coliformes fecais em maiores quantidades na camada superior e diminuem à medida que se aumenta a profundidade na cama. Isso é promovido pelas dejeções das aves que contém altos níveis de bactérias intestinais sobre a cama (BARKER *et al.*, 2010). Durante a decomposição da CA houve assimilação dos substratos prontamente disponíveis aos microrganismos (KIEHL, 2010; MOREIRA; SIQUEIRA, 2006; BRADY, 1979). Além disso, a umidade no solo foi favorável à decomposição, devido às precipitações do período que promoveram a manutenção da água no solo.

Outro fator que propiciou a condição para a decomposição dos materiais orgânicos e atividade microbiana foi a temperatura do solo, visto que, a área experimental, durante os

100 dias, permaneceu sem qualquer tipo de palha ou plantas na superfície do solo. Na avaliação da temperatura do perfil do solo com duas quantidades de coberturas (4.000 kg ha⁻¹ de palha de aveia; 8.000 kg ha⁻¹ de palha de aveia) e solo nu, avaliados nas profundidades 2, 5, 10, 20 e 40 cm, foi verificado que a 10 cm de profundidade o solo inicia o aquecimento aproximadamente 1 hora de diferença em relação às profundidades de 2 e 5 cm. A partir das 9 horas da manhã as temperaturas do solo começam a subir, atingindo a temperatura máxima em torno das 17 horas. A temperatura média na profundidade de 10 cm foi de 27,93°C para o solo nu; 25,9°C para cobertura de 4.000 kg ha⁻¹ de palha de aveia e 25,8°C para cobertura com 8.000 kg ha⁻¹ de palha de aveia (GASPARIN *et al.*, 2005). Além disso, a decomposição da matéria orgânica em regiões tropicais é acelerada (KOEPP; PETTERSSON; SCHAUMANN, 1983).

A drenagem da água do solo para as camadas mais profundas garantiu a presença de oxigênio nos macroporos, condição importante para auxiliar a decomposição dos materiais orgânicos, aliada à mínima quantidade de água disponível no solo, favoreceu as transformações dos materiais orgânicos, sobretudo, a CA aos 100 dias. Com isso, as decomposições chegaram com a CA sem irrigação a 35,62%, dessa maneira, evidenciou superioridade à CA irrigada que apresentou menor decomposição (31,65%), devido à presença de água no solo. A decomposição de esterco bovino, disposto em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba, até 90 dias atingiu 28% de decomposição (SOUTO *et al.*, 2005).

Os valores de decomposição próximos entre 65 e 100 dias para a CA, podem ser justificados pelos componentes de difícil degradação como a celulose da maravalha. Tal fato é observado em experimento com o objetivo de estudar o papel dos microrganismos e macrorganismos na decomposição e nas taxas de liberação de nitrogênio, fósforo e potássio de esterco bovino, ovino e caprino em estação chuvosa. Nesse experimento, a redução da taxa decomposição de esterco, após 10 semanas de aplicação, foi causada pelos componentes de difícil mineralização, tais como lignina e polifenóis (ESSE *et al.*, 2001).

A CA aos 100 dias, por ser material sem reciclagem biológica ou não estabilizada, apresentou a maior decomposição (7,12 g) comparada aos demais tratamentos. Enquanto o C e CB apresentaram as menores degradações (1,11 g).

A velocidade de decomposição do V e do VF foi menor em relação à CA. Ao verificar o comportamento do V, observa-se que o processo de decomposição foi mais intenso dos 7 aos 100 dias, em relação ao VF. Além do mais, a decomposição ao ser favorecida pela umidade e temperatura, foi regulada pela composição química do material, pois as frações orgânicas no V não foram digeridas totalmente pelas minhocas (ADL, 2003). Ao ser exposto às condições do meio, o material orgânico como o V e o VF possuem frações orgânicas para degradação, que ativam bactérias e fungos, os quais atuam na decomposição e estimulam a diversificação de organismos no ambiente edáfico. A comunidade de bactérias

e fungos de esterco (bovino, equino, ovino e a mistura de: bovino 50%, equino 25%, aves 25%) antes e após vermicompostagem e no substrato hortícola, aumentou após a utilização do vermicomposto, principalmente as bactérias no vermicomposto de misturas de esterco e fungos para o vermicomposto de equino (TIAGO; MELZ; SCHIEDECK, 2008).

Por outro lado, o VF, por ser enriquecido com um fosfato natural reativo (fosfato de Arad), propiciou disponibilidade de fósforo, conseqüentemente, ativou a microbiota do solo e, desse modo, houve menor decomposição em relação ao V.

Verifica-se que a decomposição dos materiais orgânicos C e CB ocorreram lentamente, considerando-se o período de tempo e a decomposição dos demais tratamentos, visto que, houve ocorrência de pequenos decréscimos, ou seja, de poucas transformações. Tal fato pode ser atribuído à relativa estabilidade dos materiais orgânicos. No caso do CB, foi observado por Zaller e Köpke (2004), com a utilização de quatro tratamentos: sem aplicação de composto de esterco bovino (testemunha), composto sem adição de preparados biodinâmicos, aplicação de composto com o preparado biodinâmico 503 (*Achillea millefolium*) e composto biodinâmico do 502 ao 507, aos 100 dias o composto biodinâmico aplicado, evidenciou decomposição mais rápida. Além disso, promoveu aumento significativo na biomassa microbiana e na quantidade de minhocas no solo.

Ao considerar a relação carbono/nitrogênio do C e do CB, ambos possuem valores próximos, mas a decomposição demonstrou diferenças nas perdas de massa. Isso foi igualmente observado em estudo da previsão de disponibilidade mineral de nitrogênio, durante a decomposição de resíduos orgânicos no solo com utilização de modelo mecanístico, onde os resíduos orgânicos (composto e esterco de bovino peletizado) com relação carbono/nitrogênio próximas apresentaram diferenças na decomposição e conseqüentemente na dinâmica do nitrogênio (SONG; HAUGEN, 2011).

4.2 Decomposição dos materiais orgânicos com irrigação

Na área irrigada a decomposição foi mais acentuada para a CA, porém, foi inferior à área sem irrigação (Tabela 9).

Tabela 9 Decomposição dos adubos orgânicos em cápsulas porosas com irrigação, em gramas de massa seca remanescente e perda de massa em função do tempo, e estimativa anual de massa seca remanescente e perda de massa

Tratamentos	V	VF	C	CB	CA
Dias	-----g-----				
0	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00
7	18,55 (1,45)	18,64 (1,36)	19,58 (0,42)	19,49 (0,51)	18,36 (1,64)
14	18,35 (1,65)	18,56 (1,44)	19,46 (0,54)	19,49 (0,51)	17,26 (2,74)
35	18,22 (1,78)	18,35 (1,65)	19,34 (0,66)	19,35 (0,65)	15,46 (4,54)
65	17,93 (2,07)	18,13 (1,87)	18,99 (1,01)	18,90 (1,10)	13,70 (6,30)
100	17,84 (2,16)	18,07 (1,83)	19,02 (0,98)	19,09 (0,91)	13,67 (6,33)
365	17,11 (2,89)	17,39 (2,61)	18,72 (1,28)	18,73 (1,27)	11,24 (8,76)
Média (7 a 100 dias)	18,18	18,35	19,28	19,26	15,69

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes. Valores entre parênteses significam a quantidade de material decomposto em cada período.

A velocidade de decomposição é variável nos materiais orgânicos e no tempo, pois são materiais de características distintas, com comportamento condicionado pelo ambiente em predispor elementos lábeis de forma lenta à solução, devido à irrigação, mas podem oferecer resistência às transformações, uma vez que são estáveis, excetuando-se a CA. Diversos fatores controlam a velocidade de decomposição e a liberação de nutrientes de resíduos orgânicos. Entre os fatores podem ser destacados o grau de humificação e a natureza química dos resíduos (MELO; SILVA; DIAS, 2008).

A CA diferiu dos demais tratamentos, pois houve modificações pela ação de enzimas dos microrganismos no material e removeram as substâncias necessárias à sua manutenção, o que caracterizou a decomposição. Condições que provocaram menor degradação da CA, foram a constante presença de água, por meio das irrigações e precipitações no período dos 100 dias de experimentação, que expulsaram o oxigênio dos poros do solo ao ponto de reduzir a decomposição, como relatado por Souto *et al.* (2008). Em situações de anaerobiose, com a diminuição do oxigênio após alagamento do solo, ou microsítios com pouco oxigênio, como no interior de microporos saturados de água, os microrganismos aeróbicos reduzem significativamente a atividade, permanecem em repouso ou morrem (CANELLAS; SANTOS, 2005).

Outras situações que provocam mudanças na decomposição dos materiais orgânicos é o tipo de clima da região, o tipo de solo e o manejo dado ao sistema, nesse caso a irrigação. De fato, ao se verificar a decomposição de materiais orgânicos e a liberação de nutrientes em covas abertas, com disposição de sacos de náilon (litterbags) preenchidos com palha de milho e esterco de bovino, foi observado que aos 81 dias para o esterco de bovino somente 8% do esterco e 11% da palha de milho permaneceram nos sacos de náilon. Além disso, as temperaturas da região foram entre 21 a 41°C e o experimento foi irrigado por aspersão (FATONDJI, *et al.*, 2009).

Os graus de decomposição do V, VF, C e do CB foram menores em relação à CA na área irrigada. No entanto, na área com irrigação, estes mesmos materiais orgânicos superaram a decomposição da área sem irrigação. Mas ainda é admitido que nestes materiais, no solo, encontram-se presentes componentes passíveis de decomposição imediata.

Material orgânico como o V e o VF apresentaram amplo conteúdo decomposto, comparados ao C e ao CB. Por sua vez, o V demonstrou que partes constituintes sofrem oxidação em razão da heterogeneidade de componentes dos grânulos. Assim, são atacadas com maior frequência pelos microrganismos. Isso pode ser explicado pela reciclagem de nutriente do material, uma vez que dentro dos grânulos existem pequenos pedaços de palha.

Embora V e VF tenham origens semelhantes, o VF apresentou comportamento distinto, o qual é atribuído à ocorrência de consumo de fósforo pelos microrganismos em detrimento a menor decomposição. Com isso, o VF evidenciou pequenos aumentos na decomposição dos 7 aos 100 dias.

Na área irrigada, com quantidade de água próxima à capacidade de campo, verifica-se que a água drenou dos macroporos e o espaço foi preenchido com ar. No entanto, os microporos permaneceram preenchidos com água, proporcionando condições para o processo de decomposição em todos os materiais orgânicos.

4.3 Taxa de decomposição anual e meia-vida dos materiais orgânicos sem irrigação e com irrigação

A taxa de decomposição anual dos adubos orgânicos foi ajustada conforme as equações não lineares (logarítmica) e apresentaram as seguintes porcentagens de decomposição anual (Tabela 10):

Tabela 10 Taxa de decomposição anual (%), estimada conforme equações logarítmicas, e meia-vida dos adubos orgânicos em função do tempo

Tratamentos	sem irrigação		com irrigação	
	%	Meia-vida (dias)	%	Meia-vida (dias)
V	13,72	505,10	14,47	478,92
VF	12,27	564,79	13,04	531,44
C	5,57	1.244,00	6,33	1.094,78
CB	5,57	1.244,00	6,34	1.093,06
CA	43,71	158,54	41,37	167,51

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado+ fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

A maior taxa de decomposição anual foi verificada para a CA, tanto sem irrigação como irrigada, embora a CA sem irrigação tenha maior taxa de decomposição anual. A CA, por ser um material orgânico, pouco transformado, sem passar por reciclagem biológica, demonstrou superioridade na taxa de decomposição anual comparada aos demais tratamentos.

As maiores taxas de decomposição dos materiais orgânicos V, VF, C e CB irrigados, podem ser explicados pelo efeito sofrido das entradas de águas no sistema irrigado e precipitações. A taxa de decomposição apresentada conforme as equações logarítmicas, indicam que a parte restante dos materiais orgânicos permanece no solo para anos posteriores. Ao contrário da área irrigada, na área sem irrigação os tratamentos V, VF, C e CB apresentaram taxas de decomposição anual inferiores.

Em relação à meia-vida dos materiais orgânicos, verificam-se diferenças no comportamento, tanto na área sem irrigação como irrigada. Observa-se maior tempo para atingir a metade da massa de material orgânico na área sem irrigação. No entanto, tal fato é suportado para os materiais que sofreram algum tipo de reciclagem biológica (compostagem ou vermicompostagem). Para a CA não irrigada, mais vulnerável ao ataque microbiano, a velocidade de decomposição possibilitou alcançar a meia-vida antecipadamente à CA da área irrigada. O tempo de duração da CA na área sem irrigação foi inferior aos demais tratamentos, em razão da presença de oxigênio no solo, pois a cápsula porosa permite trocas gasosas, e os filmes de água que envolve as partículas da CA contribuem para a adequada decomposição.

A CA na área irrigada demonstrou tempo de meia-vida maior comparada à área sem irrigação, possivelmente pelo preenchimento dos poros do meio com água, que afetaram a atividade decompositora dos microorganismos.

Considerando os dois experimentos, o tempo de meio-vida dos vermicompostos permaneceu em situação intermediária em relação à CA, C e ao CB. O fato é que os vermicompostos evidenciam conteúdo de material para ser decomposto, mas ocorre a

presença de componentes em estágio avançado de humificação, que levam o material orgânico aos períodos maiores de duração no tempo.

Os tratamentos C e CB apresentam maior tempo de meia-vida, tanto na área sem irrigação como irrigada, mas ao comparar os sistemas verifica-se menor tempo de meia-vida para o sistema irrigado. A humificação atingida pelo C e CB levou ambos, a um estado quase estável de decomposição, maior recalcitrância, que implicou em maior tempo de meia-vida. O menor tempo de meia-vida do C e do CB na área irrigada, relaciona-se à entrada e à permanência da água nos materiais orgânicos, que modificaram a estabilidade coloidal por alterações nas forças de atração e repulsão entre partículas de natureza distintas, que se desintegram em micropartículas orgânicas e, com isso, ocorrem novas estruturações do meio. Ainda assim, como a água é polarizada, levemente ácida, ocorrem gradualmente modificações nas superfícies dos materiais orgânicos.

4.4 Porcentagens de umidade remanescente dos materiais orgânicos sem irrigação e com irrigação

Observa-se que a porcentagem de umidade dos materiais orgânicos sem irrigação sofreu variação nas épocas de avaliação (Figura 12).

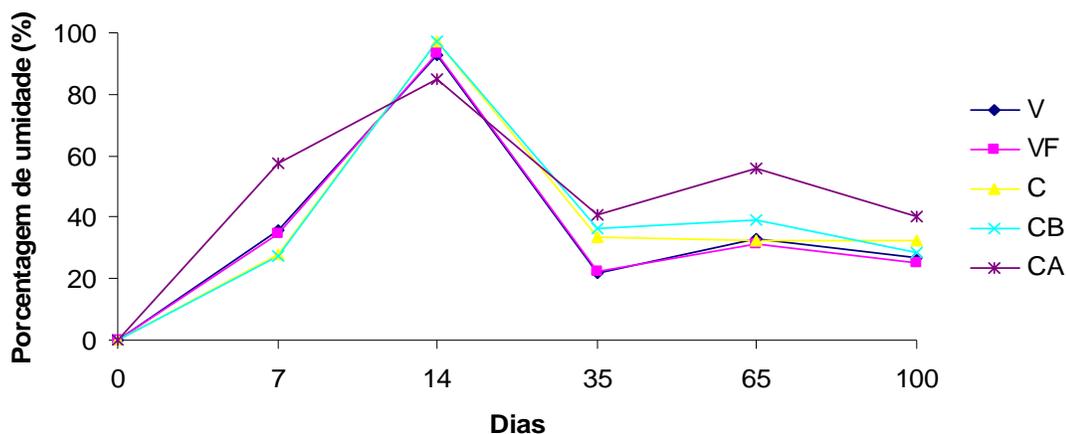


Figura 12 Porcentagem de umidade dos adubos orgânicos sem irrigação no tempo.

Verificam-se aumentos na porcentagem de umidade ou retenção de água dos adubos orgânicos aos 7 dias após a instalação do experimento sem irrigação. Maiores porcentagens de umidade aos 7 dias, foi verificada para a CA com decréscimos para o V, VF, C e CB.

Aos 14 dias, houve modificação na umidade dos adubos orgânicos, devido à precipitação. As quantidades de umidade para o C e o CB foram superiores aos demais tratamentos. A adição de composto no solo, aumenta a matéria orgânica, a capacidade de retenção e infiltração de água (SMITH; COLLINS, 2007). O V e o VF apresentaram superioridade à CA. Os materiais orgânicos utilizados apresentam capacidade de retenção de umidade, pois suas constituições favoreceram maiores retenções de água, propriedade essa intrínseca da matéria orgânica. A capacidade de retenção de água pelos materiais orgânicos, possivelmente, seja em razão da baixa relação C/N. Em experimento para verificar o efeito de doses e tipos de compostos orgânicos na produção de alface em dois tipos solos sob ambiente protegido; o composto 3 (mistura de esterco de aves + palhada de feijão) apresentou relação C/N mais baixa e, provavelmente, foi o que favoreceu a retenção de água em relação aos demais tratamentos, composto orgânico 1 (mistura de esterco de aves + casca de eucalipto) e composto orgânico 2 (mistura de esterco de aves + serragem de madeira) (VILLAS BÔAS *et al.*, 2004).

Após os 35 dias, a CA superou todos os tratamentos, pois é um material que absorve água, constituído de maravalha (lâminas finas de madeira), contém poros, que promovem a retenção de umidade. A CA proporciona melhorias na capacidade de retenção e infiltração de água dos solos (POTE *et al.*, 2003). Nos solos cultivados também aumenta o conteúdo de matéria orgânica (MOORRE JR *et al.*, 1995).

O umedecimento e secagem da área sem irrigação foi outra condição que contribuiu para oscilações de umidade no material orgânico. A absorção de água pelos materiais orgânicos é importante para o solo, pois pode modificar sua aptidão e proporcionar às plantas maior capacidade de suportar períodos de estiagem.

A porcentagem de umidade para todos os materiais orgânicos com irrigação sofreu variações nas épocas de avaliação (Figura 13).

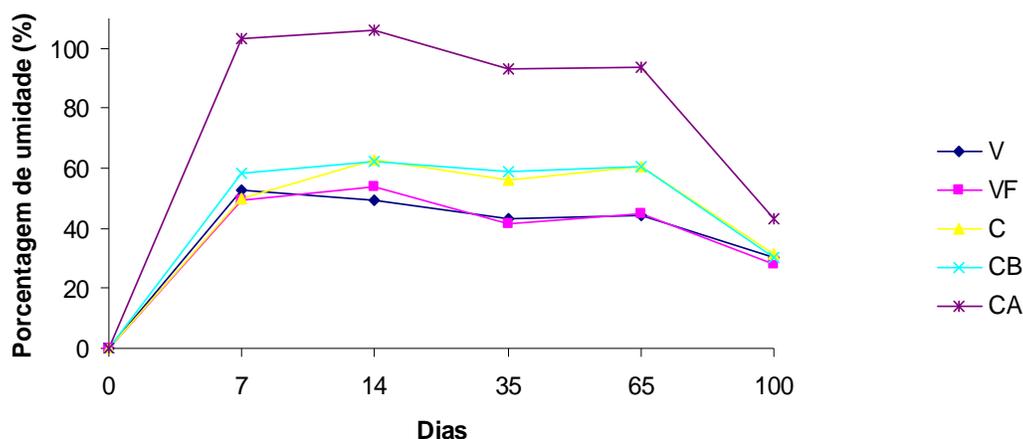


Figura 13 Porcentagem de umidade dos adubos orgânicos com irrigação no tempo.

Os resultados obtidos para a porcentagem de retenção de água dos materiais orgânicos devem estar na dependência da composição de cada material, que varia com relação aos teores de celulose, lignina e outros. Pode-se afirmar que o mecanismo regulador do processo é físico e químico, uma vez que os materiais em contato com a água estabelecem uma forte adesão e como a molécula de água é bipolar, há facilidade de retenção nos colóides orgânicos. Com isso, as maiores porcentagem de umidade foram obtidas com a CA em todas as épocas de avaliação. Aos 100 dias observa-se uma drástica redução da porcentagem de umidade da CA.

O CB aos 7 dias apresentou retenção de umidade superior ao C, V e VF. Possivelmente, tal fato tenha ocorrido devido ao tamanho das partículas do CB, que apresentaram menor granulometria, sobretudo, em relação ao composto. No caso do CB, por ter adição dos preparados biodinâmicos, houve intensificação das atividades na pilha por ocasião da compostagem, o que favoreceu a degradação do material orgânico com a formação de partículas menores. De maneira distinta, ocorreu, a partir dos 14 aos 65 dias, o C e o CB proporcionaram maior retenção de umidade em relação ao V e ao VF (SINGER; LOGSDON; MEEK, 2008). Tal resultado pode ser explicado pela granulometria similar dos compostos do C e CB.

A porcentagem de umidade do C e do CB, apesar de variarem, alcançaram o ponto máximo de 60% em condições de irrigação. O conteúdo de umidade do composto é variável, mas pode chegar a 80%, justamente pela elevada capacidade de retenção de água (PEIXOTO, 2005).

Aos 100 dias, exceção à CA, os materiais orgânicos apresentaram porcentagem de umidade próxima.

Em relação ao V e ao VF, as menores porcentagens de umidade dos 14 aos 65 dias, podem ser justificadas pelo tamanho dos grânulos que apresentaram maiores espaços porosos entre as partículas, com isso, ocorreu facilidade para perda de água, devida a menor área de adesão água/grânulos e ação gravitacional sobre a água.

4.5 Análise de solo sob as cápsulas porosas sem irrigação

Na Tabela 11 são apresentados os valores de condutividade elétrica, pH, matéria orgânica e conteúdo de nutrientes no solo sob as cápsulas porosas sem irrigação.

A colocação dos materiais orgânicos no interior das cápsulas porosas e disposição destas no solo, provocou aumentos na condutividade elétrica na região abaixo das cápsulas porosas. Os materiais orgânicos seguiram padrões semelhantes de condutividade elétrica entre as coletas com exceção aos 14 dias, em que foi observado um aumento na condutividade elétrica para o V ($1,99 \text{ dS m}^{-1}$) e VF ($1,93 \text{ dS m}^{-1}$), superando os demais tratamentos. Com isso, a condutividade elétrica demonstra a salinidade dos materiais orgânicos (LAZCANO; GÓMEZ-BRANDÓN; DOMINGUEZ, 2008).

Aos 100 dias, todos os tratamentos apresentaram as maiores condutividades elétricas, quando comparados aos valores iniciais, sendo a CA ($2,65 \text{ dS m}^{-1}$) que apresentou o maior valor. A adição de adubos orgânicos no solo: nas doses 0; 7,5; 15,0; 22,5 e 30,0 g kg^{-1} de esterco bovino fresco e ácido húmico comercial extraído de turfa, provocaram aumentos lineares na condutividade elétrica do solo, resultante da disponibilidade de quantidades consideráveis de sais. A maior disponibilidade de sais ocorreu nos tratamentos com esterco fresco (BENITES; MENDONÇA, 1998).

O pH do solo, sob as cápsulas porosas, para todos os materiais orgânicos, a partir da instalação do experimento, aumentou aos 7 dias e atingiu o máximo aos 65 dias, com pH mais elevado para o VF (7,02) e CB (7,02) e aos 100 dias houve redução do pH em todos os tratamentos, sendo a menor redução registrada pelo V (6,86). Possivelmente, as precipitações durante os 100 dias tenham auxiliado na remoção de bases no solo, contribuindo para a entrada de íon H^+ , conseqüentemente, baixando o pH. Além disso, pode ter ocorrido a nitrificação do NH_4^+ por microorganismo que produzem nitrato, com isso, íons de hidrogeno também são liberados elevando a acidez do solo. Em estudo de longa duração com rotação de culturas e adubações mineral, organo-mineral, orgânica (líquida e sólida) e combinações de adubação orgânica líquida e sólida com mineral + resíduos de cultura e

Tabela 11 Condutividade elétrica (CE), pH, matéria orgânica (MO), concentração de elementos no solo sob as cápsulas porosas, influenciadas pela adição dos adubos orgânicos em função das épocas de coletas sem irrigação

Dias	CE	pH	MO	P	K	Tratamento V							
						Ca	Mg	Na	Zn	Fe	Cu	Mn	
	dS m ⁻¹		g kg ⁻¹	mg dm ⁻³		cmol _c dm ⁻³							
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42	
7	1,78	6,69	27,40	128,84	344,94	14,65	348,79	90,73	65,58	10,42	4,94	86,03	
14	1,99	6,74	27,70	121,03	856,24	9,16	289,87	166,18	55,78	11,87	5,42	80,13	
35	1,77	6,68	26,00	70,23	708,86	2,96	349,86	91,58	46,16	12,65	5,76	73,78	
65	1,90	6,99	21,60	96,29	692,87	14,58	388,11	68,22	44,35	11,8	5,2	74,92	
100	2,53	6,86	102,60	96,95	570,89	15,07	382,29	55,70	45,23	10,12	4,77	79,82	
Tratamento VF													
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42	
7	1,78	6,61	25,50	123,94	253,33	14,94	320,02	73,77	69,39	11,29	5,22	88,59	
14	1,93	6,86	26,70	87,16	1.219,66	7,60	375,06	156,54	46,89	11,11	5,11	80,93	
35	1,71	6,68	27,30	84,40	662,12	3,51	350,50	97,28	52,28	11,64	5,77	77,89	
65	1,86	7,02	22,90	90,74	659,41	12,39	423,72	52,83	39,35	10,73	5,54	72,99	
100	2,62	6,84	100,90	106,61	502,23	15,96	425,38	49,82	50,38	9,83	4,59	81,41	
Tratamento C													
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42	
7	1,69	6,65	25,40	88,49	220,61	13,97	338,96	46,39	48,27	12,18	6,32	88,34	
14	1,72	6,79	25,00	79,36	345,40	9,08	299,94	45,38	41,85	13,56	6,12	82,59	
35	1,68	6,78	28,50	85,58	360,40	3,63	380,66	44,16	47,73	11,25	5,21	76,80	
65	1,84	6,97	25,70	91,13	343,85	15,73	376,96	37,81	39,26	11,18	5,85	72,65	
100	2,48	6,72	103,00	86,24	379,62	15,59	380,06	32,67	40,7	11,09	5,10	73,62	
Tratamento CB													
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42	
7	1,68	6,57	25,90	86,24	254,56	13,02	338,35	43,13	39,32	13,35	6,04	85,76	
14	1,71	6,81	25,50	93,12	346,91	9,25	307,28	49,83	51,53	10,95	5,40	81,72	
35	1,68	6,83	27,70	105,16	329,94	4,08	410,36	47,03	50,96	10,78	5,02	79,59	
65	1,86	7,02	24,10	93,12	380,92	13,39	405,68	37,16	39,83	11,04	5,30	76,48	
100	2,53	6,80	107,30	70,10	307,13	14,56	426,64	34,97	36,91	13,07	5,60	75,93	
Tratamento CA													
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42	
7	1,66	6,63	24,70	85,58	316,97	12,74	338,59	44,98	36,27	13,3	6,51	84,62	
14	1,82	6,72	24,50	68,25	703,13	8,26	302,93	78,71	33,95	13,07	6,33	77,90	
35	1,75	6,71	29,50	105,95	610,99	3,82	406,53	79,41	53,04	11,46	5,41	79,27	
65	1,88	6,97	22,30	87,03	600,34	14,21	387,49	55,96	37,51	12,25	5,95	75,91	
100	2,65	6,78	109,10	76,32	600,62	14,36	381,13	50,12	32,08	11,87	5,63	74,80	

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

uma testemunha absoluta, Nardi *et al.* (2004) observaram que a acidificação do solo pode estar relacionada com o processo de mineralização da matéria orgânica do solo, a qual produz elementos nutrientes, em particular a NH_3 , cuja oxidação pode contribuir para a produção de H^+ . As características do material contribuem para a redução do pH. Conforme trabalho de vermicompostagem de esterco de bovino e caprino com *Eusemia foetida* e crescimento e reprodução das minhocas, a ocorrência de condições ácidas pode ser atribuída à conversão do material orgânico em vários intermediários de ácidos orgânicos ou à alta mineralização do nitrogênio e fósforo em nitrito/nitrato e ortofosfato, respectivamente (LOH *et al.*, 2005). Estudo realizado com mata nativa, café orgânico, café em conversão e café convencional em Latossolo Vermelho distrófico, indicou diferenças entre a acidez do solo em mata nativa e nas formas de manejo do cafeeiro. Na mata nativa, o pH foi de 5,15 (acidez média) pobre em bases, refletindo em baixa fertilidade. A mata nativa influenciada por precipitações intensas, proporcionou remoção das bases, permanecendo no complexo de troca, preponderância de H^+ e Al^{+3} . Nas formas de manejo café orgânico e café orgânico em conversão, o pH foi mais elevado apresentaram acidez fraca (6,78) e acidez média (6,08), respectivamente (THEODORO; GUIMARÃES; MENDES, 2007).

O pH apresentado em cada material orgânico foi maior que 7,0, alcalino, com predomínio de cargas negativas. A mudança do pH do solo com os materiais orgânicos é proveniente da liberação de nutrientes, principalmente, potássio e magnésio. A contribuição no pH pelos materiais orgânicos, pode ser ainda da formação de íons (OH^-) que impulsiona a formação de cargas eletronegativas no solo. As melhorias no pH também são originadas da solubilização de ácidos orgânicos que realizam a complexação e substituem alumínio e hidrogênio nos sítios de troca dos argilominerais. A alteração do pH do solo pela adição de ácidos orgânicos é apreciável quando são provenientes de resíduo vegetal e animal (PAVINATO; ROSOLEM, 2008). Ao determinar as cargas elétricas e variáveis de dois Latossolos vermelhos acriférricos (Latossolos Amarelo ácido e Latossolos Amarelo acriférrico) e comparação com Nitossolo Vermelho eutroférrico com predomínio de cargas permanentes, foi observado para os solos, maiores valores de cargas elétrica variável das amostras superficiais do que em profundidade, pelo fato do maior conteúdo de matéria orgânica (WEBER *et al.*, 2005).

A matéria orgânica e os microrganismos do solo estão diretamente ligados à fertilidade do solo. As melhorias impostas pela matéria orgânica são justificadas pelas ações sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (GOMES *et al.*, 2005; CARNEIRO *et al.*, 2009; HAI *et al.*, 2010). Os valores da matéria orgânica do solo (MOS) variaram ao longo de todas as épocas de coleta em todos os tratamentos. Do valor inicial de todos os materiais de $14,00 \text{ g kg}^{-1}$. Na primeira coleta, aos 7 dias, houve aumento significativo para todos os tratamentos, apresentando o V valor de $27,40 \text{ g kg}^{-1}$ e a CA com $24,70 \text{ g kg}^{-1}$ o menor valor entre todos os tratamentos. Ocorreram variações dos valores de

MOS até os 100 dias, quando a CA apresentou o maior valor $109,10 \text{ g kg}^{-1}$ (FERRERAS *et al.*, 2006) e o VF o menor valor $100,90 \text{ g kg}^{-1}$. Observa-se que aos 100 dias todos os tratamentos apresentaram valores mais elevados, saltando de $25,00 \text{ g kg}^{-1}$ para $109,10 \text{ g kg}^{-1}$. Esse aumento significativo e abrupto da MOS, provavelmente, tenha ocorrido devido à maior migração do carbono orgânico do interior das cápsulas para o solo, nos 35 dias finais, quando o carbono mais solúvel em água foi arrastado por uma precipitação da ordem de 132 mm. Os aumentos na MOS contribuirão para elevar a produtividade das culturas pelos efeitos proporcionados dos materiais orgânicos na fertilidade, estrutura e capacidade de retenção de água do solo (BATLLE-BAYER; BATJES; BINDRABAN, 2010).

Os acréscimos MOS aos 100 dias resultam da decomposição dos materiais dos tratamentos. O acúmulo e a similaridade apresentada foram decorrentes das propriedades coloidais dos materiais orgânicos, pois pequenas partículas atravessam as paredes das cápsulas e aderem aos argilominerais. Além disso, as substâncias húmicas carregadas pelas águas foram retidas nos colóides do solo. Outra contribuição que envolveu a semelhança nos teores de matéria orgânica no solo foi a dependência da quantidade de partículas arrastadas pela água com menor efeito das características dos materiais orgânicos (NOVOTNY; MARTIN NETO, 2008).

Uma maneira de aumentar o conteúdo de fósforo no solo é por meio da adição de materiais orgânicos, embora apresentem variações de concentração do nutriente, realizam a disponibilidade de modo gradual, além de cumprirem outras funções. A introdução de materiais orgânicos no solo pode formar durante a mineralização a complexação de alumínio, o que faz reduzir a adsorção de fósforo. Entretanto, o fósforo permaneceu adsorvido às partículas de solo e envolvido pelo complexo orgânico formado com o aumento da MOS. Em aplicações de esterco líquido de suíno no solo, durante 4 anos nas doses de 40 e $115 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em Latossolo Vermelho distroférico típico, verificou-se que o fósforo residual apresentou pouca mobilidade no solo, com acúmulos de maiores quantidades nas regiões próximas de sua aplicação, sem risco de lixiviação e contaminação de água subterrânea (SHERER; BALDISSERA; NESI, 2007).

A quantidade de fósforo no solo dentre os materiais orgânicos variou, pois o solo é um sistema dinâmico, muitas vezes ocorrem, entre áreas próximas, grandes diferenças de concentrações de nutrientes. O potencial de solubilização de fósforo por microrganismos pode variar e promover variações conforme a situação dos substratos adicionados ao solo, tipo de material orgânico e concentração de nutrientes.

Como pode-se observar, o V apresentou maiores conteúdos de fósforo até os 14 dias em relação aos demais tratamentos. Isso está relacionado ao mecanismo enzimático utilizados pelos microrganismos para a remoção de fósforo do material orgânico, que após a imobilização são disponibilizados ao solo. O VF, embora tenha adição de uma fonte de fosfato (fosfato de Arad), proporcionou menor teor de fósforo no solo até os 14 dias, quando

comparado ao V. No período de 14 dias o CB disponibilizou quantidade de fósforo superior ao VF. A disponibilidade de fósforo no solo depende do pH, que pode variar no solo conforme umidade, temperatura, tipo de material orgânico (EGHBALL *et al.*, 2005). O pH do meio ao mesmo tempo pode satisfazer as exigências de alguma comunidade microbiana que se encontra em sucessão ou estabelecida tanto no solo como na matéria orgânica. Entre os fatores que afetam a disponibilidade de fósforo podem ser citados: o pH, reações de adsorção, conteúdo de matéria orgânica, presença de microrganismo e ácidos orgânicos de baixo peso molecular (FUENTES *et al.*, 2006). Além disso, a população de microrganismos no solo é flutuante, e acompanha os processos sazonais, isto é, aumenta ou diminui as suas atividades conforme os estímulos da estação do ano (OSTERROHT, 2001).

A importância da utilização de materiais orgânicos é procurar atender a demanda de nutrientes em determinadas condições, devido às variações que ocorrem no solo. Aos 35 dias o CB – 105,16 mg dm⁻³ e a CA – 105,95 mg dm⁻³ disponibilizam no solo maiores conteúdos de fósforo comparados aos demais tratamentos (SINGH *et al.*, 2009). O CB, pelas substâncias ativas (preparados biodinâmicos), estimulam os microrganismos a solubilizarem fósforo para atender às necessidades do meio de maneira gradativa (STEINER, 2010).

O abastecimento de fósforo no solo pela CA é mobilizado por teores mais elevados na sua composição e pelo fornecimento microbiano que encerram o ciclo de vida. (HE *et al.*, 2008). Aos 65 dias a quantidade de fósforo presente no solo é maior com a utilização do V – 96,29 mg dm⁻³, elevando aos 100 dias a valores de 96,95 mg dm⁻³, embora a diferença seja mínima, entre os períodos houve manutenção dos teores no solo. Ainda no período de 65 dias, apesar do V – 96,29 mg dm⁻³ apresentar maiores valores de fósforo no solo, houve tendência de nivelamento dos teores de fósforo no solo para quase todos os tratamentos, exceção a CA – 87,03 mg dm⁻³. Nesse particular é interessante notar que o C proporciona níveis de fósforo que tendem a ser próximos desde os 7 dias (88,49 mg dm⁻³) aos 100 dias (86,24 mg dm⁻³). É importante ressaltar que o C entre os materiais orgânicos mediante caracterização, apresentou o menor conteúdo de fósforo, mas a disponibilidade no solo pode ser relacionada ao tempo e à continuidade da mineralização, devido ao ambiente propiciado aos microrganismos (SOUZA *et al.*, 2010).

A superioridade apresentada aos 100 dias pelo VF (106,61 mg dm⁻³) em relação aos demais tratamentos é proporcionada pela baixa solubilidade do fosfato de Arad (OLIBONE; ROSOLEM, 2010). Como os materiais orgânicos forneceram quantidades expressivas de fósforo para o solo, caso houvesse adubação baseadas no conteúdo de nitrogênio, os aumentos dos teores de fósforo no solo teriam sido ainda maiores. Em experimento baseado nos teores de nitrogênio com esterco e composto de esterco bovino, com aplicações anual e bianual na cultura do milho, aumentaram na camada de 0-15 os teores

de fósforo após 4 anos de aplicação. No entanto, o nível de fósforo chegou a 230 mg kg⁻¹, com aplicação bianual de composto baseado no teor de nitrogênio (EGHBALL; POWER, 1999).

Os teores potássio no solo aumentaram em função dos tratamentos utilizados no tempo. A decomposição e a mineralização dos materiais orgânicos contribuíram de forma significativa para aumentar o conteúdo de potássio no solo, portanto, os materiais orgânicos podem suprir a demanda de potássio dos vegetais (ADELI *et al.*, 2008).

O potássio possui, aproximadamente, 100% de disponibilidade nos esterco, desse modo, nos esterco o potássio apresenta comportamento similar ao dos fertilizantes minerais (EGHBALL, 2002). A saída de potássio dos materiais orgânicos foi variável, mas o fornecimento do elemento dependeu dos níveis de potássio em cada tratamento. Os níveis disponibilizados foram maiores com a CA, V e VF, enquanto menores quantidades podem ser observadas com o C e CB. O acúmulo de potássio verificado no solo com a utilização dos materiais orgânicos CA, V e VF receberam contribuição das propriedades do solo que é argiloso, de textura fina, que propicia maior retenção de cátions, efeito que é estendido para os demais tratamentos.

O C e o CB proporcionaram menores quantidades de potássio no solo por apresentarem composição com menores teores que os tratamentos V, VF e CA.

Maiores contribuições nas concentrações de potássio no solo foram provenientes do efeito de umedecimento e secagem importante para a retenção e disponibilidade do elemento no solo.

Os teores de cálcio no solo, aos 7 dias, aumentaram nos tratamentos V e VF, que superaram os demais materiais orgânicos C, CB e CA. A adsorção de cálcio aos 7 dias está relacionada à carga líquida de complexos de esfera externa, originada em íons que se localizam na camada de Stern, perto da superfície das partículas, porém, sem interferência estrutural. Cálcio, alumínio, magnésio e enxofre são fundamentais na constituição dessa forma de carga (FONTES; CAMARGO; SPOSITO, 2001; ERNANI, 2008).

Aos 14 dias, todos os tratamentos apresentaram redução no conteúdo de cálcio, seguida por uma redução ainda maior aos 35 dias, sendo inferiores aos valores iniciais do solo. Os menores teores de cálcio no solo, no período dos 14 aos 35 dias, podem ser associadas à afinidade do elemento pelos materiais orgânicos, tendo em vista que ocorreram boas precipitações, prejudicando a movimentação do cálcio para o solo. Provavelmente, a retenção do Ca no material orgânico, esteja diretamente ligada às altas concentrações de fósforo no solo e no material orgânico. Observando-se o pH no período, este encontra-se na faixa de 6,68 a 6,86, podendo nessa faixa de pH, ocorrer a complexação do fósforo pelo Ca, reduzindo, dessa forma, a disponibilidade do elemento (TOKURA *et al.*, 2002; ERNANI, 2008).

Aos 65 dias, as concentrações de cálcio no solo aumentam com o C, que apresentou oscilações do elemento no tempo (SANTOS *et al.*, 2010). No entanto, o V apresenta, no período, menor teor que o observado aos 7 dias. A concentração de cálcio realmente começa a ser expressiva em relação aos teores iniciais aos 100 dias. Dessa maneira, aos 100 dias pode-se observar maiores aumentos de cálcio no solo com o VF – $15,96 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, C – $15,59 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, V – $15,07 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, CB – $14,56 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e CA – $14,36 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. As alterações promovidas pelos materiais orgânicos no solo são resultado da forte capacidade eletrostática sobre o cálcio.

A maior contribuição de magnésio no solo aos 7 dias foi com o V. Com isso, a quantidade de magnésio passou de 2,46 (valor inicial), para $348,79 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ no período. Os valores em ordem decrescente dos tratamentos foram: C – 338,96, CA - 338,59, CB – 338,35 e VF – $320,02 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, observa-se que os valores ficaram bem próximos.

Como o solo é um sistema dinâmico e os conteúdos de magnésio nos materiais orgânicos possuem concentrações e liberações variáveis no tempo, o VF – $375,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ aos 14 dias, apresentou maior teor de magnésio no solo. Por outro lado, ocorrem reduções nos teores de magnésio para os tratamentos: CB – 307,28, CA – 302,93, C – 299,94, V - 289,87, $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, comparados ao VF.

Aos 35 dias, o CB – $410,36 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ disponibilizou as maiores quantidades de magnésio. Nesse período a CA – $406,53 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ apresentou valor bem próximo ao CB. O magnésio, de acordo com a série liotrófica, apresenta maior mobilidade do que o Ca, devido ao seu maior raio atômico em relação ao Ca, que impossibilita sua retenção pelos materiais orgânicos (SCHERER; BALDISSERA; NESI, 2007).

Embora o V – $2.716,82$ e VF – $3.074,90 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 2) tenham apresentado em sua constituição inicial os menores valores de magnésio, comparado aos demais tratamentos, no decorrer do experimento foram disponibilizando grandes quantidades do nutriente ao solo. Provavelmente, a justificativa para tal fato, seja a granulometria dos materiais que são peletizados, comparado aos demais tratamentos que se apresentam na forma farelada, permitindo maior contato com a água e conseqüente arraste do nutriente.

As maiores concentrações de magnésio aos 65 e 100 dias foram apresentadas pelo VF – $423,72$; $425,38 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e CB – $405,68$; $426,64 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente. Para o VF, provavelmente, houve a desagregação dos pelets, o que permitiu uma maior solubilização do magnésio contido nesse tratamento. O composto biodinâmico pela ação dos preparados biodinâmicos permitiu uma melhor disponibilização do elemento no tempo.

Os teores de sódio no solo aumentam devido à facilidade de remoção do elemento contido nos materiais orgânicos, devido à sua alta solubilidade em água. O sódio em concentrações elevadas no solo pode levar à dispersão das argilas, promover a salinização, bem como elevar a condutividade elétrica dos solos.

De acordo com a Tabela 11, aos 14 dias observa-se um aumento nas concentrações de sódio nos tratamentos V – 166,18 e VF – 156,54 mg dm^{-3} , provavelmente, pela constituição desses tratamentos (esterco bovino, suíno e cama de aves), animais que têm no seu arraçoamento cloreto de sódio e outros sais de sódio. Esses são eliminados com as dejeções (fezes e urina). Mesmo com a reciclagem, através das minhocas, muito pouco desses sais são eliminados, permanecendo no produto tratado e sendo disponibilizado no tempo. Posteriormente, aos 65 e 100 dias o V manteve as maiores concentrações de sódio, quando comparado aos demais tratamentos. O C e o CB apresentaram valores de sódio abaixo dos demais tratamentos, mas entre ambos, aos 65 dias, os conteúdos foram próximos. Aos 100 dias o CB apresentou maior concentração de sódio no solo, em relação ao C. As diferenças nas concentrações de sódio no solo para o C e CB foram próximas, por se tratarem de materiais de mesma constituição.

O zinco é um micronutriente muito importante para as gramíneas (TAIZ; ZEIGER, 2004), tem pouca mobilidade no solo (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007), com os argilominerais e organominerais forma complexo de esfera interna (MEURER; RHEINHEIMER; BISSANI, 2010), o que reduz a sua disponibilidade.

Houve aumento na disponibilidade de zinco para todos os tratamentos, quando comparados aos teores iniciais do solo. Os tratamentos que apresentaram as maiores concentrações de zinco aos 7 dias foram: VF – 69,39 e V – 65,58 mg dm^{-3} , quando comparados aos demais tratamentos: C – 48,27, CB – 39,32 e CA – 36,27 mg dm^{-3} . Observa-se que no período a CA apresentou quase 50% menos zinco que os vermicompostos, muito embora, dentre os materiais orgânicos, tenha sido o que apresentou o maior valor inicial 384,15 mg kg^{-1} (Tabela 2). Isso leva à compreensão que o zinco na CA, embora em maior concentração, apareça em forma menos disponível no início da decomposição, que nos demais materiais orgânicos. Também as precipitações no período inicial promoveram o umedecimento dos materiais orgânicos e, conseqüentemente, atividade microbiana na ciclagem de nutrientes e a mineralização, refletindo-se no teor de zinco do solo. A disponibilidade de micronutrientes no solo é influenciada pelo pH, teor de matéria orgânica, quantidade e tipo de argila e de óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio, capacidade de troca de cátions, potencial redox do solo, temperatura, umidade, e atividade microbiana (NACHTIGALL; NOGUEIROL; ALLEONI, 2009).

Aos 14 dias, o conteúdo de zinco no solo para o V foi 55,78 mg dm^{-3} , sendo o maior valor entre os tratamentos. A CA aos 35 dias proporcionou aumento no conteúdo de zinco do solo, e maior concentração comparada aos demais materiais orgânicos. Entretanto, para os demais períodos, apresentou as menores concentrações no solo dentre os tratamentos. É certo que a CA em sua composição possui maior conteúdo de zinco que os demais tratamentos. No entanto, em estudo com a utilização de água como extrator de elementos, traços de cama de frango e produtos granulados (tratamentos: cama de frango, cama de

frango no solo, cama de frango granulada, granulado de cama de frango com uréia, granulado de cama de frango com uréia + dicianodiamida, cama de frango com solo de agricultura biológica, granulados de cama de frango com penas hidrolisadas), revelou que entre os elementos traços Arsênio, boro e cobre, ocorreu adequada solubilidade (15 a 89%), enquanto manganês e zinco apresentaram as menores solubilidades em água (3 a 12%) nas diferentes camas (TOOR; HAGGARD; DONOGHUE, 2007).

A facilidade com que o zinco é removido dos vermicompostos, indica que o elemento encontra-se no material orgânico em uma forma mais livre, como pode ser verificado aos 35 dias para o VF. No entanto, a concentração de zinco no solo é atribuída à baixa mobilidade. Tal ocorrência com o zinco está relacionada à forte adsorção do elemento pelos colóides do solo que diminuem as perdas por lixiviação, promovendo o aumento do efeito residual (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007). Além disso, em solos com pH acima de 5,5 existe superioridade de cargas negativas nos argilominerais (WIETHÖLTER, 2007) e tal situação contribui para a adsorção de zinco no solo.

A disposição dos materiais orgânicos no solo favorece a liberação de nutriente de modo variável, como ocorre com o V aos 65 dias, com a maior disponibilidade de zinco em relação aos demais tratamentos. Essa condição, anteriormente, aos 35 dias, foi atribuída ao VF que aos 100 dias, novamente apresentou aumento na quantidade de zinco no solo. Como os materiais orgânicos permanecem em um sistema dinâmico, com dissipação de energia, as quantidades de zinco no solo podem variar em intensidade e frequência no tempo (PRIGOGINE, 2002).

Os teores de ferro no solo permaneceram sem modificações durante os 100 dias sem irrigação, apesar de haver precipitações adequadas nos períodos. Possivelmente, tenha ocorrido menor disponibilidade de ferro no solo, em função do pH dos materiais orgânicos que adsorveram o elemento fortemente, devido à dissociação reduzida, o que indica que o micronutriente não está em uma forma livre, ou seja, o micronutriente encontra-se complexado. A complexação formada pelo ferro é devido ao caráter eletro positivo do elemento, dessa maneira, a tendência do ferro nos materiais orgânicos é ser atraído por moléculas orgânicas carregadas negativamente. É relevante destacar que as substâncias húmicas possuem grupos carboxílicos e fenólicos, e tais grupos complexam o ferro, com a formação de quelados, por meio dos grupamentos carboxílicos e da hidroxila fenólica ligada ao anel benzênico (COLOMBO; SANTOS; MASINI, 2007).

No solo, o pouco ferro que aparece disponível, é proveniente do efeito do pH ácido 5,7 (Tabela 5). Em classes de Latossolos selecionadas para verificar a disponibilidade de cobre, ferro, manganês e zinco, sob pastagens na região do cerrado, foi observado que a disponibilidade dos elementos estão associadas ao ferro cristalino e ao pH em água (VENDRAME *et al.*, 2007). As formas de ferro existentes relacionam-se à aeração, seguidas pela variação do pH e ao potencial redox no solo. O efeito da aeração promove a

oxidação do ferro de Fe^{+3} a Fe^{+2} , o que aumenta a disponibilidade do elemento. Ocorreu redução do teor de ferro em todos os tratamentos aos 100 dias, isso provavelmente, devido ao aumento da matéria orgânica observado em todos os tratamentos.

O cobre dos materiais orgânicos não foi removido pelas precipitações ocorridas durante os 100 dias na área sem irrigação. O aparecimento do elemento é proveniente das formas existentes no próprio solo adsorvido à matéria orgânica e aos argilominerais. As argilas e os colóides orgânicos são os maiores componentes do solo envolvidos na retenção de cobre (STEVENSON; FITCH, 1981). O cobre é um micronutriente que se complexa à matéria orgânica, além de ser dependente do pH do solo (GUAN *et al.*, 2011).

O cobre nos materiais orgânicos é diretamente adsorvido aos grupamentos funcionais que efetivam sua complexação. Dessa maneira, é necessário um fluxo constante de água para que o elemento seja transferido para o solo. A umidade remanescente não foi suficiente para dispor o elemento no solo. A secagem do solo propiciou a oclusão do cobre. Pode-se afirmar que no período dos 7 aos 65 dias os teores de cobre foram semelhantes, porém, aos 100 dias, observa-se uma redução dos teores em todos os tratamentos, quando comparados aos teores iniciais.

Como as reações físico-químicas no solo ocorrem, na maioria das vezes, na superfície dos colóides, a argila, formada por colóides com superfície específica de alta reatividade, promove um controle na adsorção de cobre (ALLEONI *et al.*, 2005).

O manganês, quando em altas concentrações nos solos, é altamente prejudicial ao desenvolvimento dos vegetais (MALAVOLTA, 2006). Sua concentração no solo é uma função do pH, do potencial redox, bem como da aeração (BORKERT, 1991; SHIVAY; KROGSTAD; SINGH, 2010).

Os materiais orgânicos V, CB e CA sem irrigação, não proporcionaram alterações no conteúdo de manganês no solo, durante os 100 dias, somente o VF e C proporcionaram. O fato de o V, CB e CA não proporcionarem incrementos de manganês no solo, possivelmente, está associado às ligações eletrostáticas do elemento com os materiais orgânicos, que impediu as liberações do nutriente inclusive em função do umedecimento e secagem. Estudo com vários solos de referência de Pernambuco, para verificar as formas de manganês e ferro, indicou que os solos da Zona da Mata, inclusive Latossolo, apresentaram maiores teores de manganês associados à matéria orgânica, com médias de $120,2 \text{ mg kg}^{-1}$ na camada superficial e $55,7 \text{ mg kg}^{-1}$ na camada subsuperficial, resultantes do acúmulo de carbono orgânico no solo da região (OLIVEIRA; NASCIMENTO, 2006). Além disso, no material, provavelmente, tenha ocorrido a formação de quelatos, que dificultaram sua remoção, mesmo com as precipitações. Outros fatores que podem ter contribuído para as eventuais mudanças, foram: o potencial redox e as ligações do manganês com outras substâncias. O manganês, aos 100 dias, apresentou reduções em todos os tratamentos, comparados ao teor inicial do solo.

4.6 Análise de solo sob as cápsulas porosas com irrigação

Os valores de condutividade elétrica, pH, matéria orgânica e conteúdo de nutrientes no solo sob as cápsulas porosas com irrigação são apresentados na Tabela 12.

Os materiais orgânicos provocaram aumentos na condutividade elétrica do solo. De maneira geral, houve elevação da CE em todos os materiais orgânicos. Entre os 7 e 14 dias o VF -1,87 e 1,77 dS m⁻¹, respectivamente, foi o tratamento que apresentou os valores mais elevados. Os demais tratamentos, em ordem decrescente de valores, aos 7 e 14 dias foram: V – 1,67; 1,75, CA – 1,75; 1,75, CB – 1,60; 1,68 e C – 1,62; 1,57 dS m⁻¹, respectivamente. Comparando-se o valor inicial de 1,63 dS m⁻¹, em alguns tratamentos como C e CB aos 7 dias, constata-se que houve uma redução de valores da CE. Este comportamento pode ser justificado pela mesma constituição dos dois tratamentos, sendo que ambos os materiais estabilizados, apresentam liberações mais lentas de nutrientes, o que reduz o valor da CE.

Aos 35 dias, juntamente com o VF, o CB evidenciou no solo condutividade elétrica semelhante, devido à composição variável que pode existir dentro do mesmo material orgânico, originando modificações na concentração iônica em diferentes épocas.

Os materiais orgânicos aos 100 dias apresentaram aumentos na CE do solo, efeito este que dependeu das frequentes irrigações e da temperatura que contribui com a velocidade das reações. Assim, os materiais orgânicos expressam no tempo alterações no solo, como verificado aos 65 e 100 dias para a CA – 1,88; 2,60 dS m⁻¹, respectivamente, em que proporcionou os maiores valores de CE entre os tratamentos, ressalta-se que a CA apresentou um aumento percentual da ordem de 59,5% na CE do solo, quando comparada ao valor inicial do solo de 1,63 dS m⁻¹, ficando todos os demais tratamentos com aumentos percentuais acima de 57%. Aplicação de três fontes de fertilizantes (uréia, esterco de galinha e a mistura de esterco de galinha com uréia) em um Vertissolo com rotação de culturas e manejo de palha de trigo, após vários anos de aplicação do esterco a condutividade elétrica foi maior (1,97 dS m⁻¹) em relação ao solo sem adição de esterco (1,46 dS m⁻¹) (LIMON-ORTEGA; GOVAERTS; SAYRE, 2009). Todos os materiais orgânicos na caracterização apresentaram pH acima de 7,0 (Tabela 2).

O CB e a CA apresentaram pH com valores de 8,49 e 8,88, respectivamente. Em trabalho para verificar o efeito dos preparados biodinâmicos sobre o desenvolvimento do composto foi observado que o composto biodinâmico apresentou pH de 8,4 próximo ao controle que foi superior (CARPENTER-BOGGS; KENNEDY; REGANOLD, 2000a; REEVE *et al.*, 2010).

Tabela 12 Condutividade elétrica (CE), pH, matéria orgânica (MO), concentração de elementos no solo sob as cápsulas porosas, influenciadas pela adição dos adubos orgânicos em função das épocas de coletas com irrigação

Dias	CE dS m ⁻¹	pH	MO g kg ⁻¹	P mg dm ⁻³	Tratamento V							
					K	Ca	Mg	Na	Zn	Fe	Cu	Mn
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42
7	1,76	6,32	25,40	45,55	695,26	12,80	366,83	98,24	28,13	15,46	7,67	80,83
14	1,75	6,21	25,70	37,72	837,36	11,87	355,98	73,97	21,14	16,21	9,00	88,71
35	1,74	6,52	21,50	36,71	732,12	11,61	344,19	42,32	24,27	14,84	8,96	86,86
65	1,82	6,75	25,80	66,29	366,24	12,25	233,46	30,42	30,88	14,47	7,86	84,91
100	2,56	6,55	96,10	72,21	396,18	13,44	267,55	28,16	46,43	14,76	9,01	87,56
Tratamento VF												
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42
7	1,87	6,37	25,40	55,24	957,93	13,04	381,85	151,49	33,95	15,05	7,16	86,21
14	1,77	6,55	24,00	60,55	995,46	11,89	481,63	94,24	30,88	14,38	8,56	88,97
35	1,77	6,65	22,50	45,92	872,47	9,88	392,60	44,12	27,86	15,15	8,35	85,30
65	1,86	6,63	27,80	51,44	420,42	11,34	269,77	25,14	28,07	14,60	8,62	87,18
100	2,58	6,69	100,00	58,19	358,01	14,46	276,19	26,30	33,98	12,73	7,82	86,83
Tratamento C												
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42
7	1,62	6,54	25,40	64,50	344,55	14,80	408,37	31,03	36,79	13,89	7,32	83,91
14	1,57	6,52	25,20	55,79	506,87	12,27	425,18	28,25	28,22	14,77	8,33	88,19
35	1,76	6,64	23,20	53,63	433,71	12,30	409,47	21,94	29,82	14,61	8,53	88,30
65	1,83	6,88	26,50	49,46	377,06	11,19	258,56	19,05	26,62	13,95	8,04	86,96
100	2,59	6,52	108,20	37,19	283,66	12,50	270,90	22,96	26,90	15,74	8,59	84,72
Tratamento CB												
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42
7	1,60	6,62	29,10	46,56	475,00	13,22	475,63	32,87	30,42	15,05	6,99	79,37
14	1,68	6,59	26,20	62,49	437,92	13,00	469,14	26,00	30,85	14,59	8,62	89,24
35	1,77	6,88	25,20	53,65	457,04	11,13	489,01	22,45	27,95	14,99	7,73	87,19
65	1,85	6,60	27,30	66,79	291,53	12,58	236,02	25,05	40,15	14,88	9,20	87,00
100	2,56	6,61	100,70	60,18	250,20	13,60	421,10	23,51	36,15	13,13	7,98	87,75
Tratamento CA												
0	1,63	6,50	14,00	8,60	0,81	14,29	2,46	0,07	26,73	18,50	8,02	87,42
7	1,75	6,43	28,40	73,55	523,95	14,50	421,65	61,46	41,07	14,70	6,81	84,03
14	1,75	6,61	22,00	53,73	663,17	12,62	453,40	64,60	34,89	15,73	9,12	88,04
35	1,83	6,70	22,00	45,76	763,64	11,68	431,74	47,42	27,50	13,78	8,25	87,90
65	1,88	6,85	24,60	27,18	563,94	10,58	257,53	28,45	23,28	14,39	8,37	86,85
100	2,60	6,66	103,90	30,97	429,70	12,73	327,10	22,35	29,10	14,60	8,50	86,52

V= vermicomposto peletizado ; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

Aos 100 dias, houve aumento do pH do solo em todos os tratamentos, destacando-se o tratamento VF, que apresentou pH de 6,69, sendo o maior valor entre todos os tratamentos. Aumentos no pH do solo podem ser observados em trabalho com a utilização de índice de qualidade do solo, para avaliar aplicação de composto de esterco de suíno sob rotação de cultura em Taiwan. Neste trabalho foram aplicadas, no primeiro ano, doses de composto de esterco de suíno de 0, 30, 60 e 120 t ha⁻¹ e, passados dois anos, foi realizada uma segunda aplicação de 0, 20, 40 e 60 t ha⁻¹. Em ambas as aplicações de composto de esterco de suíno, foram utilizadas irrigações. As aplicações, tanto no primeiro ano, como dois anos depois, aumentaram o pH em 0,2 a 0,8 unidades em relação ao controle. Além disso, com a tendência de aumento do pH no tempo há indícios do efeito de calagem do composto de esterco de suíno (LEE *et al.*, 2006).

Aos 100 dias, a faixa do pH ficou entre 6,52 e 6,69 para o C e VF, respectivamente, valores que resultaram devido às modificações que ocorreram no tempo. Os resultados obtidos podem ser comparados a cinco aplicações sucessivas de composto de lixo domiciliar em Argilssolo Vermelho de textura média, durante 4 anos. À medida que aumentaram as doses de 20, 40, 80 e 160 t ha⁻¹, houve aumento do pH. Em todas as cinco aplicações de composto realizadas durante 4 anos, observou-se que as doses de 80 e 160 t ha⁻¹ na quinta aplicação o pH foi de 6,2 e 6,4, respectivamente, enquanto na área sem composto o pH foi de 4,9 (KROB *et al.*, 2011).

Esperava-se com a CA acidificação do solo por ser um material sem reciclagem biológica, que apresentou pH inicial de 8,88 (Tabela 2), isso, provavelmente, tenha ocorrido devido à quantidade de cátions básicos e ácidos orgânicos hidrossolúveis que adsorvem os íons causadores de acidez como o alumínio e o manganês (SHARPLEY; McDOWELL; KLEINMANN, 2004).

A água adicionada via irrigação e das precipitações, contribuíram para a mobilização de cátions (potássio, cálcio e magnésio) dos materiais orgânicos, que por sua vez, entraram por forças eletrostáticas, conforme a hidratação do cátion nas arestas das argilas, o que resultou em elevação do pH (WHALEN *et al.*, 2000).

Ao observar os efeitos dos tratamentos com irrigação sobre MOS, verifica-se que houve aumentos nos teores desde os 7 dias até 35 dias para o CB sobre os demais tratamentos. Isso indica que as quantidades de matéria orgânica, apesar de contribuírem com pequenos acréscimos no solo, dependem do número de partículas dissolvidas (propriedades coligativas), como os materiais orgânicos foram introduzidos em quantidades iguais é considerável que as proporções de matéria orgânica depositadas sejam variáveis. Aplicação de esterco no solo, em taxas iguais de nitrogênio, diferiu no conteúdo de carbono, com as proporções de nitrogênio nas formas de amônia e orgânico, e ainda o teor total de fósforo com a incubação de esterco líquido de bovino a 10 e 25°C, esterco de sólido de bovino e peru a 25°C em dois Molissolos (BURGER; VERTEREA, 2008).

Os materiais como V, VF e C apresentaram teores de matéria orgânica semelhantes aos 7 dias de 25,40 g kg⁻¹. O C, pela estabilidade, contribui com o aumento da matéria orgânica, mas em pequenas proporções. O V e o VF apresentam pequenas frações orgânicas visíveis, que podem contribuir para elevar os teores de matéria orgânica no solo, mas o efeito ocorre gradativamente.

Observa-se aos 14 dias, que o V precisa desprender pequena parte dos grânulos peletizados que recebem auxílio das constantes irrigações, dessa maneira, promoveu aumentos da matéria orgânica com superioridade aos tratamentos VF, C e CA. Em período posterior (35 dias), o C evidencia conteúdo de matéria, que é inferior apenas ao CB. Isso pode ser justificado pelas partículas em suspensão (colóides orgânicos), que atravessam a parede das cápsulas porosas por meio do fluxo de água e aderem às partículas de argilas, que aumentam os níveis de matéria orgânica no solo.

A frequente irrigação sobre os materiais orgânicos promoveu efeito sobre o VF, embora os materiais orgânicos tenham comportamentos variáveis, os teores de matéria orgânica fornecidos pelo VF dependem do tempo, pois aos 65 dias, houve predomínio sobre os demais tratamentos.

A matéria orgânica do solo depende das transformações sofridas pelos materiais orgânicos, como verificado com a CA. Dessa forma, aos 7 dias, o teor de matéria orgânica aumenta para 28,40 g kg⁻¹. Aos 14 e 35 dias permanecem inalterados com valor de 22,00 g kg⁻¹. Isso indica que existe presença de material recalcitrante com tendências à degradação na CA (CORDOVIL *et al.*, 2007). É certo que as melhorias no conteúdo de matéria orgânica com a CA, passam a aumentar aos 65 dias, alcançando os maiores valores aos 100 dias da ordem de 103,90 g kg⁻¹. Aos 100 dias o tratamento que apresentou o maior acréscimo de MOS foi o C – 108,20 g kg⁻¹, superando os demais tratamentos (RIVERO; CHIRENJE; MARTINEZ, 2004).

A adição de fontes orgânicas com conteúdo apreciável de macronutriente como o fósforo, aumenta a concentração e a disponibilidade do elemento no solo, mas a introdução de água, via irrigação, mais as contribuições das precipitações, dependendo do tipo de resíduo, pode provocar maior difusão do elemento (HAO; GODLINSKI; CHANG, 2008).

A área irrigada proporcionou menores teores de fósforo no solo, comparada à área sem irrigação (Tabela 11). Como houve redução nos teores de fósforo no solo, as quantidades obtidas foram maiores, quando comparadas com o teor inicial do solo. A menor quantidade de fósforo no solo pode ser justificada pela maior disponibilidade de água aos materiais orgânicos e, conseqüentemente, predispôs reduções do elemento no solo. A redução na atividade microbiana foi devida ao uso da irrigação, pois a água ocupou os espaços porosos, reduzindo a concentração de oxigênio, fator preponderante para o metabolismo aeróbio. Com isso, houve menor concentração de fósforo no solo devido à redução da degradação dos materiais. Além disso, com a introdução de água no sistema houve a

diluição das secreções enzimáticas, o que dificultou a sua concentração no material orgânico e a fragmentação das moléculas orgânicas, com conseqüente redução da disponibilidade de fósforo (VADAS; HARMEL; KLEINMAN, 2007).

Diante dos fatores envolvidos na liberação de fósforo para o solo, superioridade aos 7 dias é observada para a CA – 73,55 mg dm⁻³, propiciando maior conteúdo do macroelemento, quando comparado ao teor inicial de 8,60 mg dm⁻³. O fato é que muitas vezes o fósforo acaba por ser incorporado no metabolismo microbiano por consecutivas ciclagens, envolvendo sucessivas comunidades de microrganismos. Aos 14 dias houve para o CB um expressivo aumento na concentração de fósforo, comparado ao teor dos 7 dias 46,56 mg dm⁻³.

Ao adicionar material estabilizado em solo ácido é possível verificar maior adsorção do fósforo nos argilominerais, fato constatado no tratamento CB – 53,65 mg dm⁻³ aos 35 dias. Diferente dos demais materiais orgânicos, a CA 27,18 e 30,97 mg dm⁻³, a cada período decresce o teor de fósforo no solo, como observado aos 65 e 100 dias, respectivamente, em relação aos demais materiais orgânicos. É provável que seja um esgotamento do fósforo prontamente disponível no material orgânico.

O C – 1.588,74 mg kg⁻¹ (Tabela 2) apresentou em sua composição os menores teores de fósforo, comparados aos demais tratamentos, mas no solo contribui com suprimento do nutriente que chegou aos 100 dias (37,19 mg dm⁻³), superando a CA – 30,97 mg dm⁻³ (EGHBALL, 2003b). As concentrações de fósforo no C, mesmo que tenham sofrido inibição da disponibilidade imposta pela quantidade de água, houve remoção do elemento para o solo, sobretudo, das frações mais lábeis do material orgânico. Outros fatores que podem influenciar na remoção de fósforo na superfície do solo são: o vento, erosão hídrica e lixiviação de fósforo. Nesse caso, isso foi verificado em experimento irrigado por aspersão, com utilização de composto e esterco de bovino na cultura do milho e soja para observar a redução das altas concentrações de fósforo no solo (EGHBALL *et al.*, 2003a). Aos 65 dias verifica-se que o CB – 66,79 e o V – 66,29 mg dm⁻³ superam os valores obtidos aos 7 dias com o CB – 46,56 e V – 45,55 mg dm⁻³. Por outro lado, aos 100 dias somente o V – 72,21 mg dm⁻³ apresentou os maiores níveis de fósforo no solo dentre os tratamentos.

A disponibilidade gradativa de nutrientes no solo é um efeito apreciável nos materiais orgânicos. A labilidade seguida pela mobilidade de potássio a partir dos materiais orgânicos, demonstrou com facilidade o preenchimento dos sítios de troca do solo pelo elemento. A movimentação de potássio a partir das cápsulas porosas variou em todos os períodos, pois o solo não é estático, mas uma vez, inserida a irrigação, houve redução dos níveis de potássio no tempo.

Observa-se aos 7 dias, que a concentração de potássio aumentou com a utilização do VF – 957,93 cmol_c dm⁻³, comparado aos demais tratamentos. A concentração apresentada no solo pelo VF demonstrou superioridade na disponibilidade de potássio até

os 35 dias $872,47 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ em relação ao V – $732,12$, C – $433,71$, CB – $457,04$ e a CA – $763,64 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. A seguir o VF apresenta redução de potássio, que, possivelmente, envolveu o tamanho dos grânulos, conteúdo de potássio nos grânulos, área superficial específica e a atuação da água.

A CA – $563,94 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e $429,70 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ proporcionou maiores teores de potássio dos 65 aos 100 dias, respectivamente, a redução observada aos 100 dias pode ser justificada pela passagem de água no solo, que arrastou o potássio para camadas mais profundas.

Embora a disponibilidade de água na área irrigada possa remover potássio, a textura do solo auxiliou na retenção do elemento na região analisada (7 a 10 cm), fato que evitou perdas maiores. Além disso, o solo possui pH de 6,5, com predomínio de cargas eletronegativas, por essa razão, foi atribuída maior retenção de cátions (WIETHÖLTER, 2007).

O efeito da água sobre a CA proporcionou arraste de potássio mineralizado por meio da ação gravitacional, pois a saturação dos macroporos do material orgânico, a facilidade de retirada do potássio e a diferença de potencial promoveram a migração do potássio para o solo.

Aos 35 e 100 dias, o V – $732,12$; $396,18 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente, os teores de potássio no solo foram superiores ao C – $433,71$; $283,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e ao CB – $457,04$; $250,20 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, respectivamente. Apesar de apresentar maior concentração de potássio inicial dentre todos os tratamentos o V – $18.842,40 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 2), não disponibilizou todo o potássio no solo, restou considerável quantidade para ser liberado. A maior concentração de potássio no C – $377,06 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, observada em relação ao V, ocorreu aos 65 dias. O C ainda apresenta maiores conteúdos de potássio em relação ao CB – $506,87$; $377,06$ e $283,66 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ nos períodos 14, 65 e 100 dias, respectivamente.

Em relação ao CB – $475,00$; $457,04 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, os valores de potássio foram superiores ao C – $344,55$; $433,71 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, nos períodos de 7 e 35 dias, respectivamente. Os teores de potássio no solo com o CB foram intermediados pelas forças distribuídas por meio dos preparados biodinâmicos para o composto. Dessa forma, o efeito produzido relaciona-se ao preparado 502 (*Achillea millefolium*) que possui enxofre, portador da luz, que trabalha o potássio catalizador dos processos químicos (STEINER, 2010).

O cálcio é um macronutriente que possui a capacidade de ocupar parte dos pontos de trocas de cátions nos argilominerais do solo. Ele também exerce grande influência sobre os vegetais, atuando na parede celular.

Alterações provocadas pelos materiais orgânicos no solo aos 7 dias, podem ser verificadas com o C – $14,80$ e CA – $14,50 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, ainda assim, próximos ao teor inicial de $14,29 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. O período entre 14 e 100 dias, mesmo com variação do conteúdo de cálcio no solo, não evidenciou dentre os materiais orgânicos qualquer elevação no conteúdo

de cálcio, com exceção do VF – $14,46 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ aos 100 dias, indicando pouco aumento de cálcio em comparação ao teor inicial no solo.

O magnésio é de fundamental importância na nutrição vegetal, visto que faz parte do núcleo da molécula de clorofila. Esse elemento juntamente com o cálcio deve manter uma relação no solo na proporção de 1 Ca:4 Mg (MALAVOLTA, 2006).

No período dos 7 aos 35 dias, ocorrem as maiores variações nos tratamentos. O CB - $5.965,83 \text{ mg kg}^{-1}$ em sua caracterização inicial possui maior teor de magnésio que o C - $4.103,15 \text{ mg kg}^{-1}$, no entanto, no solo proporcionou aumento superior à CA – $13.702,37 \text{ mg kg}^{-1}$. Aos 14 dias a quantidade de magnésio no solo no VF – $481,63 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ supera os demais tratamentos.

O CB apresenta maior concentração de magnésio no solo até os 35 dias, em relação aos demais tratamentos. Posteriormente, aos 65 dias são observadas reduções dos teores de magnésio para todos os tratamentos, maior concentração é verificada para o VF – $269,77 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. É interessante observar, que todos os materiais orgânicos, no período de 65 dias, permanecem dentro de uma faixa entre $233,46$ a $269,77 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

Aos 100 dias, observam-se aumentos nos teores de magnésio no solo para todos os tratamentos, apesar de não ser muito elevado em relação aos 65 dias. Exceção nesse período ao CB – $421,10 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$, que apresentou teor maior.

Aos 100 dias, o CB – $236,02 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ acrescenta no solo concentrações superiores de magnésio em relação a todos os tratamentos. O incremento de magnésio proporcionado pelo CB resulta da ação dos preparados biodinâmicos no meio aquoso de modo dinâmico e sensível no tempo (STEINER, 2010).

O sódio possui comportamento semelhante ao potássio. Com a distribuição do sódio no solo, mediante utilização de esterco, composto ou vermicomposto, dependendo da quantidade de sódio no material orgânico, pode danificar a estrutura do solo, promovendo a dispersão da argila. Solo com argila dispersa, quando seco torna-se duro e tenaz, e pegajoso, plásticos pela saturação em água (KIEHL, 2008).

Os materiais orgânicos acrescentam sódio ao solo, sobretudo, dos 7 aos 14 dias. Os maiores aumentos nos teores de sódio foram obtidos com o VF, até duas semanas após a instalação do experimento. No decorrer do tempo, é observada redução no conteúdo de sódio no solo e aos 35 dias a CA – $47,42 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ fornece os maiores teores de sódio, em relação aos demais tratamentos. Estudo com objetivo de realizar a caracterização química, física e avaliar os teores de nutrientes em carvão vegetal, casca de café, casca de pinus, esterco bovino, esterco de galinha, fibra de coco, lodo de esgoto, turfa e vermiculita, foi verificado que a concentração de sódio no esterco bovino e aves poedeiras resultaram das dietas dos animais enriquecidas com sais (HIGASHIKAWA; SILVA; BETTIOL, 2010).

As reduções ocorrem a cada período em função da disponibilidade da água no solo, com isso, aos 65 dias maior conteúdo é observado para o V – $30,42 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (HILLEL,

1998). Interessante observar que aos 100 dias os materiais orgânicos ajustam os teores de sódio a um mínimo que abrangem conteúdos próximos, mas ainda o V – 28,16 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ indica aumentos no conteúdo de sódio. Entretanto, o C – 22,96 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ e o CB – 23,51 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ apresentam redução de sódio no meio edáfico, mas as reduções são moderadas e chegam aos 100 dias com quantidades semelhantes.

Durante a decomposição, a maioria dos metais pesados permanecem retidos na estrutura do material e as concentrações aumentam de modo exponencial (BERG; MCCLAUGHERTY, 2008). No entanto, o zinco pode ser encontrado na forma trocável, dissolvido na solução do solo e na matéria orgânica, que por sua vez, pode promover a formação de quelatos (SOUZA; FERREIRA, 1991).

O conteúdo de zinco no solo, mediante irrigação, apresentou variações nos materiais orgânicos. Os materiais orgânicos V – 28,13; 21,14 mg dm^{-3} , VF – 33,95; 30,88 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, e CB – 30,42; 30,85 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ dos 7 aos 14 dias, respectivamente, apresentaram menores teores de zinco em relação a CA – 41,07; 34,89 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$, posteriormente, a CA – 27,50 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ demonstrou redução nos teores do elemento no solo como verificado aos 35 dias. Inicialmente, aos 7 dias, pode ser observada uma remoção rápida do zinco lábil dos materiais orgânicos que sofre adsorção pelas argilas, que formam ligação iônica. O aumento de zinco nesse período deve-se à solubilidade realizada pela água e ácidos orgânicos sobre os tratamentos. A solubilização pela água e ácidos orgânicos dos tratamentos caracteriza o material como fonte de nutriente para o solo, que por sua vez é considerado dreno (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Material orgânico como C – 29,82 mg dm^{-3} com nível de humificação avançado (FARES *et al.*, 2005), apresenta níveis de zinco aos 35 dias, superiores aos outros materiais orgânicos, mas o valor não foi muito superior ao teor inicial do solo 26,73 mg dm^{-3} . Por outro lado, o CB – 40,15 mg dm^{-3} aos 65 dias, demonstra acréscimos significativos de zinco no solo que superam os demais tratamentos. Durante os 100 dias nota-se que o zinco apresentou movimento gradativo do material orgânico para o solo. Assim, o V – 46,43 mg dm^{-3} proporcionou aos 100 dias incrementos na concentração de zinco no solo, demonstrando conteúdo superior aos demais tratamentos.

O ferro encontra-se em maiores proporções no solo entre os metais. No solo, o ferro pode ocorrer na forma Fe^{+2} e Fe^{+3} . Desse modo, a aplicação de fontes de ferro em solo com boa aeração pode apresentar pouco efeito residual, pois o Fe^{+2} é ligeiramente convertido em Fe^{+3} (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007). Os teores de ferro no solo não sofreram alteração em função da utilização dos materiais orgânicos no tempo, com irrigação. As formas de ferro que ocorrem no solo representam as concentrações de ferro existente no meio. No entanto, as concentrações aumentaram em relação à área sem irrigação. A disponibilidade de ferro foi favorecida pela irrigação (solvente) no solo, tornando o complexo aquoso formado em

lável. Além disso, a água auxiliou no potencial de redução da concentração de ferro e elevou a disponibilidade do elemento em solução.

A introdução de fontes orgânicas no solo promove muitas vezes a adsorção de cobre, pela capacidade de retenção no complexo de troca. O cobre na matéria orgânica está fortemente retido por complexação e sua intensa adsorção é maior entre pH 7 e 8 (BERTOL *et al.*, 2010; KIEHL, 2010). Houve adsorção de cobre nos materiais orgânicos influenciada pelo pH, pois apresentam insolubilidade em condições alcalinas (interior da cápsula), que levaram à complexação do elemento (OGIYAMA *et al.*, 2005). O cobre na área sem e com irrigação apresenta os menores teores dentre os micronutrientes no solo, possivelmente, isso esteja relacionado ao conteúdo do elemento nos tratamentos. No entanto, na área com irrigação o cobre aumentou a concentração no solo em função das ocorrências de reduções do pH, fato que proporciona disponibilidade do elemento.

Os materiais orgânicos não evidenciaram aumentos nos teores de cobre no solo aos 7 dias. Dessa maneira, os valores de cobre não caracterizam a quantidade de cobre procedente dos materiais orgânicos, mas o conteúdo original do solo. A adição de água, possivelmente, participou na solubilidade de cobre no próprio solo, sem interferência dos adubos orgânicos. A interferência da água nos materiais orgânicos ocorre de maneira lenta e sempre de modo a formar complexos que dificultam seu arraste para outros sítios.

A partir dos 14 dias, aparecem aumentos de cobre no solo, com maiores teores para a CA – $9,12 \text{ mg dm}^{-3}$, que supera os demais tratamentos. O aumento de cobre no solo por meio da CA é favorecido pela degradação do material orgânico, seguido por mineralizações que são levadas por solubilização e por troca iônica ao solo. No entanto, os aumentos não foram maiores porque, boa parte do cobre, permaneceu complexado na CA. Tal fato é observado em trabalho para verificar as formas de cobre em solos de vinhedos em função do pH e da adição de cama de frango, onde foram aplicadas quatro doses na base seca de 10, 20, 40 e 80 t ha^{-1} e cinco doses de HNO_3 de 50, 100, 200, 300 e $400 \mu\text{mol kg}^{-1}$ em Neossolo Litólico distrófico típico e Cambissolo Húmico alumínico típico. No experimento com adição de cama-de-frango, nos dois solos (Neossolo Litólico distrófico típico e Cambissolo Húmico alumínico típico), a maior parte do cobre (68 e 85%) permaneceu ligada à fração orgânica (NACHTIGALL; NOGUEIROL; ALLEONI, 2007).

Houve regiões do solo em que os materiais orgânicos não provocaram mudanças no teor de cobre, como verificado aos 35 dias para o CB – $7,73 \text{ mg dm}^{-3}$, persistindo no material orgânico. Pode-se observar que com o uso dos materiais orgânicos, a disponibilidade de cobre é influenciada pelo pH e o conteúdo de matéria orgânica. A variação e a disponibilidade de cobre em arrozais, em relação às propriedades do solo no sudeste da China, são afetadas pelo pH, matéria orgânica e concentração de cobre disponível (WU; LUO; ZHANG, 2010). O tratamento V – $8,96 \text{ mg dm}^{-3}$ apresentou valores de cobre no solo maior que os demais tratamentos aos 35 dias.

É verificado que o comportamento do cobre no solo com os materiais orgânicos, depende da região e do tempo de amostragem, pois aos 65 dias o V – 7,86 mg dm⁻³ não influenciou nos teores de cobre. Efeito oposto ao V ocorre com o CB – 9,20mg dm⁻³, que favoreceu o aumento do elemento no solo. O efeito ocorrido com o CB depende do ambiente, pois sua atuação devido à adição dos preparados permite relações sensatas com o meio. Além disso, o composto biodinâmico interage no solo com forças construtivas e sanadoras (STEINER, 2010)

Aos 100 dias, os maiores teores de cobre no solo são observados para o V – 9,01 mg dm⁻³, comparado aos demais tratamentos. A ação da água removeu o cobre do V por ser trocável, sendo adsorvido aos colóides do solo, sob influência de ácidos orgânicos oriundos da mineralização. O cobre na solução do solo está presente em maiores conteúdos na forma complexada pelas moléculas orgânicas (FERREIRA; CRUZ, 1991).

O manganês pode tornar-se tóxico aos vegetais em quantidades excessivas no solo. No entanto, os teores no solo podem variar com o tipo de material orgânico. Como a materiais orgânicos alteram o pH do solo, a disponibilidade de manganês pode sofrer decréscimos com o aumento do pH. Além disso, em ambiente anaeróbio a solubilidade de manganês pode ser aumentada, reduzindo Mn⁺³ para Mn⁺² (BORKERT *et al.*, 1991; ABREU; LOPES; SANTOS, 2007).

Ao submeter os materiais orgânicos à irrigação, esperava-se aumentos nos teores de manganês no solo, no entanto, o efeito dos tratamentos provocou pequenas modificações do elemento no solo.

As mudanças nas quantidades de manganês no solo ocorreram aos 14 dias com os materiais orgânicos. Dessa maneira, as maiores quantidades de manganês alcançadas foram com o CB – 89,24 mg dm⁻³. Posteriormente, o aumento observado foi aos 35 dias, com o C – 88,30 mg dm⁻³, após esse período o solo permaneceu com quantidades de manganês abaixo do conteúdo da caracterização inicial.

Os acréscimos na concentração de manganês no solo aos 100 dias foram pequenos, com os tratamentos V – 87,56 e CB – 87,75 mg dm⁻³, porém, as maiores quantidades no solo surgem com a utilização do CB, em relação aos demais materiais orgânicos. Essa situação mostra que o CB faz um papel intermediador fundamental entre o terrestre e o cosmo (STEINER, 2010).

As restrições na passagem de manganês para o solo nos períodos 7 e 100 dias e nos períodos de 35 dias (V, VF, CB) e 65 dias (VF, C, CA), com os materiais orgânicos, reflete o comportamento da matéria em um sistema dinâmico. Essa condição indica que os materiais orgânicos dependem do tempo e da região do solo para iniciar as interações com o meio. Com isso, as moléculas orgânicas que rodeiam os materiais orgânicos, permanecem fortemente retidas mesmo com emprego da irrigação. Na avaliação da variabilidade espacial do pH, teores de matéria orgânica e micronutrientes em profundidade

num Latossolo vermelho sob semeadura direta, foi verificado maiores teores de matéria orgânica, manganês e zinco na camada de 10 cm, enquanto para o ferro os maiores teores foram observados na camada de 10-20 cm (ZANÃO JUNIOR *et al.*, 2007).

4.7 Mineralização dos macronutrientes e micronutrientes sem irrigação

As quantidades de macronutrientes e micronutrientes mineralizados dos materiais orgânicos sem irrigação em função do tempo são apresentadas na Tabela 13.

O carbono é elemento de fundamental importância para o desenvolvimento da vida, pois, é ele o elemento estruturante desta. Elemento primordial no processo fotossintético, é o constituinte básico dos substratos para o desenvolvimento microbiano. No manejo do solo o uso de insumos modernos promove diversas modificações na comunidade microbiana do solo. Esses efeitos provocam mudanças qualitativas e quantitativas na densidade total ou atividades específicas, favorecendo ou reduzindo a proliferação de grupos, espécies minoritárias ou espécies novas, levando a população microbiana a um novo equilíbrio, que pode favorecer ou afetar negativamente o crescimento das plantas e a produtividade do solo (SIQUEIRA; FRANCO, 1988).

Ao avaliar o conteúdo de carbono mineralizado, observa-se que aos 7 dias o V – 200,00 mg apresentou superioridade em relação aos demais tratamentos. A partir dos 14 dias observa-se que a quantidade de carbono mineralizado na CA – 420,00 mg sem irrigação foi significativamente maior do que aqueles encontrados nos tratamentos V – 410,00 VF – 210,00 C – 50,00 e CB – 10,00 mg. Isso se deve, principalmente, à maior adição de carbono lábil, que é sustentado por relações adequadas com outros elementos. Em materiais orgânicos como: esterco de cavalo, vaca, cabra, galinha, coelho e avestruz, coletados sem qualquer tratamento de estabilização, exceto a ocorrência do processo de degradação natural, foi verificado nos estercos de cavalo, cabra e galinha, que os compostos orgânicos, facilmente degradáveis, foram significativamente maiores, como pode ser observado pelos valores de carbono orgânico solúvel em água, que foram de 2,15, 1,97 e 2,16%, respectivamente (MORAL *et al.*, 2005). As diferenças de mineralização entre a CA e os demais tratamentos, indicam aporte positivo das misturas de dejeções das aves com a maravalha na atividade microbiana. Pelos resultados observados a atividade microbiana foi intensa dos 14 aos 65 dias, com posterior decréscimo. Inicialmente, ocorre a mineralização de carbono facilmente oxidável e, no decorrer do tempo, verifica-se resistência dos compartimentos orgânicos justificado pela redução da mineralização aos 100 dias. A diminuição da matéria orgânica do solo e a oxidação do carbono orgânico por organismos

Tabela 13 Quantidades de macronutrientes e micronutrientes mineralizadas dos adubos orgânicos acondicionados dentro das cápsulas porosas sem irrigação em função do tempo

Dias	C	N	P	K	Ca	Tratamento V					
						Mg	Na	Zn	Fe	Cu	Mn
7	200,00	10,00	2,37	12,86	1,00	1,85	4,30	0,14	38,54	0,12	0,57
14	410,00	10,00	4,93	26,70	2,08	3,85	8,92	0,28	80,00	0,24	1,19
35	490,00	20,00	6,00	32,53	2,54	4,69	10,87	0,34	97,47	0,29	1,45
65	560,00	20,00	6,78	36,77	2,87	5,30	12,28	0,39	110,17	0,33	1,64
100	580,00	20,00	7,09	38,41	2,99	5,54	12,83	0,40	115,08	0,35	1,71
Estimativa 365	790,00	20,00	9,54	51,71	4,03	7,46	17,27	0,54	154,93	0,47	2,30
Tratamento VF											
7	70,00	0,00	2,07	8,15	9,52	1,40	2,48	0,10	24,68	0,07	0,32
14	210,00	10,00	6,11	24,04	28,08	4,13	7,32	0,28	72,80	0,21	0,93
35	240,00	10,00	6,88	27,05	31,60	4,65	8,24	0,32	81,93	0,24	1,05
65	270,00	20,00	7,74	30,46	35,58	5,24	9,28	0,36	92,25	0,27	1,18
100	290,00	20,00	8,43	33,16	38,72	5,70	10,10	0,39	100,40	0,29	1,28
Estimativa 365	400,00	20,00	11,16	43,91	51,28	7,55	13,37	0,51	132,96	0,39	1,70
Tratamento C											
7	30,00	10,00	0,48	2,57	2,95	1,28	0,82	0,05	15,67	0,04	0,21
14	50,00	10,00	0,81	4,35	4,99	2,17	1,39	0,09	26,50	0,07	0,35
35	50,00	10,00	0,85	4,58	5,26	2,29	1,47	0,09	27,93	0,08	0,37
65	80,00	20,00	1,30	7,02	8,05	3,51	2,25	0,14	42,78	0,12	0,57
100	80,00	20,00	1,33	7,16	8,22	3,58	2,29	0,14	43,67	0,12	0,58
Estimativa 365	110,00	20,00	1,70	9,15	10,50	4,57	2,93	0,18	55,78	0,15	0,74
Tratamento CB											
7	40,00	10,00	0,42	1,98	2,41	1,50	0,30	0,05	13,84	0,04	0,21
14	100,00	10,00	0,97	4,56	5,56	3,45	0,69	0,10	31,95	0,10	0,48
35	90,00	10,00	0,90	4,23	5,16	3,20	0,64	0,10	29,64	0,09	0,45
65	140,00	20,00	1,37	6,44	7,85	4,87	0,97	0,15	45,10	0,14	0,68
100	150,00	20,00	1,51	7,10	8,66	5,38	1,07	0,16	49,75	0,15	0,75
Estimativa 365	200,00	20,00	1,86	8,77	10,70	6,65	1,32	0,19	61,48	0,18	0,93
Tratamento CA											
7	140,00	20,00	2,88	24,22	21,91	13,43	3,60	0,38	4,83	0,16	0,43
14	420,00	60,00	8,72	73,35	66,33	40,66	10,90	1,14	14,62	0,49	1,31
35	680,00	100,00	14,17	119,17	107,77	66,06	17,71	1,86	23,76	0,80	2,12
65	890,00	130,00	18,56	156,11	141,18	86,54	23,20	2,43	31,13	1,05	2,78
100	1000,00	150,00	20,93	176,07	159,23	97,60	26,17	2,74	35,11	1,18	3,14
Estimativa 365	1440,00	180,00	25,69	216,08	215,41	119,78	32,12	3,36	43,08	1,45	3,85

V= vermicomposto peletizado ; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

heterotróficos é que utilizam a energia da oxidação para o metabolismo (BOHN; McNEAL; CONNOR, 2001).

As mineralizações de carbono apresentadas pelo V e VF foram superiores ao C e CB. Entretanto, a porcentagem de carbono orgânico do V - 28,60%, evidenciado pela caracterização supera o VF 15,77% (Tabela 2). Desse modo, pode-se compreender a elevada mineralização de carbono apresentada pelo V em relação ao VF, proporcionada pela diferença de composição de carbono entre os tratamentos. O CB apresentou mineralização de carbono superior ao C. O carbono no CB funciona como estruturador por juntar-se ao oxigênio, pois os dois componentes são arrastados pelo nitrogênio, a partir de tais combinações sensíveis ocorrem as mineralizações (STEINER, 2010). Observa-se no CB a organização e a dinamização do meio devido à abertura do solo às forças de natureza superior.

No C as mineralizações inferiores ocorreram devido ao material apresentar compartimentos carbônicos complexos em estágios avançados de humificação. Ao estudar a decomposição de sete diferentes misturas de resíduos orgânicos (lodo de esgoto, esterco animal, resíduos da cidade, resíduos industriais e de plantas), em diferentes estágios de compostagem (mistura inicial, fase termofílica, final da fase ativa, composto maduro), incubados no solo até 70 dias, foi observado que os menores valores de carbono mineralizado foram encontrados com o composto maduro (BERNAL *et al.*, 1998).

A mineralização dos materiais orgânicos é uma condição determinante para recomendar a aplicação de diferentes resíduos orgânicos. Com isso, ao serem distribuídos no solo os materiais orgânicos levam na composição mais que um fertilizante, um material completo que proporciona melhorias do solo em curto prazo, principalmente em relação à microvida. Dessa forma, a mineralização foi variável dentre os materiais orgânicos com liberação lenta no tempo do nitrogênio, principalmente nos materiais que passaram por reciclagem biológica. O nitrogênio orgânico deve ser mineralizado antes de ser disponibilizado para os vegetais (PRATT; BROADBENT; MARTIN, 1973). A mineralização do nitrogênio é realizada, sobretudo, por microrganismos. Por meio deste processo biológico, o nitrogênio imobilizado é liberado como amônio (SCHULTEN; SCHNITZER, 1998).

Em todos os tratamentos avaliados, as taxas de mineralização do nitrogênio foram menores no início da instalação do experimento e aumentaram, gradativamente, até atingirem valores praticamente máximos aos 100 dias. Essa mineralização verificada dos materiais orgânicos, deve-se ao fato de que, na fase inicial são decompostos os componentes mais lábeis. Após a exaustão da fração lábil, ocorreu a mineralização gradativa e a manutenção de taxas mais constantes dos compostos mais resistentes à decomposição microbiana. Os resíduos orgânicos incorporados ou aplicados na superfície do solo, assim como a matéria orgânica, com maior ou menor decomposição, e passiva de

mineralização com intensidade variável (CORDOVIL, 2004). Na submissão de resíduos orgânicos (composto de resíduos sólidos municipal, farinha de chifre, lodo secundário de fábrica de celulose, esterco de galinha, fase sólida de dejetos de suíno, composto de esterco de suíno) que equivaleram às doses de 80 e 120 kg ha⁻¹, incubados em solo, para verificar o potencial de mineralização de nitrogênio de resíduos orgânicos para as culturas do trigo e azevém, foi observado que o esterco de galinha proporcionou os maiores quantidade de nitrogênio mineralizado para ambas as culturas (trigo e azevém) (CORDOVIL, 2007).

O V – 20,00 mg apresentou mineralização de nitrogênio distinta dos materiais orgânicos C – 10,00 mg e CB – 10,00 mg, somente aos 35 dias. O VF – 10,00 mg começa a apresentar mineralização de nitrogênio a partir dos 14 dias, condição que leva a sofrer transformações, conforme os valores de mineralização apresentados pelo C e CB. Os materiais orgânicos C e CB apresentaram comportamento semelhante na mineralização de nitrogênio em todos os períodos.

Quando se leva em consideração a mineralização dentre os tratamentos, percebe-se que o comportamento foi diferenciado para a CA em decorrência de ser um material sem reciclagem biológica “*in natura*”. A baixa porcentagem de mineralização do V, VF, C e CB, durante o experimento, são justificados pela ausência de maiores quantidades de nitrogênio no material. No entanto, a contribuição para o processo de mineralização decorreu dos efeitos da umidade e temperatura no solo. Estudo com Argissolos de diferentes paisagens (topo, com drenagem e declividade), em cilindro de PVC, com mistura de composto de esterco de bovino (taxa de 350 kg N ha⁻¹) nos 4 cm do solo da superfície, foi demonstrado que as temperaturas do verão entre 25 e 35 °C, possivelmente, aumentaram a atividade microbiana e conseqüentemente a mineralização do nitrogênio (CURSICK *et al.*, 2006; WATTS; TORBERT; PRIOR, 2007; 2010).

O fósforo é um dos elementos responsáveis pelo desenvolvimento radicular, tem grande importância na atividade energética das células. Em solos tropicais naturalmente ácidos e com altas concentrações de ferro e alumínio, sofre complexação com esses elementos, tornando-se indisponível às plantas (MALAVOLTA, 2006; LUCHESE; FAVERO; LENZI, 2002).

Os materiais orgânicos não seguem um padrão semelhante de mineralização de fósforo com o tempo. Entretanto, os valores obtidos permitiram verificar que as respostas maiores foram para a CA. Esperava-se que a CA demonstrasse menor quantidade de fósforo mineralizado, pela presença da maravalha com alta relação C:N e, portanto, maior resistência à decomposição, mas superou todos os outros tratamentos. Além disso, a decomposição, seguida pela mineralização, promoveu acréscimos na concentração de fósforo (DAO; SCHWARTZ, 2010).

O VF, apesar de possuir adição de fósforo, não disponibilizou o elemento da mesma maneira apresentada pela CA. Isso pode ser explicado pela quantidade remanescente de fósforo no material (Tabela 19). Além disso, o fosfato de Arad possui média solubilidade, mas tal solubilidade pode sofrer interferência, quando misturado ao vermicomposto, que conduz as liberações do elemento de modo gradativo. O V não apresentou mineralização conforme o VF, mas as quantidades mineralizadas não foram muito diferentes.

Os materiais orgânicos C e CB mineralizaram fósforo de modo distinto, em relação aos tratamentos V, VF e CA. No entanto, aos 7 dias, o C apresentou mineralização de fósforo superior aos CB. A liberação de energia armazenada na forma de ATP depende da atuação do nitrogênio, portador da astralidade, que arasta o oxigênio essencial para o carbono estrutural da célula, desse modo, o CB mineralizou, a partir dos 14 dias, maiores teores de fósforo em comparação ao C (STEINER, 2010).

A introdução de materiais orgânicos no solo por meio das cápsulas porosas, dependendo do tipo de material, pode, inicialmente, ser um dreno (imobilização de nutriente) e, após sucessivas ciclagens de nutrientes, torna-se fonte (mineralizado) (SILVA; MENDONÇA, 2007). O potássio não é constituinte estrutural de moléculas orgânicas, sendo sua atividade no interior dos organismos enzimática ou estimulador, principalmente da ATPase (KAFKAKI *et al.*, 2001). Por outro lado, no caso do potássio, muitas vezes as suas propriedades permitem que seja fonte imediata e disponível para ser assimilado pelos vegetais. Embora o potássio tenha labilidade rápida, mesmo assim, é observado que o nutriente sofre mineralização. Assim, as porcentagens de mineralização de potássio dos diferentes materiais orgânicos sem irrigação, durante os 100 dias, foram distintas entre os materiais orgânicos.

A composição química dos materiais orgânicos é diferenciada, embora alguns tenham sua origem em materiais orgânicos semelhantes, as proporções se alteram com a mineralização. A CA apresentou valores superiores de potássio mineralizado entre os materiais orgânicos. A CA, por ser um material orgânico que precisa passar por transformações mais intensas, proporciona disponibilidade de potássio em porcentagens elevadas. Além disso, as quantidades do elemento na cama correspondem ao efeito pronunciado de mineralização.

O V assume mineralização superior aos tratamentos VF, C e CB. A porcentagens de potássio mineralizado no V - 321,53 mg, comparado ao VF - 27,05 mg, apresenta diferenças maiores até os 35 dias, posteriormente, ocorre um estreitamento entre os valores de mineralização, mas não chegam a ser semelhantes.

Nos materiais orgânicos, apesar de o potássio ser lavado pela ação da água, durante a mineralização, grupos de microrganismos encerra logo o ciclo de vida, após o rompimento das células microbianas o nutriente é exposto ao fluxo de massa (pequena parte) e maiores

quantidade sofrem difusão. O potássio, por sua vez, é um elemento não estrutural, o que contribui para a sua maior difusão.

Para o C e o CB menores mineralizações de potássio foram verificadas entre os períodos (7 e 100 dias) e os demais tratamentos, durante os 100 dias, na área sem irrigação. Contudo, o potássio nos materiais orgânicos apresenta reserva em função do tempo prontamente disponível aos vegetais.

O cálcio é um elemento muito requerido por todos os animais, sendo que, conforme a atividade do criatório, esse requerimento pode ser ainda maior, como no caso da avicultura de postura. O cálcio é constituinte do esqueleto dos mamíferos, o que justifica o seu alto teor nas rações e, conseqüentemente, nas suas dejeções. A mineralização dos materiais orgânicos foi gradual e sempre com valores mais elevados aos 100 dias. Valores elevados de mineralização da CA em relação aos demais tratamentos, podem ser atribuídos, principalmente à baixa relação C/N 5:1 (Tabela 2) e à composição das dejeções das aves resultante de rações ricas em minerais. A riqueza mineral das rações é justificada pela adição de fontes como calcário, farinha de ostra, farinha de carne e farinha de peixe, que possuem elevados níveis de cálcio (SOUZA, 2000).

As diferenças dos materiais orgânicos são atribuídas às suas próprias características, que dependem do material de origem, como é observado para o VF em que há mineralização de maiores porcentagem de cálcio em comparação ao V, C e CB. Por outro lado, o V mineralizou menor porcentagem de cálcio, inferior a todos os tratamentos, efeito que possivelmente, esteja associado às relações entre os elementos envolvidos na composição dos materiais (SIDDIQUE; ROBINSON, 2003).

Nos tratamentos com C e CB a mineralização de cálcio foi semelhante, mas resultou em superioridade ao V, o que pode ser verificado pelos valores crescentes.

A maneira como os materiais orgânicos são mineralizado, indica uma regularização das propriedades químicas do solo como pH, capacidade de troca de cátions e distribuição de nutriente, acontecimentos que direcionam para a edificação de uma fertilidade de longo prazo.

Os materiais orgânicos possuem todos os nutrientes requeridos para os vegetais, no entanto, a disponibilidade no solo não é equivalente entre os nutrientes. É provável que o magnésio mineralizado e disponibilizado dos materiais orgânicos auxilie na regularização da absorção de outros nutrientes pelos vegetais. Isso pode ser comprovado pela porcentagem de mineralização no período de 100 dias em relação aos demais tratamentos. A porcentagem mineralizada de magnésio em cada época da CA revela alterações na estrutura do material, que por sua vez, é influenciada diretamente pelos organismos. Assim, no presente estudo, a mineralização de magnésio da CA sem irrigação possui ainda capacidade de disponibilizar nutriente a partir dos 100 dias.

Para os materiais orgânicos V- 5,54 e VF - 5,70 mg as mineralizações de magnésio apresentaram diferenças a cada período, porém, os teores de mineralização de magnésio foram pouco afastados entre ambos (V e VF). Possivelmente, os materiais orgânicos tenham boas relações de magnésio com os demais nutrientes, condição que foi mediada pela solubilização por ácidos orgânicos, resultante da atividade microbiana.

O C e o CB apresentaram disparidade nas porcentagens de mineralização de magnésio dos 7 aos 100 dias. Isso pode ser indicativo da atuação de diferentes grupos e números de microrganismos sobre o material orgânico. O CB possui a capacidade de vivificar o solo, devido a forças irradiadas por meio dos preparados biodinâmicos (STEINER, 2010).

Em sistemas dinâmicos, como o solo, que envolve sistemas vivos, uma amplitude de fenômenos ocorrem com a adição de materiais orgânicos, ainda que sejam introduzidos via cápsula porosa. Assim, as disposições temporais dos materiais orgânicos, favoreceram a mineralização de sódio, com transformações que resultaram em menores quantidades do elemento para os materiais estabilizados na seguinte ordem CB, C, V e VF. Contraste na mineralização de sódio foi verificado para a CA em relação dos demais tratamentos C, CB, V, VF. É provável que os maiores conteúdos de sódio resultaram da composição da CA, que possui dejeções que englobam cloreto de sódio e farinha de peixe, ingredientes que entram no preparo das rações (SOUZA, 2000).

A mineralização de sódio ocorreu em pequenas quantidades nos materiais orgânicos, sobretudo, no C e CB. A pouca mineralização de sódio do C e CB resulta da complexação de nutriente, originada por ocasião da compostagem e ao serem dispostos no solo com as cápsulas porosas, proporcionam regularidade na mineralização conforme os compartimentos que restam ser degradados.

O V apresentou mineralização de sódio superior aos VF, dos 7 aos 100 dias. As diferenças na mineralização de sódio entre os tratamentos V e VF, ocorrem em função da composição de sódio nos materiais orgânicos, pois o V possui conteúdo superior ($6.293,27 \text{ mg kg}^{-1}$) em relação ao VF $5.448,93 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 2).

A CA apresentou maiores quantidade de zinco mineralizado, durante os 100 dias que permaneceu no interior das cápsulas no solo. Experimento conduzido para verificar o potencial de mineralização de três esterco animais (esterco cabra, bovino e aves poedeiras), mediante incubação em Latossolo Vermelho, foi observado que o esterco de ave possui conteúdos maiores de micronutrientes em relação às outras formas de adubo (AZEEZ; AVERBEKE, 2010).

O ferro mineralizado ocorreu em maior proporção com a CA, comparada aos demais tratamentos. A disponibilidade de ferro pela CA, provavelmente, foi proveniente das partes lábeis das fezes das aves, uma vez que a CA com $4.928,53 \text{ mg kg}^{-1}$, não apresentou tanto ferro em comparação aos demais tratamentos V- $56.454,02$; VF- $54.176,45$; C- $50.069,34$;

CB-55.203,22 mg kg⁻¹ (Tabela 2). A menor composição de ferro na CA, possivelmente, seja devido aos cuidados que são dados na formulação de rações, que refletem em concentrações módicas nas dejeções das aves, mas que apresentam elevada disponibilidade de ferro. O V apresentou aos 7, 35, 65 e 100 dias maiores conteúdos de ferro mineralizado em relação ao VF, e dos 7 aos 100 dias superioridade ao C e CB. O ferro mineralizado no material orgânico algumas vezes não significa sua passagem para o solo, pois no material, pode haver formação de complexos ou quelatos dos nutrientes com outros elementos que integram o material. Temporariamente ele permanece útil aos microrganismos, que o utilizam em processos enzimáticos. Além disso, outros microrganismos dependem das substâncias liberadas por outros grupos de bactérias e fungos para atuarem sobre os materiais orgânicos.

A mineralização evidenciada pelo VF foi inferior ao V, possivelmente, devido às ligações iônicas do ferro com o fósforo, que naturalmente expressou menores quantidades mineralizadas.

No caso do C e do CB, embora tenham altas quantidades do nutriente ferro (Tabela 2), o equilíbrio químico formado favorece a mineralização lenta de ferro. O CB, por ter adição do preparado 504 (*Urtiga dioica*) e possuir atuação por meio do ferro e do enxofre, observa-se a capacidade do material em remover excesso de ferro. O preparado de urtiga irradia forças supra-sensíveis e demonstra relações sensatas, e não forças infra-sensíveis eletromagnéticas que são dissociativas (KLETT; MIKLÓS, 2001).

A ocorrência de mineralização de cobre nos materiais orgânicos foi pequena e não apresentou comportamento semelhante entre os materiais orgânicos no tempo. Em todos os períodos, as mineralizações ocorrem com maior intensidade com a CA.

Materiais que passaram por reciclagem biológica, como o V, o qual proporcionou menor mineralização em relação à CA, mas demonstrou quantidades superiores de compartimentos a serem mineralizados, comparado ao VF, que por sua vez, apresentou mineralização inferior ao V. A ocorrência de menor mineralização do VF, em relação ao V, possivelmente, tenha sido pela inibição promovida pelo fosfato de Arad por ser preferencialmente consumido pelos microrganismos e, inclusive, ter regular solubilidade, facilitar o acesso ao fósforo, o qual é convertido em energia no metabolismo microbiano.

A elevada estabilidade do C e do CB favoreceu a mineralização de baixa intensidade, situação que conduz a disponibilidade de cobre por longo tempo.

A mineralização de manganês ocorreu sob distintas velocidades, o que pode estar relacionada com o caráter lábil ou recalcitrante das frações orgânicas e com a atividade dos grupos microbianos, que fazem uso do elemento. A velocidade de mineralização e a quantidade de nutrientes disponibilizados diferem entre as frações de matéria orgânica (ZECH *et al.*, 1997).

A maior proporção de manganês mineralizado aos 7 dias foi do V, que não demonstrou muito afastamento do valor obtido com a CA. Aos 14 dias, a CA manteve adequada mineralização de manganês, que supera os demais tratamentos.

Em períodos posteriores a CA apresenta mineralização de cobre maior em relação aos demais tratamentos. Embora a CA tenha menor conteúdo do microelemento como constituinte inicial, as transformações que passam na CA, parecem formar um depósito do metal. Tal ocorrência pode ser explicada pelo pH, umidade no material orgânico e a necessidade dos microrganismos que utilizam o elemento como participante em enzimas.

Os materiais orgânicos ao serem mineralizados com o decorrer do tempo, aumentam o conteúdo de manganês. A proporção de ciclagem de nutriente nos materiais que passaram por processo biológico de reciclagem é menor em relação à CA "*in natura*". Nesse conjunto de tratamentos V, VF, C e CB, os valores de manganês apresentam variações. Muitas das mineralizações dependem da estabilidade do material, como no caso do C, que apresentou os menores teores do elemento.

Por outro lado, o V supera os tratamentos VF, C, CB, exceto a CA, isso, possivelmente, deve-se à composição de manganês que integra o V e à dissociação do elemento de grupamento orgânico promovido pela mineralização.

A mineralização inferior do VF em relação à CA e ao V, possivelmente, seja pela liberação de compostos orgânicos que formam outros complexos, que adsorveram o manganês e outros micronutrientes ou, ainda, o fenômeno da complexação do elemento. Ao observar o C e o CB, as mineralizações apresentadas não foram muito diferenciadas em termos de valores absolutos dos compostos, maiores diferenças ocorreram aos 100 dias. Estes dois materiais, pela estabilidade química, promovem um efeito tampão no solo e, dessa maneira, resistem às mudanças rápidas. No caso, especificamente do CB, o seu efeito ao ser adicionado no solo é de uma adubação leve.

4.8 Mineralização dos macronutrientes e micronutrientes com irrigação

O conteúdo de macronutrientes e micronutrientes mineralizados dos distintos materiais orgânicos irrigados em função do tempo são apresentadas na Tabela 14.

A decomposição, mineralização e imobilização dos nutrientes adicionados no solo, por meio dos materiais orgânicos em cápsulas porosas, tanto na área irrigada como sem irrigação, ocorreram ao mesmo tempo. Dessa maneira, a taxa de mineralização dos diferentes materiais orgânicos é distinta, mas ainda é rápida ao ser comparada com a mineralização, relativamente vagarosa, realizada pela biomassa microbiana e seus produtos metabólicos. Ela é a interação da biomassa e produtos orgânicos, recentemente formados

Tabela 14 Quantidades de macronutrientes e micronutrientes mineralizadas dos adubos orgânicos acondicionados dentro das cápsulas porosas com irrigação em função do tempo

Dias	C	N	P	K	Ca	Tratamento V					
						Mg	Na	Zn	Fe	Cu	Mn
						mg					
7	410,00	10,00	5,03	27,27	2,13	3,93	9,11	0,29	81,70	0,25	1,22
14	470,00	10,00	5,73	31,06	2,42	4,48	10,37	0,33	93,06	0,28	1,39
35	510,00	20,00	6,20	33,59	2,62	4,84	11,22	0,35	100,63	0,30	1,50
65	590,00	20,00	7,18	38,94	3,03	5,61	13,01	0,41	116,66	0,35	1,74
100	620,00	20,00	7,50	40,63	3,17	5,86	13,57	0,43	121,73	0,37	1,81
Estimativa 365	830,00	30,00	10,06	54,52	3,87	7,86	18,21	0,57	163,34	0,49	2,43
						Tratamento VF					
7	210,00	10,00	6,19	24,36	28,45	4,19	7,42	0,28	73,78	0,21	0,94
14	230,00	10,00	6,55	25,75	30,08	4,43	7,84	0,30	77,99	0,23	0,99
35	260,00	10,00	7,49	29,46	34,40	5,06	8,97	0,35	89,20	0,26	1,14
65	290,00	20,00	8,51	33,46	39,07	5,75	10,19	0,39	101,31	0,29	1,29
100	300,00	20,00	8,77	34,50	40,30	5,93	10,51	0,40	104,48	0,30	1,33
Estimativa 365	410,00	20,00	11,87	46,67	54,51	8,02	14,21	0,54	141,33	0,41	1,80
						Tratamento C					
7	40,00	10,00	0,64	3,46	3,97	1,73	1,11	0,07	21,07	0,06	0,28
14	50,00	10,00	0,82	4,44	5,09	2,22	1,42	0,09	27,06	0,07	0,36
35	60,00	10,00	1,00	5,38	6,18	2,69	1,72	0,11	32,82	0,09	0,44
65	90,00	20,00	1,53	8,26	9,48	4,13	2,64	0,16	50,34	0,14	0,67
100	90,00	20,00	1,50	8,07	9,26	4,03	2,58	0,16	49,21	0,13	0,66
Estimativa 365	120,00	20,00	1,95	10,45	12,02	5,23	3,35	0,20	63,84	0,17	0,85
						Tratamento CB					
7	90,00	10,00	0,85	4,01	4,88	3,03	0,60	0,09	28,07	0,08	0,42
14	90,00	10,00	0,85	3,99	4,87	3,02	0,60	0,09	27,96	0,08	0,42
35	110,00	10,00	1,09	5,13	6,26	3,89	0,77	0,12	35,95	0,11	0,54
65	190,00	20,00	1,84	8,67	10,57	6,57	1,31	0,19	60,75	0,18	0,92
100	170,00	20,00	1,52	7,14	8,70	5,41	1,08	0,43	50,01	0,15	0,75
Estimativa 365	230,00	30,00	2,12	9,99	12,19	7,57	1,51	0,37	70,03	0,21	1,05
						Tratamento CA					
7	230,00	30,00	4,81	40,49	36,62	22,44	6,02	0,63	8,07	0,27	0,72
14	390,00	60,00	8,06	67,78	61,30	37,57	10,07	1,06	13,51	0,45	1,21
35	640,00	100,00	13,33	112,16	101,43	62,17	16,67	1,74	22,36	0,75	2,00
65	890,00	130,00	18,52	155,80	140,90	86,37	23,16	2,42	31,06	1,04	2,78
100	890,00	130,00	18,60	156,46	141,50	86,73	23,26	2,43	31,20	1,05	2,79
Estimativa 365	1150,00	170,00	23,99	201,80	182,50	111,87	30,00	3,13	40,24	1,35	3,59

V= vermicomposto peletizado ; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

com a matriz do solo, que inibe a rápida mineralização, a qual ocorre quando as restrições impostas pela matriz do solo são removidas (OADES, 1988).

À medida em que ocorrem os processos de transformação do carbono nos materiais orgânicos, são consumidos outros nutrientes em maior ou menor proporção, conforme as relações existentes no meio. Dessa maneira, o V apresentou, dos 7 aos 14 dias, maior mineralização de carbono entre os tratamentos. O V possui maiores teores de carbono em sua composição e isso possibilitou expressar vantagens sobre os demais tratamentos. Após os 35 dias, o V apresentou valores superiores de mineralização de carbono sobre os tratamentos VF, C e CB, diferenças estas que permanecem até os 100 dias. Isso ocorre porque o potencial de carbono do material para ciclagem de nutrientes, exige a utilização do carbono com maior frequência. Em meio à mineralização do carbono, a água auxilia na mobilidade e proliferação dos microrganismos e proporciona acesso ao material orgânico, resistente pela entrada em diferentes regiões (hidratação) e por realizar a hidrólise, que permite o acesso a partes anteriormente, não acessíveis aos organismos decompositores. A água nos materiais orgânicos faz o efeito mecânico, pela movimentação dos colóides orgânicos e desagregação de partículas. Também ocorre simultaneamente o efeito químico da água, que realiza oxidação, hidrólise e ação solubilizadora.

O VF, com valores de mineralização de carbono inferiores à CA e ao V, demonstram mais o efeito de ativação microbiana do que mineralização do carbono, mas, ainda assim, influenciou a mineralização, pois os valores de carbono foram a 50% do obtido com o V.

A mineralização apresentada pelo CB foi superior ao C, mas ambos, entre os materiais orgânicos, proporcionaram menores mineralizações de carbono. No caso do CB, a mineralização de carbono ocorrida, pode ser justificada pela transmissão de forças dos preparados para a água. O C, mesmo sobre a ação de fatores abióticos como temperatura e umidade, a mineralização de carbono foi regulada devido à condição de humificação. Tal fato pode ser reflexo das perdas de carbono por ocasião da compostagem (HARTZ; MIRCHELL; GIANNINI, 2000).

O conteúdo de carbono mineralizado, conforme as características do material, apresentam fases de conversão, pelo fato de somente a partir do 35 dias a CA apresentar modificações no comportamento, que prosseguem até os 100 dias (GAIND; NAIN, 2010). Nos períodos de 65 e 100 dias, a CA demonstrou semelhança para as quantidades de carbono mineralizado. A similaridade de carbono mineralizado nos períodos, corresponde às alterações sofridas e ao conteúdo de lignina, a qual oferece resistência ao processo de mineralização que levam às repetições de valores de carbono.

Além disso, ao fluxo de água pode ser atribuído menor mineralização de carbono, em comparação à área sem irrigação. No entanto, De Bona *et al.* (2006), trabalhando com carbono orgânico no solo em sistemas irrigados por aspersão sob plantio direto e preparo convencional, afirmaram que a disponibilidade de água aplicada favoreceu a atividade

microbiana heterotrófica. Outra situação que a água limitou, foi em parte, a atividade dos microrganismos, pois atuam em ambiente aeróbio, e com a obstrução dos poros a ação enzimática sobre o material sofre mudanças, conseqüentemente, refletida em menor mineralização de carbono em relação à área sem irrigação. Durante os 100 dias de experimento, a irrigação mais as precipitações conduziram a CA a menores taxas de mineralização de nitrogênio, quando comparada à área sem irrigação. No caso dos materiais V, VF, C e CB, a irrigação promoveu aumentos na mineralização de nitrogênio em relação à área sem irrigação.

Na área irrigada, a CA apresentou mineralização de nitrogênio superior aos demais tratamentos, durante todo o período experimental. A cama possui adequadas quantidades de nitrogênio, fósforo, potássio, micronutrientes e elementos traços (MORRE JR *et al.*, 1995).

Nos períodos de 65 dias e 100 dias, a CA apresentou valores similares de mineralização de nitrogênio. Tal fato pode ser resultado da resistência da celulose à decomposição ligada à menor degradação por microrganismo, que foram limitados pelo fluxo de água mais a redução de elementos importantes para nutrição microbiana. A mineralização é dependente das características do material e dos fatores abióticos (HUBBARD *et al.*, 2008).

A mineralização de nitrogênio para os materiais orgânicos VF, C, CB com irrigação, em todos os períodos foram semelhantes (ABBASI *et al.*, 2007). Avaliações da degradação do esterco bovino após estocagem, enterrados no solo em sacos de náilon, a 15 cm de profundidade, indicaram que o teor de nitrogênio amoniacal, caiu para níveis insignificantes após 4 dias. Entretanto, a suposição de que os compostos orgânicos recalcitrantes de nitrogênio permaneceram no solo por mais de três meses sem serem degradados, e isso foi suportado pelo nitrogênio insolúvel em detergente neutro, relativamente sem alteração, e pelos níveis de nitrogênio insolúvel em detergente ácido no esterco dos sacos de nylon, aos 112 dias no solo (MARKEWICHA *et al.*, 2010).

No caso do V, apenas aos 35 dias, demonstrou acréscimo na mineralização de nitrogênio com superioridade aos demais tratamentos. Os materiais orgânicos V, VF, C e CB passaram por reciclagem biológica, com isso, a mineralização ocorreu de modo progressivo e estável (HABTESELASSIE *et al.*, 2006).

O fósforo é altamente exigido pelos vegetais e microrganismos, por ser fonte de energia. Os materiais orgânicos possuem boas quantidades de fósforo, que podem chegar a ser disponibilizadas de 60 a 100% (EHGBALL *et al.*, 2005).

A evolução na mineralização do fósforo, durante o período dos 100 dias, diferiu entre os materiais orgânicos. Inicialmente, aos 7 dias, as maiores mineralizações de fósforo foram obtidas com o VF. A fonte de fósforo no VF condicionou a mineralização de fósforo superior ao V, pois o fósforo é energia para os microrganismos. Além disso, o VF, não expressou

todo o seu potencial, pelo fato de apresentar média solubilidade e nos grânulos do material possuir partes de fosfato de Arad ainda visíveis, que podem levar mais tempo para tornar-se lábil.

A alternância dos ciclos de mineralização e imobilização de nutrientes para os materiais orgânicos estão relacionadas às composições químicas, às proporções de fósforo com os demais elementos. Com isso, a disponibilidade de fósforo na CA correlaciona-se com o pH do material e com a facilidade de ciclagem do elemento pelos microrganismos que liberaram fósforo mais intensamente, como observado dos 14 aos 100 dias.

As menores porcentagens de mineralização de fósforo foram obtidas com o C e o CB. Estes materiais orgânicos passaram por compostagem antes de serem inserido no solo, dessa maneira, sobraram fragmentos a serem mineralizados. Com isso, o fósforo existente é seguidamente reutilizado para dar prosseguimento à mineralização. A pouca mineralização de fósforo no C e CB, também, se deve aos conteúdos existentes nestes materiais orgânicos em relação aos demais tratamentos.

O potássio, nos materiais orgânicos, pode ser 100% mineralizado no primeiro ano (EGHBALL, *et al.*, 2000). Com isso, a análise geral da Tabela 14 permite constatar que a velocidade de mineralização de potássio dependeu do tipo de material orgânico. A entrada de água via irrigação, promoveu maior disponibilidade de potássio, mas é bom acrescentar que o efeito da água acelerou a chegada de períodos com porcentagens equivalentes de mineralização, que compreende os 65 e 100 dias, ou seja, antecipou a mineralização máxima.

As irrigações não foram limitantes para liberações de potássio dos materiais orgânicos. A mineralização aumentou com o decorrer do tempo e as maiores contribuições de potássio são observadas com a CA. Com isso, a mineralização dependeu, principalmente, do teor do nutriente no material orgânico e da quantidade de umidade na região de incorporação da cápsula porosa no solo. O fator intrínseco que favorece a mineralização do potássio é a não participação em compostos orgânicos estáveis (TAIZ; ZEIGER, 2004). Mediante o fato exposto, a mineralização de potássio é mais rápida comparada ao nitrogênio e ao fósforo.

O V apresentou maior mineralização de potássio aos 100 dias, comparado aos tratamentos VF, C e CB. Como os microrganismos exigem alguns elementos em maiores proporções, o resultado da ciclagem de nutrientes do material orgânico exigido para o bom funcionamento do metabolismo microbiano liberou maior conteúdo de potássio dos grânulos peletizado. O C e o CB apresentaram mineralização de potássio inferior aos demais tratamentos e caracterizam-se pela lenta liberação de seus nutrientes. Entretanto, o C apresentou mineralização de potássio superior ao CB, nos períodos 14, 35 e 100 dias. O CB com valores de mineralização de potássio pouco afastado do C, apresentou disponibilidade de potássio superior somente nos períodos de 7 e 65 dias. Ao considerar efeitos da

mineralização de potássio dentro da área irrigada, a CA apresentou porcentagens de potássio superior aos outros materiais orgânicos. O efeito da água promovido sobre os materiais não limitou a mineralização, mas contribuiu com maiores disponibilidades do elemento. Como a CA possui mais energia prontamente assimilável, possivelmente, foi o que favoreceu a liberação intensa de potássio.

Os materiais orgânicos V, VF e C irrigados apresentaram maiores participações na mineralização de potássio, em relação aos mesmos materiais orgânicos sem irrigação. Por outro lado, a CA apresentou mineralização inferior ao sistema sem irrigação. É interessante considerar o caso do CB, que demonstrou mineralização aos 14 dias, no sistema sem irrigação, superior ao sistema irrigado.

O cálcio, de acordo com a série liotrófica, possui maior afinidade por sólidos, menor raio iônico hidratado e maior potencial iônico hidratado que o magnésio.

Observa-se que a mineralização de cálcio foi diferenciada dentre os materiais orgânicos. No início, dos 7 até os 65 dias, a CA apresentou as maiores oscilações na mineralização de cálcio. A partir dos 65 dias, as transformações ocorridas praticamente estabilizaram-se por interferências, possivelmente da água, que provocou extrações de cálcio associadas à sua movimentação, que atingiu valor próximo aos obtidos aos 100 dias.

Ao ser introduzido no solo, o VF apresentou aumento na mineralização de cálcio em relação aos tratamentos V, C e CB, que corresponderam a um maior estímulo realizado pelo material orgânico sobre os microrganismos.

As mineralizações do V, C e CB são inferiores aos tratamentos CA e VF. Para o C e CB, uma estreita relação é observada, mas o CB ultrapassa a mineralização de cálcio do C aos 7, 35 e 100 dias. A adição de preparados biodinâmicos para composto possui uma relação estreita com o elemento cálcio, efeito que é intensificado por meio do preparado 503 (*Chamomilla officinalis*) (STEINER, 2010). Por outro lado, o C superou a mineralização de cálcio do CB apenas aos 14 e 100 dias. O C, mesmo sendo considerado estável, possui fragmentos visíveis de palha, que oferecem resistência à mineralização.

As transformações do V, ainda que tenha apresentado menor mineralização de cálcio dentre os materiais orgânicos, foi promovida de modo gradativo por conter proporções maiores de carbono 28,06% (Tabela 2).

Ao permanecerem nas cápsulas porosas no solo, os materiais orgânicos são mineralizados e ao mesmo tempo aumentam o conteúdo total de magnésio nos períodos de avaliação. Progresso satisfatório no aumento da mineralização é obtido na presença de boa oxigenação do solo, temperatura e umidade vinculada ao material orgânico. Essas condições na área irrigada garantiram a atividade microbiana, que ligada aos materiais orgânicos desprenderam, pelo metabolismo aeróbico, maiores proporções de magnésio (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). De acordo com o exposto, houve maiores mineralizações de magnésio com o uso da CA. A composição da CA é proveniente de rações altamente

enriquecidas em nutrientes, que ao entrar em contato com o solo, por meio das cápsulas porosas, encontra e ativa microrganismos competidores que atacam alimentos de fácil assimilação. Entretanto, dos 65 e 100 dias, é verificado esgotamento no conteúdo de material de fácil mineralização, pois os valores passam a ser semelhantes no tempo.

Os materiais orgânicos introduzidos no solo, no interior das cápsulas porosas, formam um sistema aberto, com componentes que podem variar em composição, para atender as distintas necessidades do meio, modificando os produtos, como resultados de fatores bióticos e abióticos. Dessa forma, o comportamento apresentado pelo V e VF é inferior à CA, e entre os materiais C e CB apresentaram valores superiores. Tal fato pode ser confirmado até os 35 dias, após esse período o CB passa a ter mineralização superior aos tratamentos C, V e VF.

A quantidade mineralizada de magnésio no C, possivelmente, seja devido ao estado estável do nutriente no material orgânico. A diferença apresentada pelos materiais orgânicos, indica que os níveis de complexidade variam com o passar do tempo. A complexidade dos materiais orgânicos é responsável pelas menores e graduais mineralizações dos tratamentos V, VF, C e CB e a menor intensidade de complexidade ou não equilíbrio corresponde a CA.

A saída de sódio dos materiais orgânicos ocorre em consequência da alta solubilidade que possui na presença de água. Desse modo, o comportamento apresentado pelo sódio é semelhante ao potássio, apesar de os teores serem menores.

Dentro dos materiais orgânicos observa-se uma rede de interações, em que cada nutriente participa das suas transformações e das sínteses dos demais nutrientes. Com isso, as maiores mineralizações de sódio foram obtidas com o V, dos 7 aos 14 dias, em relação aos demais tratamentos. Esse vermicomposto apresentou maior teor de sódio na caracterização química inicial $6.293,27 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 2), no entanto, sua maior mineralização nas primeiras duas semanas, pode estar relacionada com as partes lábeis do elemento no V, a níveis de concentração a serem extraídos pela solução do solo e pela posição do elemento nos grânulos peletizados.

Em relação à CA, a partir do 35 dias, apresentou superioridade aos demais materiais orgânicos. Os aumentos de mineralização de sódio provocados na CA foram favorecidos pela movimentação de água sobre o material orgânico.

A mineralização de sódio apresentada pelo V foi superior em relação aos tratamentos VF, C e CB. Ao observar as mineralizações menores, apresentadas pelo VF, em relação ao V, pode-se concluir que o sódio é disponibilizado com facilidade, devido à baixa adsorção do elemento no material orgânico, associado às menores relações com outros nutrientes e também pela sua alta solubilidade em água.

Os conteúdos de sódio apresentados pelo C e CB foram inferiores aos demais materiais orgânicos pelo teor de sódio existente nos materiais orgânicos C - 2.629,49 mg kg⁻¹; CB - 1.187,61 mg kg⁻¹ (Tabela 2).

Os materiais orgânicos, com consideráveis quantidades de zinco, podem aumentar os teores do nutriente no solo, devido às sucessivas mineralizações e dependendo das condições do material orgânico, o zinco pode ser complexado, tornando-se menos disponível.

Os materiais orgânicos V, VF, C e CB irrigados, apresentaram maior conteúdo de zinco, comparado à área sem irrigação. A CA na área irrigada, demonstrou apenas aos 7 dias maior mineralização de zinco, em comparação à área sem irrigação, nos demais períodos os maiores valores de mineralização da CA foram obtidos na área sem irrigação.

Na área irrigada, o aumento do teor de zinco, possivelmente, seja pela introdução de água, que juntamente com a atividade microbiana auxiliaram na disponibilização do elemento (BAYER; MIELNICZUK, 2008). Além disso, o conteúdo de água que envolveu o zinco, possivelmente, desencadeou a mineralização do elemento dos materiais orgânicos.

O solo, onde foram introduzidas as cápsulas porosas, permaneceu os 100 dias exposto à radiação solar, sem cobertura vegetal, com isso, o efeito da intensa luminosidade sobre o solo, refletiu-se na elevação da sua temperatura (calor), mesmo assim, devido à baixa solubilidade do nutriente em água, houve pouca remoção de zinco.

A menor disponibilidade de zinco nos materiais orgânicos, além do efeito do pH (Tabela 2), permitiu formação de quelatos, que formam as ligações fortes com o cálcio e fósforo (BAYER; MIELNICZUK, 2008). No caso da CA, que não passou por reciclagem biológica, podem ser atribuídas às maiores mineralizações, devido às menores relações que precisam ser estabelecidas com o material.

Os menores conteúdos de zinco mineralizados do C e CB, dentre os materiais orgânicos, indicam a forte adsorção do elemento nos compartimentos de matéria orgânica estabilizada e que, eventualmente, passam a sofrer transformações no tempo conforme as alterações do meio.

A mineralização de ferro na área irrigada apresentou, dos 7 aos 100 dias, maiores teores com o V. Tal efeito é resultado da composição do material, que sofre oxidação e passa para formas mais solúveis (PINHEIRO; BARRETO, 2005).

O comportamento apresentado pelo VF modificou em relação à área sem irrigação, mas as quantidades não apresentaram maiores teores que o V.

O C e o CB apresentaram pouco afastamento entre os teores de ferro mineralizados, no entanto, o CB apresentou em relação ao C e à CA, dos 7 aos 100 dias, maiores incrementos na mineralização do ferro. Com a introdução de água via irrigação, mais as precipitações ocorridas no período, é normal que tenha ocorrido maior mineralização de ferro para o CB, pelo fato das consecutivas reduções sofridas.

O comportamento do cobre nos materiais orgânicos, após decomposição e mineralização, é uma forte adsorção em função das complexações estabelecidas. As mineralizações de cobre nos materiais orgânicos submetidos à irrigação, sofreram maiores transformações na CA, dos 7 aos 100 dias, em comparação aos demais tratamentos. As mineralizações sofridas pela CA com valores que superam os demais tratamentos são em função dos nutrientes presentes na ração das aves.

O V apresentou mineralização de cobre superior ao VF, C e CB. Isso, possivelmente, esteja relacionado à composição do material orgânico. Além disso, é provável que o V tenha relação adequada de nutrientes, proporcionando mineralizações de cobre em quantidades maiores. As menores mineralizações de cobre do VF, em relação ao V, podem ser explicadas pela maior proporção de fósforo que, provavelmente, causaram um desbalanceamento de nutrientes, conseqüentemente menor disponibilidade de cobre.

O CB, durante os 100 dias, proporcionou mineralização de cobre superior ao C. Algumas vezes, as maiores mineralizações ocorrem em razão do conteúdo de nutriente no material orgânico. No caso do CB, ocorre a irradiação de força no meio, que promove a interação potencialmente mútua entre os nutrientes, relações sensatas e formativas (STEINER, 2010).

O C demonstrou condição estável e teores de cobre mineralizados entre os tratamentos, situação que, possivelmente, esteja vinculada à água e ao potencial redox (BENKE *et al.*, 2008). Muitas vezes, o elemento mineralizado passa a fazer parte do complexo húmico e sua disponibilidade pode levar tempo, que depende das condições do meio. Verifica-se, também, que com a mineralização do nutriente não significa que seja prontamente disponível, podendo haver a formação de complexos orgânicos, reaproveitamento por comunidade de microrganismo que necessitam de substâncias de outras atividades microbianas.

O manganês encontrado nos materiais orgânicos torna-se disponível por meio da decomposição. A facilidade com que os fungos superam as bactérias na decomposição da serrapilheira é devido à produção de enzimas que degradam a lignocelulose tais como: laccases, lignina peroxidase, manganês peroxidase dependente e celulase (THORN; LYNCH, 2007). Dessa forma, a decomposição gradual dos materiais orgânicos realizada pelos microrganismos, com conseqüente mineralização, depende das condições do meio e do material orgânico.

Com a irrigação, o manganês no V foi mineralizado em quantidades superiores até aos 14 dias, comparado aos demais tratamentos. A partir dos 35 dias, as mineralizações foram maiores com a CA, que superou o V, VF, C e CB. A CA - 440,02 mg kg⁻¹ (Tabela 2) apresentou a menor composição de manganês entre os materiais orgânicos. Entretanto, a razão para as maiores transformações de manganês na CA é relacionada à menor complexidade do nutriente no material orgânico.

A composição de manganês do VF - 690,75 mg kg⁻¹ é inferior ao V - 840,18 mg kg⁻¹ (Tabela 2), tal fato pode justificar as diferenças de mineralização do VF em relação ao V.

As mineralizações de manganês no CB foram superiores somente ao C. Ao analisar a mineralização de manganês no CB, entre os períodos, observa-se dos 7 aos 14 dias, que as mineralizações foram iguais. A partir dos 35 dias, o conteúdo mineralizado de manganês no CB - 0,54 mg, aumenta, mas até chegar os 100 dias, sofre variações. A mineralização de manganês no CB é regulada pelas interações entre os preparados biodinâmicos, apesar de sofrerem oscilações durante os 100 dias. Possivelmente, o preparado 504 (*Urtiga dioica*), pela atuação sobre o ferro, impõe limites sobre as mineralizações de manganês no material orgânicos (STEINER, 2010). O C apresentou as menores mineralizações de manganês entre os materiais orgânicos. O estágio de complexidade e nível de estabilidade que chegou o C, garante pequenas mineralizações de manganês.

4.9 Porcentagens residuais estimadas dos adubos orgânicos no interior das cápsulas porosas com e sem irrigação

Na Tabela 15 são apresentadas as porcentagens residuais de massa seca dos 100 dias até 3 anos sem irrigação.

Tabela 15 Porcentagem de massa seca residual estimada, dos materiais orgânicos, dos 100 dias até os três anos sem irrigação, pelas equações logarítmicas

Tratamentos	100 dias	365 dias (1 ano)	730 dias (2 anos)	1095 dias (3 anos)
	-----% massa seca residual-----			
V	89,81	86,28	84,66	83,71
VF	90,73	87,73	86,25	85,39
C	95,64	94,43	93,76	93,37
CB	95,49	94,43	93,75	93,36
CA	64,39	56,29	50,26	47,30

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

A massa seca remanescente dos materiais orgânicos é um indicativo de quanto tempo o material permanece no local de aplicação. Com isso, a restituição e o volume de adubo orgânico a ser aplicado serão menores em relação às quantidades iniciais. Dessa maneira, houve diferença entre os tratamentos na porcentagem de massa seca residual em cada ano. As porcentagens residuais de massa seca para CA, reduziram no decorrer dos três anos e mantiveram-se inferiores aos demais materiais orgânicos. A CA possui menor

persistência no solo (maior degradação), entre os períodos e demais tratamentos, por ser constituída por material rico em celulose (maravalha), que apresenta resistência à degradação e não apresenta estabilidade. Porém, é um material orgânico “*in natura*”, apresenta quantidades de componentes de carbono de fácil degradação, conseqüentemente, com menor efeito residual.

O V e o VF apresentam superioridade à CA, com maior porcentagem residual de massa seca, mas ambos possuem ainda restrita quantidade de compostos prontamente degradáveis pela microbiota do solo, o que torna sua massa seca residual inferior ao C e ao CB.

A porcentagem de massa seca residual do C e CB foram próximas, desde os 100 dias até os 3 anos, isso por serem materiais de mesma natureza (esterco bovino; resíduos de secador). A maior porcentagem de massa seca residual do C e CB podem ser atribuídas à estabilidade dos materiais com poucas alterações no conteúdo, o que proporciona resiliência ao sistema por mais tempo. Áreas com manejo biodinâmico conservam no solo níveis elevados de carbono, adequadas à respiração microbiana, nitrogênio mineralizável, população de minhocas, carbono e nitrogênio da biomassa microbiana e maior atividade enzimática. A qualidade do solo nas fazendas biodinâmicas é adequada, sobretudo, em relação à decomposição por microrganismos e na estabilidade da matéria orgânica (SMITH; COLLINS, 2007).

O contínuo umedecimento da área foi suficiente para provocar aumentos na degradação do C e CB, quando comparados à área sem irrigação. Dentre os materiais orgânicos, foram os que apresentaram os menores valores de degradação e isso caracteriza a resistência do material, visto que ambos decompõem quantidades similares.

As porcentagens residuais de massa seca dos 100 dias até 3 anos com irrigação são apresentadas na Tabela 16.

Tabela 16 Porcentagem de massa seca residual estimada, dos materiais orgânicos, dos 100 dias até os três anos com irrigação, pelas equações logarítmicas

Tratamentos	100 dias	365 dias (1 ano)	730 dias (2 anos)	1095 dias (3 anos)
	-----% massa seca residual-----			
V	89,22	85,53	83,98	83,08
VF	90,36	86,96	85,57	84,75
C	95,09	93,62	92,86	92,42
CB	95,47	93,66	92,92	92,48
CA	68,35	58,64	53,53	50,54

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

Observaram-se diferenças entre os tratamentos nas porcentagens residuais de massa seca em função do tempo. A CA apresentou alteração na massa seca, pela ação da água sobre a sua composição, com solubilização de materiais prontamente assimiláveis pelos microrganismos, bem como a mobilização de colóides orgânicos para fora da cápsula. O residual da CA diminui com o tempo e à medida que passam os anos, a tendência da massa seca é resistir à degradação, apesar de ser submetida à irrigação, fato que levou a CA a maior porcentagem residual, comparada ao sistema sem irrigação.

Em relação aos outros materiais orgânicos, houve efeito residual do V e do VF irrigado, mas o VF apresentou maior porcentagem residual em razão da adição da fonte de fósforo, que serviu para proliferação microbiana e manutenção celular (ATP). O residual de massa seca possui tendência a ser menor com o passar do tempo. Essa suposição é reforçada pelo estreitamento nos valores de porcentagem de massa seca estimada entre os anos.

Por outro lado, o V apresentou o menor efeito residual em relação ao VF, aos 3 anos. No caso do VF, sua maior estabilidade, quando comparado ao V, provavelmente, esteja relacionado à adição da fonte de fósforo, elemento importante para a microbiota, sendo seu consumo preferencial o carbono.

Ao analisar a porcentagem de massa seca residual apresentada pelo C e CB, ambos possuem massa seca similar no decorrer dos anos. Desse modo, tais materiais condicionaram acentuada porcentagem de massa seca residual em comparação aos demais tratamentos. Tal fato pode ser explicado pela formação de húmus, resistentes à degradação, e insolúvel, que permaneceu no interior da cápsula.

5 CONCLUSÕES

Decomposição dos adubos orgânicos

A decomposição foi maior para a CA no sistema sem irrigação. Os adubos orgânicos V, VF, C e CB apresentaram maior decomposição no sistema com irrigação. A perda de massa de todos os adubos orgânicos ocorreu independente da irrigação, demonstrando que a água não constituiu fator limitante.

A reposição dos adubos orgânicos ao solo deve ser anual para a CA em ambos os sistemas, sem e com irrigação, para V e VF a cada 1,5 anos, para os adubos C e CB a cada 3 anos e 3,5 anos, em sistemas com e sem irrigação, respectivamente.

Concentração de nutrientes no solo

Os maiores acréscimos de fósforo ocorreram no sistema sem irrigação.

Os elementos K e Mg apresentaram as maiores concentrações no solo com e sem irrigação.

O cálcio sofreu maior retenção no interior das cápsulas porosas com e sem irrigação.

O sódio apresentou as maiores concentrações no sistema sem irrigação.

O zinco apresentou concentrações semelhantes em ambos os sistemas.

O ferro não sofreu aumentos no solo com a utilização dos adubos orgânicos com e sem irrigação.

O cobre apresentou aumentos nas concentrações a partir dos 14 dias, no sistema irrigado.

O manganês aumentou a disponibilidade no sistema com irrigação.

Mineralização no interior da cápsula porosa

A mineralização do nitrogênio para os adubos orgânicos V, VF, C e CB foi semelhante nos sistemas com e sem irrigação. A CA apresentou maior concentração de nitrogênio no sistema sem irrigação.

O fósforo em todos os tratamentos no sistema irrigado apresentou aumentos, exceção à CA, que apresentou redução de fósforo no sistema irrigado.

O potássio apresentou maior concentração no sistema não irrigado para a CA.

O cálcio apresentou maiores mineralizações na CA sem irrigação.

Para o magnésio, as maiores concentrações ocorreram com a CA no sistema sem irrigação.

Nos tratamentos V, VF, C e CB, o sódio apresentou as maiores mineralizações no sistema irrigado, exceto a CA.

Para o zinco, o CB apresentou maior concentração no sistema irrigado. A CA para o zinco foi a que apresentou maior concentração no sistema sem irrigação.

O ferro apresentou maiores concentrações para os tratamentos no sistema irrigado, exceção à CA, com maior concentração no sistema sem irrigação.

O cobre não apresentou diferenças de concentração em ambos os sistemas, com e sem irrigação.

O manganês apresentou maior concentração no sistema não irrigado.

Recomenda-se o uso da CA para a adubação das culturas. Caso seja realizada adubação anterior aos períodos de meia-vida e não seja respeitado o residual das adubações, como consequência pode-se subestimar as quantidades de nutrientes no meio e provocar desequilíbrios no solo e aos vegetais.

REFERÊNCIAS

- ABBASI, M.K.; HINA, M.; KHALIQUE, A.; KHAN, S.R. Mineralization of three organic manures used as nitrogen source in a soil incubated under laboratory conditions. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 38, n. 13-14, p. 1691-1711, 2007.
- ABREU, C.A.; LOPES, A.S.; SANTOS, G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V. V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do solo, 2007. p.645-736.
- ADELI, A.; ROWE, D.E.; READ, J.J. Effects of Soil Type on Bermudagrass Response to Broiler Litter Application. **Agronomy Journal**, Madison, v. 98, n. 1, p. 148–155, 2006.
- ADELI, A.; SHANKLE, M.W.; TEWOLDE, H.; SISTANI, K.R. Nutrient dynamics from broiler litter applied to no-till cotton in an upland soil. **Agronomy Journal**, Madison, v. 100, n. 3, p. 564-570, 2008.
- ADL, S.M. **The ecology of soil decomposition**. CAB International, Wallingford. UK. 2003.
- AGEHARA, S.; WARNCKE, D.D. Soil moisture and temperature effects on nitrogen release from organic nitrogen sources. Madison, **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 69, n. 6, p. 1844-1855, 2005.
- ALLEONI, L.R.F.; IGLESIAS, C.S.M.; MELLO, S.C.; CAMARGO, O.A. CASAGRANDE, J.C.; LAVOTENTI, N.A. Atributos do solo relacionados à adsorção de cádmio e cobre em solos tropicais. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 729-737, 2005.
- AMANULLAH, M.M. 'N' release pattern in poultry manured soil. **Journal of Applied Sciences Research**, Savoy, v. 3, n.10, p. 1094-1096, 2007.
- ANDRADE, C.A.; OLIVEIRA, C.; CERRI, C.C. Qualidade da matéria orgânica e estoques de carbono e nitrogênio em latossolo tratado com bio sólido e cultivado com eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n.5, p. 803-816, 2005.
- AZEEZ, J.O.; AVERBEKE, W.V. Nitrogen mineralization potential of three animal manures applied on a sandy clay loam soil. **Bioresource Technology**, New York, v. 101, n. 14, p. 5645-5651, 2010.
- BARKER, K.J.; PURSWELL, J.L.; DAVIS, J.D.; PARKER, H.M.; KIDD, M.T.; MCDANIEL, C.D.; KIESS, A.S. Distribution of bacteria at different poultry litter depths. **International Journal of Poultry Science**, v. 9, n. 1, p. 10-13, 2010.
- BATLLER-BAYER, L.; BATJES, N.H.; BINDRABAN, P.S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review. *Agriculture, ecosystems and Environment*, Oxford, v. 137, n. 1-2, p. 47-58, 2010.
- BAYER, C; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. SANTOS G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. 2. ed., revisada e atualizada. Porto Alegre. Metrópole, 2008. p. 7-18.
- BENITES, V. M.; E. S. MENDONÇA. Propriedades eletroquímicas de um solo eletropositivo influenciadas pela adição de diferentes fontes de matéria orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 215-221, 1998.

BENKE, M.B.; INDRARATNE, S.P.; HAO, X.; CHANG, C.; BOON, T. Trace element changes in soil after long-term cattle manure application. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 37, n.3, p. 798-807, 2008.

BERG, B. MCCLAUGHERTY, C. **Plant litter**: decomposition, humus formation, Carbon sequestration. 2nd edition. Berlin: Springer Verlag, Heidelberg, 2008, 338 p.

BERNAL, M.P.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M.A.; PAREDES, C.; ROIG, A. Carbon mineralization from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 69, n. 69, 175-189, 1998.

BERTOL, O.J.; FEY, E.; FAVARETTO, N.; LAVORANTI, J.; RIZZI N.E. Mobilidade de P, Cu, e Zn em colunas de solo sob sistema de semeadura direta submetido às Adubações mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 6, p.1841-1850, 2010.

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R.; POST, W.M.; IZAURRALDE, R.C.; SHIPITALO, M.J. Organic carbon influences on soil particle density and rheological properties. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 4, p. 1407-1414, 2006.

BOHN, H.L.; McNEAL, B.L.; O' CONNOR, A.G. **Soil chemistry**. 3rd edition. New York: John Wiley & Sons, 2001, 307p.

BORKERT, C.M. Manganês. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.(Eds.). **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato/CNPq, 1991. p. 173-190.

BRADY, N.C. **Natureza e propriedades dos solos**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos S. A. 1979. 647p.

BRITO, L.M.; AMARO, A.L.; MOURÃO, I.M.; COUTINHO, J. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 1959-1968, 2008.

BRITO, O.R.; VENDRAME, P.R.S.; BRITO, R.M. Alterações das propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distroférico submetido a tratamentos com resíduos orgânicos. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 1, p. 33-40, 2005.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, Amsterdam, v. 124, n. 1-2, p. 3-22, 2005.

BURGER, M.; VENTEREA, R.T. Nitrogen immobilization and mineralization kinetics of cattle, hog, and turkey manure applied to soil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 6, p. 1570-1579, 2008.

CALEGARI, A.; CASTRO FILHO, C.; TAVARES FILHO, J.; RALISCH, R.; GUIMARÃES, M.F. Melhoria da agregação do solo através do sistema plantio direto. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 27, n. 2, p. 147-158, 2006.

CABRERA, M.L.; KISSEL, D.E.; VIGIL, M.F. Nitrogen mineralization from organic residues: research opportunities. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 34, n. 1, p. 370-381, 2005.

CANELLAS, L.P.; SANTOS, G.S. **Humosfera**: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes, CCTA/UENF, 2005. 309p.

CARNEIRO, M.A.C.; SOUZA, E.D.; REIS, E.F.; PEREIRA, H.S.; AZEVEDO, W.R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 1, p. 147-157, 2009.

CARPENTER-BOGGS, L.C.; REGANOLD, J.P.; KENNEDY, A.C. Effects of biodynamic preparations on compost development. **Biological Agriculture and Horticulture, Husbandry**, v. 17, n. 4, p. 313-328, 2000a.

CARPENTER-BOGGS, L.C.; KENNEDY, A.C.; REGANOLD, J.P. Organic and biodynamic management: effects on soil biology. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 5, p. 1651-1659, 2000b.

COLOMBO, S.M.; SANTOS, L.B.O.; MASINI, J.C. Propriedades ácido-base e de complexação de ácidos húmico e fúlvico isolados de vermicomposto. **Química Nova**, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1261-1266, 2007.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre: SBRS/NRS, 2004. 400p.

CORDOVIL, C.M.S. **Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados no solo**. Instituto do Ambiente, 2004. 56p.

CORDOVIL, C.M.S.; CABRAL, F.; COUTINHO, J. Potential mineralization of nitrogen from organic wastes to ryegrass and wheat crops. **Bioresource Technology**, New York, v. 98, n. 17, p. 3265-3268, 2007.

CORDOVIL, C.M.S. ; COUTINHO, J. ; GOSS, M.J. ; CABRAL, F. Comparison of Chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen from organic residues applied to a sandy soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 38 n. 7-8, p. 989-1006, 2007.

COSTA, A.C.S.; SUZUKI, A. A.; LIBARDI, P.L.; PINTRO, J.C.; TORMENA, C.A.; SOUZA JUNIOR, I. G.; SENGIK, E. Extração de K⁺ e Na⁺ por cápsulas de cerâmica porosa. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 22, n. 4, p. 1023-1029, 2000.

COSTA, C.C.; OLIVEIRA, C.D.; SILVA, C.J.; TIMOSSI, P.C.; LEITE, I.C.. Crescimento, produtividade e qualidade de raízes de rabanete cultivadas sob diferentes fontes e doses de adubos orgânicos. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 24, n. 1, p. 118-122, 2006.

COSTA, F.S.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 323-332, 2008.

COTRUFO, M.; GALDO, I; PIERMATTEO, D. Litter decomposition: concepts, methods and future perspectives. In: KUTSCH, W.L.; BAHN, M.; HEINEMEYER, A. (Eds.). **Soil carbon dynamics** - an integrated methodology. Cambridge University Press, 2009. p.76-90.

CUNHA, F.A.D.; MOTTA, I.S.; JÁCOME, A.G.; PADRE, J.G.; SENA, J.O.A. Avaliação de tipos de preparo do solo, adubos orgânicos e uso de biofertilizantes na produção orgânica de alface (*Lactuca sativa* L.). **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre, v. 1 n. 1, p. 815-818, 2006.

CURSICK, P.R.; POWELL, J.M.; KELLING, K.A. HENSLER, R.F. MUNÑOZ, G.R. Dairy manure N mineralization estimates from incubations and litterbags. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 43, n. 2, p. 145-152, 2006.

DAMATTO JUNIOR, E.R.; VILLAS BÔAS, R.L.; SARITA LEONEL, S.; FERNANDES, D.M. Alterações em propriedades de solo adubado com doses de composto orgânico sob cultivo de bananeira. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 546-549, 2006.

DAO, T.H.; SCHWARTZ, R.C. Mineralizable phosphorus, nitrogen, and carbon relationships in dairy manure at various carbon-to-phosphorus ratios. New York, **Bioresource Technology**, New York, v. 101, n.10, p. 3567- 3574, 2010.

DE BONA, F.D.; BAYER, C.; BERGAMASCHI, H.; DIECKOW, J. Carbono orgânico no solo em sistemas irrigados por aspersão sob plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 3, p.911- 920, 2006.

DONG, J; TING-BO, H.H.D.; BOER,W.; QI, J.; WEI-XING, C. Long-Term Effects of Manure and Inorganic Fertilizers on Yield and Soil Fertility for a Winter Wheat-Maize System in Jiangu, China. **Pedosphere**, Beijing, v. 16, n.1, p. 25-32, 2006.

EIGENBERG, R.A.; NIENABER, J.A.; WOODBURY, B.L.; FERGUSON, R.B. Soil Conductivity as a Measure of Soil and Crop Status—A Four-Year Summary. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 5, p. 1600-1611, 2006.

EGHBALL, B. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, n. 6, p. 2024-2030, 2000.

EGHBALL, B. Leaching of phosphorus fractions following manure or compost application. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 34, n. 19-20, p. 2830-2815, 2003b.

EGHBALL, B.; POWER, J.F. Phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications: corn production and soil phosphorus. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 63, n. 4, p. 895–901, 1999.

EGHBALL, B.; WIENHOLD, B.J.; GILLEY, J.E.; EIGENBERG, R.A. Mineralization of manure nutrients. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 57, n. 6, p. 470-473, 2002.

EGHBALL, B.; SHANAHAN, J.F.; VARVEL, G.E.; GILLEY, J.E. Reduction of high soil test phosphorus by corn and soybean varieties. **Agronomy Journal**, Madison, v. 95, n. 5, p. 1233-1239, 2003a.

EGHBALL, B.; GINTING, D.; GILLEY, J.E. Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. **Agronomy Journal**, Madison, v. 96, n. 2, p. 442-447, 2004.

EGHBALL, B.; WIENHOLD, B.J.; WOODBURY, B.L.; EIGENBERG, R.A. Plant availability of phosphorus in swine slurry and cattle feedlot manure. **Agronomy Journal**, Madison, v. 97, n. 2, p. 542-548, 2005.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas do solo, plantas e fertilizantes**. 2.ed. rev. ampl. Brasília: Embrapa informação tecnológica, 2009. 627 p.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa solos, 2006. 306 p.

ERNANI, P.R. **Química do solo e disponibilidade de nutrientes**. O autor, Lages, 2008, 230p.

ESSE, P.C.; BUERKERT, A. HIERNAUX, P.; ASSA, A. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soils in the Sahelian zone of Niger, West Africa. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 83, n. 1, p. 55-63, 2001.

ESSERT S.; HOPMANS, J.W. Combined tensiometer–solution sampling probe. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 45, n. 3, p. 299-309, 1998.

FARES, F.; ALBALKHI, A.; DEC, J.; BRUNS, M.A. Physicochemical characteristic of animal and municipal wastes decomposed in arid soils. **Journal Environment Quality**, Madison, v.34, n. 4, p. 1392-1403, 2005.

FATONDI, D.; MARTIUS, C.; ZOUGMORE, R.; VLEK, P. L. G.; BIELDERS, C. L.; S. KOALA. Decomposition of organic amendment and nutrient release under the zai technique in the Sahel. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v. 85, n, 3, p. 225-239, 2009.

FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P. Cobre. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.(Eds.). **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato/CNPq, 1991. p.131-158.

FERRERAS, L.; GOMEZ, E.; TORESANI, S.; FIRPO, I.; ROTONDO, R. Effects of organic amendments on some physical, chemical and biological properties in a horticultural soil. **Bioresource Technology**, New York, v. 97, n. 4, 635-640, 2006

FIOREZE, C.; CERETTA, C. A. Fontes orgânicas de nutrientes em sistemas de produção de batata. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n. 6, p. 1788-1793, 2006.

FLIEBBACH, A.; OBERHOLZER, H. R.; GUNST, L. MÄDER, P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 118, n. 1-4, p. 273-283, 2007.

FONTES, M.P.F.; CAMARGO, O.A.; SPOSITO, G. Eletroquímica das partículas coloidais e sua relação com a mineralogia de solos altamente intemperizados. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.58, n.3, p.627-646, 2001.

FUENTES, B.; BOLAN, N.; NAIDU, R.; MORA, M. L. Phosphorus in organic waste-soil systems. **Revista de la Ciencia del Suelo y Nutricion Vegetal**, Temuco, v.6, n.2, p.64-83, 2006.

GAIND, S.; NAIN, L. Exploration of composted cereal waste and poultry manure for soil restoration. **Bioresource Technology**, New York, v. 101, n. 9, p. 2996-3003, 2010.

GALE, E.S.; SULLIVAN, D.M.; COGGER, C.G.; BARY, A.I.; HEMPHILL, D.D.; MYHRE, E.A. Estimating plant-available nitrogen release from manures, compost, and specialty products. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 35, n. 6, p.2321-2332, 2006

GALVÃO, S.R.S.; SALCEDO, I.H.; OLIVEIRA, F.F. Acumulação de nutrientes em solos arenosos adubados com esterco bovino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.43, n.1, p.99-105, 2008.

GALVÃO, S.R.S.; SALCEDO, I.H. Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 3, p. 613-622, 2009.

GASPARIM, E.; RICIERI, R.P.; SILVA, S.L.; DALLACORT, R.; GNOATTO, E. Temperatura no perfil do solo utilizando duas densidades de cobertura e solo nu. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 27, n. 1, p. 107-115, 2005.

GEBRIM, F.O.; SILVA, I.R.; NOVAIS, R.F.; VERGÜTZ, L.; PROCÓPIO, L.C.; NUNES, T.N.; JESUS, G.L. Lixiviação de cátions favorecida pela presença de ânions inorgânicos e ácidos orgânicos de baixa massa molecular em solos adubados com camas de aviário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2255-2267, 2008.

GIACOMINI, S.J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 195-205, 2008.

GOMES, J.A.; SCAPIM, C.A.; BRACCINI, A.L.; VIDIGAL FILHO, P.S.; SAGRILO, E.; MORA, F. Adubações orgânica e mineral, produtividade do milho e características físicas e químicas de um Argissolo Vermelho Amarelo. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 27, n. 3, p. 521-529, 2005.

GONÇALVES, G.K.; SOUSA, R.O.; VAHL, L.C.; BORTOLON, L. Solubilização dos fosfatos naturais patos de minas e arad em dois solos alagados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 5, p. 2157-2164, 2008.

GOOGLE EARTH. **Google Earth** 5.0. Disponível em: <<http://earth.google.com.br/>> Acesso em: 10 Dezembro 2010.

GUAN, T.X.; HE, H.B. ZANG, X.D.; BAI, Z. Cu fractions, mobility and bioavailability in soil-wheat system after cu-enriched livestock manure applications. **Chemosphere**, Kidlington, v. 82, n. 2, p. 215-222, 2011.

GUERRA, J.G.M.; SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CAMARGO, F.A.O. Macromoléculas e substâncias húmicas. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed., revisada e atualizada. Porto Alegre: metropole, p. 19-26, 2008.

HABTESELASSIE, M.Y.; STARK, J.M.; MILLER, B.E.; THACKER, S.G.; NORTON, J.M. Gross nitrogen transformation in an agricultural soil after repeated dairy-wast application. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 4, p.1338-1348, 2006.

HAI, L.; LI, X.G.; LI, F.M.; SUO, D.R.; GUGGENBERGER, G. Long-term fertilization and manuring effects on physically-separated soil organic matter pools under a wheate-wheate-maize cropping system in an arid region of China. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 42, n. 2, p. 253-259, 2010.

HAO, X.; GODLINSKI, F.; CHANG, C. Distribution of phosphorus forms in soil following long-term continuous and discontinuous cattle manure applications. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 1, p. 90-97, 2008.

HARTZ, T.K.; MIRCHELL, J.P.; GIANNINI, C. Nitrogen and carbon mineralization dynamics of manures and composts. **HortScience**, Alexandria, v. 35, n. 2, p. 209-212, 2000.

HE, Z.; HONEYCUTT, C.W.; CADE-MENUN, B.J.; SENWO, Z.N.; TAZISONG, I.A. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 72, n. 5, p. 1425-1433, 2008.

HENRY, C.; HAM, M.V.; GREY, M.; COWLEY, N.; HARRISON, R. Field method for biosolids N mineralization using porous ceramic cups. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 117, n. 1-4, p. 123-131, 2000.

HIGASHIKAWA, F.S.; SILVA, C.A.; BETTIOL, W. Chemical and physical properties of organic residues. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, p.1743-1752, 2010.

- HILLEL, D. **Environmental soil physics**. San Diego: Academic Press, 1998. 771p.
- HUBBARD, R.K.; BOSCH, D.D.; MARSHALL, L.K.; STRICKLAND, T.C.; ROWLAND, D.; GRIFFIN T.S.; HONEYCUTT, C.W.; ALBRECHT, S.L.; SISTANI, K.R.; TORBERT, H.A.; WIENHOLD, B.J.; WOODBURY, B.L.; POWELL, J.M. Nitrogen mineralization from broiler litter applied to southeastern coastal plain soils. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 63, n. 4, 182-192, 2008.
- INSTITUTO AGRONÓMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas climáticas do Estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1998.
- JORDÃO, C.P.; FIALHO, L.L.; CECON, P.R.; MATOS, A.T.; NEVES, J.C.L.; MENDONÇA, E. S.; FONTES, R. L. F. Effects of cu, ni and zn on lettuce grown in metal-enriched vermicompost amended soil. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 172, n. 1-4, p. 21-38, 2006.
- KAFKAFI, U.; XU, G.; IMAS, P.; MAGEN, H.; TARCHITZKY, J. **Potassium and chloride in crops and soils: the role of potassium chloride fertilizer in crop nutrition**. Basel: International Potash Institute, 2001. 220 p. (IPI Research Topics, 22).
- KIEHL, E.J. **Adubação orgânica: 500 perguntas & respostas**. Piracicaba, Editora Degaspari, 2008. 227 p.
- KIEHL, E.J. **Manual de edafologia: relações solo-planta**. Editora Agronômica Ceres, 1979, 263 p.
- KIEHL, E.J. **Novo fertilizantes orgânicos**. Piracicaba, Editora Degaspari, 2010. 248p.
- KLETT, M.; & MIKLÓS, A.A.W. Agricultura biodinâmica e nutrição humana adubação e preparados biodinâmicos. In: MIKLÓS, A.A.W. (Coord.). **A dissociação entre o homem e a natureza: reflexos no desenvolvimento humanos**. São Paulo: Antroposófica, 2001.
- KOEPPF, H. H.; PETERSSON, B.D.; SCHAUMANN, W. **Agricultura Biodinâmica**. São Paulo: Nobel, 1983. 316p.
- KROB, A.D.; SELBACH, P.A.; BENTO, F.M.; CAMARGO, F.A.O. Propriedades químicas de um argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 3, p. 433-439, 2011.
- LAZCANO, C.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; DOMINGUEZ, J. Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. **Chemosphere**, Kidlington, p. 72, n.7, 1013-1019, 2008.
- LEE, C. H.; , WU, M.Y.; ASIO, V.B.; CHEN, Z.S. Using a soil quality index to assess the effects of applying swine manure compost on soil quality under a crop rotation system in Taiwan. **Soil Science**, Baltimore, v. 171, n. 3, p. 210-222, 2006.
- LEONEL, S.; TECCHIO, M.A. Cattle manure fertilization increases fig yield. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 806-811, 2009.
- LIMON-ORTEGA, A.; GOVAERTS, B.; SAYRE, K. Crop rotation, wheat straw management and chicken manure effects on soil quality. **Agronomy Journal**, Madison, v. 101, n. 3, p. 600-606, 2009.
- LOH, T. C.; LEE, Y. C.; LIANG, J. B.; TAN, D. Vermicomposting of cattle and goat manures by *Eisenia foetida* and their growth and reproduction performance. **Bioresource Technology**, New York, v. 96, n. 1, p. 111-114, 2005.

LUCHESE, E.B.; FAVERO, L.O.B.; LENZI, E. **Fundamentos da química do solo**. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 2002. 182p.

MALAVOLTA, E. **Manual de química agrícola: adubos e adubações**. 3.ed.; Ed. Agronômica Ceres, 1981, 608 p.

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

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Editora Agronomica Ceres, 2006, 638 p.

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 817-824, 2005.

MANTOVANI, J.R.; FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; BARBOSA, J.C. Mineralização de carbono e nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 4, p. 677-684, 2006.

MARCHI, E.C.S.; ALVARENGA, M.A.R.; MARCHI, G.; CARLOS ALBERTO SILVA, C.A.; SOUZA FILHO, J.L. Efeito da adubação orgânica sobre as frações de carbono de solos cultivados com alface americana. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 6, p. 1760-1766, 2008.

MARKEWICHA, H.A.; PELL, A.N.; MBUGUAC, D.M.; , CHERNEYC, D.J.R.; VAN ESD, H.M.; LEHMANN, J.; ROBERTSON, J.B. Effects of storage methods on chemical composition of manure and manure decomposition in soil in small-scale Kenyan systems. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Oxford, v. 139, n. 1-2, p. 134-141, 2010.

MARRIOTT, E.E.; WANDER, M.M. Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 3, p. 950-959, 2006.

MARTINES, A.M.; ANDRADE, C.A.; CARDOSO, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 7, p. 1149-1155, 2006.

MARTIN, E. C.; SLACK, D. C.; TANKSLEY, K. A.; BASSO, B. Effects of fresh and composted dairy manure applications on alfalfa yield and the environment in arizona. **Agronomy Journal**, Madison, v. 98, n. 1, p. 80-84, 2006.

MARTINS, E.L.; CORINGA, J.E.S.; WEBER, O.L.S. Carbono orgânico nas frações granulométricas e substâncias húmicas de um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico sob diferentes agrossistemas. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 39, n. 3, p. 655-660, 2009.

MELLO, S.C.; VITTI, G.C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 200-206, 2002.

MELO, W.J. Uso de resíduos na agricultura e qualidade ambiental In: SILVEIRA, A.P.D.; FREITAS, S.S. **Microbiota do solo e qualidade ambiental**. Campinas: Instituto Agronômico, p. 275-297, 2007.

MELO, L.C.A.; SILVA, C.A.; DIAS, B.O. Caracterização da matriz orgânica de resíduos de origens diversificadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 101-

110, 2008.

MENEZES, R.S.C.; SALCEDO, I.H. Mineralização de N após incorporação de adubos orgânicos em um Neossolo Regolítico cultivado com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v. 11, n. 4, p. 361-367, 2007.

MEURER, E.J.; RHEINHEIMER, R.D.; BISSANI, C.A. Fenômenos de sorção em solos. In: MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 4ª. ed., revisada e ampliada. Porto Alegre: Evangraf, 2010. p. 107-148.

MIKLÓS, A.A.W.; PIEDADE, S.M.S.; KARALL, J.M.; BOCHI JUNIOR, U. Avaliação dos efeitos dos preparados biodinâmicos sobre a perda de nutrientes na compostagem. **Agricultura Biodinâmica**, Botucatu, v. 16, n. 82, p. 27-32, 1999.

MORAL, R.; MORENO-CASELLES, J.; PEREZ-MURCIA, M.D.; PEREZ-ESPINOSA, A.; RUFETE, B.; PAREDES, C. Characterisation of the organic matter pool in manures. **Bioresource Technology**, New York, v. 96, n.2, p.153-158, 2005.

MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed.; lavras: editora UFLA, 2006. 729p.

MOORE JR, P.A.; DANIEL, T.C.; SHARPLEY, A.N.; WOOD, C. W. Poultry manure management: Environmentally sound options. **Journal Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 50, n. 3, p. 321-327, 1995.

NACHTIGALL, G.R.; NOGUEIROL, R.C.; ALLEONI, L.R.F. Formas de cobre em solos de vinhedos em função do pH e da adição de cama-de-frango. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 3, p. 427-434, 2007.

NACHTIGALL, G.R.; NOGUEIROL, R.C.; ALLEONI, L.R.F. Extração seqüencial de Mn e Zn em solos em função do pH e adição de cama-de-frango. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 3, p. 240-249, 2009.

NARANABUYE, F.X.; HAYNES, R.J.; MODI, A.T. Cattle manure and grass residues as liming materials in a semi-subsistence farming system. **Agriculture, Ecosystems and environment**, Oxford, v. 124, n. 1-2, p. 136-141, 2008.

NASCIMENTO, C. W. A.; BARROS, D. A. S.; MELO, E. E. C.; OLIVEIRA, A. B. Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 2, p. 385-392, 2004.

NEVES, C.S.V.J.; FELLER, C.; LARROUY, M.C.L. Matéria orgânica nas frações granulométricas de um Latossolo Vermelho distroférico sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 26, n. 1, p.17-26, 2005.

NYAMANGARA, J; GOTOSA, J.; MPOFU, S.E. Cattle manure effects on structural stability and water retention capacity of a granitic sandy soil in Zimbabwe. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 62, n. 3, p. 157-162, 2001.

NYIRANEZA, J.; CHANTIGNY, M.H.; N'DAYEGAMIYE, A.; LAVERDIÈRE, M.R. Dairy cattle manure improves soil productivity in low residue rotation systems. **Agronomy Journal**, Madison, v. 101, n. 1, p. 207-214, 2009.

NOVOTNY, E.H.; MARTIN NETO, L. Propriedades coloidais da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed., revisada e atualizada. Porto Alegre: metropole, p. 27-43, 2008.

OADES, J.M. The retention de matter in soils. **Biogeochemistry**, Heidelberg, v. 5, n. 1, p. 35-70, 1988.

OGIYAMA, S.; SAKAMOTO, K.; SUZUKI, H.; USHIO, S.; ANZAI, T.; INUBUSHI, K. Accumulation of Zinc and Copper in an Arable Field after Animal Manure Application. **Soil Scienc & Plant nutrition**, Tokio, v. 51, n. 6, p. 801-808, 2005.

OLIBONE, D.; ROSOLEM, C.A. Phosphate fertilization and phosphorus forms in an Oxisol under no-till. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 4, p. 465-471, 2010.

OLIVEIRA, A.B.; NASCIMENTO, C.W.A. Formas de manganês e ferro em solos de referência de Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 99-110, 2006.

OSTERROHT, M. V. O solo - Um sistema vivo. **Agroecologia Hoje**. Botucatu, v. 2, n. 8, 2001.

PAVINATO, P.S.; ROSOLEN, C.A. Disponibilidade de nutrientes no solo - decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p. 911-920, 2008.

PINHEIRO, S.; BARRETO, S.B. “**MB-4**”: agricultura sustentável, trofobiose e biofertilizantes. 5 ed., Bahia : Fundação Juquira Candiru, Mibasa, 2005. 273p.

PEIXOTO, R.T.G. Compostagem: princípios, praticas e perspectivas em sistemas orgânicos de produção. In: AQUINO, A.M.; ASSIS, R.L. **Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura sustentável**. Brasília: Embrapa informação tecnológica, p. 387- 419, 2005.

PIMENTEL, M. S.; DE-POLLI, H.; LANA, A. M. Q. Atributos químicos do solo utilizando composto orgânico em consórcio de alface-cenoura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.39, n.3, p.225-232, 2009.

POSS, R.; NOBLE, A. D.; DUNIN, F.X.; REYENGA, W. Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 46, n. 4, p. 667-674, 1995.

POTE, D.H.; KINGERY, W.L.; AIKEN, G.E.; HAN, F.X.; MOORE JR, P.A.; BUDDINGTON, K. Water-Quality Effects of Incorporating Poultry Litter into Perennial Grassland Soils. **Journal of environmental Quality**, Madison, v. 32, n. 6, p. 2392-2398, 2003.

POWERS, J.S.; SALUTE, S. Macro-and micronutrients effects on decomposition of leaf litter from two tropical tree species: inferences from a short-term laboratory incubation. **Plant Soil**, Heidelberg, v. 346, 245-257, 2011.

PRATT, P.F.; BROADBENT, F.E.; MARTIN, J.P. Using organic waste as nitrogen fertilizers. **California Agriculture**, v. 27 p. 10-13, 1973.

PRIGOGINE, I. **As leis do caos**. São Paulo, UNESP, 2002. 109p.

RAIJ, B.V.; CATARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C.; **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2.ed., rev. e atual. Campinas: Instituto agrônômico/Fundação IAC, 1997. (Boletim técnico, 100).

RAMOS, S.J.; ALVES, D.S.; FERNANDES, L.A.; COSTA, C.A. Rendimento de feijão e alterações no pH e na matéria orgânica do solo em função de doses de composto de resíduo de algodão. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, n. 5, p. 1572-1576, 2009.

RAMOS, S.J.; FAQUIN, V.; RODRIGUES, C.R.; SILVA, C.A.; BOLDRIN, P.F. Biomass production and phosphorus use of forage grasses fertilized with two phosphorus sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 2, p. 335-343, 2009.

REDDY, K.C.; REDDY, S.S.; MALIK, R.K.; LEMUNYON, J.L.; REEVES, D.W. Effect of five-year continuous poultry litter use in cotton production on major soil nutrients. **Agronomy Journal**, Madison, v. 100, n. 4, p. 1047-1055, 2008.

REEVE, J.R.; CARPENTER-BOGGS, L.C.; REGANOLD, J.P.; YORK, A.L. BRINTON., W.F. Influence of biodynamic preparations on compost development and resultant compost extracts on wheat seedling growth. **Bioresource Technology**, New York, v. 101, n. 14, p. 5658-5666, 2010.

RIVERO, C.; CHIRENJE, T.; MA, L.Q.; MARTINEZ, G. Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, n. 3-4, p. 355-361, 2004.

ROCHETTE, P.; ANGERS, D.A.; CHANTIGNY, M.H.; GAGNON, B. ; BERTRAND, N. In situ mineralization of dairy manures as determined using soil-surface carbon dioxide fluxes. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 70, n. 3, p. 744-752, 2006.

SONG, T.A.; HAUGEN, L.E. Predicting mineral N release during decomposition of organic wastes in soil by use of the SOILN_NO model. **Applied and Environmental Soil Science**, v.n.p. 2011,

SAMPAIO, E.V.S.B.; OLIVEIRA, N.M.B.; NASCIMENTO, P.R.F. Eficiência da adubação orgânica com esterco bovino e com *Egeria densa*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p. 995-1002, 2007.

SANTI, A.; CARVALHO, M.A.C.; CAMPOS, O.R.; SILVA, A.F.; ALMEIDA, J.L.; MONTEIRO, S. Ação de material orgânico sobre a produção e características comerciais de cultivares de alface. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 28, n. 1, p. 87-90, 2010.

SANTOS, A.F. ; MENEZES, R.S.C. ; FRAGA, V.S. ; PÉREZ-MARIN, A.M. Efeito residual da adubação orgânica sobre a produtividade de milho em sistema agroflorestal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1267-1272, 2010.

SANTOS, R.H.S.; SILVA, F.; CASALI, V.W.D.; CONDE, A.R. Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 11, p. 1395-1398, 2001.

SEVERINO, L.S.; FERREIRA, G.B.; MORAES, C.R.A.; GONDIM, T.M.S.; CARDOSO, G.D.; VIRIATO, J.R.; BELTRÃO, N.E.M. Produtividade e crescimento da mamoneira em resposta à adubação orgânica e mineral. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 5, p. 879-882, 2006.

SHARPLEY, A.N.; McDOWELL, R.W.; KLEINMANN, P.J.A. Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 68, n. 68, p. 2048-2057, 2004.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; NESI, C.N. Propriedades químicas de um Latossolo Vermelho sob plantio direto e adubação com esterco de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 123-131, 2007.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N. Características químicas de um latossolo sob diferentes sistemas de preparo e adubação orgânica. **Bragantia**, Campinas, v. 68, n. 3, p. 715-721, 2009.

SCHULTEN, H.R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology & Fertility of Soils**, Berlin, v. 26, n. 1, p. 1-15, 1998.

SIDDIQUE, M.T.; ROBINSON, J.S. Phosphorus sorption and availability in soils amended with animal manures an sewage sludge. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 32, n. 3, p. 1114-1121, 2003.

SIKORA, L. J.; SZMIDT, R.A.K. Nitrogen sources, mineralization rates, and nitrogen nutrition benefits to plants from composts. In: STOFFELLA, P.J.; KAHN, B.A. (Eds.). **Compost utilization in horticultural cropping systems**. Boca Raton: Lewis publishers, 2001. p.287-306.

SILVA, C. A. Uso de resíduos orgânicos na agricultura In: SANTOS, G. A.; SILVA. L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2 ed., revisada e atualizada. Porto Alegre: metrópole, 2008. p. 597- 621.

SILVA, E.F.F.; ANTI, G.R.; CARMELLO, Q.A.C.; DUARTE, S.N.. Extratores de cápsulas porosas para o monitoramento da condutividade elétrica e do teor de potássio na solução de um solo. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 57, n. 4, p. 785-789, 2000.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V. V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, J.C.P.M.; MOTTA, A.C.V.; PAULETTI, V.; VELOSO, C.M.; FAVARETTO, N.; BARCELLOS, M.; OLIVEIRA, A.S.; SILVA, L.F.C. Esterco de gado leiteiro associado à adubação mineral e sua influência na fertilidade de um Latossolo sob plantio direto. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 453-463, 2010.

SILVA. R.H.; ROSOLEM, C.A.; WONG, J. Liberação de cálcio e magnésio por cápsulas porosas de porcelana usadas na extração de solução do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 605-610, 2004.

SILVA, T.O.; MENEZES, R.M.C. Adubação orgânica da batata com esterco e, ou, *crotalaria juncea*. II - disponibilidade de N, P e K no solo ao longo do ciclo de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 51-61, 2007.

SINGH, Y.; GUPTA, R.K.; THIND, H.S.; SINGH, B.; SINGH, V.; SINGH, G.; SINGH, J.; LADHA, J. K. Poultry litter as a nitrogen and phosphorous source for the rice–wheat cropping system. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 45, n. 7, p. 701-710, 2009.

SHIVAY, Y.S.; KROGSTAD, T.; SINGH, B.R. Mineralization of cooper, manganese and zinc form rock mineral flour and city waste compost for efficient use in organic farming. **Plant soil**, Heidelberg, v. 326, n. 1-2, p. 425-435, 2010.

SINGER, J.W.; LOGSDON, S.D.; MEEK, D.W. Tillage and compost effects on corn growth, nutrient accumulation, and grain yield. **Agronomy Journal**, Madison, v. 99, n. 1, p. 80-87, 2007.

SINGER, J.W.; LOGSDON, S.D.; MEEK, D.W. Soybean growth and seed yield response to tillage and compost. **Agronomy Journal**, Madison, v. 100, n. 4, p.1039-1046, 2008.

SIQUEIRA, J.O.; FRANCO, A.A. **Biotechnologia do solo**: fundamentos e perspectivas. Brasília: MEC Ministério da Educação, ABEAS; Lavras, FAEPE, 1988. 236p.

SMITH, J. L.; COLLINS, H. P. Management of organisms and their processes in soils. In: PAUL, E.A.(Ed.). **Soil microbiology, ecology, and biochemistry**. 3rd edition. Oxford: Academic express, 2007. p. 471-502.

SOARES, J.P.; SOUZA, J.A. Caracterização de amostras comerciais de vermicomposto de esterco bovino e avaliação da influência do pH e do tempo na adsorção de Co(II), Zn(II) e Cu(II). **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 5-9, 2004.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; MIRANDA, J.R.P.; SANTOS, R.V.; ALVES, A.R. Comunidade microbiana e mesofauna edáficas em solo sob caatinga no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 151-169, 2008.

SOUTO, P.C.; SOUTO, J.S.; SANTOS, R.V.; ARAÚJO, G.T.; SOUTO, L.S. Decomposição de esterco disposto em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 1, p. 125-130, 2005.

SOUZA, L. M.; CASTILHOS, D. D.; MORSELLI, T. B. G. A.; CASTILHOS, R. M. V. Influência da aplicação de diferentes vermicompostos na biomassa microbiana do solo após cultivo de alface. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v. 12, n. 4, p. 429-434, 2006.

SOUZA, J.O. **Apostila de avicultura**. Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), p.1-18, 2000.

SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; FERNANDES, L.A.; ÁVILA, F.W. Nutrição fosfatada e rendimento do feijoeiro sob influência da calagem e adubação orgânica. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 4, p. 656-664, 2006.

SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; SOBRINHO, R.R.L.; OLIVEIRA, E.A.B. Influência de esterco bovino e calcário sobre o efeito residual da adubação fosfatada para a *Brachiaria brizantha* cultivada após o feijoeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34. n. 1. p. 143-150, 2010.

SOUZA, R.F.; FAQUIN, V.; TORRES, P.R.F.; BALIZA, D.P. Calagem e adubação orgânica: influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.30, n.6, p. 975-983, 2006.

SOUZA, E.C.A.; FERREIRA, M.E. Zinco. In: FERREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.(Eds.). **Micronutrientes na agricultura**. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato/CNPq, 1991. p. 219-242.

STEINER, R. **Fundamentos da agricultura biodinâmica**: vida nova para a terra. 3^a ed., São Paulo: Antroposófica, 2010. 239p.

STEVENSON, J.F.; FITCH, A. Reactions with organic matter. In: LONERAGAN, J.F.; ROBSON, A.D.; GRAHAM, R.D. (Eds.). **Copper in soils and plants**. London: Academic press, 1981. p.65-69.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3^a ed. Porto Alegre: Artmed, 2004.

TEJADA, M; GONZALEZ, J.L. Application of two vermicomposts on a rice crop: effects on soil biological properties and rice quality and yield. **Agronomy journal**, Madison, v.101, n.2, p.336-344, 2009.

TECCHIO, M. A.; DAMATTO JUNIOR, E.R.; LEONEL, S.; PEDROSO, C.J. Distribuição do sistema radicular do maracujazeiro-doce cultivado com adubação química e orgânica. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 324-326, 2005.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; WOLKWEISS, S.J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed., Porto alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

TERMORSHUIZEN, A.J.; MOOLENAAR, S.W.; VEEKEN, A.H.M.; BLOK, W.J. The value of compost. **Environmental Science & Bio/Technology**, v.3, n.4, p.343-347, 2004.

THEODORO, V. C. A.; ALVARENGA, M.I.N. ; GUIMARÃES, R. J.; SOUZA, C. A. S. Alterações químicas em solo submetido a diferentes formas de manejo do cafeeiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.27, p.1239-1047, 2003.

THEODORO, V.C.A.; GUIMARÃES, RJ; MENDES, A.N.G. Desempenho do manejo orgânico na nutrição e produtividade de lavoura cafeeira. **Acta Scientiarum. Agronomy**, Maringá, v. 29, supl., p. 631-638, 2007.

THORN, R.G.; LYNCH, M.D.J. Fungi and eukaryotic algae. In: PAUL, E.A.(Ed.). **Soil microbiology, ecology, and biochemistry**. 3rd edition. Oxford: Academic express, 2007. p. 145-162.

TIAGO, P. V.; MELZ, E. M.; SCHIEDECK, G. Comunidade de bactérias e fungos de esterco antes e após vermicompostagem e no substrato hortícola após uso de vermicomposto. **Revista de Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 39, n. 2, p. 187-192, 2008.

TOGNETTI, C.; MAZZARINO, M.J.; LAOS, F. Improving the quality of municipal organic waste compost. **Bioresource Technology**, New York, v. 98, n. 5, p. 1067-1076, 2007.

TOKURA, A.M.; FURTINI NETO, A.E.; CURI, N.; FAQUIN, V.; KURIHARA, C.H.; ALOVISI, A.A.; Formas de fósforo em solo sob plantio direto em razão da profundidade e tempo de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 37, n. 10, p. 1467-1476, 2002.

TOOR, G.S.; HAGGARD, B.E.; DONOGHUE, A.M. Water extractable trace elements in poultry litters and granulated products. **Journal of Applied Poultry Research**, Savoy, v. 16, n. 3, p. 351-360, 2007.

VADAS, P.A.; HARMEL, R.D.; KLEINMAN, P.J.A. Transformations of soil and manure phosphorus after surface application of manure to field plots. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v. 77, n. 1, p. 83-99, 2007.

VENDRAME, P.R.S; BRITO, O.R.; QUANTIN, C.; BECQUER, T. Disponibilidade de cobre, ferro, manganês e zinco em solos sob pastagens na região do cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 42, n. 6, p. 859-864, 2007.

VIEIRA, R.F; TANAKA, R.T.; TSAI, S.M.; PÉREZ, D.V.; SILVA, C.M.M.S. Disponibilidade de nutrientes no solo, qualidade de grãos e produtividade da soja em solo adubado com lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 9, p. 919-926, 2005.

VILLAS BÔAS, R.L.; PASSOS, J.C.; FERNANDES, M.; BÜLL, L.T.; CEZAR, V.R.S.; GOTO, R. Efeito de doses e tipos de compostos orgânicos na produção de alface em dois solos sob ambiente protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 1, p. 28-34, 2004.

WHALEN, J.K.; CHANG, C.; CLAYTON, G.W.; CAREFOOT, J.P. Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.64, n. 3, p. 962-966, 2000.

WATTS, D.B.; TORBERT, H.A.; PRIOR, S.A. Mineralization of nitrogen in soils amended with dairy manure as affected by wetting/drying cycles. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, Philadelphia, v. 38, n. 15-16, p. 2103-2116, 2007.

WATTS, D.B.; TORBERT, H.A.; PRIOR, S.A. Soil property and landscape position effects on seasonal nitrogen mineralization of composted dairy manure. **Soil Science**, Baltimore, v. 175, n. 1, p. 27-35, 2010.

WEBER, O.L.S.; CHITOLINA, J.C.; CAMARGO, O.A.; ALLEONI, L.R.F. Cargas elétricas e estruturais e variáveis de solos tropicais altamente interperizados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 867-873, 2005.

WEBER, J.; KARCZEWSKA, A.; DROZD, J.; LICZJAR, M.; LICZJAR, S.; JAMROZ, E.; KOCOWICZ, A. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. **Soil Biology & Biochemistry**, Amsterdam, v. 39, n. 6, p. 1294-1302, 2007.

WIETHÖLTER, S. Bases teóricas e experimentais de fatores relacionados com a disponibilidade de potássio do solo às plantas usando trigo como referência. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 5, p.1011-1021, 2007.

WEIHERMÜLLER, L.; SIEMENS, J.; DEURER, M.; KNOBLAUCH, S.; RUPP, H. GÖTTLEIN, A.; PÜTZ, T. In situ soil water extraction: a review. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 36, n. 6, p.1735 -1748, 2007.

WU, C.; LUO, Y.; ZHANG, L. Variability of copper availability in paddy fields in relation to selected soil properties in southeast China. **Geoderma**, Amsterdam, v. 156, n. 3-4, p. 200-206, 2010.

ZALLER, J.G.; KÖPKE, U. Effects of traditional and biodynamic farmyard manure amendment on yields, soil chemical, biochemical and biological properties in a long-term field experiment. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 40, n. 4, p. 222-229, 2004.

ZANÃO JUNIOR, L.A.; LANA, R.M.Q.; GUIMARÃES, E.C. Variabilidade espacial do pH, teores de matéria orgânica e micronutrientes em profundidade de amostragem num Latossolo Vermelho sob semeadura direta. **Ciência Rural**, Santa Maria, n. 37, n. 4, p. 1000-1007, 2007.

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T.M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, Amsterdam, v. 79, n. 1, p. 117-161, 1997.

ANEXOS

Tabela 17 Estimativa anual da mineralização dos macronutrientes e micronutrientes dos materiais orgânicos sem irrigação (SI)

Tratamento	Nutriente	Equações	R ²
V	C	$y = 0,1374\text{Ln}(x) - 0,0178$	0,92
	N	$y = 0,0041\text{Ln}(x) - 0,0002$	0,97
	P	$y = 1,6271\text{Ln}(x) - 0,0600$	0,97
	K	$y = 8,8197\text{Ln}(x) - 0,3252$	0,97
	Ca	$y = 0,6874\text{Ln}(x) - 0,0254$	0,97
	Mg	$y = 1,2717\text{Ln}(x) - 0,0469$	0,97
	Na	$y = 3,0228\text{Ln}(x) - 0,3912$	0,92
	Fe	$y = 26,425\text{Ln}(x) - 0,9747$	0,97
	Zn	$y = 0,0925\text{Ln}(x) - 0,0032$	0,97
	Cu	$y = 0,0796\text{Ln}(x) - 0,0029$	0,97
	Mn	$y = 0,3933\text{Ln}(x) - 0,0145$	0,97
VF	C	$y = 0,0732\text{Ln}(x) - 0,0310$	0,85
	N	$y = 0,0037\text{Ln}(x) - 0,0005$	0,93
	P	$y = 1,9341\text{Ln}(x) - 0,2481$	0,93
	K	$y = 7,6075\text{Ln}(x) - 0,9757$	0,93
	Ca	$y = 8,8854\text{Ln}(x) - 1,1397$	0,93
	Mg	$y = 1,3075\text{Ln}(x) - 0,1677$	0,93
	Na	$y = 2,5279\text{Ln}(x) - 1,0703$	0,85
	Fe	$y = 23,037\text{Ln}(x) - 2,9550$	0,93
	Zn	$y = 0,0885\text{Ln}(x) - 0,0111$	0,93
	Cu	$y = 0,0669\text{Ln}(x) - 0,0086$	0,93
	Mn	$y = 0,2942\text{Ln}(x) - 0,0388$	0,93
C	C	$y = 0,0195\text{Ln}(x) - 0,0074$	0,92
	N	$y = 0,0037\text{Ln}(x) - 0,0004$	0,96
	P	$y = 0,2937\text{Ln}(x) - 0,0332$	0,96
	K	$y = 1,5812\text{Ln}(x) - 0,1790$	0,96
	Ca	$y = 1,8145\text{Ln}(x) - 0,2055$	0,96
	Mg	$y = 0,79\text{Ln}(x) - 0,089500$	0,96
	Na	$y = 0,5469\text{Ln}(x) - 0,2065$	0,92
	Fe	$y = 9,6398\text{Ln}(x) - 1,0916$	0,96
	Zn	$y = 0,0304\text{Ln}(x) - 0,0029$	0,97
	Cu	$y = 0,0322\text{Ln}(x) - 0,0058$	0,94
	Mn	$y = 0,1276\text{Ln}(x) - 0,0141$	0,96

Tabela 17 Estimativa anual da mineralização dos macronutrientes e micronutrientes dos materiais orgânicos sem irrigação (SI)

CB	C	$y = 0,0373\text{Ln}(x) - 0,0214$	0,87
	N	$y = 0,0041\text{Ln}(x) - 0,0007$	0,94
	P	$y = 0,3259\text{Ln}(x) - 0,0585$	0,94
	K	$y = 1,5338\text{Ln}(x) - 0,2753$	0,94
	Ca	$y = 1,8702\text{Ln}(x) - 0,3356$	0,94
	Mg	$y = 1,1616\text{Ln}(x) - 0,2085$	0,94
	Na	$y = 0,2607\text{Ln}(x) - 0,1495$	0,87
	Fe	$y = 10,748\text{Ln}(x) - 1,9290$	0,94
	Zn	$y = 0,0345\text{Ln}(x) - 0,0061$	0,94
	Cu	$y = 0,0262\text{Ln}(x) - 0,0030$	0,96
	Mn	$y = 0,1622\text{Ln}(x) - 0,0298$	0,94
CA	C	$y = 0,3223\text{Ln}(x) - 0,4643$	1,00
	N	$y = 0,0343\text{Ln}(x) - 0,0191$	0,93
	P	$y = 4,8096\text{Ln}(x) - 2,6861$	0,93
	K	$y = 40,454\text{Ln}(x) - 22,594$	0,93
	Ca	$y = 36,585\text{Ln}(x) - 20,433$	0,93
	Mg	$y = 22,425\text{Ln}(x) - 12,524$	0,93
	Na	$y = 8,3966\text{Ln}(x) - 12,095$	1,00
	Fe	$y = 8,066\text{Ln}(x) - 4,50470$	0,93
	Zn	$y = 0,629\text{Ln}(x) - 0,35160$	0,92
	Mn	$y = 0,2708\text{Ln}(x) - 0,1513$	0,93
	Mn	$y = 0,7205\text{Ln}(x) - 0,4030$	0,92

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

Tabela 18 Estimativa anual da mineralização dos macronutrientes e micronutrientes dos materiais orgânicos com irrigação (CI)

Tratamento	Nutriente	Equações	R ²
V	C	$y = 0,1278\text{Ln}(x) + 0,0734$	0,92
	N	$y = 0,0039\text{Ln}(x) + 0,0023$	0,92
	P	$y = 1,5535\text{Ln}(x) + 0,8918$	0,92
	K	$y = 8,4208\text{Ln}(x) + 4,8342$	0,92
	Ca	$y = 0,6563\text{Ln}(x) + 0,3768$	0,92
	Mg	$y = 1,2142\text{Ln}(x) + 0,6970$	0,92
	Na	$y = 2,8125\text{Ln}(x) + 1,6146$	0,92
	Fe	$y = 25,23\text{Ln}(x) + 14,4840$	0,92
	Zn	$y = 0,0888\text{Ln}(x) + 0,0504$	0,92
	Cu	$y = 0,076\text{Ln}(x) + 0,04370$	0,92
	Mn	$y = 0,3755\text{Ln}(x) + 0,2154$	0,92
VF	C	$y = 0,0632\text{Ln}(x) + 0,0385$	0,91
	N	$y = 0,0035\text{Ln}(x) + 0,0022$	0,91
	P	$y = 1,8229\text{Ln}(x) + 1,1107$	0,91
	K	$y = 7,1701\text{Ln}(x) + 4,3687$	0,91
	Ca	$y = 8,3745\text{Ln}(x) + 5,1025$	0,91
	Mg	$y = 1,2324\text{Ln}(x) + 0,7509$	0,91
	Na	$y = 2,1838\text{Ln}(x) + 1,3306$	0,91
	Fe	$y = 21,713\text{Ln}(x) + 13,230$	0,91
	Zn	$y = 0,0838\text{Ln}(x) + 0,0504$	0,91
	Cu	$y = 0,0631\text{Ln}(x) + 0,0385$	0,91
	Mn	$y = 0,2769\text{Ln}(x) + 0,1688$	0,91
C	C	$y = 0,0205\text{Ln}(x) - 0,0015$	0,97
	N	$y = 0,0042\text{Ln}(x) - 0,0003$	0,97
	P	$y = 0,334\text{Ln}(x) - 0,02510$	0,97
	K	$y = 1,7979\text{Ln}(x) - 0,1352$	0,97
	Ca	$y = 2,063\text{Ln}(x) - 0,15520$	0,97
	Mg	$y = 0,8982\text{Ln}(x) - 0,0676$	0,97
	Na	$y = 0,5756\text{Ln}(x) - 0,0433$	0,97
	Fe	$y = 10,96\text{Ln}(x) - 0,82460$	0,97
	Zn	$y = 0,0353\text{Ln}(x) - 0,0034$	0,96
	Cu	$y = 0,0299\text{Ln}(x) - 0,0023$	0,97
	Mn	$y = 0,1454\text{Ln}(x) - 0,0101$	0,97

Tabela 18 Estimativa anual da mineralização dos macronutrientes e micronutrientes dos materiais orgânicos com irrigação (CI)

CB	C	$y = 0,0385\text{Ln}(x) - 0,0015$	0,92
	N	$y = 0,0045\text{Ln}(x) + 0,0002$	0,90
	P	$y = 0,3568\text{Ln}(x) + 0,0184$	0,90
	K	$y = 1,6792\text{Ln}(x) + 0,0865$	0,90
	Ca	$y = 2,0475\text{Ln}(x) + 0,1055$	0,90
	Mg	$y = 1,2717\text{Ln}(x) + 0,0655$	0,90
	Na	$y = 0,2532\text{Ln}(x) + 0,0130$	0,90
	Fe	$y = 11,767\text{Ln}(x) + 0,6074$	0,90
	Zn	$y = 0,0705\text{Ln}(x) - 0,04620$	0,66
	Cu	$y = 0,0353\text{Ln}(x) + 0,0017$	0,90
	Mn	$y = 0,1768\text{Ln}(x) + 0,0094$	0,90
CA	C	$y = 0,2094\text{Ln}(x) - 0,0839$	0,95
	N	$y = 0,0311\text{Ln}(x) - 0,0124$	0,95
	P	$y = 4,3628\text{Ln}(x) - 1,7477$	0,95
	K	$y = 36,696\text{Ln}(x) - 14,700$	0,95
	Ca	$y = 33,186\text{Ln}(x) - 13,294$	0,95
	Mg	$y = 20,342\text{Ln}(x) - 8,1487$	0,95
	Na	$y = 5,4546\text{Ln}(x) - 2,1851$	0,95
	Fe	$y = 7,3167\text{Ln}(x) - 2,9310$	0,95
	Zn	$y = 0,5699\text{Ln}(x) - 0,2274$	0,95
	Cu	$y = 0,2457\text{Ln}(x) - 0,0984$	0,95
	Mn	$y = 0,6533\text{Ln}(x) - 0,2619$	0,95

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes.

Tabela 19 Potencial de mineralização dos materiais orgânicos no interior das cápsulas porosas sem irrigação no tempo

Dias	Tratamento V										
	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Zn	Fe	Cu	Mn
0	286,00	8.800	3.476,03	18.842,40	1.468,62	2.716,82	6.293,27	197,71	56.454,02	170,12	840,18
7	101,21	9.400	4.227,61	13.999,64	128.408,90	6.916,17	10.581,50	241,88	76.055,50	60,97	672,29
14	148,93	8.800	4.741,89	10.255,18	21.875,00	9.681,72	2.633,80	617,89	32.654,90	167,32	793,12
35	89,78	9.000	4.461,25	6.742,81	9.537,76	3.535,64	2.472,40	224,45	70.791,60	68,20	878,21
65	78,95	8.800	5.050,16	7.523,54	32.486,98	3.097,08	1.696,70	231,84	68.159,30	105,28	895,63
100	90,90	8.700	4.694,21	6.278,77	32.161,46	3.523,32	1.613,10	231,19	68.308,60	115,10	881,23
Tratamento VF											
0	157,70	8.800	4.548,48	17.890,52	20.895,67	3.074,90	5.448,93	208,62	54.176,45	157,43	690,75
7	105,22	9.500	5.440,35	14.055,34	136.455,00	6.819,11	9.622,02	251,21	69.546,10	153,25	665,89
14	104,72	8.800	5.660,25	11.156,68	32.552,08	8.953,44	3.122,90	587,14	33.758,60	172,45	742,96
35	84,69	9.000	6.521,11	7.903,37	33.040,48	3.750,00	2.105,05	294,41	65.961,00	137,82	862,51
65	126,10	8.900	6.401,63	11.024,45	47.656,25	4.099,87	1.511,62	242,87	62.908,70	165,22	940,69
100	80,59	8.800	6.045,29	6.695,21	38.313,80	3.530,72	1.882,37	239,40	63.034,70	177,26	824,42
Tratamento C											
0	93,82	17.000	1.525,66	8.213,04	9.424,47	4.103,15	2.629,49	159,77	50.069,34	136,34	664,81
7	141,62	19.800	2.031,98	4.918,11	112.952,14	9.472,25	3.212,37	199,65	70.129,90	155,76	673,27
14	161,30	18.100	1.923,69	8.873,18	5.115,59	5.476,96	2.752,04	464,15	62.423,70	157,97	978,74
35	127,60	20.100	2.041,43	7.468,62	6.921,33	5.745,73	1.182,37	186,35	59.604,40	144,77	863,98
65	159,67	20.100	2.039,88	8.091,00	8.593,75	5.950,23	1.520,03	187,24	59.184,30	177,46	916,35
100	119,49	19.000	2.115,24	6.901,15	9.602,86	5.992,12	1.502,08	190,31	59.464,30	174,24	850,07
Tratamento CB											
0	170,10	18.700	1.673,59	7.877,44	9.605,13	5.965,83	1.187,61	176,86	55.203,22	165,49	830,44
7	140,01	20.200	1.999,48	4.172,40	115.542,98	10.068,58	2.813,90	196,59	64.131,50	165,24	717,40
14	154,76	20.100	2.500,52	9.518,41	3.758,04	4.918,15	3.354,54	424,62	65.997,40	123,73	952,19
35	128,40	20.300	1.998,56	7.981,17	14.075,36	6.307,49	1.143,11	182,97	59.240,30	168,45	922,18
65	101,31	20.200	2.099,79	7.907,95	8.138,02	6.152,27	1.246,31	195,38	57.742,20	192,17	954,52
100	149,63	19.500	2.097,47	5.866,89	12.532,55	7.108,25	1.926,68	183,72	60.458,40	183,20	915,33
Tratamento CA											
0	141,03	20.900	2.938,78	24.718,45	22.354,50	13.702,37	3.674,25	384,15	4.928,53	87,85	440,02
7	319,42	20.200	2.506,17	15.117,31	110.454,63	13.429,99	7.752,85	379,22	7.552,70	172,13	454,52
14	346,64	18.400	2.959,84	7.770,32	39.192,71	7.163,67	2.768,24	489,04	63.808,00	132,74	949,58
35	295,16	17.500	2.690,79	6.997,25	36.555,99	11.392,90	1.849,84	382,41	1.498,20	173,28	494,78
65	142,18	18.200	3.825,78	5.857,74	62.597,66	11.144,05	1.403,37	439,77	2.730,30	196,10	600,65
100	193,62	18.400	3.882,77	5.811,98	65.885,35	13.400,95	1.428,61	468,98	21.660,30	204,81	634,54

V= vermicomposto peletizado; VF= vermicomposto peletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes

Tabela 20 Potencial de mineralização dos materiais orgânicos no interior das cápsulas porosas com irrigação no tempo

Dias	Tratamento V										
	C	N	P	K	Ca	Mg	Na	Zn	Fe	Cu	Mn
	-g kg ⁻¹					-mg kg ⁻¹					
0	286,00	8.800	3.476,03	18.842,40	1.468,62	2.716,82	6.293,27	197,71	56.454,02	170,10	840,18
7	112,98	8.900	9.297,80	11.289,04	13.748,08	18.348,66	2.875,39	209,69	75.790,40	162,20	749,32
14	93,65	8.800	4.600,79	6.553,21	12.825,52	7.646,42	1.650,14	365,36	45.594,20	131,51	876,44
35	98,71	8.800	5.146,73	7.761,51	29.036,46	3.156,21	1.437,02	232,53	69.503,40	164,01	897,38
65	80,66	8.500	5.166,11	6.599,11	36.035,16	3.981,60	1.407,29	248,52	66.773,10	196,20	886,94
100	90,67	8.600	5.695,41	5.468,75	29.622,40	3.323,75	1.687,93	236,16	68.327,30	196,91	845,10
Tratamento VF											
0	157,70	8.800	4.548,48	17.890,52	20.895,67	3.074,90	5.448,93	208,62	54.176,45	157,40	690,75
7	113,63	9.700	11.703,89	10.472,91	13.832,17	17.580,57	2.887,79	237,97	72.881,70	155,25	761,67
14	91,94	9.700	5.955,75	7.047,45	29.492,19	7.087,12	1.948,82	371,98	48.756,00	130,94	788,43
35	83,93	8.300	6.436,85	7.299,29	46.582,03	3.294,19	1.590,71	226,66	63.468,80	148,25	883,80
65	128,60	8.800	6.577,72	7.999,48	53.645,83	3.915,08	1.340,54	229,23	64.658,90	184,92	850,69
100	79,61	8.800	5.566,05	4.777,72	47.200,52	2.771,85	1.293,80	240,24	66.493,10	186,73	841,75
Tratamento C											
0	93,82	17.000	1.525,66	8.213,04	9.424,47	4.103,15	2.629,49	159,77	50.069,34	136,30	664,81
7	146,61	19.600	4.338,75	8.597,10	11.638,67	21.445,99	1.207,56	182,16	69.898,00	150,22	865,28
14	163,04	19.100	2.048,76	5.688,35	7.559,71	5.025,75	2.346,86	277,31	65.997,10	159,09	908,39
35	115,21	18.000	1.979,50	6.773,01	6.315,10	4.678,88	1.720,27	202,63	59.212,30	116,06	953,62
65	143,08	18.700	2.052,56	6.713,52	7.649,74	7.379,27	1.208,73	192,94	61.550,60	169,60	881,03
100	119,63	19.600	2.040,81	5.203,32	4.720,05	5.248,03	1.496,47	192,73	59.940,40	169,65	850,40
Tratamento CB											
0	170,10	18.700	1.673,59	7.877,44	9.605,13	5.965,83	1.187,61	176,86	55.203,22	165,50	830,44
7	149,58	19.800	4.407,59	8.564,27	12.495,88	22.447,21	1.403,05	190,53	70.053,00	156,33	908,08
14	140,14	21.300	2.084,81	8.186,94	7.576,51	9.076,15	2.181,21	397,48	28.625,10	108,46	727,81
35	128,37	16.800	2.062,41	6.548,77	7.156,53	5.302,23	1.612,58	208,27	63.300,80	133,13	966,92
65	121,16	19.300	2.058,16	6.791,07	7.779,95	6.627,79	1.326,52	193,84	62.096,60	173,18	924,46
100	102,55	19.500	2.024,91	5.313,15	5.957,03	7.036,79	1.491,43	189,02	59.912,40	169,30	916,71
Tratamento CA											
0	141,03	20.900	2.938,78	24.718,45	22.354,50	13.702,37	3.674,25	384,15	4.928,53	87,85	440,02
7	310,67	17.100	5.605,05	16.409,54	15.240,54	26.683,89	3.286,46	358,71	2.094,00	550,55	451,25
14	335,15	18.500	3.241,64	7.116,13	35.904,95	5.433,28	2.304,73	718,13	59.925,80	147,33	896,43
35	298,92	17.000	3.426,30	6.686,06	58.040,36	10.089,52	1.771,88	340,02	2.034,90	80,24	569,53
65	204,54	18.500	3.412,38	5.175,86	58.561,20	12.474,54	1.380,37	427,66	11.705,20	101,15	564,80
100	179,22	17.800	3.774,26	5.692,99	64.160,16	12.777,60	1.754,49	462,56	6.062,60	112,38	601,54

V= vermicomposto pelletizado; VF= vermicomposto pelletizado + fosfato de Arad; C= composto; CB= composto biodinâmico; CA= cama de aviário de três lotes

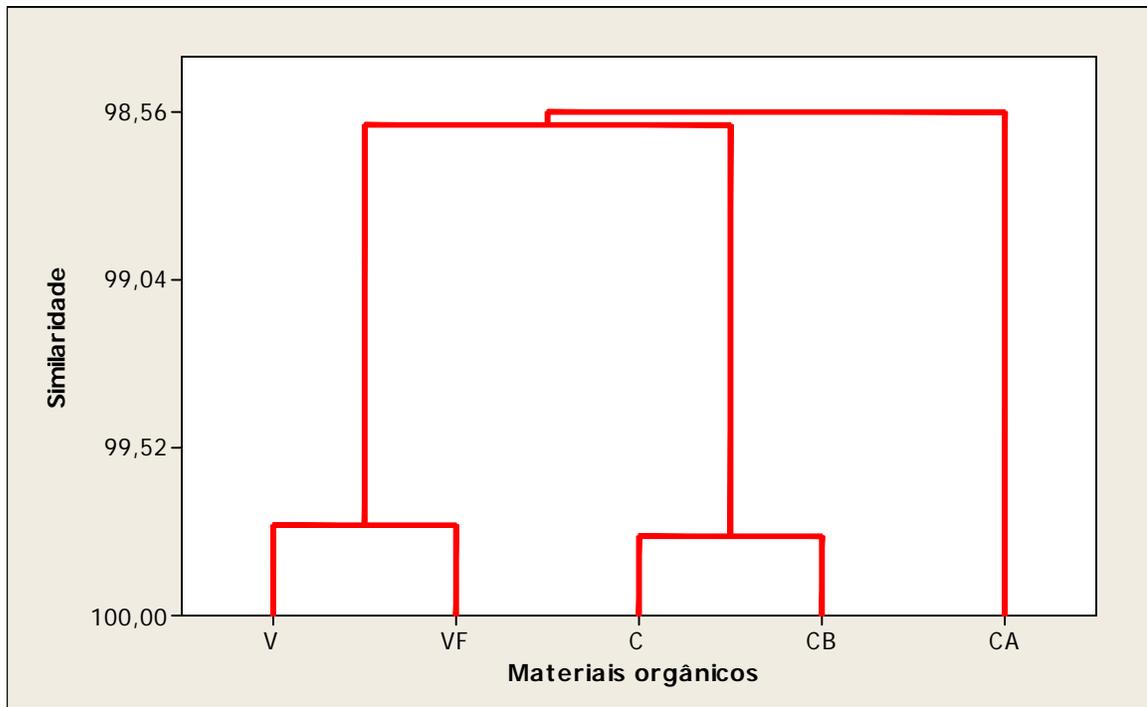


Figura 14 Agrupamento dos materiais orgânicos em relação à taxa de decomposição em cápsula porosa sem irrigação.

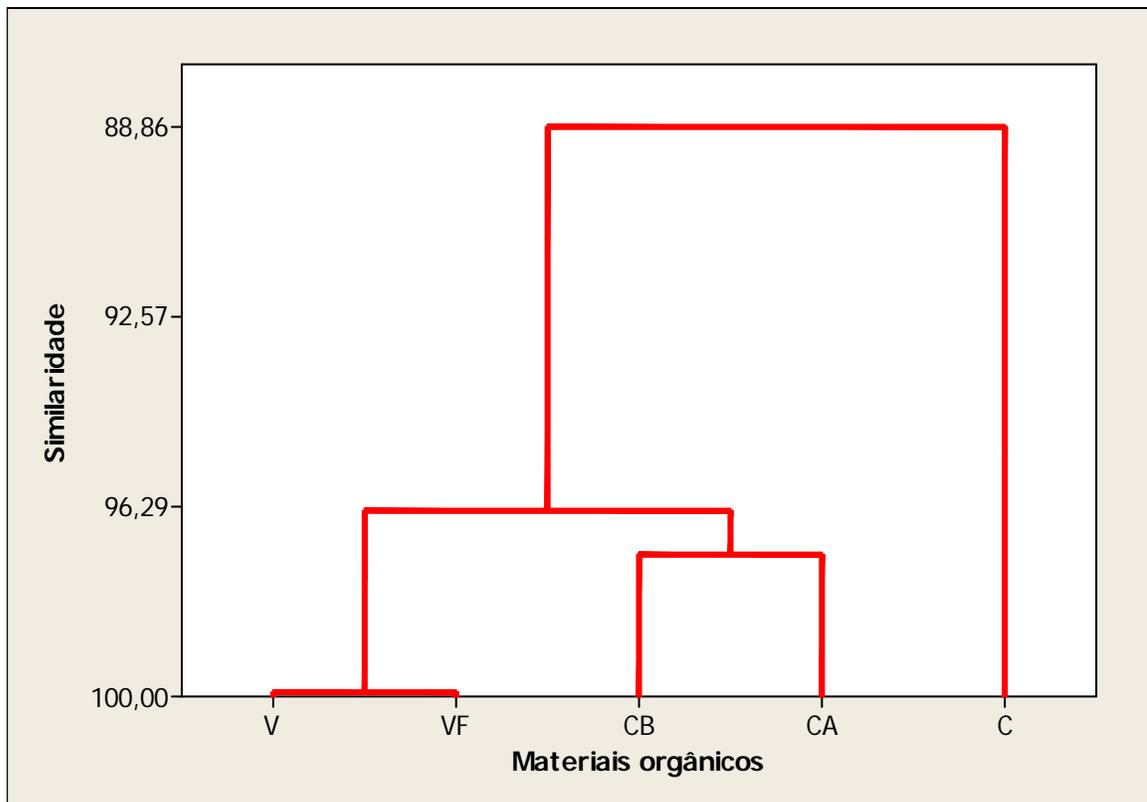


Figura 15 Agrupamento dos materiais orgânicos em relação a taxa de decomposição em cápsula porosa com irrigação.