

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

DINÂMICA DO CARBONO E RENDIMENTO DE
CULTURAS EM SOLO COM HISTÓRICO DE
APLICAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS E FERTILIZANTE
NITROGENADO MINERAL

Rafael da Rosa Couto

Florianópolis, julho de 2010.

RAFAEL DA ROSA COUTO

DINÂMICA DO CARBONO E RENDIMENTO DE
CULTURAS EM SOLO COM HISTÓRICO DE
APLICAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS E FERTILIZANTE
NITROGENADO MINERAL

Dissertação apresentada
como requisito parcial à
obtenção do título de
Mestre em Agroecossis-
temas, Programa de Pós-
Graduação em Agroeco-
ssistemas, Centro de Ci-
ências Agrárias, Univer-
sidade Federal de Santa
Catarina.

Orientador: Prof^o. Dr. Jucinei José Comin.

FLORIANÓPOLIS 2010

FICHA CATALOGRÁFICA

C871d Couto, Rafael da Rosa

Dinâmica do carbono e rendimento de culturas em solo com histórico de aplicação de dejetos suínos e fertilizante nitrogenado mineral [dissertação] / Rafael da Rosa Couto; orientador, Jucinei José Comin. - Florianópolis, SC, 2010.

107 p.: il., grafs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós- Graduação em Agroecossistemas.

Inclui bibliografia

1. Agroecossistemas. 2. Adubação orgânica. 3. Plantio direto. 4. Atividade microbiana. I. Comin, Jucinei José. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. III. Título.

CDU 631

TERMO DE APROVAÇÃO

RAFAEL DA ROSA COUTO

DINÂMICA DO CARBONO E RENDIMENTO DE CULTURAS EM SOLO COM HISTÓRICO DE APLICAÇÃO DE DEJETOS SUÍNOS E FERTILIZANTE NITROGENADO MINERAL

Dissertação aprovada em 30/07/2010, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, pela seguinte banca examinadora:

Prof. Dr. Jucinei José Comin
Orientador

Prof. Dr. Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho
Coordenador do PGA

BANCA EXAMINADORA:

Paulo Emilio Lovato
(Presidente – CCA/UFSC)

Luiz C. Pinheiro Machado Filho
(Membro – CCA/UFSC)

Gustavo Brunetto
(Membro – CCA/UFSC)

Claúdio R. Fonseca Sousa Soares
(Membro – CCB/UFSC)

Florianópolis, 30 de julho de 2010.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha família pelo apoio retribuído nestes dois anos, em especial a minha mãe Rachel da Rosa Couto, ao meu pai Sadi Soares Couto e minha irmã Stela da Rosa Couto.

As grandes mulheres Manoela Beber e Elizabeth Beber, pelo carinho e apoio em vários momentos do mestrado.

Aos professores Jucinei José Comin, Gustavo Brunetto e Fernando Perobelli pelas orientações e co-orientações.

Aos funcionários do laboratório “Chico” e “Luizinho”, grandes pessoas que não mediram esforços para prestar ajuda a campo e em laboratório.

Aos grandes amigos Júlio Francisco Uriarte, Caetano Luiz Beber, Cristiane Maria de Léis que viraram uma grande família.

Aos colegas Adinor Capelesso, Murilo Serra e Cicero Berton pelas constantes ajudas no desenvolvimento da dissertação.

A todos os bolsistas e estagiários do laboratório de Ecologia do Solo - UFSC, pela grande amizade que se fez neste período.

E a todas as pessoas que de alguma forma colaboraram para a realização deste trabalho.

“A imaginação é mais importante que o conhecimento.”

Albert Einstein

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a dinâmica do carbono e o rendimento de culturas em solo submetido à aplicação de dejetos suíno em sistema de plantio direto. O experimento foi realizado em uma propriedade no município de Braço do Norte (SC), sob um solo Argissolo Vermelho. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso e os tratamentos foram: testemunha; cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de suínos e adubação nitrogenada mineral, todos, à exceção da testemunha, com uma e duas vezes a recomendação de N para as culturas do milho e da aveia-preta. No período de outubro de 2008 até outubro de 2009 foi coletado solo e avaliado o teor de carbono orgânico total do solo, o carbono da biomassa microbiana, a respiração e o quociente metabólico dos microrganismos do solo; o rendimento das culturas da aveia e do milho e a decomposição dos resíduos culturais da aveia. A aplicação no solo de dejetos suíno na forma líquida e sólida, e de fertilizante nitrogenado mineral não afetaram o teor de carbono orgânico total no solo, e pouco influenciaram a biomassa microbiana. A respiração basal do solo, em geral, não sofreu influência das doses e dos tipos de adubos testados, sendo as alterações causadas principalmente pelo efeito sazonal. As doses de dejetos suíno e fertilizante nitrogenado não afetaram a decomposição da palhada nem o rendimento da aveia e do milho, mas influenciaram os atributos químicos pH, P, K, Ca e Mg nos diferentes tratamentos, com os maiores valores no tratamento cama sobreposta duas vezes a recomendação.

Palavras chave: adubação orgânica, biomassa microbiana do solo, produtividade.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the carbon dynamics and crop yield in soil under the application of pig manure tillage system. The experiment was conducted in a property in the county Braço do Norte (SC) under an Argissolo Vermelho. The experimental design was randomized blocks and treatments were: control, litter of pigs, pig slurry and mineral N fertilization, all except the control, once and twice the recommended nitrogen for the corn and oats. From October 2008 until October 2009 was collected and evaluated soil organic carbon, total soil microbial biomass carbon, respiration and metabolic quotient of soil microorganisms, the yield of crops of oats and corn and decomposition of oat residues. The land application of swine manure as a liquid and solid, and N fertilization did not affect the content of total organic carbon in soil, and had little influence on microbial biomass. The respiration of the soil in general was not influenced by dose and type of fertilizers tested, and the changes caused mainly by the seasonal effect. The doses of pig manure and nitrogen fertilizer did not affect the decomposition of the trash or the yield of oats and corn, but they influenced the chemical pH, P, K, Ca and Mg in the different treatments, with higher values in the treatment swine deep litter.

Key words: organic fertilization, soil microbial biomass, productivity.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização do município de Braço do Norte, SC.....41
- Figura 2.** Teores de carbono da biomassa microbiana na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).50
- Figura 3.** Quociente microbiano na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).51
- Figura 4.** Correlação linear na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral, média de cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).53
- Figura 5.** Respiração basal do solo na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).54
- Figura 6.** Quociente metabólico na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).56
- Figura 7.** Resíduos remanescentes de aveia preta (*Avena strigosa*) nos tratamentos adubados com uréia, esterco líquido e cama sobreposta aos 0, 5, 18, 48 e 100 dias após roçagem da área.....61

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Quantidade de cama sobreposta, uréia e volume de dejetos líquidos de suínos aplicados nas diferentes datas durante a condução do experimento. 42
- Tabela 2.** Teores de carbono orgânico total na camada de 0-15 cm, em solo submetido à aplicação de dejetos suíno e fertilizante nitrogenado mineral, em meses dos anos de 2003, 2004, 2007, 2008 e 2009 47
- Tabela 3.** Produção da aveia (MS Mg ha^{-1}) no ano de 2008 nos tratamentos adubados com uréia, esterco líquido e cama sobreposta. 57
- Tabela 4.** Rendimento de grãos de milho (Mg ha^{-1}) no ano de 2009 nos tratamentos adubados com uréia, esterco líquido e cama sobreposta. 59
- Tabela 5.** Efeito da adubação com uréia, esterco líquido e cama sobreposta nos atributos químicos do solo na camada de 0-15 nos diferentes tratamentos. 64

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AQ1	Adubação química uma vez a recomendação de N
AQ2	Adubação química duas vezes a recomendação de N
CCA	Centro de Ciências Agrárias
CQFS- RS/SC	Comissão de Química e Fertilidade do Solo
CS1	Adubação com cama sobreposta de suíno uma vez a recomendação de N
CS2	Adubação com cama sobreposta de suíno duas vezes a recomendação de N
DL2	Adubação com dejetos líquidos de suíno duas vezes a recomendação de N
FATMA	Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
LAC	Levantamento Agropecuário de Santa Catarina
MS	Massa seca
SPD	Sistema de Plantio direto
T	Testemunha (sem adubação)
ϕ	Diâmetro

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	17
2. OBJETIVOS.....	18
2.1 Geral.....	18
2.2 Específicos.....	18
3. JUSTIFICATIVA.....	18
4. HIPÓTESE.....	19
5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
5.1 Suinocultura: caracterização e problemas ambientais.....	19
5.2 Dejetos suínos: armazenamento e formas de aplicação no solo.....	23
5.3 Dejetos suínos como fonte de matéria orgânica do solo.....	30
5.4 Biomassa e atividade microbiana do solo.....	36
6. MATERIAL E MÉTODOS.....	40
6.1 Descrição geral do experimento.....	40
6.2 Amostragem e análise do C-biomassa microbiana, respiração basal e C-orgânico do solo.....	43
6.3 Coleta de solo e análises.....	44
6.4 Avaliação da decomposição dos resíduos da Aveia.....	45
6.5 Avaliação do rendimento das culturas.....	45
6.6 Análise Estatística.....	46
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	46
7.1 Carbono Orgânico Total.....	46
7.2 Carbono da biomassa microbiana.....	48
7.3 Relação C-microbiano/ C-orgânico (qMIC).....	51
7.4 Respiração basal do solo.....	53
7.5 Quociente metabólico.....	55
7.6 Rendimento das Culturas.....	56
7.6.1 Aveia (<i>Avena strigosa</i>).....	56
7.6.2 Rendimento da Cultura do Milho (<i>Zea mays</i>).....	58
7.7 Decomposição da palhada da aveia.....	59
7.8 Atributos químicos de solo.....	62
8. CONCLUSÕES.....	66
Referências bibliográficas.....	67

1. INTRODUÇÃO

Atualmente a produção agrícola é caracterizada pela intensificação e padronização dos produtos e do processo produtivo, que em curto prazo gera aumento na produtividade e competitividade no mercado globalizado. No entanto, por não possuírem caráter preservacionista, causam muitos impactos ambientais, tais como a degradação do solo, contaminação da água superficial e subterrânea, e perda da biodiversidade. Neste contexto, destaca-se a atividade suinícola, que com a intensificação da produção e a ampliação das granjas existentes, trouxe como consequência, o aumento do volume de dejetos produzidos por unidade de área. Em Santa Catarina esta atividade é caracterizada por ser predominante em pequenas propriedades rurais, empregando basicamente mão-de-obra familiar e representa uma importante fonte de renda às famílias envolvidas. O estado é o maior produtor de suínos do país.

O lançamento de dejetos suíno no solo aumenta a disponibilidade de nutrientes às plantas e diminui os custos de produção com fertilizantes, no entanto, quando aplicado em excesso causa degradação do solo, como alteração do ciclo biológico criado por microrganismos nele presentes, tornando os agroecossistemas cada vez mais dependentes de recursos externos e, portanto, insustentáveis. Este fato é extremamente preocupante em algumas regiões com maior densidade de granjas e/ou de topografia irregular, pois lançamento indiscriminado de dejetos em rios, lagos e solo, vêm transformando-se em fator de degradação do meio através da poluição dos leitos d'água e da saturação do solo por componentes químicos presentes nos dejetos. (FIALHO et al., 2001).

Desta forma, buscou-se avaliar parâmetros microbiológicos, químicos e rendimento da cultura da aveia e do milho, em um experimento de longa duração conduzido sob sistema plantio direto sem uso de agrotóxicos no município de Braço do Norte, SC. O presente trabalho foi desenvolvido no quadro do Projeto Tecnologias Sociais para Gestão da Água (TSGA), financiado pela Petrobras Ambiental, nos anos de 2008 e 2009, que nasceu do resultado da integração de experiências de instituições públicas catarinenses, tais como a UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina), a EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina) e a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), no ramo de tecnologias para o uso sustentável dos recursos hídricos e metodologias de planejamento e gestão de bacias hidrográficas, com enfoques em diagnóstico, avaliação, tratamento, prevenção e redução da poluição hídrica, bem como em modelos e estratégias de conservação da natureza e a participação.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a dinâmica do carbono e o rendimento de culturas em solo submetido à aplicação de dejetos suíno em sistema plantio direto.

2.2 Específicos

Avaliar o teor de carbono orgânico total do solo, o carbono da biomassa microbiana, a respiração e o quociente metabólico dos microrganismos do solo; a decomposição dos resíduos culturais da aveia e o rendimento das culturas da aveia e do milho em solo submetido a aplicação de dejetos suíno e fertilizante nitrogenado.

3. JUSTIFICATIVA

Com o aumento na concentração da criação de suínos nas regiões Oeste e Sul de Santa Catarina em unidades produtivas especializadas e com área agrícola limitada, surge o problema do armazenamento e descarte dos resíduos gerados por esses animais. Assim a utilização dos dejetos suínos para a adubação de culturas comerciais tem sido a prática mais adotada pelos produtores para dar destino a esses dejetos e por possibilitar o aumento da fertilidade do solo, do rendimento de grãos e reduzir os custos de produção.

No entanto, devido à limitação de áreas para aplicação e à inviabilidade econômica de se transportar os dejetos a longas distâncias, é comum a aplicação de elevadas doses nas mesmas áreas ao longo dos anos. Quando aplicados no solo, os dejetos suínos podem gerar alterações nos teores de carbono orgânico total do solo além de alterações na microbiota do solo, pois estes contêm em sua composição níveis de nutrientes diferenciados, que variam em função do sistema de manejo e dietas dos animais, sendo a biomassa microbiana altamente limitada pelos níveis de P, S e K além de outros nutrientes. Tais nutrientes contidos nos dejetos, podem também causar efeitos no rendimento de culturas e nos atributos químicos do solo, já que estes nutrientes são importantes para a nutrição de plantas e podem muitas vezes ser encontrados em altas concentrações nos dejetos suínos.

Para avaliar os impactos do uso de dejetos no solo, se faz necessário o monitoramento das alterações de atributos químicos, físicos e biológicos do solo sensíveis ao sistema de manejo. No presente trabalho optou-se pelo monitoramento dos teores de carbono orgânico total do solo, a quantidade de biomassa microbiana, uma vez que mudanças nas

relações C microbiano/C orgânico e no qCO_2 refletem as adições de matéria orgânica no solo, o rendimento das culturas da aveia e do milho, e alterações nos atributos químicos do solo.

4. HIPÓTESE

Diferentes tipos e quantidades de dejetos suínos e de adubo mineral para adubação de milho e aveia alteram os teores de matéria orgânica e a biomassa microbiana do solo.

5. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 Suinocultura: caracterização e problemas ambientais

Estudos recentes têm identificado uma preocupação crescente dos consumidores com as externalidades negativas causadas pelos produtos e serviços que consomem. Um produto já não é mais visto apenas pela sua natureza e forma física, mas também pela função que desempenha e pelos impactos que causa no âmbito econômico, social e ambiental. Essa conscientização crescente e a conseqüente demanda por “produtos limpos” ou “ambientalmente corretos” estão sendo impulsionadas em grande parte pela necessidade de assegurar a sustentabilidade dos processos produtivos, mas principalmente a saúde do planeta como um todo. Os modelos de produção agrícola mais difundidos no mundo nas últimas quatro décadas, dentre eles a suinocultura, priorizaram a eficiência técnica e econômica, onde a produtividade física foi aumentada de forma expressiva, com o objetivo de suprir a demanda do mercado e a maximização de lucros, porém sem a devida preocupação com a sua sustentabilidade no longo prazo (SPIES, 2009).

A suinocultura apresenta grande importância econômica, ocupando elevada posição no mercado internacional e interno, sendo que a carne suína representa 40% do total da carne consumida no planeta, através de um rebanho efetivo de 787 milhões de cabeças, constituindo a principal fonte de proteína animal consumida mundialmente (ABIPECS, 2008).

A produção de suínos é uma das atividades mais importantes do complexo agropecuário brasileiro, por ser predominantemente desenvolvida em pequenas propriedades rurais e em áreas com limitações topográficas para o desenvolvimento de lavouras extensivas, como ocorre no Estado de Santa Catarina. Além de gerar renda, alimento e empre-

go, a suínocultura constitui-se, portanto, em um importante instrumento de fixação do homem no campo (MEDRI, 1997).

Conforme o Levantamento Agropecuário Catarinense - LAC (ICEPA, 2004), a suínocultura em Santa Catarina é tecnicada e competitiva sob o aspecto da produção. Anualmente são abatidas comercialmente 8,4 milhões de cabeças de suínos, o que representa 37% do abate nacional. A atividade possui 90% de exploração familiar e é desenvolvida por aproximadamente, 60.000 produtores distribuídos em todo o Estado (IBGE, 2007).

O Estado de Santa Catarina compete internacionalmente na produção e na oferta de carnes e derivados gerados a partir do rebanho de 7,8 milhões de cabeças de suínos, sendo o maior plantel de suínos do Brasil (IBGE, 2008). A atividade é mais representativa nas regiões Oeste e Sul de SC, onde predomina o sistema confinado de criação de suínos. Na região Sul se destaca o município de Braço do Norte com um efetivo de suínos de 275.000 animais (IBGE, 2008). A densidade de suínos em uma das Microbacias deste município é de 927 animais/km², sendo considerada a segunda maior do mundo, perdendo apenas para a região da Bretanha na França (PNMA, 2004).

A suinocultura é reconhecida como uma das atividades agropecuárias de maior potencial poluente devido à geração de grande volume de efluentes com elevada carga de matéria orgânica e nutrientes. Como consequência, nas últimas décadas, as questões ambientais têm sido recorrentes nos fóruns de discussão referentes à atividade, tanto no Brasil como nos demais países produtores. Os fatores acima enumerados, aliados à maior conscientização da sociedade quanto aos efeitos deletérios da poluição ambiental à saúde humana, têm pressionado a cadeia produtiva de suínos a investir no desenvolvimento e adoção de tecnologias que possibilitem mitigar o impacto ambiental da produção (HIGARASHI et al.; 2006).

A produção de suínos contribui para a produção de gases causadores do efeito estufa, principalmente metano (CH₄), além de outros, como óxido nitroso (N₂O) e dióxido de carbono (CO₂). O excesso de nutrientes no solo causa contaminação da água de superfície e subsuperficiais.

Assim sendo, apesar da importância econômica estratégica demonstrada, a suinocultura catarinense se defronta com uma grande crise ambiental, que pode inviabilizar o crescimento da atividade (SPIES, 2009).

Paralelamente à produção e à produtividade, constata-se a insustentabilidade ambiental do setor suinícola de Santa Catarina, haja

vista a produção diária de 40.000 m³ de dejetos. O rebanho suinícola está altamente concentrado nas tradicionais regiões produtoras (Oeste e Sul de SC), onde falta área para a destinação final dos dejetos produzidos e sobra material potencialmente poluidor para os recursos hídricos (OLIVEIRA et al., 1995; HENN et al., 2005). Deste modo, torna-se imprescindível o desenvolvimento de técnicas de manejo economicamente viáveis e que não ofereçam riscos potenciais, principalmente de poluição hídrica (ASSIS, 2004).

Os dejetos líquidos, ao serem aplicados ao solo podem promover um aumento na produtividade das culturas. No entanto, o grande volume de dejetos líquidos gerado durante a criação dos animais rebate os produtores a fazerem aplicações elevadas periodicamente em áreas agricultáveis. As consequências desta prática sobre a qualidade do solo, da água e do ar ainda são relativamente pouco conhecidas (GIACOMINI & AITA, 2006).

A capacidade poluidora dos dejetos suínos em termos comparativos, é muito superior ao de outras espécies, a exemplo da humana, pois enquanto a DBO per capita de um suíno com 85 kg de peso vivo varia de 189 a 208 g/animal/dia, a doméstica é de apenas 45 a 75 g/habitante/dia (ASAE, 1993). A quantidade de matéria orgânica degradável presente nos dejetos de animais em confinamento é cerca de 20 a 50 vezes mais elevada do que os animais em estado selvagem (KRUEGER et al., 1995). Diesel et al. (2002) utilizando o conceito de equivalente populacional, consideraram que um suíno equivale em média a 3,5 pessoas. Ou seja, uma granja com 600 animais possui um poder poluente, segundo esse critério, equivalente a uma população de 2100 pessoas.

A degradação biológica dos resíduos produz gases tóxicos, devido a degradação de proteínas, fibras vegetais as quais formam gases voláteis. A exposição constante a níveis elevados pode reduzir o desempenho zootécnico dos suínos, de forma que 50% dos suínos criados em sistema de confinamento apresentam problemas de saúde em seu sistema respiratório, além de que tais gases podem incapacitar precocemente os tratadores para o trabalho (PERDOMO et al., 2001).

Com a contínua concentração da suinocultura, torna-se cada vez mais crítica a relação quantidade de dejetos/área agrícola das propriedades suinícolas, de onde resulta um excesso de nutrientes em relação à capacidade de extração das plantas. Na medida em que esse excesso perdura, além de causar desequilíbrios no solo, pode também poluir as águas superficiais e subsuperficiais, como consequência da movimentação dos nutrientes através da erosão e lixiviação. Isso ocorre não apenas

pela aplicação de altas doses de dejetos, mas também pelo uso contínuo desses resíduos nas mesmas áreas (SEGANFREDO et al., 2003).

Sabe-se que o lançamento direto dos dejetos suínos nos cursos de água acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido, disseminação de patógenos e contaminação com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (GOSMANN, 1997; ROESLER & CESCNETO, 2004; SCHOENHALS et al., 2007).

O sistema de abastecimento de água do Estado de SC está baseado na captação em mananciais superficiais (82%) e em lençóis subterrâneos (15%). O nível de poluição destes recursos hídricos é considerado alarmante. Através de levantamentos realizados pelo serviço de extensão rural da EPAGRI (Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina) concluiu-se que 85% das fontes de água estão contaminadas com coliformes fecais, devido ao lançamento desses dejetos em cursos ou mananciais d'água (OLIVEIRA, 2002).

Na circunstância e com a tecnologia em que operam os suinocultores, as ações para a melhoria da qualidade da água e a redução do poder poluente dos dejetos suínos em níveis aceitáveis pela legislação vigente, requer investimentos significativos, normalmente, acima da capacidade dos pequenos criadores e, muitas vezes, sem a garantia de atendimento das exigências de Saúde Pública e da preservação do meio ambiente (OLIVEIRA, 2002).

Na França existe um olhar diferenciado dos produtores, consumidores e pesquisadores sobre os problemas gerados pela suinocultura e as alternativas para solucioná-los. Naquele país, 93% dos produtores de suínos e 100% de seus fornecedores consideram a suinocultura um mercado de grande importância, enquanto 58% dos cientistas e 54% dos consumidores vêem a atividade como uma desvantagem. Os produtores de suínos classificam o sistema baseado no armazenamento do dejetos líquido como tecnicamente superior, e associam o sistema com cama sobreposta às condições indesejáveis de trabalho. Enquanto os consumidores classificam o tratamento com dejetos *in natura* como causador da diminuição da qualidade da água e o sistema de criação com cama sobreposta aquele que menos causa impactos ao meio ambiente (PETIT et al., 2003). Outro problema do setor são os resíduos dos medicamentos utilizados nos animais. Normalmente resíduos de antibióticos utilizados na pecuária “entram” no ambiente através dos dejetos (MARTÍNEZ-CARBALLO et al., 2007). Em estudo de efluentes da suinocultura, Tong et al. (2009) constataram o uso de uma gama de medicamentos veterinários nas fazendas de suínos e encontraram 80% dos antibióticos nos efluentes estudados. Apesar de muitas vezes os níveis de antibióti-

cos detectados em rios e lagos que recebem dejetos da suinocultura serem em baixas concentrações, a sua presença implica em medidas de controle ambiental, pois existe alto risco de danos ao ecossistema pelos efeitos aos organismos não são alvo e para a saúde humana.

Em função das grandes quantidades de dejetos de suínos produzidos no sistema produtivo atualmente utilizado, os produtores brasileiros têm vários desafios tecnológicos, que dependem de vários fatores, como solo, capacidade de absorção das plantas, disponibilidade de terras e a capacidade de investimento para adoção de tecnologias avançadas de tratamento. Para a adoção de novas tecnologias é necessário rever os princípios econômicos deste setor, principalmente no Brasil e outros países que não têm subsídios do governo, diferente dos países da União Européia e os Estados Unidos (KUNZ et al., 2009).

5.2 Dejetos suínos: armazenamento e formas de aplicação no solo

No Brasil, o esterco líquido é comumente armazenado em tanques (esterqueiras) ou em biodigestores, seguido da aplicação no solo como biofertilizante. Em algumas regiões, há um excesso de chorume, devido à grande concentração de animais e à baixa capacidade de suporte do solo (KUNZ et al., 2009). Nos sistemas de produção os dejetos suínos são armazenados durante o período de 120 a 180 dias com a finalidade de garantir, por meio de processos anaeróbios, a decomposição do material carbonáceo, a transformação de compostos nitrogenados e a adsorção do fósforo, além da redução dos microrganismos patogênicos conforme a Instrução Normativa (IN11) da FATMA (FATMA, 2006). As características do solo e do tipo de cultura a ser implantada também devem ser consideradas, pois a IN11 estipula o limite de aplicação de $50\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$ de dejetos nas lavouras e pastagens, no intuito de integrar a atividade com a produção de culturas agrícolas, aproveitando potencial de adubação dos dejetos e buscando respeitar a capacidade-suporte do ecossistema (BELLI FILHO et al., 2001).

Tanto as esterqueiras como as bioesterqueiras não têm a finalidade de tratamento do dejetos líquido de suíno, mas sim de armazenagem de dejetos de suínos, do momento da produção até o seu lançamento no solo, como adubos. Em ambos os casos, são construídas para uma capacidade de estocagem compatível com a possibilidade de aplicação no solo em função da cultura (120-180 dias) (GOSMANN et al., 1997). A bioesterqueira tem um diferencial em sua estrutura, na qual consiste num tanque com dois compartimentos, sendo o primeiro a câmara de

digestão, a qual possui uma parede divisória. O outro compartimento é o depósito do chamado biofertilizante, proveniente da digestão anaeróbia (RANZI & ANDRADE, 2004). Esses sistemas possuem a função principal de armazenar os dejetos antes de aplicá-los ao solo, porém esses reatores biológicos proporcionam redução da fração orgânica associada à sua liquefação, preservando o potencial de fertilização deste produto (BELLI FILHO et al., 2001).

As ações de pesquisa para o tratamento de dejetos suínos em Santa Catarina tiveram início na década de 90, através de projetos envolvendo instituições como EMBRAPA Suínos e Aves e a Universidade Federal de Santa Catarina (MIRANDA, 2005). Mas foi a partir de 2000 que surgiram propostas para o controle e tratamento dos dejetos suínos, como é o caso do projeto MICROBACIAS II e Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II).

Muitos parâmetros empregados em projetos de sistemas de tratamento de dejetos da suinocultura foram ou são copiados da literatura estrangeira ou adaptados de outras atividades geradoras de resíduos; assim muitas vezes não são adequados para esta atividade e para a realidade local. A falta de formação de pessoal, de orientação técnica aos produtores e a ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis, apesar da disponibilidade de legislação avançada, contribuem para os altos índices de poluição nas regiões produtoras de suínos. Nesse contexto, as principais conseqüências são: a degradação ambiental pela contaminação das águas superficiais e subterrâneas, a poluição orgânica pelo nitrogênio e pelo fósforo, a presença de microrganismos enteropatógenicos, a alteração das características dos solos e a poluição do ar, pela emissão de maus odores, e a presença de insetos (BELLI FILHO et al., 2001).

Outro aspecto importante é a qualidade dos dejetos. Através de um diagnóstico realizado em 120 esterqueiras da região Oeste Catarinense, Scherer (2000) demonstrou que existe uma grande variação no teor de nutrientes e na qualidade fertilizante nos dejetos suínos armazenados, sendo que grande parte das amostras coletadas apresentou um alto teor de água e um baixo teor de nutrientes (NPK), bastante inferior ao desejado para uma utilização econômica desse adubo. Araujo (2007), em estudo com lagoas facultativas aerada e de maturação, em escala real, demonstrou que este sistema consegue remover até 77% do NH_3 e até 50% dos fosfatos totais, mostrando a eficiência desses sistemas no tratamento de efluentes da suinocultura.

Kunz et al. (2009) na busca de otimizar os processos de tratamento dos dejetos e dar uma alternativa tecnológica para os produtores de

suínos que permita o aumento na produção com a redução nos impactos ambientais, desenvolveram um sistema que produz um efluente com um impacto ambiental reduzido sobre recursos hídricos, propiciando reduções de carbono orgânico (99% DBO e 95% para DBQO), Nitrogênio total (81%), fósforo total (84%). O custo do tratamento representa aproximadamente 11% do custo total de uma produção de leitões.

Uma possibilidade que permite a agregação de valor ao dejetos suíno é a sua utilização em biodigestores, sendo esta uma alternativa tecnológica para o gerenciamento dos dejetos de suínos, permitindo a agregação de valor ao resíduo mediante a utilização do biogás produzido em sistemas de geração de energia e calor (PERDOMO et al., 2003).

Em Santa Catarina, a produção de suínos é caracterizada por um nível intenso de confinamento dos animais e, como conseqüência, produz elevada quantidade de dejetos. Avaliações preliminares indicam que apenas 15% das propriedades produtoras de suínos possuem metodologias de manejo através da valorização e tratamento dos dejetos; o restante é destinado ao meio natural, degradando os recursos hídricos. Parte das tecnologias empregadas para o tratamento dos dejetos não é projetada, nem construída e nem mesmo operada de maneira adequada (BELLI FILHO et al., 2001).

O uso de dejetos como adubo também decorre da elevação dos custos da adubação mineral, fazendo com que os resíduos orgânicos de origem industrial, urbana ou agrícola, passassem a ter maior importância como material reciclável e útil para melhorar as condições do solo e aumentar o nível de fertilidade do mesmo (CERETTA et al., 2005b; TEDESCO et al., 2008).

O uso de dejetos suínos como adubo tem sido difundido por conter nutrientes e matéria orgânica e apresentar potencial para aumentar a produtividade de grãos. Entretanto, muitas vezes as aplicações de dejetos extrapolam a recomendação de nutrientes para as culturas agrícolas, que aliadas ao manejo inadequado do solo e a existência de áreas declivosas, contribuem para a degradação dos recursos naturais nas regiões produtoras (SEGANFREDO, 2005).

O excedente de dejetos nas unidades produtoras e o aumento dos preços dos fertilizantes minerais, aliado a falta de tratamento adequado, têm contribuído para o aumento das taxas de aplicação de dejetos suínos que ficam sujeitos ao escoamento superficial e contaminam, em especial, as águas superficiais (SCHERER et al., 1996, CERETTA et al., 2005b). Devido a restrições de topografia e custos de armazenagem, os dejetos são continuamente despejados nas mesmas áreas e com cargas de nutrientes superiores àquelas absorvidas pelas culturas, causando

acúmulo no solo (SEGANFREDO, 1999). Assim, para amenizar esses impactos, se faz necessária a adoção de critérios para definir as doses e a frequência das aplicações dos dejetos em função das características do solo e das culturas.

As características químicas dos dejetos, entre outros, estão relacionadas à composição nutricional das dietas alimentares dos suínos, que é rica em macronutrientes como N, P e K e elevada em micronutrientes como Zn, Cu e Mn. Estima-se que 92-96% do Zn, 72-80% do total de Cu (BONAZZI et al., 1994; MANTOVI et al., 2003; SØRENSEN & FERNANDEZ, 2003) e 60 a 70% do N ingerido pelos animais são excretados em suas fezes e urina (OLIVEIRA, 2000). Como a composição dos dejetos também varia em função do manejo das baias e do ciclo criatório (SINOTTI, 2005), quando as quantidades de dejetos são calculadas para fornecer a recomendação de N para as culturas, nutrientes como o P, K, Cu, Zn e o Mn são aplicados em quantidades superiores àquelas assimiladas pelas culturas. Giroto et al., (2007) aplicando doses de 0, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos suíno encontraram acúmulo de Cu e Zn nas camadas superficiais do solo. Basso et al., (2002) avaliando áreas em que foram submetidas à aplicação de dejetos suíno por mais de 20 anos, encontraram acúmulo de 77% para Zn e Cu e de 31% para Mn e Cd quando comparados com amostras de solo sem a aplicação de dejetos suínos. A gravidade do problema será tanto maior quanto menos se observar o princípio do balanço de nutrientes e as boas práticas agrônômicas, a fim de evitar problemas ambientais (ZEBARTH et al., 1999; COLE et al., 2005; EMBRAPA, 2003; VU et al. 2009).

As cargas de alguns nutrientes são amplamente excedidas quando o critério de aplicação de dejetos se baseia no suprimento de nitrogênio (N) às culturas, pelo fato de os dejetos de suínos serem compostos por vários nutrientes e as relações entre as concentrações de nutrientes e a necessidade das plantas, em geral, serem desbalanceadas. Assim, tomando o fósforo (P) como exemplo, é comum a adição do triplo da adubação recomendada para cultura do milho (SIMIONI, 2001), ocorrendo um acúmulo deste elemento no solo (QUEIROZ et al., 2004; COMIN et al., 2007).

Para diminuir a dependência de insumos externos e os custos na produção, tem-se adotado o N como critério das doses de dejetos suíno a ser aplicado no solo para as culturas, visto que na maioria dos solos agrícolas o N e o P representam os nutrientes que mais limitam a produção (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Estima-se que 50 a 60% do N presentes nos dejetos de suínos se encontram na forma mineral prontamente disponível para as plantas (SCHERER et al., 1995; CQFS-RS/SC,

2004; EGHBALL et al., 2002), e por ser o elemento mais instável no solo (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006), está sujeito a perdas por volatilização de N-NH₃ ou lixiviação de N-NO₃ (GANGBAZO et al., 1995; CHOWDARY, 2004; BÖHM et al., 2009).

A literatura normalmente abordava e os benefícios agrônômicos do P. Ele era considerado adsorvido e imóvel, e as perdas para os corpos d'água eram desprezíveis. Normalmente, esterco, lodo ou materiais compostados contêm concentrações de P relativamente baixas, quando comparadas àquelas de fertilizantes minerais, mas, quando as taxas de aplicação são baseadas apenas na quantidade de N potencialmente disponível, as quantidades de P são, geralmente, muito maiores que o recomendado para as culturas (SUI & THOMPSON, 2000). Dortzbach (2009), em pesquisa realizada sob sistema plantio direto com adubação de cama sobreposta de suíno e dejetos líquidos de suínos fornecendo uma e duas vezes a recomendação de N para milho e aveia, em área experimental no município de Braço do Norte, observou que o P percolou até 60 cm de profundidade, sendo os maiores valores de P acumulado em superfície (0-20 cm) no tratamento com cama sobreposta duas vezes a recomendação de N às culturas.

Devido à suinocultura ser uma atividade de grande impacto ambiental, alternativas para a mitigação de tais impactos e a maximização da produção vem sendo buscadas. Novas tecnologias para o alojamento dos animais são propostas de forma continuada, entre elas se pode citar o alojamento em cama sobreposta, que consiste na utilização de um leito profundo composto por um substrato (maravalha, palha de cereais, casca de arroz, entre outros) com a função de absorver a fração líquida dos dejetos produzidos pelos animais, durante o período de permanência desses na unidade. Este tipo de sistema apresenta vantagens quanto ao manejo dos dejetos em regiões declivosas, comumente observadas no do oeste catarinense, que apresentam produção agrícola intensiva que demanda adubo orgânico de boa qualidade (DALLA COSTA et al, 2008).

Na produção de suínos sob cama de diferentes substratos, geralmente a edificação é totalmente aberta nas laterais, para facilitar a ventilação, contendo piso constituído por terra compactada. Neste sistema de produção, os dejetos gerados pelos animais se misturam ao substrato do leito, desenvolvendo um processo de compostagem dentro da própria edificação sob os animais. Os investimentos econômicos no modelo da edificação e nas estruturas de armazenamento das camas são 4 a 5 vezes menores quando comparados aos sistemas convencionais (OLIVEIRA, 2000).

Os principais gargalos que impedem a maior difusão do sistema de cama sobreposta se relacionam aos riscos sanitários, e ao menor desempenho dos animais em períodos de temperatura elevada (AMARAL et al., 2002; HIGARASHI et al., 2005).

A absorção dos dejetos pelas camas, aliada ao revolvimento promovido pela movimentação dos próprios animais, desencadeia o processo de fermentação aeróbia, característico da compostagem de resíduos orgânicos. Este processo é exotérmico, ou seja, libera calor, causando uma elevação significativa na temperatura do substrato (HIGARASHI, et al., 2008). Na medida em que acontece o aumento do conteúdo de matéria seca dos dejetos ocorre, também, o aumento da concentração de nutrientes na cama, tornando-as mais valorizadas, do ponto de vista agrônomo (WANG et al., 2004; HONEYMAN, 2005). Esta concentração de nutrientes se deve principalmente à evaporação da fração líquida, que é absorvida temporariamente pela cama. O calor necessário para incrementar a concentração dos nutrientes é obtido, em parte, durante a fase termofílica da compostagem; nesta etapa do processo de estabilização dos dejetos, a temperatura no interior da cama atinge valores superiores a 40 °C por um período superior a 90 dias (CORRÊA et al., 2000; TIQUIA, 2005).

Este aumento de temperatura da cama sobreposta apresenta a desvantagem em épocas ou locais de clima quente, podendo prejudicar o conforto ambiental dos animais durante a fase termofílica, extrapolando o limite de temperatura recomendado para os suínos em terminação, devido aos processos que ocorrem durante a compostagem *in situ* dos dejetos da criação (CORRÊA et al., 2000; CORRÊA et al., 2008; DALLA COSTA et al., 2008).

Quando utilizada na forma de adubo, a cama sobreposta apresenta vantagens sobre outros fertilizantes devido a sua lenta decomposição, fazendo com que os nutrientes contidos neste material sejam mineralizados lentamente (ARNS, 2004). Quando comparado ao dejetos líquido de suínos, a cama sobreposta possui maior facilidade na operacionalidade no manejo (CORRÊA & PERDOMO, 1997), a menor dependência de grandes áreas cultivadas para sua utilização (PICCININI, 1994). Diversos estudos utilizando a cama sobreposta como fertilizantes são encontrados na literatura. Comin et al. (2007) em experimento com aveia-preta aplicando doses de dejetos suíno de acordo com a recomendação da Comissão de Fertilidade do Solo RS e SC (1995) (30 kg N ha⁻¹) e o dobro da recomendação (60 kg N ha⁻¹), encontraram rendimentos 11% e 3% maiores na adubação com cama sobreposta uma e duas vezes a recomendação de N, respectivamente, em relação a adubação química,

demonstrando existir um sincronismo entre a mineralização do composto, e a absorção pela planta dos nutrientes disponibilizados.

Em regiões com alta densidade animal sob sistema de confinamento, os dejetos gerados necessitam de um destino final (MELSE & TIMMERMAN, 2009). No Brasil a maioria dos trabalhos de pesquisa realizados na região sul do país envolvendo o uso de dejetos de animais como adubo foram realizados sob do sistema convencional de manejo do solo, com incorporação dos dejetos ao solo por aração e gradagens e a avaliação de parâmetros se concentrou quase que exclusivamente na cultura do milho, em detrimento da avaliação do efeito dos dejetos sobre parâmetros do solo (GIACOMINI & AITA, 2006).

Dentre as alternativas possíveis de destino dos dejetos, aquela de maior receptividade pelos agricultores tem sido a utilização como adubo, por ser a de mais fácil operacionalização na propriedade (SEGANFREDO, 1999). Efeitos positivos da adubação com dejetos suíno em culturas comerciais têm sido amplamente verificados. Chantigny et al. (2008) testaram a aplicação de 130 kg de N ha⁻¹ na cultura do milho na forma de nitrato de amônio e dejetos líquidos de suínos durante quatro anos e obtiveram uma média de 9,3 t ha⁻¹ com a adubação líquida. As médias de produção foram 22% e 4% maior do que a testemunha e a adubação química, respectivamente. Em estudo com cama sobreposta de suínos e dejetos líquidos de suíno, Loecke et al. (2004) avaliando o rendimento da cultura do milho durante dois ciclos encontraram uma média de 8,72 e 7,95 t ha⁻¹ nos tratamentos com cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos, respectivamente, demonstrando que a compostagem de esterco de suínos é uma alternativa eficaz para a produção de milho. Assmann et al. (2009) avaliando a produção de aveia e azevém consorciadas, com a aplicação de 120m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos (504 kg N-total ha⁻¹) encontraram uma produção de 7,87 e 8,08Mg ha⁻¹, respectivamente, nos anos de 2004 e de 2005, sendo o incremento em relação a testemunha (sem adubação) de 121% (3,55Mg ha⁻¹) em 2004 e de 215% (2,56Mg ha⁻¹) em 2005.

A adubação de plantas com dejetos líquidos de suíno é uma prática comum no Mundo (SCHMIDT et al.; 2001; YANG et al.; 2006; PASCHOLD et al., 2008; CELA et al., 2010). Os dejetos contêm matéria orgânica, NPK e outros nutrientes importantes para o bom crescimento das plantas, mas a aplicação contínua e excessiva de dejetos no solo pode ter efeitos negativos como a contaminação e acumulação de metais pesados no solo, podendo levar a toxicidade de plantas (YANG et al., 2006; OGIYAMA et al., 2005). Berenguer et al. (2008) em estudo com a aplicação de 29 e 51 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de dejetos líquidos de suínos na

cultura do milho acompanharam a acumulação de Cu e Zn durante seis anos e verificaram um acúmulo de mais de 60% do Zn e Cu extraível. No entanto, as concentrações desses elementos levariam menos de três séculos para chegar a níveis tóxicos às plantas.

A aplicação de dejetos de suínos também tem efeitos sobre a microbiota do solo. De acordo com Dambreville et al. (2006) houve um aumento de 25% no carbono da biomassa microbiana do solo quando realizaram a aplicação de $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suínos. Os mesmos autores ainda mostram que a aplicação de dejetos tem influência sobre a desnitrificação do N no solo e a redução do N_2O na camada de 0-20 cm, indicando que os dejetos suínos causam distúrbios na biota do solo.

Tanto os dejetos líquido como a cama sobreposta de suínos podem ser usados como adubos orgânicos, desde que forneçam os nutrientes necessários para o crescimento das culturas através da mineralização da matéria orgânica e a melhoria da comunidade microbiana do solo. Assim, podem manter ou até mesmo aumentar a qualidade do solo. No entanto, o uso de dejetos líquidos ou compostados, em excesso, causam risco de contaminação ao meio ambiente, por patógenos, lixiviação de nutrientes derivados de dejetos de suínos, mau cheiro, entre outros malefícios ao ecossistema (ROS et al., 2007).

5.3 Dejetos suínos como fonte de matéria orgânica do solo

O solo em sua magnitude é um sistema vivo, em contínua evolução. Nele vivem milhares de organismos e animais intimamente dependentes da matéria orgânica, que lhes fornece energia e nutrientes para sua sobrevivência. A natureza predominante da população microrgânica, seu número, as espécies e o grau de atividade dos microrganismos, são conseqüências da qualidade e quantidade de materiais que retroalimentam a matéria orgânica, das condições físicas (textura, aeração e umidade), e das químicas (quantidade de sais nutrientes, pH e elementos tóxicos) encontradas no solo (SILVA FILHO & SILVA, 2002).

Gerenciar adequadamente o ambiente em que os seres humanos vivem e simultaneamente mantê-lo produtivo para gerações futuras é um desafio que depende da compreensão da dinâmica da matéria orgânica do solo e do papel que esta desempenha sobre a possibilidade de aproveitamento dos recursos naturais, através da ciclagem do carbono, dos nutrientes e da energia, presentes nos ecossistemas agrícolas (CATTELAN, 1990).

Na atualidade, com os problemas do aquecimento global, existe uma preocupação em encontrar formas para mitigar o excesso de carbo-

no na atmosfera terrestre. Assim, este se torna o motivo principal para inúmeros estudos relacionados ao sequestro de carbono por espécies agricultáveis. O papel do carbono incorporado ao solo vai além da mitigação do efeito estufa. O carbono orgânico tem papel fundamental na produtividade dos solos (SHIBU et al., 2006), tendo efeito sobre as características físicas, químicas e biológicas do solo (ARAÚJO et al., 2008; BRAIDA et al., 2008; KANG et al., 2009), onde seu correto manejo é essencial para a sustentabilidade da qualidade e produtividade dos solos, principalmente nos trópicos, onde é grande a quantidade de solos pobres em nutrientes disponíveis às culturas (FELLER & BEARE, 1997), e a matéria orgânica é o elemento chave nos processos climáticos e na melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (BAYER et al., 2006; LUGATO et al., 2009; MORAES DE SÁ & LAL, 2009).

Segundo Mamilov & Dilly (2002); Moreira & Siqueira (2006), a matéria orgânica do solo é considerada uma peça fundamental para a manutenção da capacidade produtiva dos solos em qualquer ecossistema terrestre. Do ponto de vista físico, a MO melhora a estrutura do solo, reduz a plasticidade e a coesão, aumenta a capacidade de retenção de água e a aeração, permitindo maior penetração e distribuição das raízes. A MO atua diretamente sobre a fertilidade do solo por constituir a principal fonte de macro e micronutrientes essenciais às plantas, como também indiretamente, através da disponibilidade dos nutrientes, devido à elevação do pH, além de aumentar a capacidade de retenção dos nutrientes, evitando suas perdas. Biologicamente, a MO aumenta a atividade da biota do solo (organismos presentes), sendo fonte de energia e de nutrientes para a mesma.

O termo matéria orgânica se refere a todos compostos que contêm carbono orgânico, podendo ser organismos vivos ou mortos, resíduos de plantas e animais, produtos de sua decomposição e substâncias orgânicas microbiologicamente e/ou quimicamente alteradas, onde inicialmente sofre decomposição parcial pela mesofauna e posteriormente ação decompositora pelos microrganismos (BAYER & MIELNICZUK, 2008; MEURER, 2006). Os principais constituintes da MO são o carbono (52-58%), oxigênio (34-39%), hidrogênio (3-5%) e nitrogênio (3-4%), sendo a sua composição bastante complexa, podendo ser dividida em resíduos orgânicos ou liteira, fração leve, biomassa microbiana, substâncias não húmicas ou biomoléculas e substâncias húmicas ou húmus estável. O teor de MO varia de 0,5 a 5 % nos horizontes superficiais do solo, podendo ter valores maiores, acima de 20% em solos orgânicos (ANJOS et al., 2008; MEURER, 2006).

A matéria orgânica é o resultado de fatores como o tempo, o material de origem, o clima, o relevo, os organismos e outros inúmeros fatores envolvidos na sua formação, onde pode ser dividida em dois grupos: o primeiro é constituído pela decomposição de resíduos orgânicos e do metabolismo microbiano (10-15%) e o segundo pelas substâncias húmicas (85-90%), podendo este último ser separado em ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e humina (ANJOS et al., 2008).

No Brasil os estudos sobre o tema são ainda em pequeno número, em parte, devido à complexidade e a dificuldade em estudar a matéria orgânica e suas macromoléculas constituintes, as substâncias húmicas (SILVA et al., 1999). Moreira & Siqueira (2006) referem-se às substâncias húmicas ou húmus como “um estado indefinido e confuso da MO”, pois se trata de subproduto das transformações que os materiais orgânicos sofrem no solo, sendo assim pouco conhecido a seu respeito, e portanto, reforçando a importância de estudos aprofundados sobre as frações da MO.

A MO desempenha diversas funções no meio, como ciclagem e retenção de nutrientes, estruturação do solo, fonte de energia para a atividade biológica do solo (ROSCOE et al., 2006a), apesar de ser encontrada em pequenas quantidades (MEURER, 2006). Pela sua alta reatividade, regula a disponibilidade de vários micronutrientes, além de ser fonte de N, S e P quando mineralizada. Os compostos orgânicos que constituem a MO atuam como agentes cimentantes dos agregados, afetando a aeração, a permeabilidade e a capacidade de retenção de água pelo solo (BAYER & MIELNICZUK, 2008; MEURER, 2006; ROSCOE et al., 2006a). Os resíduos orgânicos ajudam a diminuir as variações de temperatura e de umidade no solo, diminuem o impacto das gotas da chuva, além de evitar a erosão causada pela enxurrada (BAYER & MIELNICZUK, 2008; MEURER, 2006).

A matéria orgânica é fator limitante para a produtividade e sustentabilidade dos solos, estando diretamente relacionada à produção das culturas. Doran et al. (1996) realizaram estudos relacionando a produtividade de milho com o teor de carbono orgânico e verificaram que a produção do milho aumentou em 20% para cada 1% de aumento no carbono do solo. Níveis elevados de C-orgânico também podem trazer problemas como altas produções de NH_3 (JOHANSSON, 1998, COSTA et al, 2004), sendo que o tempo com que C-orgânico se decompõe fator de extrema importância para a sustentabilidade do ecossistema (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Para que haja um acúmulo de MO no ecossistema, a taxa de entrada de carbono deve ser superior à taxa de decomposição (ROSCOE et

al., 2006a). A retirada da vegetação nativa e a conversão da área para a agropecuária normalmente diminuem os teores de MO originalmente encontrados, devido ao menor suprimento de resíduos (LAL, 2005). O resultado disto é uma menor produção de biomassa e maiores perdas de nutrientes no solo (BAYER & MIELNICZUK, 2008; LEUSCHNER et al., 2009).

A decomposição de materiais orgânicos é de extrema complexidade, pois as características do material, tais como a sua estrutura química, a concentração de componentes (glicose, lignina, relação C:N, entre outros) interferem no tempo de degradação. Ademais, o tipo de microrganismo que irá colonizar o resíduo, a temperatura, a umidade e os elementos tóxicos também atuam como limitantes. Temperaturas entre 30 e 35°C e umidade próxima da capacidade de campo são as que proporcionam atividade microbiológica intensa e maior decomposição na maioria dos casos (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Karhu et al. (2010), estudando a influência da temperatura na decomposição da matéria orgânica, demonstraram que a decomposição, a respiração e a recalcitrância dos materiais são influenciadas pela temperatura.

A decomposição do material orgânico é realizada por inúmeros organismos, sendo separados em macro e microrganismos. Os organismos maiores (macroscópicos) são normalmente invertebrados como coleópteros, crustáceos, ácaros, que trituram o material e atuam como reguladores do processo. Ocorrido isso, os seres microscópicos (fungos, bactérias, actinomicetos), colonizam o material e o degradam. A taxa de decomposição depende do material a ser decomposto e do tipo de microrganismo que irá colonizar este material, das condições físico-químicas do habitat e se enzimas que estão acessíveis ou não; mas nem todo material de substância orgânica pode ser degradado por microrganismos. (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

O Brasil por possuir um clima tropical tem seus solos intensamente intemperizados e com uma das suas principais características químicas a baixa CTC. Assim o teor de MO tem importância preponderante na CTC efetiva (BAYER & MIELNICZUK, 2008) e, portanto, é indicador chave no entendimento das alterações provocadas pelo manejo que se aplica ao solo, nas alterações sobre a qualidade do solo e na sustentabilidade de um sistema, seja ele agrícola ou não. A redução dos teores de MO interfere nos processos existentes no solo, provocando desequilíbrio no sistema e desencadeando o processo de degradação (ROSCOE et al., 2006a).

O teor de matéria orgânica no solo talvez seja o melhor atributo para representar a qualidade do solo, sendo a variação deste no tempo a indicação de algum problema no ecossistema (MIELNICZUK, 2008).

Como visto, os microrganismos têm a capacidade de liberar carbono da matéria orgânica para o meio ou incorporá-lo ao degradar substâncias, fazendo com que o carbono sequestrado e incorporado na MO seja considerado uma das principais formas de captura de carbono atmosférico. Este carbono encontra-se em maior parte dentro dos microagregados ou em pequenas frações dos macroagregados (KONG et al., 2005). Dentre os componentes da MO, os microrganismos são um dos mais afetados pelo uso e manejo do solo, exercendo ação importante na agregação dos solos. A não-mobilização do solo e o aumento da matéria orgânica determinam, ao longo do tempo, um ambiente propício para a atividade de minhocas, larvas de insetos e de outros organismos e o aumento da atividade microbiana (AMARAL et al., 2004). As práticas de cultivo como preparo do solo aumentam a oxidação da MO pela quebra dos agregados do solo, expondo novas superfícies ao ataque de microrganismos. Um dos principais mecanismos responsáveis pela preservação da MO sob sistemas de cultivo conservacionistas parece ser a formação e a estabilização de macroagregados. Em contraste, sob cultivo convencional, a MO é mineralizada em maior grau (BEARE et al., 1994). A matéria orgânica assim como os agregados e o tamanho destes, afetam o potencial e a sustentabilidade produtiva do solo (SCHULTEN & LEINWEBER, 1991).

A distribuição dos poros do solo controla a difusão do O₂, o conteúdo de água armazenada, o acesso da microbiota que irá influenciar na quantidade e na qualidade do carbono orgânico do solo. Muitas pesquisas comprovam o aumento da porosidade total do solo após a adição de material orgânico no solo, sendo os microagregados ricos em poros responsáveis pela proteção da maior parte da matéria orgânica, limitando o acesso de fungos e bactérias ao carbono orgânico. A associação da MO com argilas é responsável pela estrutura e porosidade do solo, além de ajudar na decomposição lenta de substâncias. Proteção à decomposição foi encontrada por Lugato et al. (2009) em microagregados ricos em poros, onde a quantidade e a qualidade do carbono orgânico foram fortemente afetadas pelo tipo de solo, revelando uma clara relação com o tamanho dos poros e a distribuição dos agregados.

Bayer et al., (2006) em estudos realizados no cerrado brasileiro encontraram variabilidade nas quantidades de C no solo em áreas com o mesmo tipo de vegetação e com entradas de C iguais. Os autores atribuíram esta diferença na quantidade do carbono do solo aos teores de argi-

la, mostrando que o tipo de solos está muito ligado à proteção física da matéria orgânica, agindo na mineralização da MO.

Embora os processos físicos, químicos e biológicos do solo sejam de extrema complexidade, pode-se ver que estão interligados e a interferência em algum destes fatores compromete a sustentabilidade do “ecossistema” solo. A matéria orgânica, como um dos principais constituintes da fertilidade do solo é um indicador valioso da capacidade de regulação e do equilíbrio do sistema solo.

Estudos relacionados com a sustentabilidade de sistemas de produção agropecuária têm enfatizado a importância dos impactos das práticas de manejo do solo nas propriedades biológicas e bioquímicas do solo. Neste contexto, o teor e a dinâmica da matéria orgânica no solo constituem-se nos atributos que melhor representam a qualidade do solo, podendo ser alterados com as práticas de manejo adotadas (BAYER & MIELNICZUK, 2008). A matéria orgânica do solo é resultante, principalmente, da deposição de resíduos de origem animal e vegetal, que sofrem ação decompositora dos microrganismos, auxiliados pela ação da macro e mesofauna. Parte do carbono presente nos resíduos é liberada para a atmosfera como CO₂, e o restante passa a fazer parte da matéria orgânica, como um componente do solo. O efeito da matéria orgânica sobre os microrganismos pode ser avaliado a partir da biomassa e da atividade microbiana e de parâmetros que representam uma integração de efeitos sobre as condições biológicas do solo (BAYER & MIELNICZUK, 2008).

A MO depende da biomassa microbiana assim como de macrorganismos que promovem a degradação de substâncias que se encontram no solo. A biomassa microbiana tem a capacidade de ciclar e imobilizar nutrientes, sendo que a caracterização das comunidades microbianas, assim como seus ciclos podem ser úteis para compreender e explicar alterações destes organismos, da ciclagem de nutrientes e dos processos de decomposição e de mineralização. A biomassa microbiana pode ser enquadrada como o compartimento central no ciclo do carbono, onde ela está associada a processos de decomposição dos resíduos vegetais até a ciclagem dos constituintes da MO (GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES, 2008). As mudanças no comportamento da biomassa microbiana tendem a acontecer antes daquelas da MO, sendo mais sensíveis a mudanças quando comparadas com propriedades físicas e químicas do solo (POWLSON & JENKINSON, 1981).

O tipo de manejo empregado no solo altera a MO, principalmente devido a mudanças ocorridas na microbiota do solo. A quebra da matéria orgânica pela biomassa microbiana acelerada pelo manejo pode pro-

mover o crescimento de populações de microrganismos aeróbios (SCHULTEN & LEINWEBER, 1991). É bem documentado que o chorume e outras alterações orgânicas podem ter efeitos sobre a microbiota do solo, incluindo o aumento da biomassa e atividade microbiana (HOPKINS & SHIEL, 1996).

Os níveis de carbono sequestrado no solo interferem diretamente na comunidade microbiana, sendo os grupos de proteobactérias e de populações de actinomicetos muito afetados (ASUMING-BREMPONG et al, 2008). Os Fungos incorporam mais C do que bactérias devido a paredes celulares mais recalcitrantes; assim estes aumentam a estabilização e a proteção do carbono, e por consequência aumentam a agregação do solo (BUSSE et al., 2009).

A atividade microbiana tanto de organismos aeróbios como anaeróbios gera um diferencial de CO₂ (liberado) e O₂ (absorvido) no ambiente, sendo este processo metabólico amplamente dependente da profundidade e da temperatura do solo, além de ter variância de acordo com o clima, temperatura e inúmeros fatores dos ecossistemas, fazendo com que a análise destes parâmetros nos diferentes ecossistemas terrestres tenha importância relevante no conhecimento da ciclagem da MO (PENG et al., 2009).

5.4 Biomassa e atividade microbiana do solo

A biomassa microbiana é considerada por alguns autores a parte mais ativa da matéria orgânica do solo a qual geralmente não ultrapassa 5% do total do solo. Destes, 60 a 80% são microrganismos como fungos, bactérias, actinomicetos, leveduras e outros componentes da microfauna menores que $5 \times 10^{-3} \mu\text{m}^3$ (DE-POLLI & GUERRA, 2008; GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES, 2008). A biomassa microbiana é a principal fonte de enzimas, sendo assim responsável pela quase totalidade da atividade biológica no solo, catalisando as transformações bioquímicas, representando fonte e dreno de carbono e troca de nutrientes entre a atmosfera e o ecossistema solo-planta, atuando em processos de intemperização das rochas, decomposição de resíduos orgânicos, ciclagem de nutrientes, entre outros (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; ROSCOE et al., 2006b).

A biomassa microbiana representa o destino inicial do carbono em transformações no solo e é exatamente influenciada pelos fatores que afetam a densidade e atividade dos organismos no solo, em especial pela disponibilidade de C, N, P, e S, umidade do solo, aeração, pH, teor

e tipo de argila e textura do solo (DE LUCA, 1998; DEVI & YADAVA, 2006).

A biomassa microbiana é responsável diretamente ou indiretamente por catalisar transformações bioquímicas essenciais à qualidade do solo e funcionalidade do ecossistema com enormes reflexos nos processos globais (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Mudanças significativas na quantidade de biomassa podem ser detectadas muito antes que alterações na matéria orgânica total possam ser percebidas, possibilitando a adoção de medidas de correção antes que a perda da qualidade do solo seja mais severa. Por ter este comportamento, a CBM, permite detectar mudanças causadas pelos diversos sistemas de uso do solo (ROSCOE et al., 2006b). Assim, o monitoramento das alterações nos níveis de biomassa microbiana do solo é uma medida adequada para determinar se um conjunto de práticas é sustentável (TÓTOLA & CHAER, 2002).

A manutenção dos ecossistemas agrícolas e florestais depende em grande parte, da biomassa microbiana do solo, já que esta é a responsável pelos processos de mineralização, decomposição e transformação da matéria orgânica (GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES, 2008; DOMANSKI et al., 2001; PANDEY, 2009), sendo que a quantidade de biomassa encontrada no solo é de certo modo, em determinado tempo, relacionada à quantidade de carbono que este recebe (FENG et al., 2009). A biomassa microbiana do solo pode ter a função de reserva, dreno ou fonte de nutrientes, dependendo do fluxo de nutrientes existente no sistema e aquele oferecido pela CBM (GAMA-RODRIGUES & GAMA-RODRIGUES, 2008).

A importância de determinar a biomassa microbiana do solo (CBM) é evidente em estudos relacionados à matéria orgânica e ciclagem de nutrientes no solo (SAMPAIO et al., 1986). As bactérias, os fungos e os actinomicetos são os principais responsáveis pela transformação da matéria orgânica em húmus (KIEHL, 1998).

A quantidade de CBM encontrada varia de acordo com o tipo de solo, clima, vegetação. Em matas tropicais preservadas (solos amazônicos) foram encontrados valores acima de 700 mg C kg⁻¹ de solo, enquanto que em solos cultivados em sistema convencional no sul do Brasil este valor não ultrapassa 300 mg C kg⁻¹ de solo (RESCOE et al., 2006). É importante ressaltar que solos tropicais normalmente possuem uma percentagem maior de biomassa quando comparados com solos de climas subtropical e temperado (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). A maioria dos produtores da região Sul do Brasil adota na rotação a seqüência de culturas: milho ou soja no verão e aveia ou trigo no inverno.

Contudo, não se encontram na literatura muitos estudos que abordam o efeito dessas seqüências de culturas na CBM em solo sob SPD (VENZKE FILHO et al., 2008).

A manutenção da produtividade dos ecossistemas agrícolas depende, em grande parte, do processo de transformação da matéria orgânica e, por conseguinte, da biomassa microbiana do solo. A biomassa microbiana do solo possui um papel fundamental na produtividade e na manutenção de ecossistemas, pois atua como um catalisador das importantes transformações químicas no solo e constitui um reservatório de nutrientes disponíveis às plantas, por pertencer ao componente lábil da matéria orgânica do solo e possuir atividade influenciada pelas condições bióticas e abióticas. O seu acompanhamento reflete possíveis modificações no solo, podendo ser considerada uma boa indicadora das alterações resultantes do manejo. (SOUZA et al., 2006b).

Atividades microbiológicas tais como respiração, fixação biológica do nitrogênio, mineralização de compostos orgânicos, atividade enzimática e biomassa microbiana do solo podem ser quantificadas através de técnicas bastante conhecidas. Combinando determinação da atividade microbiológica e estimativas do número de microrganismos, obtêm-se indicadores mais sensíveis da poluição do solo do que aqueles que seriam obtidos através de um único parâmetro (BROOKES, 1995).

A relação entre C da biomassa microbiana e o C orgânico do solo reflete a qualidade da MO, assim como a eficiência de conversão do C do solo em C microbiano. Da mesma maneira, a relação entre N da biomassa microbiana e o N total do solo indica a eficiência de conversão do N do solo em N microbiano (SPARLING, 1992). Por sua vez, o quociente metabólico (qCO_2) (relação entre quantidade de CO_2 liberado por unidade de C da biomassa microbiana e por unidade de tempo), proposto por Anderson & Domsch (1993), é utilizado para avaliar efeitos ambientais e antropogênicos sobre a atividade e a biomassa microbiana. Gama-Rodrigues et al. (1997) e Dettling et al. (2006) verificaram que o qCO_2 foi um indicador sensível para estimar o potencial de decomposição da MO.

A matéria orgânica afeta diretamente as características biológicas do solo, pois atua como fonte de carbono, energia e nutrientes para os microrganismos quimioheterotróficos e, através da mineralização dos elementos nitrogênio e enxofre orgânico, atua como fonte de energia aos microrganismos quimioautotróficos (MIELNICZUK, 2008). A adubação orgânica é cada vez mais utilizada para suprir a demanda de nutrientes por culturas comerciais e pastagens, (ASSMANN et al, 2007; MENEZES & SALCEDO, 2007), devido a sua grande disponibilidade

em certas regiões e ao seu baixo custo em relação aos adubos minerais (SHARPLEY & SMITH, 1995). Atualmente dispõe-se de uma enorme gama de compostos orgânicos que podem ter seus fins em prol da demanda química de nutrientes pelas culturas como lodo de esgoto, lodos provenientes dos curtumes, resíduos oleaginosos, dejetos animais, entre outros (TEDESCO et al., 2008). Alterações do solo com dejetos da indústria intensiva de animais é hoje uma prática comum que pode afetar positivamente ou negativamente diversas propriedades do solo, incluindo a atividade microbiana do solo (GREGORICH et al., 1994; KANDELER et al., 1999). Pelo fato da biomassa microbiana utilizar tais rejeitos orgânicos como fonte de nutrientes, esta será diretamente afetada quando esses forem aplicados no solo (FELSOT & DZANTOR, 1990).

Shi (2009) demonstrou a importância e os benefícios da aplicação em longo prazo de dejetos suínos isoladamente ou em conjugação com o bagaço de cana de açúcar em relação aos fertilizantes químicos. Os fertilizantes químicos aumentam claramente a fertilidade química do solo enquanto os dejetos suínos também aumentam a quantidade de matéria orgânica solo. Este aumento da matéria orgânica foi associado com a melhoria da estabilidade de agregados do solo, densidade aparente e resistência à penetração reduzidas do solo. Aumentos do carbono orgânico do solo também foram encontrados por ZHANG et al. (2009), que verificaram que aplicações de fertilizantes inorgânicos apresentaram pequenas influências sobre o carbono orgânico do solo. O aumento da matéria orgânica do solo decorrente da aplicação de dejetos líquidos de suínos também pode propiciar a imobilização de Cu e Zn disponíveis para as plantas e reduzir os riscos de fitotoxicidade no futuro (BERENGUER et al., 2008).

A utilização dos dejetos líquidos de suínos como adubo orgânico tem como um de seus principais fatores a reciclagem da matéria orgânica, ocorrendo a liberação de quantidades significativas de CO₂. Dessa forma, as populações microbianas do solo sofrem acentuada influência do ambiente, podendo os microrganismos ou seus processos ser inibidos em até 100% por diversos fatores estressantes, como por exemplo, a deposição de metais pesados ou mesmo condições de anaerobiose (SIQUEIRA et al., 1994). Portanto, parâmetros microbiológicos são ferramentas bastante úteis no monitoramento uso agrícola de resíduos. Cavallet et al. (2007) analisando a biomassa microbiana após a utilização de até 100 Mg ha⁻¹ do esterco de suíno não verificou inibição do processo de biodegradação desse resíduo em Latossolo Vermelho eutrófico, mas o uso de dosagens crescentes do esterco de suíno implica-

ram em quantidades crescentes de liberação de CO_2 no solo, ocorrendo uma maior liberação de CO_2 no início do experimento, com um decréscimo ao longo do tempo até estabilização dos níveis ao final do mesmo.

Plaza et al. (2004) aplicando dejetos suíno em monocultura de cevada durante um período de 4 anos constaram alteração na microbiota. Os autores verificaram que o carbono da biomassa microbiana foi semelhante no tratamento sem adubação (controle) e com adubação mineral, com 255 e 247 mg kg^{-1} de solo seco, respectivamente, enquanto no tratamento com aplicação de 150 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ o valor atingiu 442 mg kg^{-1} de solo seco. A atividade microbiana também se mostrou diferente neste estudo, com liberação de 77 $\text{mg C-CO}_2 \text{g}^{-1}$ por dia quando se aplicou 120 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$ de dejetos suínos, contra 56 $\text{mg C-CO}_2 \text{g dia}^{-1}$ nos tratamentos controle e adubação mineral. Os autores ainda encontram diferenças na atividade da fosfatase, uréase, catalase, deidrogenase, β -glucosidase, confirmando que a aplicação de dejetos suínos causa alterações na microbiota do solo.

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Descrição geral do experimento

O experimento foi instalado em uma propriedade suinícola no município de Braço do Norte, na microbacia Rio Cachorrinhos, região sul do Estado de SC, nas coordenadas 28° 15' S, 49° 15' O e altitude de 300 m (Figura 1). O solo da área de estudo foi originalmente classificado como Argissolo Vermelho Amarelo Distrófico típico (EMBRAPA, 2006).

O clima da região segundo a classificação de Köeppen é do tipo Cfa, isto é, clima subtropical úmido com temperatura média anual de 18 °C, temperatura média máxima e mínima de 35 °C e 0 °C, respectivamente. Os meses mais quentes e chuvosos são os de janeiro e fevereiro e os meses mais frios os de junho e julho (Anexo a). O período do ano com maior probabilidade de ocorrência de geadas é de maio a agosto (EPAGRI, 2010).

O presente trabalho foi conduzido durante os anos de 2008 e 2009 em um experimento que vem sendo conduzido desde 2002 sob sistema plantio direto (SPD). Antes da implantação do experimento a área constituía-se de uma pastagem naturalizada. A partir da implantação do experimento sempre é realizada a sucessão aveia/milho (inverno/verão) e sem a utilização de agrotóxicos. O delineamento experimental na área de estudo é o de blocos ao acaso (3 blocos) com 7 tratamen-

tos. As unidades experimentais possuem 27 m² (6 m x 4,5 m) sendo um (1) metro a bordadura.

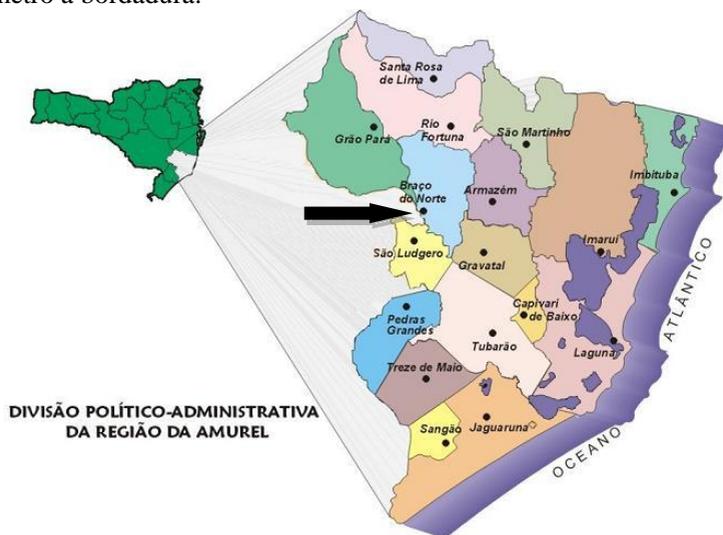


Figura 1. Localização do município de Braço do Norte, SC.

Os tratamentos utilizados foram: **(i)** testemunha (T); **(ii)** adubação com cama sobreposta de suínos com a recomendação normal do N às culturas (CS1) e com o dobro da recomendação (CS2); **(iii)** adubação com dejetos líquidos de suínos com a recomendação normal do N às culturas (DL1) e com o dobro da recomendação (DL2); e **(iv)** adubação com fertilizante nitrogenado mineral com a recomendação normal do N às culturas (AQ1) e com o dobro da recomendação (AQ2). As adubações foram realizadas com base no Manual de Adubação e Calagem RS/SC (CFQS RS/SC, 2004).

Durante o ciclo do milho foi realizada somente a adubação com cama sobreposta (CS1 e CS2), a qual foi espalhada manualmente sobre a superfície do solo 11 dias antes da semeadura devido à lenta mineralização dos nutrientes. A quantidade de cama sobreposta aplicada nos referidos tratamentos foi calculada com base na mineralização do N-amoniaco fornecido por este tipo de material às plantas (50 % do total) e encontram-se na Tabela 1. Desta forma, o total de N, P₂O₅ e K₂O fornecido pela cama foi de 88,5 kg ha⁻¹, 301 kg ha⁻¹ e 105 kg ha⁻¹, respectivamente por aplicação sendo o dobro para a aplicação duas vezes a dose recomendada (CS2). Durante o ciclo da aveia não foi realizada aplicação de cama sobreposta.

As adubações com dejetos líquidos de suínos (DL1 e DL2) e uréia (AQ1 e AQ2) foram parceladas em quatro doses correspondentes a 30 kg de N ha⁻¹ cada. As três (3) primeiras doses foram aplicadas durante o ciclo do milho aos 13, 51 e 95 dias após a semeadura e a quarta durante o ciclo da aveia aos 15 dias após a semeadura. A densidade do dejetos líquido utilizado nas 4 aplicações foi de 1,004 kg m⁻³; 1,002 kg m⁻³; 1,010 kg m⁻³, e 1,004 kg m⁻³, respectivamente, e portanto, o teor médio de P₂O₅ e K₂O utilizado por aplicação foi 26,66 kg ha⁻¹ e 36,3 kg ha⁻¹, respectivamente.

Na safra 2008/2009 a semeadura da cultura do milho (*Zea mays*) ocorreu no dia 28 de outubro de 2008, sendo utilizado o híbrido Agromen (AGN 20A06), com um espaçamento entrelinhas de 0,9 m e 5 plantas m⁻¹, obtendo-se uma densidade de, aproximadamente 55.500 plantas ha⁻¹. Já a primeira semeadura da aveia-preta (*Avena strigosa*), foi realizada a lanço (4.500.000 sementes ha⁻¹) no final de abril de 2009. Entretanto, devido à baixa incidência de germinação ocasionada pela falta de chuvas no período, foi realizada uma ressemeadura da aveia no dia 09 de junho. A variedade da aveia utilizada foi a IAPAR 61.

Tabela 1. Quantidade de cama sobreposta, uréia e volume de dejetos líquidos de suínos aplicados nas diferentes datas durante a condução do experimento.

Tratamentos	Data de aplicação				
	17/10/08	10/11/08	18/12/08	31/01/09	21/08/09
	Milho				
CS1 ⁽¹⁾	8,1
CS2 ⁽¹⁾	16,2
DL1 ⁽²⁾	...	51,0	73,3	26,2	...
DL2 ⁽²⁾	...	102,0	146,6	52,4	...
AQ1 ⁽³⁾	...	59,0	59	59	...
AQ2 ⁽³⁾	...	133,0	133,0	133	...
	Aveia				
CS1
CS2
DL1	26,2
DL2	52,4
AQ1	59
AQ2	133

Legenda. (1) Mg ha⁻¹, (2) m³ ha⁻¹, (3) Kg ha⁻¹. Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquidos uma vez (EL1), Adubação com dejetos líquidos duas vezes (EL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

6.2 Amostragem e análise do C-biomassa microbiana, respiração basal e C-orgânico do solo

A amostragem para a determinação do C-biomassa microbiana (CBM), respiração basal e C-orgânico total do solo (COT) foi realizada durante os anos de 2008 e 2009 (17/10/08, 18/12/08, 18/02/09, 21/08/09, 12/10/09). Em cada data foi coletado solo na camada de 0-10 cm, usando um trado de caneca. Foram coletadas 10 subamostras por unidade experimental, sendo essas misturadas para formar uma única amostra composta. Depois de coletadas, as amostras foram armazenadas em sacos plásticos e conduzidas ao Laboratório de Análise de Solos e Tecidos Vegetais do Departamento de Engenharia Rural (CCA) da UFSC, onde foram armazenadas em geladeira a 4 °C até a realização das análises, a qual ocorreu aproximadamente 10 dias depois de cada coleta.

Os teores de carbono da biomassa microbiana (CBM) foram determinados pelo método da fumigação-extração, proposto por Vance et al. (1987) e Tate et al. (1988), com adaptações propostas por Silva et al. (2001). As amostras foram passadas em peneira com abertura de malha de 2 mm e subdivididas em 6 subamostras de 30g, das quais 3 foram irradiadas em forno de microondas para causar a lise celular (FERREIRA et al., 1999). Então, o C-orgânico (amostras irradiadas e não-irradiadas) das amostras foi extraído com uma solução de sulfato de potássio (K_2SO_4) 0,5 mol L⁻¹; oxidado por uma solução de dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) 0,066 mol L⁻¹ e titulado com uma solução de sulfato ferroso amoniacal ($FeSO_4(NH_4)_2SO_4.6H_2O$) 0,033 mol L⁻¹. A estimativa do CBM foi calculado conforme a eq. 1 de acordo com Gama-Rodrigues (1992):

$$CBM (g kg^{-1} solo) = \{(Vb - Va) \times (M \times 0,003 \times 50 \times 10^6) \div (8 \times Ps)\},$$

onde, Vb = volume (ml) de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da prova em branco; Va = volume (ml) do sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra; M = molaridade exata do sulfato ferroso amoniacal; Ps = massa (g) de solo seco.

A respiração basal do solo, onde se avalia a quantidade de CO₂ emitida pelos microrganismos, foi determinada em triplicatas. Em cada amostra composta, segundo Jenkinson & Powlson (1976). Resumidamente, 50 g do solo úmido foi colocado em recipiente hermeticamente fechados e o CO₂ produzido pela respiração microbiana foi captado por uma solução de NaOH 1,0 mol L⁻¹ durante um período de 14 dias de incubação. O CO₂ captado na solução de NaOH, foi então determinado por titulação com uma solução de HCl 1 mol L⁻¹, acrescentando-se juntamente 2 mL de uma solução saturada de BaCl₂ para a precipitação de

NaCO₃ usando 2 gotas de fenolftaleína como indicador. O cálculo da RB do solo foi de acordo a equação 2:

$$RB(mg\ CO_2\ kg^{-1}\ solo\ hora^{-1}) = \{[(Vb - Va) \times (M \times 6 \times 1000) \div Ps] \div T\},$$

onde, Vb = Volume de ácido clorídrico gasto na prova em branco (ml); Va = Volume de ácido clorídrico gasto na titulação da amostra (ml); M = molaridade exata do HCl; Ps = massa seca da amostra (g); T = tempo de incubação (horas).

O quociente metabólico é definido pela relação entre a respiração e o C da biomassa microbiana, sendo este determinado conforme Anderson & Domsch (1993) pela equação 3:

$$qCO_2(mg\ CO_2\ g^{-1}\ BMS\ h^{-1}) = \frac{RB}{CBM \times 10^{-3}}$$

onde: RB = respiração basal do solo calculado pela equação 1; CBM = carbono da biomassa microbiana do solo calculado pela equação 2.

O carbono orgânico total do solo (COT) foi determinado pelo método da oxidação da matéria orgânica via úmida (Walkley-Black), segundo Nelson & Somers, (1982). Resumidamente, 20g de solo seco foi triturado em gral e passado em peneira com malha de 80 mm. Em seguida transferiu-se para um erlenmeyer 0,5g de solo já triturado e peneirado, adicionou-se 10 ml da solução de dicromato de potássio 0,4 N juntamente com um tubo de ensaio cheio de água, que funcionou como condensador. O erlenmeyer foi aquecido até fervura branda por 5 minutos, após esfriar foi adicionado 80 ml de água destilada, 2ml de ácido ortofosfórico e 3 gotas do indicador difenilamina. Em seguida a solução foi titulada usando uma solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1 N. O cálculo do COT foi calculado de acordo com a equação 4:

$$CO = \{[(40 - V) \times f] \times 0,6\}$$

onde V = volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação; f = 40 dividido pelo volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na prova em branco.

6.3 Coleta de solo e análises

A coleta de solo para análise da fertilidade do solo foi realizada no final do ciclo do milho e da aveia nos dois anos de condução do experimento. As amostras de solo foram coletadas usando um trado holandês e foram coletadas nas camadas de 0-15 e 15-30 cm. Em cada repetição de cada tratamento foram coletadas 7 subamostras. O solo foi misturado, formando uma amostra por parcela. Em seguida, o solo foi seco,

moído e preparado para as análises de argila, pH, P, K, MO, Al, Ca e Mg seguido do método proposto por Tedesco et al., (1995).

6.4 Avaliação da decomposição dos resíduos da Aveia

No dia 13 de outubro de 2008, a aveia foi derrubada com a ajuda de uma roçadeira, sendo seus restos vegetais deixados sobre o solo. Em seguida se efetuou a semeadura do milho utilizando uma máquina semeadora manual tipo matraca. Nessa ocasião coletou-se a parte aérea da aveia que foi conduzida ao Laboratório de Águas, Solo e Tecido Vegetal (ENR/UFSC), onde foi seca em estufa com ar forçado a 65°C até massa constante. Em seguida determinou-se o rendimento por hectare. Desse material, retirou-se uma amostra para avaliar o processo de decomposição da palhada ao longo do tempo.

O resíduo foi colocado em bolsa de nylon (*litter bags*) medindo 25 cm x 25 cm com abertura da tela de dois mm, que foi colocado no campo (04 envelopes em cada parcela) em contato com o solo, totalizando 84 bolsas em todo o experimento. Aos 5, 18, 48 e 100 dias após a deposição das bolsas na superfície do solo retirou-se uma bolsa por tratamento que foi levada para o laboratório onde o material foi seco a 65°C, até massa constante. Após a limpeza do envelope para retirar partículas de solo e outros materiais foi realizada a determinação da matéria seca. A degradação do material foi determinada pela fórmula:

$$\text{Degradação} = (\text{peso inicial/peso final}) \times 100$$

6.5 Avaliação do rendimento das culturas

No dia 6 de abril de 2009 realizou-se a colheita do milho, após 160 dias de sua semeadura. A avaliação do rendimento dos grãos de milho foi realizada em uma área de 8,1 m² de cada parcela de 27 m². O milho colhido foi identificado e levado para o Laboratório de Águas, Solo e Tecido Vegetal (ENR/UFSC) e seco em estufa com ar forçado a 65 °C até a matéria seca constante. Após seco a umidade foi corrigida para 12%.

O rendimento da cultura da aveia foi avaliado no dia 22 de outubro de 2009, após 136 dias da semeadura. Para avaliar o rendimento da biomassa da cultura utilizou-se um quadrado de madeira medindo 0,25 m², que foi jogado aleatoriamente em três pontos da parcela onde foi cortada e coletada toda a parte aérea. O material coletado foi pesado a campo e deste foi retirado três sub-amostras as quais foram armazenadas e identificadas em sacos plásticos e conduzido ao Laboratório de Solos,

Água e Tecidos Vegetais da UFSC. Determinou-se a massa do material ainda verde e depois que o resíduo foi seco em estufa com circulação de ar forçado a 65°C até a massa constante foi determinado a matéria seca.

6.6 Análise Estatística

Os resultados obtidos foram testados quanto à normalidade pelo método de Kolmogorov-Smirnov, submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias dos tratamentos comparadas pelo teste de tukey ($P \leq 0,05$).

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 Carbono Orgânico Total

O teor de carbono orgânico total (COT) na camada de 0-15cm foi igual em todos os tratamentos nas diferentes épocas avaliadas (tabela 2). Analisando a tabela 2 verifica-se que os teores no período avaliado foram de 19 g kg⁻¹ em outubro de 2008 no tratamento CS2 a 13 g kg⁻¹ em maio de 2009 no tratamento AQ1.

Verifica-se que após 07 anos de adubação consecutiva (início do experimento em 2002), os teores de COT do solo sofreram pouca alteração (tabela 2). No início do experimento os tratamentos possuíam uma média de 18 g kg⁻¹ de COT na camada de 0-15 cm, ao passo que ao final do primeiro cultivo (maio de 2003) esses níveis apresentaram redução média de 16% (GAYA, 2004). Dortzbach (2009) demonstrou no ano de 2007 que os níveis de COT na camada de 0-15 cm tiveram uma redução de 11% no tratamento T, 16% nos tratamentos AQ1 e AQ2 (adubação química uma e duas vezes a recomendação de N), 5% nos tratamentos AEL1 e AEL2. Por outro lado, ocorreu incremento de 6% no tratamento ACS1 (cama sobreposta uma vez a recomendação em N) e 11% no tratamento ACS2 em relação aos níveis iniciais do ano de 2002.

Vários trabalhos relatam que a adoção de sistema de cultivo de culturas anuais, especialmente em sistema de cultivo convencional, em áreas de campo naturalizado, situação original antes da implantação do presente trabalho, pode causar a diminuição do teor de COT no solo ao longo do tempo (SOUZA et al., 2006a; NEVES et al., 2004; YANG et al., 2009). Assim, para minimizar as perdas de COT no solo é necessário que as mesmas sejam menores que as entradas de carbono. No experimento do presente trabalho existe uma alta adição de resíduos de vegetais, ultrapassando 10 Mg ha⁻¹ de matéria seca em alguns tratamentos. De acordo com Mielniczuk et al. (2003) para manter estável o estoque

de COT no solo em sistema plantio direto é necessário uma entrada mínima de $4,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de matéria seca, ficando, portanto, evidente a sustentabilidade do presente experimento, onde ocorre uma entrada de matéria seca de mais de três vezes o mínimo recomendado na literatura.

Tabela 2. Teores de carbono orgânico total na camada de 0-15 cm, em solo submetido à aplicação de dejetos suíno e fertilizante nitrogenado mineral, em meses dos anos de 2003¹, 2004¹, 2007², 2008 e 2009

Treatment	jan/03	mai/03	out/03	mai/04	fev/07	ago/07	out/07	out/08	mai/09	out/09
g kg ⁻¹										
T	18	15	17	19	17	16	16	16	14	15
AQ1	18	14	16	18	16	15	15	16	13	15
AQ2	18	16	18	17	16	15	15	15	14	15
EL1	18	16	18	18	17	16	17	17	16	16
EL2	18	16	16	18	17	17	17	16	14	15
CS1	18	15	17	18	20	17	19	17	15	16
CS2	18	15	17	20	20	18	23	19	17	18

Legenda: Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquido uma vez (EL1), Adubação com dejetos líquido duas vezes (EL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2). **Notas:** ¹ Adaptado de Gaya, 2004; ² Adaptado de Dortzbach, 2009.

No que concernem os tratamentos com dejetos líquidos de suíno, os valores de COT apresentaram uma queda a partir do primeiro ano de cultivo (maio de 2003) chegando a 11% e 22% nos tratamentos EL1 e EL2, respectivamente. Apesar de os dejetos possuírem até 25% de matéria orgânica em sua composição, os teores de água nos dejetos também são elevados e isso facilita a lixiviação do COT (DAI PRÁ et al, 2009). Aita et al. (2007) trabalhando com a aplicação de dejetos líquidos de suíno sobre a palhada de trigo observaram que os níveis de mineralização do material (na forma de liberação de CO_2) aumentaram, o que pode comprometer o acúmulo de carbono orgânico no solo devido à baixa relação C/N dos dejetos suínos. No presente trabalho, a adubação com fertilizante nitrogenado mineral (AQ1 e AQ2) também não propiciou acúmulo de COT no solo, mas nesses tratamentos os estoques foram mantidos após a queda inicial, logo após a instalação do experimento. Esse comportamento se deve ao fato que o único material carbonáceo adicionado no solo é aquele resultante da rizodeposição e deposição de resíduos das culturas de milho e de aveia, sendo esta entrada muito bai-

xa para gerar acúmulo de carbono orgânico no solo. O mesmo efeito foi observado por Diekow (2003) ao estudar sucessão aveia/milho sob adubação nitrogenada, onde não houve acúmulo e nem perdas dos níveis de matéria orgânica do solo em 17 anos de experimento. Poirier et al. (2009) avaliando diferentes sistemas de manejo com adubação nitrogenada durante 14 anos também concluíram que a adubação nitrogenada em sistema plantio direto não influenciou os estoques de carbono; apenas manteve os níveis do início do experimento. Ademais, no experimento em Braço do Norte a palhada permanece sobre o solo e tem uma alta relação C/N, de 34% em média. Saviozzi et al. (1997), e Chantigny et al. (2001) relatam que ao adicionar adubos ricos em nitrogênio no solo ocorre um aumento na mineralização do C na forma de CO₂. Esse aumento na emissão de CO₂ está relacionado ao aumento da taxa de mineralização tanto do carbono existente na matéria orgânica do solo, como aquele adicionado via dejetos e com palhada. Assim, em função da intensidade e da frequência que o solo é submetido a estas adubações, e da quantidade de resíduos que permanece sobre o solo, poderá ocorrer redução no estoque de MOS a médio e longo prazo.

7.2 Carbono da biomassa microbiana

Os teores de carbono da biomassa microbiana do solo foram avaliados em cinco datas distintas, em diferentes etapas da adubação e do ciclo das culturas do milho e da aveia (figura 2). Através da análise de variância (anexo b), verifica-se que não houve efeito dos tratamentos no carbono da biomassa microbiana do solo, na camada 0-10 cm em nenhuma data avaliada.

Verificou-se tendência ($p < 0,10$) de ocorrer os maiores teores de C na biomassa microbiana com a adição de cama sobreposta de suíno, duas vezes a recomendação (CS2) em fevereiro, agosto e outubro, sendo que o maior valor, 77 mg C-microbiano kg⁻¹ no solo seco, foi encontrado na última coleta de solo (figura 2). Os maiores valores no tratamento CS2 podem ser atribuídos ao fato que a cama sobreposta possui um elevado grau de humificação, conferindo-lhe lenta decomposição e, por consequência, liberação gradual de nutrientes. Assim, ocorre o fornecimento de nutrientes por um maior período de tempo à biomassa microbiana.

Os compostos orgânicos, em comparação aos fertilizantes inorgânicos, incrementam a biomassa microbiana, porque ocorre aumento nas proporções de carbono e nitrogênio lábeis, estimulando diretamente a atividade da biomassa (BALOTA et al., 1998; PAULI et al., 2007;

OLIVEIRA et al., 2009). O carbono orgânico dissolvido representa uma pequena fração, mas funcionalmente muito importante da matéria orgânica do solo (VAN HEES et al., 2005). Muitos experimentos em laboratório e a campo demonstraram que a atividade microbiana aumenta fortemente em resposta à adição de carbono lábil em curtos períodos (MIKOLA & SETÄLÄ, 1998; EKBLAD & NORDGREN, 2002). Portanto, os períodos de coleta podem ter mascarado o efeito da aplicação dos adubos sobre a biomassa microbiana, onde o espaçamento entre coletas não foi suficiente para permitir a quantificação do efeito “priming”¹ (Jenkinson, 1966) que poderia ser causado pelas aplicações.

Os tratamentos com adubação química (AQ1 e AQ2) apresentaram tendência de diminuição do CBM após as adubações durante o ciclo do milho (novembro de 2008, janeiro e fevereiro de 2009) em relação aos valores da primeira coleta. A diminuição do CBM nos tratamentos AQ1 e AQ2 demonstram que a aplicação de material rico em N no solo favorece a diminuição da absorção de carbono pela biota do solo e a aplicação de N no solo altera a quantidade de biomassa e nutrientes nela contida (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Assis et al. (2003) encontraram resultado semelhante ao comparar tratamentos com e sem aplicação de nitrogênio na forma de uréia, onde a aplicação de N diminuiu em 20% o carbono da biomassa em relação à testemunha (sem aplicação de uréia). Em alguns estudos se mostra um efeito negativo da adição de N mineral na biomassa microbiana, o que pode estar relacionado a um estímulo da nitrificação, aos efeitos negativos do NO_3^- na microbiota ou, ainda, ao estímulo no crescimento da planta, resultando em maior competição entre a planta e os microrganismos por nutrientes (WARDLE & HUNGRIA, 1994).

Com exceção do tratamento CS2, verifica-se que em média os demais tratamentos apresentaram valores de biomassa microbiana semelhantes, pois o sistema de plantio direto contribui com grande aporte de material orgânico na superfície do solo, melhorando as condições de crescimento microbiano e implicando em maior acúmulo de carbono pela biomassa microbiana. No sistema de plantio direto ocorre um fornecimento constante de resíduos orgânicos, permanecendo o solo coberto, com menor variação e níveis mais adequados de temperatura e umidade (SANTOS et al, 2004).

¹ Efeito que acelera ou inibe a decomposição da matéria orgânica nativa em resposta à adição de resíduos orgânicos ao solo (JENKINSON, 1966).

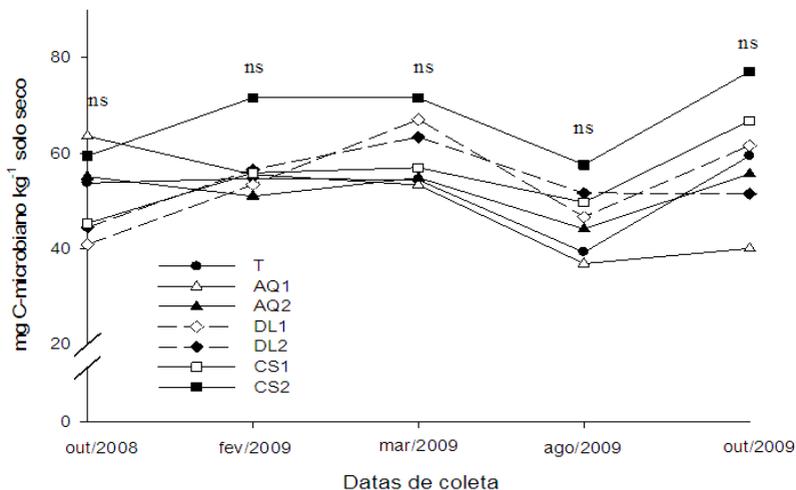


Figura 2. Teores de carbono da biomassa microbiana na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquidos uma vez (DL1), Adubação com dejetos líquidos duas vezes (DL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

Os teores de CBM foram menores que as demais datas, no mês de agosto de 2009. Isso pode ser decorrente da temperatura do solo nesse período, como relatado por ESPINDOLA et al. (2001); PARRON et al. (2003); GONÇALVES et al. (2007); SUGIHARA et al. (2010). A maioria dos microrganismos do solo como fungos, bactérias e actinomicetos pertencem ao grupo dos mesófilos, onde as temperaturas ótimas para seu crescimento são de 25° C e 40° C, com limites mínimos de 15° C e máximos de 40° C (TSAI et al., 1992). Os efeitos da sazonalidade e os períodos de coleta podem contribuir para a inexistência de diferenças entre os tratamentos. Assim, a continuidade da presente pesquisa seria de extrema importância para sanar dúvidas sobre o efeito sazonal. No presente trabalho a ausência de diferenças entre tratamentos nos teores de carbono microbiano pode ser atribuída à pequena quantidade de matéria orgânica lábil nos adubos aplicados (dejetos líquidos de suíno e adubo nitrogenado mineral), que poderia ser assimilada pela biomassa microbiana do solo. Assim a maior parte da energia necessária para a manutenção desta microbiota seria proveniente de restos de culturas existentes nas parcelas, a qual tem alta relação C/N, lenta decomposição e, portan-

to, lenta liberação de nutrientes (WISNIEWSKI & HOLTZ, 1997; HEINRICHS et al., 2001; PAULI et al., 2007; GIACOMINI et al., 2008a).

7.3 Relação C-microbiano/ C-orgânico (qMIC)

A relação carbono microbiano/carbono orgânico ou quociente microbiano (qMIC) a qual representa a relação entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico total do solo é um índice utilizado para indicar a eficiência da biomassa microbiana em utilizar o carbono orgânico do solo (ANDERSON & DOMSCH, 1989; SPARLING, 1992). O qMIC nos tratamentos variou de 0,17% até 0,45% (figura 3).

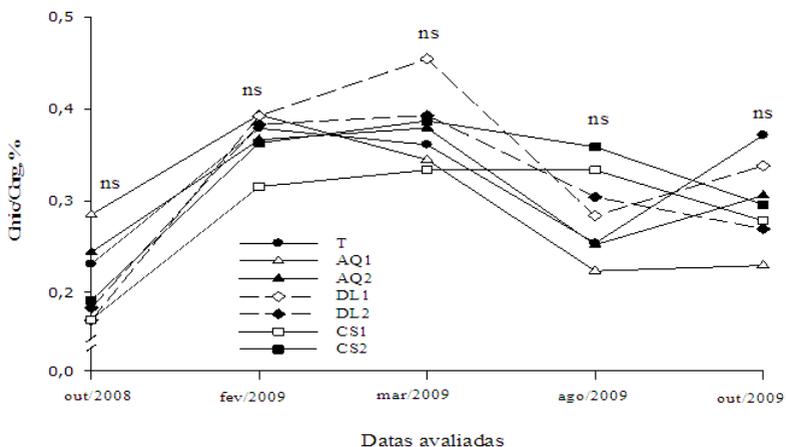


Figura 3. Quociente microbiano na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquidos uma vez (DL1), Adubação com dejetos líquidos duas vezes (DL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

Segundo Anderson & Domsch (1989), a relação C_{mic} / C_{org} pode variar de 0,2 a 7%, sendo que esse amplo espectro é devido às diferenças de tipo de manejo do solo, de épocas de amostragem de solo e de métodos analíticos utilizados. O qMIC apresentou valores muito similares nas cinco datas de coleta não sendo observado diferença entre os tratamentos nas diferentes datas (anexo c). Neste sentido, valores mais

elevados desta relação representam uma maior conversão do COT em biomassa microbiana, ao longo do tempo.

Marchiori & Melo (2000) ao analisar as formas do carbono da matéria orgânica e o carbono da biomassa microbiana em um solo classificado como Latossolo Roxo sob mata natural e submetido a diferentes formas de manejo agrícola, relatam que os maiores valores de quociente microbiano significam maior conversão de carbono orgânico em carbono de biomassa microbiano. Com isso, se pode inferir que onde se encontrou os maiores valores de quociente microbiano a biomassa microbiana imobilizou o carbono fornecido ao solo via adição de dejetos.

A correlação linear positiva entre o carbono da biomassa microbiana e o carbono orgânico do solo (figura 4) também foi verificada por Balota et al. (1998), Mercante et al. (2004), Perez et al. (2004) e Simon et al. (2009). Isso pode ser atribuído à maior disponibilidade de C nos tratamentos CS1 e CS2. Nesses tratamentos é maior a quantidade de C orgânico solúvel em relação àquelas que recebem fertilizantes inorgânicos. Os compostos orgânicos incrementam a biomassa microbiana porque aumentam as proporções de C e N lábeis, estimulando diretamente a atividade microbiana (JAVUREK et al., 2005).

Santos et al. (2004) verificaram que manejos que mantêm elevados os teores de carbono total no solo proporcionam uma maior biomassa e atividade microbiana. Todos os organismos vivos requerem um suprimento de nutrientes e energia em quantidades e formas adequadas, de forma que as respostas a adições de carbono por microrganismos normalmente se dão por aqueles com características *heterotróficas* ou *organotróficas*, ou seja, que obtêm o carbono para sua biossíntese celular a partir de outros compostos orgânicos, e quanto maior for esta adição maior será a biomassa microbiana deste ecossistema (NEVES, 1992).

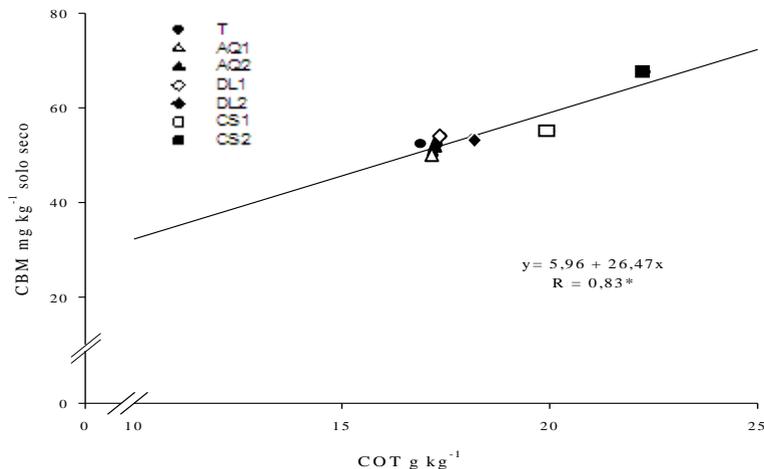


Figura 4. Correlação linear na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral, média de cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).

7.4 Respiração basal do solo

Através da figura 5, verifica-se que a respiração basal do solo, foi maior nas datas de coletas realizadas em fevereiro e outubro de 2009, na camada 0-10 cm. No geral, com exceção do tratamento CS2, todos os demais apresentaram atividade microbiana similar no decorrer dos ciclos da aveia e do milho, independente do tipo e da quantidade adubação (figura 5). Observa-se que em fevereiro de 2009 os tratamentos com cama sobreposta apresentaram um pico na atividade microbiana, onde o tratamento CS2 apresentou uma liberação de CO₂ 52% maior quando comparado com o tratamento DL1, que obteve a menor atividade microbiana nesta data, fato que pode estar ligado à adubação realizada em outubro de 2008. O substrato utilizado na cama sobreposta foi maravalha que possui uma elevada relação C/N, e segundo Fortes Neto (2000), resíduos com elevada relação C/N contribuem para uma maior perda de carbono via respiração, ao invés de ser imobilizado pela microbiota do solo. Giacomini et al. (2008) avaliando a mineralização do carbono na palha de aveia com aplicação de dejetos suínos e cama sobreposta de suínos encontraram um aumento de 52% na liberação de CO₂ com a adubação com cama em relação à adubação com dejetos suínos em 80

dias de incubação. A adição ao solo de CS aumentou a liberação de C-CO₂ em relação aos tratamentos DL, AQ e T, como resultado do metabolismo respiratório da população microbiana heterotrófica. Isso se deve principalmente à maior adição de C ao solo mediante CS.

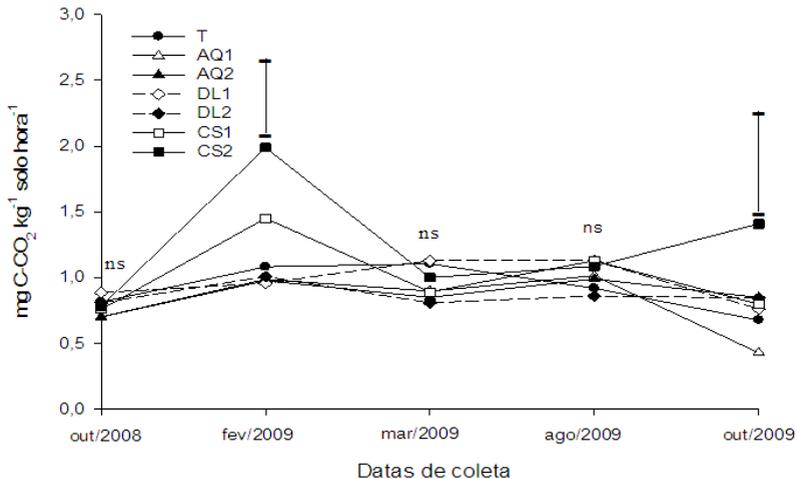


Figura 5. Respiração basal do solo na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquido uma vez (DL1), Adubação com dejetos líquido duas vezes (DL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (ACS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2). Barras verticais indicam diferença significativa pelo teste de Tukey (5%).

Conforme Sala (2002), a respiração basal é um indicador da qualidade do carbono orgânico disponível no solo aos microrganismos heterotróficos, e quanto maior a quantidade de CO₂ liberada por unidade de peso de solo, maior a quantidade de substrato assimilável para o desenvolvimento da biomassa microbiana. Assim supõe-se que a adubação com cama sobreposta pode causar alteração temporal na microbiota do solo, pois ODUM (1988) prediz que, à medida que uma determinada biomassa microbiana se torna mais eficiente, menos carbono é perdido na forma de CO₂ pela respiração e uma maior proporção de carbono é incorporada ao tecido microbiano (SPARLING, 1997). Para Cattelan & Vidor (1990) o maior teor de biomassa microbiana encontra-se positivamente relacionado com a liberação de CO₂, comportamento que pode explicar o maior aporte de CO₂ nos tratamentos com cama sobreposta duas vezes a recomendação de N (CS2).

Ao final do ciclo da aveia (outubro de 2009) observa-se que a adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2) obteve resultado estatisticamente diferente dos outros tratamentos, liberando 71% mais de CO₂, comparativamente ao tratamento com adubação química uma vez a recomendação de N (AQ1). A medida da respiração do solo é bastante variável e dependente, principalmente, da disponibilidade do substrato, umidade e temperatura (BROOKES, 1995). Portanto, espera-se que a liberação de C-CO₂ ocorra de forma mais lenta. No entanto, nota-se que a atividade microbiana somente aumentou após as baixas temperaturas do inverno, as quais mostram influência da atividade microbiana. Plaza et al. (2004) verificaram maiores atividades de urease, BAA-protease, fosfatase, β-glucosidase, deidrogenase e catalase com o aumento gradativo das doses de dejetos suíno (30, 60, 90, 120 e 150 m³ ha⁻¹ de dejetos). Diversos autores em experimentos a campo e em laboratório encontraram maior atividade de fungos e bactérias (DORAN, 1980; CONTE et al., 2002, BÁRCENAS-MORENO et al., 2009) quando elevaram as temperaturas, confirmando que a temperatura é condicionante para a funcionalidade da biomassa microbiana. Os dados encontrados diferem daqueles do trabalho de Marques (2005), que com a aplicação de 6,3 vezes mais carbono orgânico na forma de cama sobreposta não encontrou diferença estatística em relação à adubação com dejetos suíno em coletas realizadas durante 62 dias.

7.5 Quociente metabólico

O quociente metabólico ou taxa de respiração específica (qCO₂), representa a quantidade de carbono liberado na forma de CO₂ por unidade de biomassa microbiana em determinado tempo. O quociente metabólico ou taxa de respiração específica (qCO₂), na média das cinco coletas, foi igual entre os tratamentos (figura 6). A biomassa microbiana mais eficiente é aquela que perde menos CO₂ com a respiração e incorpora mais C no tecido microbiano. Assim, quanto menores os valores de qCO₂ mais eficiente é a biomassa microbiana. Anderson e Domsch (1993) atribuem quocientes metabólicos elevados a comunidades microbianas em estágios iniciais de desenvolvimento ou a algum tipo de estresse metabólico.

Considerando que o qCO₂ é uma relação entre o CO₂ liberado pela biomassa microbiana e a quantidade de biomassa do sistema, e que nem o carbono da biomassa microbiana nem a respiração basal, no geral, sofreram efeitos dos tratamentos, pode-se afirmar que a comunidade microbiana presente no solo é eficiente e encontra-se em um estágio avançada e bastante estabilizada. A estabilidade do sistema demonstra a

importância de práticas conservacionistas na agricultura, pois uma maior respiração pode representar maior quantidade de C liberada do solo, acarretando diminuição dos teores no solo (INSAM et al., 1991). O tipo de manejo do solo pode selecionar uma população microbiana mais eficiente, que perderia menos C via respiração. Essa característica da comunidade microbiana pode ser muito importante na manutenção dos teores de C do solo (INSAM, 1990), uma vez que os valores encontrados se assemelham a sistemas de baixa entropia.

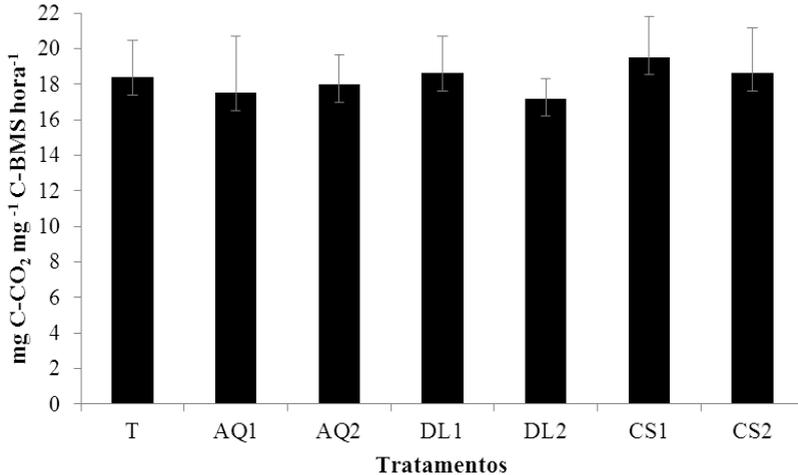


Figura 6. Quociente metabólico na camada de 0-10 no solo submetido à aplicação de dejetos e fertilizante nitrogenado mineral em cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009, out/2009).

Legenda - Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquido uma vez (DL1), Adubação com dejetos líquido duas vezes (DL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

7.6 Rendimento das Culturas

7.6.1 Aveia (*Avena strigosa*)

Nos dois anos avaliados os rendimentos da cultura não tiveram diferenças estatísticas entre os tratamentos (tabela 3). Em 2008 o rendimento de matéria seca variou de 9,4 Mg ha⁻¹ no DL2 até 13,1 Mg ha⁻¹ no tratamento AQ1 (tabela 3) e em 2009 foi de 9,8 no T Mg ha⁻¹ até 15 Mg ha⁻¹ no DL2 (tabela 3).

O coeficiente de variação dos resultados (24% em 2008 e 21% em 2009) podem em parte explicar a não existência de diferença estatís-

tica, além de o experimento possuir apenas três repetições, o que diminui o rigor estatístico.

No mesmo experimento Comin et al. (2007) não encontraram diferenças estatísticas no rendimento da aveia preta entre os tratamentos, encontrando o menor rendimento no tratamento AQ1 com $8,55 \text{ Mg ha}^{-1}$ e o melhor rendimento no tratamento CS2 com $10,87 \text{ Mg ha}^{-1}$. Por se tratar de um experimento de longa duração, que recebe periodicamente aplicações de adubos orgânicos e inorgânicos, o solo possui um acúmulo de nutrientes no solo. Além disso, deve ser considerado que a cultura da aveia preta não responde a doses muito elevadas de nitrogênio o que explica a paridade dos rendimentos.

Tabela 3. Produção da aveia (MS Mg ha^{-1}) no ano de 2008 nos tratamentos adubados com uréia, esterco líquido e cama sobreposta.

Tratamento	2008	2009
	MS Mg ha ⁻¹	
T	10,3	9,9
AQ1	13,1	11,1
AQ2	12,3	12,7
DL1	10,9	12,2
DL2	9,4	15,0
CS1	12,3	11,3
CS2	11,8	12,4

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquido uma vez (EL1), Adubação com dejetos líquido duas vezes (EL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

Durigon et al. (2002) analisando o rendimento acumulado de aveia preta aplicando doses de 20 e $40 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de esterco líquido de suíno em intervalos de 45 a 60 dias, obtiveram melhores respostas com a menor aplicação de dejetos. Estes autores observaram que a dose de 40 m^3 obteve um rendimento 20% maior em relação à dose de 20 m^3 e de 61% em relação à testemunha sem adubação. Já a dose de 20 m^3 proporcionou um rendimento 52% maior que a testemunha. Os resultados foram atribuídos a uma super aplicação na cultura, onde a quantidade de esterco aplicada foi acima da capacidade de utilização pela pastagem natural. Ceretta et al. (2005a), em um experimento com a aplicação de 20, 40 e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquido de suínos antes da semeadura da aveia preta, encontraram rendimentos de 14,4; 20,4 e $27,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, respectivamente, contra $6,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ na área sem o uso de dejetos, mostran-

do que a maior eficiência técnica para a produtividade de matéria seca de aveia preta ocorreu com doses muito altas de dejetos líquidos de suínos, ou seja, em torno de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Os trabalhos dos autores citados corroboram com a idéia de tendência observada no experimento de Braço do Norte no ano de 2009, onde os maiores rendimentos da aveia foram encontrados na dose de esterco líquido com uma vez a recomendação de N. Além disso, algumas mudanças climáticas e a estiagem que ocorreu na época de semeadura também podem ter contribuído para tal.

7.6.2 Rendimento da Cultura do Milho (*Zea mays*)

O rendimento de grãos de milho não foi afetado pela adição de dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta e fertilizante nitrogenado mineral (tabela 4). O rendimento de grãos variou de $6,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ no tratamento DL2 até $3,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ na testemunha (tabela 4). O alto coeficiente de variação (C.V. 30%) pode explicar em parte a falta de discrepância estatística dos dados. Léis (2009) na safra de 2007 e Gaya (2004) na safra de 2003, neste mesmo experimento observaram que os melhores rendimentos da cultura do milho foram encontrados nos tratamentos com cama sobreposta de suínos. O mesmo não ocorreu na safra 2008/2009, provavelmente, devido a efeitos climáticos, pois ocorreu uma forte estiagem quando a cultura ainda se encontrava na fase de plântula fazendo com que, provavelmente, os tratamentos adubados com dejetos líquidos de suínos obtivessem os melhores rendimentos, pois esses dejetos possuem um grande volume de água, em torno de 95% (SCHERER, 1996).

Giacomini e Aita (2008) encontraram resultados semelhantes com aplicação de 140 kg ha^{-1} de N nas formas de cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de suínos e adubação química (NPK) em sistema plantio direto na cultura do milho. Os autores mostram que a adubação com cama sobreposta não propiciou os maiores rendimentos ($2,08 \text{ Mg de grãos ha}^{-1}$), que foram 50% menor em relação à adubação química ($5,6 \text{ Mg de grãos ha}^{-1}$) e 32% menor em relação à adubação com dejetos líquidos de suínos ($4,1 \text{ Mg de grãos ha}^{-1}$), atribuindo tal resultado à qualidade do adubo aplicado e às condições edafoclimáticas. Yang et al. (2006) avaliando o rendimento do milho com a aplicação de dejetos líquidos de suínos (DL) e uréia (N) durante 23 anos, observaram que o efeito dos adubos no rendimento de grãos de milho foi na seguinte ordem DL > N > T. Os autores observaram um aumento da produtividade de grãos de 20,5% para DL, 17,8% para N em relação à testemunha (T), sem adubação. Os autores atribuíram os melhores rendimentos de grãos

para os tratamentos com dejetos suíno devido à quantidade de nutrientes existentes nos dejetos. Os dados do experimento assemelham-se aos de Ceretta et al. (2005a), onde encontraram maiores rendimentos de grãos de milho na dose mais alta de aplicação de dejetos líquidos de suíno ($80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$).

Tabela 4. Rendimento de grãos de milho (Mg ha^{-1}) no ano de 2009 nos tratamentos adubados com uréia, esterco líquido e cama sobreposta.

Tratamentos	Mg ha^{-1}
T	3,6
AQ1	5,7
AQ2	5,9
DL1	4
DL2	6,6
CS1	4,3
CS2	5,8

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquidos uma vez (EL1), Adubação com dejetos líquidos duas vezes (EL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

7.7 Decomposição da palhada da aveia

A decomposição da palhada da aveia não foi afetada pelos tratamentos (figura 7). Observa-se que na primeira coleta realizada no experimento (28 de outubro de 2008) houve uma redução de quase 10% da matéria seca da palhada em todos os tratamentos. Tal efeito pode ser atribuído à remoção da fração solúvel em água da chuva dos resíduos culturais, e à facilidade de decomposição desta pela população microbiana (AITA & GIACOMINI, 2003). Para Reinertsen et al. (1984) e Christensen (1985), a elevada taxa inicial de decomposição dos resíduos culturais se deve à facilidade com que os compostos orgânicos, especialmente, os carboidratos da fração solúvel em água são utilizados como fonte de energia pela população microbiana. Os resíduos orgânicos ou palhada são fonte de energia (carbono) e nutrientes para a maioria das populações microbianas do solo, aumentando a atividade biológica e

melhorando as relações ecológicas (POWLSON et al. 1987), existindo uma forte relação entre restos de cultura e a biomassa microbiana do solo.

Esse comportamento da fitomassa da aveia se manteve para os diferentes tratamentos, com uma maior redução da matéria seca nos primeiros dias de exposição ao ambiente, como foi observado em outros trabalhos (WISNIEWSKI & HOLTZ, 1997; SARAIVA & TORRES, 1998; CERETTA et al., 2002; AITA & GIACOMINI, 2003). A decomposição da fitomassa possui uma forte relação com o período de maior precipitação pluviométrica da região, pois após a instalação das bolsas de decomposição no mês de outubro de 2008, as médias de chuva na região foram decrescentes, elevando-se em janeiro de 2009 (anexo a), quando a degradação aumentou, após 100 dias da instalação do material no experimento.

Apesar do elevado rendimento da aveia (tabela 3), em geral as taxas foram semelhantes, onde os tratamentos AQ2 e CS2 tiveram taxa de decomposição, de 44 %, seguidos de DL1 e AQ1 com 41%, DL2 e CS1 com 37% de degradação. A menor taxa de decomposição foi obtida no tratamento sem adubação (testemunha), que foi de 31%, apesar de não haver diferença estatística entre os tratamentos. Resultados semelhantes foram encontrados por Aita et al. (2006) em experimento com aplicação de 40 m³ de dejetos suíno ha⁻¹ sobre resteva da aveia preta, que concluíram que não houve efeito da aplicação do dejetos sobre a decomposição do material. Amado et al. (2003) em experimento com adubação de até 240 kg de N ha⁻¹ na forma de uréia durante o ciclo da aveia preta, concluíram que os efeitos da aplicação de N também não influenciaram na decomposição do material.

A taxa de degradação da fitomassa da aveia após os 100 dias foi semelhante àquela observada por Saraiva & Torres (1998), em trabalho realizado com aveia preta no norte do Paraná. Os autores observaram que após 100 dias a decomposição da palhada de aveia foi de aproximadamente 45%. Aita & Giacomini (2003), em estudos com decomposição da aveia preta sem a aplicação de adubos, demonstram que aos 100 dias após a rolagem, 65% do material ainda permanecia na superfície do solo. Esses resultados são similares aos encontrados em Braço do Norte.

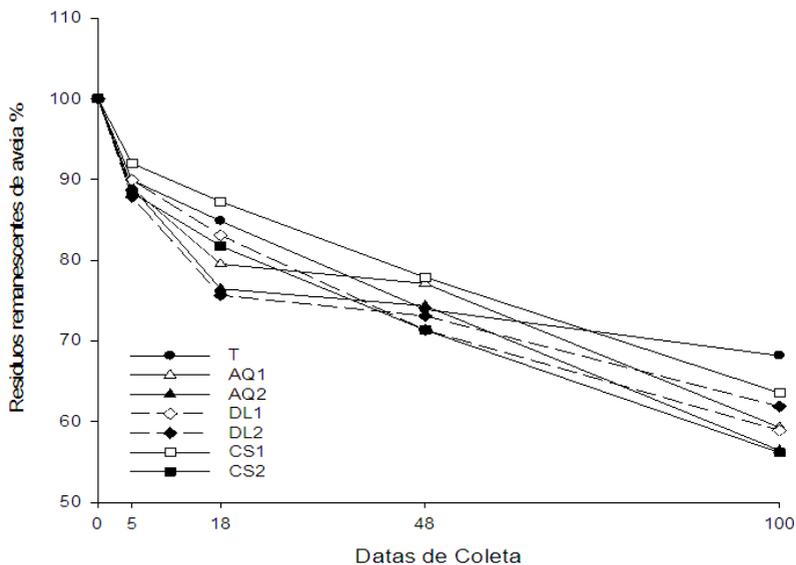


Figura 7. Resíduos remanescentes de aveia preta (*Avena strigosa*) nos tratamentos adubados com uréia, esterco líquido e cama sobreposta aos 0, 5, 18, 48 e 100 dias após roçagem da área.

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejeito líquido uma vez (DL1), Adubação com dejeito líquido duas vezes (DL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

No sistema plantio direto se preconiza a cobertura do solo com restos vegetais, resultando em uma menor mobilização do solo comparado a outros sistemas existentes. Essa forma de manejo normalmente é eficaz para se reduzir a perda de solo por erosão hídrica, acumular C e N no solo e outros nutrientes via ciclagem (COGO et al., 2003, AMARAL et al., 2008). No presente experimento, foi observado que existe uma alta produção de MS sendo que em alguns tratamentos, essa produção está 70% acima do recomendado para uma boa eficiência do SPD, que é torno de 4 Mg ha^{-1} (LOPES et al., 1987 apud CAMARGO & PIZA, 2007). Estes autores ainda observaram que 1, 2 e 4 ton ha^{-1} de matéria seca de resíduo vegetal cobrem cerca de 20%, 40% e 60-70% da superfície do solo, respectivamente. Concluíram ainda que é necessário, pelo menos, 7 Mg ha^{-1} de matéria seca de palhada, uniformemente distribuída, para a cobertura plena da superfície do solo. Na última coleta realizada em janeiro de 2009, aos 100 dias após implantação das bolsas de

decomposição existia no experimento mais de 5 Mg ha^{-1} de palhada da cultura da aveia. Considerando que o ciclo do milho durou 160 dias, a matéria seca da aveia propiciou uma grande proteção do solo durante o ciclo da cultura, período que também se verificou os maiores índices de pluviosidade e temperatura do ar. Uma menor taxa de decomposição normalmente é atribuída ao baixo nível de contato da palhada com o solo, pois Acosta et al. (2001) verificaram aumentos na decomposição de aveia quando os resíduos foram incorporados ao solo. Observa-se que sob sistema plantio direto o fator que determina menor velocidade de decomposição é o menor contato dos resíduos culturais com o solo, menor ocorrência de ciclos de umedecimento/secamento que expandem/contraiem a fitomassa, menores extremos de temperatura, além de não ocorrer a fragmentação dos resíduos que ocorre durante a incorporação no plantio convencional.

7.8 Atributos químicos de solo

De acordo com a tabela 5, os maiores valores de P foram observados no tratamento com adição de cama sobreposta (CS1 e CS2), onde nota-se que existe uma elevação nos níveis de P na segunda e terceira coletas, cerca de 70% no tratamento CS1 e de 37% no tratamento CS2. Nos demais tratamentos (T, AQ1, AQ2, DL1 e DL2) os teores de P encontram-se relativamente menores em relação aos tratamentos CS1 e CS2. Nos tratamentos com dejetos líquido de suíno (DL1 e DL2) verificou-se aumento nos teores de P a partir da segunda coleta (fevereiro de 2009), onde os teores passam de 14 mg dm^{-3} (outubro de 2008) para 60 mg dm^{-3} (abril de 2009) no DL1, sendo que no DL2 o valor passou de 23 mg dm^{-3} para 66 mg dm^{-3} . Comparando os valores de P iniciais (outubro de 2008) com os teores do final do experimento (outubro de 2009), observa-se um aumento de 76% e 73% para EL1 e EL2, respectivamente. Neste período ocorreu a aplicação de $160 \text{ kg de P}_2\text{O}_5$ e $320 \text{ kg de P}_2\text{O}_5$ respectivamente para os tratamentos DL1 e DL2 considerando as três aplicações de dejetos líquido. Dortzbach (2009) avaliando o saldo de P aplicado na mesma área experimental demonstrou que existia um total de $91 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$ e $297 \text{ kg ha}^{-1} \text{ P}$ nos tratamentos DL1 e DL2 no período de 2001 a 2007. Nos tratamentos CS1 e CS2, respectivamente, este saldo foi 3,4 e 3,8 maior em relação aos tratamentos com dejetos líquido, o que justifica os maiores teores de P nos tratamentos com cama sobreposta.

Para os tratamentos com fertilizante nitrogenado mineral, como foi adicionado apenas uréia, não houve “input” de P, o que proporcionou

baixos níveis deste nutriente no solo. Em relação ao dejetos líquido utilizado, o mesmo possuía uma baixa densidade de que exigiu aplicações em média de 160 kg ha^{-1} e 320 kg ha^{-1} de P_2O_5 . Além disso, o dejetos aplicado possuía em média de 15 dias de armazenamento, sendo que o tempo recomendado pela Instrução Normativa 11 (FATMA, 2006) para a estabilização e mineralização dos nutrientes do dejetos é em média de 120 dias.

Adeli et al. (2008) em pesquisa de longo prazo com aplicações de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos suínos no solo verificaram o acúmulo de P na camada 0-15 cm do solo, com um aumento de $1,74 \text{ mg kg}^{-1}$ no tratamento “controle sem adubo”, para $67,9 \text{ mg kg}^{-1}$ nos solos adubados. Os autores ainda encontraram aumentos nas concentrações de Na, K Ca e Mg na camada de 0-30 cm de profundidade.

Os teores desse elemento apresentaram-se na faixa “muito alto” em todos os tratamentos, nas três coletas avaliadas (CQFS, 2004). O fósforo é praticamente imóvel e se acumula na camada superficial do solo, enquanto o potássio apresenta uma maior mobilidade, porém também acumula nas camadas superficiais. Tal efeito de acúmulo nas camadas superficiais do solo foi encontrado neste experimento em Braço do Norte, aonde nos tratamentos com esterco líquido e cama sobreposta chegaram a teores de 100 mg dm^{-3} e 120 mg dm^{-3} , respectivamente (DORTZBACH, 2009).

O potássio apresenta diferença entre tratamentos em todas as datas analisadas. No tratamento CS2 foram encontrados os maiores níveis de K, diferindo dos demais tratamentos. Nos tratamentos CS1 e CS2 foram adicionados, respectivamente, um total de 105 kg ha^{-1} e 210 kg ha^{-1} de K, respectivamente. Nos tratamentos adubados com dejetos líquido de suíno, a quantidade adicionada, da primeira data avaliada (out/2008) até a última (out/2009), foi em média de 144 kg ha^{-1} e 288 kg ha^{-1} de potássio, respectivamente, nos tratamentos EL1 e EL2.

Tabela 5. Efeito da adubação com uréia, esterco líquido e cama sobreposta nos atributos químicos do solo na camada de 0-15 nos diferentes tratamentos.

Tratamento	Argila	pH	P	K	MO	Al	Ca	Mg
out/08								
	g kg⁻¹		mg/dm³		g kg⁻¹		cmol_c/dm³	
T	313 a	5,5 a	9,9 b	123 b	27 a	0,2a	4,1 b	1,4 b
AQ1	320 a	5,3 a	6,8 b	158 ab	28 a	0,2a	4,1 b	1,4 b
AQ2	327 a	5,4 a	8,4 b	125 b	26 a	0,1a	4,2 ab	1,4 b
EL1	303 a	5,5 a	14,4 b	183 ab	29 a	0,1a	4,3 ab	2,1 ab
EL2	323 a	5,1 a	22,9 b	167 ab	28 a	0,3a	4,2 ab	1,9 ab
CS1	310 a	5,9 a	35,3 b	279 ab	29 a	0,0a	5,5 ab	1,8 ab
CS2	287 a	6,2 a	81,0 a	388 a	33 a	0,0a	6,7 a	2,8 a
abr/09								
T	303 a	5,8 a	16,9 b	187 ab	25 a	0,0 a	3,7 a	1,4 a
AQ1	303 a	5,5 a	13,2 b	168 b	22 a	0,0 a	3,5 a	1,4 a
AQ2	307 a	5,3 a	15,9 b	152 b	25 a	0,2 a	2,7 a	1,5 a
EL1	293 a	5,7 a	60,4 ab	173 ab	28 a	0,0 a	4,1 a	1,7 a
EL2	317 a	5,3 a	65,5 ab	205 ab	25 a	0,3 a	3,1 a	1,5 a
CS1	303 a	5,8 a	90,9 a	319 ab	27 a	0,1 a	4,1 a	1,7 a
CS2	297 a	5,6 a	83,0 a	335 a	29 a	0,2 a	4,6 a	2,0 a
out/09								
T	293 a	5,8 ab	10,0 b	128 bc	25 a	0,0 a	3,3 bc	1,2 b
AQ1	267 a	5,2 b	31,0 ab	182 abc	26 a	0,3 a	2,4 c	1,3 b
AQ2	283 a	5,4 ab	15,6 ab	111 c	25 a	0,1 a	2,5 c	1,2 b
EL1	287 a	6,0 ab	59,4 ab	145 abc	27 a	0,0 a	3,8 abc	1,6 ab
EL 2	283 a	5,5 ab	82,0 ab	178 abc	26 a	0,2 a	3,1 bc	1,6 ab
CS1	267 a	6,1 ab	135,5 a	313 ab	28 a	0,0 a	4,7 ab	1,9 ab
CS2	260 a	6,4 a	130,7 a	334 a	30 a	0,0 a	5,4 a	2,4 a

Legenda - Testemunha (T), Adubação química uma vez (AQ1), Adubação química duas vezes (AQ2), Adubação com dejetos líquido uma vez (EL1), Adubação com dejetos líquido duas vezes (EL2), Adubação com cama sobreposta uma vez (CS1), Adubação com cama sobreposta duas vezes (CS2).

Os níveis de P e K no solo dos tratamentos encontram-se na faixa “muito alto”, portanto, de acordo com o Manual de Adubação e calagem (CQFS-RS/SC, 2004), nessa situação, seria necessário somente a reposição dos nutrientes exportados pelas culturas (adubação de reposição).

Para a cultura do milho a necessidade de reposição seria $\leq 45 \text{ kg ha}^{-1}$ de P_2O_5 e $\leq 30 \text{ kg ha}^{-1}$ de K_2O . Assim, de acordo com a quantidade de P_2O_5 existente na cama sobreposta utilizada para a adubação (3,7% de P_2O_5), as quantidades adicionadas extrapolam a recomendação em 6,7 e 13,3 vezes para CS1 e CS2, respectivamente. Para o potássio, como o teor na cama é 1,3% de K_2O , as doses são extrapoladas em 3,5 e 7 vezes para CS1 e CS2, respectivamente.

A Normativa 11 da Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina - FATMA (IN 11 - Suinocultura), a qual trata do termo de ajustamento de conduta para a suinocultura limita a aplicação dejetos no solo a $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (FATMA, 2006). Na tabela 1 verifica-se que para aplicar os níveis de N recomendados para suprir as culturas do milho e aveia foi necessário aplicar $176,2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ e $353,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, respectivamente, para os tratamentos DL1 e DL2. Portanto, verifica-se um excesso de 3,5 e 7 vezes superior ao limite estipulado pelo órgão fiscalizador.

Ademais, com base nos teores de fósforo e potássio existentes nos dejetos suínos utilizados (SCHERER et al., 1995; BONETT & MONTICELLI, 1998), calcula-se que em média os níveis de P_2O_5 foram extrapolados 3,5 vezes para EL1 e 7 vezes para EL2, respectivamente, enquanto os níveis de K_2O aplicados no solo foram 5,5 vezes maiores para EL1 e 11 vezes no tratamento EL2.

O pH em água do solo apresenta-se estatisticamente igual em todos os tratamentos nas três datas de coleta, com média de 5,6. Valores de pH abaixo de 5,5 podem causar problemas de toxidez de alumínio e manganês para plantas e microrganismos (Drescher et al., 1995; Comin et al., 2006).

O Ca e o Mg diferiram dos demais elementos no tratamento CS2, onde foram encontrados os maiores níveis destes nutrientes. Os tratamentos T, AQ1 e AQ2 apresentam os menores valores para Ca e Mg. Antes da instalação do experimento as concentrações de Ca e Mg no solo da área eram em média 119% e 273% menores, respectivamente, que os valores encontrados por GAYA (2004) em relação a outubro de 2008 no tratamento CS2. Em experimento com aplicação de 14, 30 e 45 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de dejetos líquidos de suíno em um período de quatro meses sob pastagem natural foram encontrados aumentos de 100% para Ca e de 56% para Mg (Dal Bosco et al., 2008).

8. CONCLUSÕES

A aplicação no solo de dejetos suíno na forma líquida e sólida, e com fertilizante nitrogenado mineral, não afetaram o teor de carbono orgânico total no solo, e pouco influenciaram a biomassa microbiana.

A respiração basal do solo, em geral, não sofreu influência das doses e dos tipos de adubos testados, sendo as alterações causadas principalmente pelo efeito sazonal, o que demonstra que a comunidade microbiana está em estágio avançado e estabilizado em todos os tratamentos.

As doses de dejetos suíno e fertilizante nitrogenado não afetaram a decomposição da palhada nem o rendimento da aveia e do milho, mas influenciaram os atributos químicos pH, P, K, Ca e Mg nos diferentes tratamentos, com os maiores valores no tratamento CS2.

Com relação às doses de dejetos líquidos de suíno aplicado no experimento, fica evidente no trabalho que para suprir as doses necessárias de N às culturas de milho e aveia ocorre uma super-dosagem de P e K. O mesmo ocorre com as doses de cama sobreposta de suíno, onde houve uma adição maior de P e K em relação às necessidades das culturas da aveia e do milho.

Referências bibliográficas

ABIPECS. **Associação Brasileira das Indústrias Processadoras e Exportadoras de Carne Suína**. Informe Carne Suína Brasileira. Ed. 02, 2005.

ACOSTA, J.A.A.; SANTI, A.; AMADO, T.J.C.; CONCEIÇÃO, P.C. & ROSSATO, R. Decomposição de resíduos e liberação de nutrientes pela aveia preta adubada com doses de nitrogênio. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 28., 2001, Londrina. **Anais...** Londrina: Midiograf, 2001. p.278.

ADELI, A.; BOLSTER, C.H.; ROWE, D.E.; MCLAUGHLIN, M.R.; BRINK, G.E. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. USDA, **ARS Soil science**. Mar., v. 173, no. 3, p. 223-235, 2008.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 601-612, 2003.

AITA, C.; PORT, O.; GIACOMINI, S. J. Dinâmica do nitrogênio no solo e produção de fitomassa por plantas de cobertura no outono/inverno com o uso de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 5, p. 901-910, 2006.

AITA, C.; RECOUS, S.; GIACOMINI, S.J.; LUZ, L. P.; DONEDA, A.; WEILER, D. A.; DALAZEN, G.; SCHMALZ, C. R. mineralização do carbono de dejetos de suínos e palha de trigo enriquecida com ¹³C In: Congresso brasileiro de ciência do solo. 2007, Gramado. **Anais... CBSC/SBCS/UFRGS, 2007. CD-ROM.**

AMADO, T. J. C.; SANTI, A.; ACOSTA, J. A. A. Adubação nitrogenada na aveia preta. II - Influência na decomposição de resíduos, liberação de nitrogênio e rendimento de milho sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 1085-1096, 2003.

AMARAL, A. J.; BERTOL, I.; COGO, N. P.; BARBOSA, F. T. Redução da erosão hídrica em três sistemas de manejo do solo em um cambissolo húmico da região do planalto sul-catarinense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2145-2155, 2008.

AMARAL, A. L.; MORÉS, N.; VENTURA, L. V. Ocorrência de linfa-denite por mycobacterium avium em suínos criados em cama de maravalha sobreposta. In: Congresso Latino Americano de Suinocultura, 1, 2002, Foz do Iguaçu. Anais...Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2002. p.57-58.

AMARAL, A. S. ANGHINONI, I.; HINRICHS, R.; BERTOL, I. Movimento de partículas de calcário no perfil de um cambissolo em plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 359-367, 2004.

ANDERSON, J.P.E.; DOMSCH, K.H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v.21, n.4, p.471-479, 1989.

ANDERSON, T.H. & DOMSCH, K.H. The metabolic quotient (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, p. 393-395, 1993.

ANJOS, L. H. C., PEREIRA, M. G., FONTANA, A. Matéria orgânica e pedogênese. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, Cap. 6, p. 65-87, 2008.

ARAUJO, I. S. **Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos**. 2007. 237f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

ARAUJO, L. C.; SANTOS, A. C.; FERREIRA, E. M.; CUNHA, O. F. R. Fontes de matéria orgânica como alternativa na melhoria das características químicas do solo e produtividade do capim-mombaça **Revista Acadêmicas Ciências Agrárias e Ambientais**, v. 6, p. 65-72, 2008.

ARNS, A. P. **Eficiência fertilizante da cama sobreposta de suíno**. Passo Fundo, 2004. 114p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade de Passo Fundo.

ASAE. **Manure production and characteristics**. St Joseph: Agricultural Sanitation and Waste Management Committee, 1993.

ASSIS, E. P. M.; CORDEIRO, M. A. S.; PAULINO, H. B.; CARNEIRO, M. A. C. Efeito da aplicação de nitrogênio na atividade microbiana e na decomposição da palhada de sorgo em solo de cerrado sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 33, p. 107-112, 2003.

ASSIS, F. O. Bacia hidrográfica do rio quilombo: dejetos de suínos e impactos ambientais. **Revista RA E GA**, n. 8, p. 107-122, 2004.

ASSMANN, J. M.; BRAIDA, J. A.; CASSOL, L. C.; MAGIERO, E. C.; MANTELI, C.; GRIZ, E. Produção de matéria seca de forragem e acúmulo de nutrientes em pastagem anual de inverno tratada com esterco líquido de suínos. **Ciência Rural**, v.39, n.8, p.2408-2416, 2009.

ASSMANN, T.S.; ASSMANN, J.M.; CASSOL, L.C.; DIEHL, R.C.; MANTELI, C. & MAGIERO, E.C. Desempenho da mistura forrageira de aveia-preta mais azevém e atributos químicos do solo em função da aplicação de esterco. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1515-1523, 2007.

ASUMING-BREMpong, S.; GANTNER, S.; ADIKU, S.G.K.; ARCHER, G.; EDUSEI, V.; TIEDJE, J.M. Changes in the biodiversity of microbial populations in tropical soils under different fallow treatments. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, p. 2811-2818, 2008.

BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA M. Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 22, p.641-649, 1998.

BÁRCENAS-MORENO, G.; GÓMEZ-BRANDÓN, M.; ROUSK, J.; BAAHT, E. Adaptation of soil microbial communities to temperature: comparison of fungi and bacteria in a laboratory experiment. **Global Change Biology**, v. 15, p. 2950–2957, 2009.

BASSO, C. J. et al. Acúmulo de alguns metais pesados em solos com sucessivas aplicações de esterco líquido de suínos. In: Fertbio 2002, Rio de Janeiro, 2002. **Anais...** Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2002. CD-ROM.

BAYER, C. & MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G.A. & CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Genesis, Cap. 02, p.7-19, 2008.

BAYER, C.; MARTIN-NETO L.; MIELNICZUK J.; PAVINATO A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v. 86, p. 237-245, 2006.

BEARE, M.H., CABRERA, M.L., HENDRIX, P.F., COLEMAN, D.C., Aggregate-protected and unprotected pools of organic matter in conventional and no-tillage soils. **Science Society of America Journal**, v. 58, p. 787–795, 1994.

BELLI Fº, P.; CASTILHOS JR., A. B.; COSTA, R. H. R.; SOARES, S. R. & PERDOMO, C. C. Tecnologias para o tratamento de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.5, n.1, p.166-170, 2001.

BERENGUER, P.; CELA, S.; SANTIVERI, F.; BOIXADERA, J.; LLOVERAS; J. Copper and Zinc Soil Accumulation and Plant Concentration in Irrigated Maize Fertilized with Liquid Swine Manure. **Agronomy Journal**, v. 100, p.1056-1061, 2008.

BONETT, L. P.; MONTICELLI, C. J. (Ed.). Suínos: **o produtor pergunta, a Embrapa responde**. 2. ed. Brasília: Embrapa-SPI; Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1998. 243 p.(Coleção 500 Perguntas 500 Respostas).SBCS. Núcleo Regional Sul, 1994. 224 p.

BÖHM, C.; LANDGRAF, D.; MAKESCHIN, F. Effects of two contrasting agricultural land-use practices on nitrogen leaching in a sandy soil of Middle Germany. **Journal of Plant Nutrient Soil Science**, v. 172, p. 408–417, 2009.

BONAZZI, G.; CORTELLINI, L. & PICCININI, S. Presença de rame e zinco nei liquami suinicoli e rischio di contaminazione dei suoli. **L'Informatore Agrario**, v. 36, p. 55–59, 1994.

BRAIDA, J. A.; REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SEQUINATTO, L. Elasticidade do solo em função da umidade e do teor de carbono orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** v.32, p. 477-485, 2008.

BROOKES, D. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 19, p. 269-279, 1995.

BUSSE, M. D.; SANCHEZ, F. G.; RATCLIFF, A. W.; JOHN R. BUTNOR, J. R.; CARTER, E. A.; POWERS, R. F. Soil carbon sequestration and changes in fungal and bacterial biomass following incorporation of forest residues. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 220-227, 2009.

CATTELAN, A. J.; VIDOR, C. Flutuações na biomassa, atividade e população microbiana do solo em função de variações ambientais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.14, p.133-142, 1990.

CAVALLET, L. E.; MARTINS, C. B.; FREITAS, F. R.; BINI, G. F. S. Emissão de CO₂ em Consequência da Aplicação de Dejeito Líquido de Suíno em um Latossolo Vermelho Eutrófico In: Congresso brasileiro de ciência do solo. 2007, Gramado. **Anais... CBSC/SBCS/UFRGS, CD-ROM**, 2007.

CELA, S.; BERENGUER, P.; SANTIVERI, F.; LLOVERAS, J. Potential Phosphorus, Potassium, and Magnesium Surpluses in an Irrigated Maize Monoculture Fertilized with Pig Slurry. **Agronomy journal**, v. 102, n. 1, p. 96-102, 2010.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; HERBES, M. G.; POLETO, N.; SILVEIRA, M. J. Produção e decomposição de fitomassa de plantas invernais de cobertura de solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v. 32, n. 1, 2002.

CERETTA, C. A.; BASSO, C. J.; PAVINATO, P. S.; TRENTIN, E. E.; GIOTTO, E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v.35, n.6, p. 1287-1295, 2005a.

CERETTA, C. A. BASSO, C. J.; VIEIRA, F. C. B.; HERBES, M. G.; MOREIRA, I. C. L.; BERWANGER, A. L. Dejetos líquidos de suínos: I - perdas de nitrogênio e fósforo na solução escoada na superfície do solo, sob plantio direto. **Ciência Rural**, v.35, n. 6,p. 1296-1304, 2005b.

CHANTIGNY, M. H.; ANGERS, D. A.; BÉLANGER, G.; ROCHETTE, P.; ERIKSEN-HAMEL, N.; BITTMAN, S.; BUCKLEY, K.; MASSÉ, D.; GASSER, M. O. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure. **Agronomy Journal**, v. 100, p. 1303–1309, 2008.

CHANTIGNY, M.H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, A. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v.81, p.131- 137, 2001.

CHOWDARY, V.M.; RAO, N.H.; SARMA, P.B.S. A Coupled soil water and nitrogen balance model for flooded rice fields in India. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. V. 103, 425– 441, 2004.

CHRISTENSEN, B.T. Wheat and barley straw decomposition under field conditions: effect of soil type and plant cover on weight loss, nitrogen and potassium content. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, p. 691-697, 1985.

COGO, N.P.; LEVIEN, R. & SCHWARZ, R.A. Perdas de solo e água por erosão hídrica influenciadas por método de preparo, classes de declive e níveis de fertilidade do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, p. 743-753, 2003.

COLE, N. A.; SCHWARTZ, R. C.; TODD, R. W. Assimilation Versus Accumulation of Macro- and Micronutrients in Soils: Relations to Livestock and Poultry Feeding Operations. **Journal Applied. Poultry Research**, v. 14, p. 393-405, 2005.

COMIN, J. J.; BARLOY, J.; HALLAIRE, V.; ZANETTE, F.; MILLER, P. R. M. Effects of aluminium on the adventitious root system, aerial biomass and grain yield of maize grown in the field and in a rhizotron **Experimental Agriculture**, v. 42, p. 351-366, 2006.

COMIN, J. J.; DORTZBACH, D.; SARTOR, L. R.; BELLI FILHO, P. Adubação prolongada com dejetos suínos e os efeitos em atributos químicos e físicos do solo e na produtividade em plantio direto sem agrotóxicos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, V. 2 , n. 2, 2007.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina**. 10. ed. Porto Alegre:SBCS/NRS, 400p. 2004.

CONTE, E.; ANGHINONI, I.; RHEINHEIMER, D. S. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida após aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 925-930, 2002.

CORRÊA, E. K.; LUCIA JR., T; GIL-TURNES, C.; CORRÊA, M. N.; BIANCHI, I.; COREZZOLLA, J. L.; ULGUIM, R. R. Efeito de diferentes profundidades de cama sobre parâmetros ambientais para suínos em crescimento e terminação. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 12, n.5, p. 540-545, 2008.

CORRÊA, E. K.; PERDOMO, C. C. Utilização de leito formado por cama na produção de suínos em crescimento e terminação. In: Congresso da pós-graduação em ciências agrárias, 1997, Pelotas, **Anais...** Pelotas, 1997.

CORRÊA, E. K.; PERDOMO, C. C.; JACONDINO, I. F. Condicionamento ambiental e desempenho de suínos em crescimento e terminação criados sobre piso com leito de cama. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.29, n.6, p.2072-2079, 2000.

COSTA, A. C. S.; FERREIRA, J. C.; SEIDEL, E. P.; TORMENA, C. A.; PINTRO, J. C. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos Argilosos tratados com uréia. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 26, n. 4, p. 467-473, 2004.

DAI PRÁ, M. A.; CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B.; LOBO, M. S.; SPEROTTO, L.; MORAES, E. **Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos**. Porto Alegre: Evangraf, p.144, 2009.

DAL BOSCO, T. C.; IOST, C.; SILVA, L. N.; CARNELLOSI, C. F.; EBERT, D. C.; SCHREINER, J. P.; SAMPAIO, S. C. Utilização de água residuária de suinocultura em propriedade agrícola – estudo de caso. **Irriga**, v. 13, n. 1, p. 139-144, 2008.

DALLA COSTA, O. A.; AMARAL, A. L.; LUDKE, J. V.; COLDEBELLA, A.; FIGUEIREDO, E. A. P. Desempenho, características de carcaça, qualidade da carne e condição sanitária de suínos criados nas fases de crescimento e terminação nos sistemas confinado convencional e de cama sobreposta. **Ciência Rural**, v.38, n.8, p. 2307-2313, 2008.

DAMBREVILLE, C.; HÉNAULT, C.; BIZOUARD, F.; MORVAN, T.; CHAUSSOD, R.; GERMON, J.C. Compared effects of long term pig slurry application and mineral fertilization on soil denitrification and its end-products (N_2O , N_2). **Biology and Fertility of Soils**, v. 42, p. 490–500, 2006.

DE LUCA, T.H. Relationship of 0,5 M K_2SO_4 extractable anthrone-reactive carbon to indices of microbial activity in forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 30, p. 1293-1299, 1998.

DE-POLLI, H.; GUERRA, J. G. M. C, N e P na biomassa microbiana do solo. In: SANTOS, G. de A.; CAMARGO, F. A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 2008. Cap. 17, p. 263-276.

DETLING, M. D.; YAVITTA, J. B.; ZINDER, S. H. Control of organic carbon mineralization by alternative electron acceptors in four peatlands, Central New York State, USA. **Wetlands**, V. 06 n. 24, p. 917-927, 2006.

DEVI, N.B., YADAVA, P.S., Seasonal dynamics in soil microbial biomass C, N and P in a mixed-oak forest ecosystem of Manipur, North-east India. **Applied Soil Ecology**, v. 31, p. 220–227, 2006.

DIEKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de culturas e adubação nitrogenada no sistema de plantio direto**. Porto Alegre, RS, 2003. 164 f. (Tese de Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

DIESEL, R.; MIRANDA, C. R.; PERDOMO C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Boletim informativo BIPERS. V.10, n.14, p.4-28, 2002.

DOMANSKI, G., KUZYAKOV, Y., SINIAKINA, S.V., STAHR, K., Carbon flows in the rhizosphere of ryegrass (*Lolium perenne*). **Journal of Plant Nutrient Soil Science**. V. 164, p. 381–387, 2001.

DORAN, J.W. Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. **Soil Science Society of America Journal**, v.44, p.765-771, 1980.

DORAN, J. W.; SARRANTONIO, M.; LIEBIG, M. A. Soil health and sustainability. **Advances in Agronomy**, v. 56, p. 1–54, 1996.

DORTZBACH, D. **Alterações em atributos físicos, químicos e biológicos em solo adubado com dejetos de suíno e uréia sob plantio direto**. Florianópolis, SC, 2009. 136 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias.

DRESCHER, M.; BISSANI, C.A.; GIASSON, E. et al. **Avaliação da fertilidade dos solos do Estado do Rio Grande do Sul e necessidades de adubos e corretivos**. Porto Alegre: Departamento de Solos, (Boletim Técnico de Solos, 7), 1995. 24p.

DURIGON, R.; CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; BARCELLOS, L.A.R.; PAVINATO, P.S. Produção de forragem em pastagem natural com o uso de esterco líquido de suínos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 26, p. 983-992, 2002.

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

EKBLAD, A., NORDGREN, A. Is growth of soil microorganisms in boreal forests limited by carbon or nitrogen availability? **Plant Soil**, v. 242, p. 115–122, 2002.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

EMBRAPA. **Sistemas de produção, produção suína**. 2003. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/SP/suínos/manejodejetos.html>>. Acessado em: 14 janeiro de 2010.

ESPINDOLA, J. A. A.; ALMEIDA, D. L.; GUERRA, J. G. M.; SILVA, E. M. R. Flutuação sazonal da biomassa microbiana e teores de nitrato e amônio de solo coberto com *Paspalum notatum* em um agroecossistema. **Floresta e Ambiente** v. 8, n.1, p.104 - 113, 2001.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – **Instrução Normativa 11**. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em: 15 mai. 2009.

FELLER, C.; BEARE, M.H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 70, p. 69-116, 1997.

FELSOT, A. S.; DZANTOR, E. K. Enhancing biodegradation for detoxification of herbicide waste in soil. In RACKE, K. D.; COATS, J. R. **Enhancing biodegradation of pesticides in the environment**. ACS, 1990. P. 68-81.

FENG, W.; ZOU, X.; SCHAEFER, D. Above- and belowground carbon inputs affect seasonal variations of soil microbial biomass in a subtropical monsoon forest of southwest China. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 41, p. 978–983, 2009.

FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 1999, v.23, p. 991-996.

FIALHO, E. T.; SILVA, H. O.; PEREZ, J. R. O.; RODRIGUES, P. B.; LOGATO, P. R.; FREITAS, R. T. F.; OLIVEIRA, V. **Manejo de resíduos da pecuária**. Textos acadêmicos. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 83p.

FORTES NETO, P. **Degradação de biossólido incorporado ao solo avaliado através de medidas microbiológicas**. Piracicaba, 2000. 113f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, 2000.

GAMA-RODRIGUES, E. F. & GAMA-RODRIGUES, A. C. Biomassa microbiana e ciclagem de nutrientes In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Metropole, p. 654, 2008.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F. Biomassa microbiana de carbono e de nitrogênio de solos sob diferentes coberturas vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 21, p. 361-365, 1997.

GANGBAZO, G. PESANT, A. R.; BARNETT, G. M.; CHARUEST, J. P.; CLUIS, D. Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, p. 420-425, 1995.

GAYA, J. P. **Indicadores biológicos no solo como uma alternativa para o uso racional de dejetos de suínos como adubo orgânico**. Florianópolis, SC, 2004. 155 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, E. C.C.; RECOUS, S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2661-2668, Número Especial, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. **Uso de dejetos de animais em sistemas agrícolas**. In: ALVES, B. J. R. et al. (ed). Manejo de sistemas agrícolas: impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Porto Alegre: Genesis, 2006. cap. 8, p. 171-199.

GIROTTI, E.; CERETTA, C.A.; BRUNETTO, G.; LOURENZI, C.R.; VIEIRA, R.C.B.; LORENSINI, F. & TRENTIN, E.E. Acúmulo de cobre e zinco no solo após sucessivas aplicações de dejetos líquidos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 26., Gramado, 2007. **Anais...** Gramado, 2007. CD-ROM.

GONÇALVES, A. S.; MONTEIRO, M. T.; GUERRA, J. G. M.; COSTANTINI, A. O.; DE-POLLI, H. Biomassa microbiana em amostras umedecidas após secagem ao ar de solos de toposeqüência de pastagens. **Ciencia del Suelo**, v. 25, p. 81-87, 2007.

GOSMANN, H. A.; BELLI, P.; CASTILHOS, A. B.; PERDOMO, C. C. Manejo dos dejetos de suínos com bioesterqueira e esterqueira convencional. In: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Trabalhos técnicos. Rio de Janeiro, ABES, 1997. p. 8.

GREGORICH, E.G., CARTER, M.R., ANGERS, D.A., MONTREAL, C.M., ELLIOT, B.H., Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, 74, 367–385, 1994.

HENN, A.; BELLI F^o,P.; PHILIPPI, L. S. Comportamento de partida e avaliação de um sistema de tratamento e armazenamento de dejetos suínos em uma pequena propriedade rural no município de Braço do Norte-SC. In: XXIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL – ABES, 23., 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: 2005. 1 CD ROM.

HEINRICHS, R.; AITA, C.; AMADO, T. J. C.; FANCELLI, A. L. Cultivo consorciado de aveia e ervilhaca: relação C/N da fitomassa e produtividade do milho em sucessão **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 331-340, 2001.

HIGARASHI M. M.; COLDEBELLA A; OLIVEIRA P. A. V.; KUNZ A.; MATTEI R. M.; SILVA V. S.; AMARAL A. L. Concentração de macronutrientes e metais pesados em maravalha de unidade de suínos em cama sobreposta. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.12, n.3, 2008.

HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V.; AMARAL, A. L.; COLDEBELLA, A.; SILVA, V. S.; VENTURA, L.; MENDES, G. L.; RANGEL, K. A. Avaliação de sete lotes de suínos em fase de crescimento e terminação criados sobre leito de maravalha. Reunião Anual da SBZ, 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2005. CD-Rom.

HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. V.; SILVA, V. S.; AMARAL A. L. **Recomendações de Manejo de Sistema de Cama Sobreposta nas Fases de Crescimento e Terminação**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2006. 8p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 430) Disponível em:
<<http://www.cnpsa.embrapa.br/index.php?ids=Sn6l70p1l&idl=&pg=3&tipo=2>>. Acesso em: 05 out. 2009.

HONEYMAN, M. S. Extensive bedded indoor and outdoor pig production systems in USA: Current trends and effects on animal care and product quality. **Livestock Production Science**, v.94, n.6, p.15-24, 2005.

HOPKINS, D. W. & SHIEL, R. S. Size and activity of soil microbial communities in long-term experimental grassland plots treated with manure and inorganic fertilizers. **Biology and Fertility of Soils**, v. 22, p. 66-70, 1996.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2007>>. Acessado em janeiro de 2010.

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Disponível em:
<<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/2008>>. Acessado em fevereiro de 2010.

ICEPA/SC, **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina: 2003 - 2004**. Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina. Florianópolis. 2004.

INSAM, H. Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, p. 525-532, 1990.

INSAM, H.; MITCHELL, C.C. & DORMAAR, J.F. Relationship of soil microbial biomass and activity with fertilization practice and crop yield of three ultisols. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 23, p. 459-464, 1991.

JAVUREK, M.; VACH, M.; MIKANOVA', O., Impact of different methods of field crop stand establishment on development of soil biota in topsoil and subsoil. **Lucrari Stiintifice**, v. 48, p. 462-469, Romania, 2005.

JENKINSON, D.S. The priming action. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. **The use of isotopes in soil organic matter studies**. Vienna, p.199-208, 1966.

JENKINSON, D.S. & POWLSON, D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil- V: A method for measuring soil biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 8, p. 209-213, 1976.

JOHANSSON, G. Chemical fixation of ammonia to soil organic matter after application of urea. **Acta Agriculturae Scandinavica**, v.48, p.73-78, 1998.

KANDELER, E., TSCHERKO, D., SPIEGEL, H. Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralization and enzyme activities of a chernozem under different tillage management. **Biology and Fertility of Soils**. V. 28, p. 343-351, 1999.

KANG, J.; HESTERBERG, D.; OSMOND, D. L. Soil Organic Matter Effects on Phosphorus Sorption: A Path Analysis. **Soil Science Society of America Journal**, . 73, p. 360-366, 2009.

KARHU, K.; FRITZE, H.; TUOMI, M.; VANHALA, P.; SPETZ, P.; KITUNEN, V.; LISKI, J. Temperature sensitivity of organic matter decomposition in two boreal forest soil profiles. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 72-82, 2010.

KIEHL, E. J. **Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto**. Piracicaba, 171p., 1998.

KONG, A. Y. Y.; SIX, J.; BYANT, D. C. Dennis C. The Relationship between Carbon Input, Aggregation, and Soil Organic Carbon Stabilization in Sustainable Cropping Systems **Soil Science Society of America Journal** v. 69 n. 4 p. 1078-85, 2005.

KRUEGER, T., TAYLOR, G.; FERRIER, M. **Efluent at work**. Calala Lane, 211 P., (Australian Pig Housing Series), 1995.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5485–5489, 2009.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest Ecology and Management**, v. 220, p. 242–258, 2005.

LÉIS, C. M. **Uso de dejetos suínos e absorção de nutrientes pela cultura do milho e plantas espontâneas**. Florianópolis, SC, 2004. 81 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias.

LEUSCHNER, C.; HARTEVELD, M.; HERTEL, D. Consequences of increasing forest use intensity for biomass, morphology and growth of fine roots in a tropical moist forest on Sulawesi, Indonesia. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 129, 474–481, 2009.

LOECKE, T.D.; LIEBMAN, M.; CAMBARDELLA, C.A. & RICHARD, T.L. Corn response to composting and time of application of solid swine manure. **Agronomy. Journal**, v. 96, p. 214- 223, 2004.

LUGATO, E.; MORARI, F.; NARDI, S.; BERTI A.; GIARDINI, L. Relationship between aggregate pore size distribution and organic-humic carbon in contrasting soils. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 153-157, 2009.

MAMILOV, A. S.; DILLY, O. M. Soil microbial eco-physiology as affected by short-term variations in environmental conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 34, p. 1283-1290, 2002.

MANTOVI, P.; BONAZZI, G.; MAESTRI, E.; MARMIROLI, N. Accumulation of copper and zinc from liquid manure in agricultural soils and crop plants. **Plant and Soil**, V. 250, P. 249–257, 2003.

MARCHIORI JÚNIOR, M. & MELO, W.J. Alterações na matéria orgânica e na biomassa microbiana em solo de mata natural submetido a diferentes manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p.1177-1182, 2000.

MARQUES, M. G. **Transformações do carbono e do nitrogênio no solo e produção de aveia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto**. Santa Maria, RS, 2005. 85 f. Dissertação (Mestrado em Ciencia do Solo) - Universidade federal de Santa Maria, Centro de Ciencias Rurais. 2005.

MARTÍNEZ- CARBALLO, E., GONZÁLEZ- BARREIRO, C., SCHARF, S., GANS, O., Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. **Environ Pollution**, v. 148, p. 570–579, 2007.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos**. Florianópolis. 206p. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção). Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC. 1997.

MELSE, R. W.;TIMMERMAN, M. Sustainable intensive livestock production demands manure and exhaust air treatment technologies. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 5506–5511, 2009.

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**, v.11, p.361-367, 2007.

MERCANTE, F.M. FABRICIO, A. C.; MACHADO, L. A. Z.; SILVA, W. M. **Parâmetros microbiológicos como indicadores da qualidade do solo sob sistemas integrados de produção agropecuária**. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, (Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 20), 2004.

MEURER, E. J. **Fundamentos de química do solo**. Porto Alegre: EVANGRAF, p. 285, 2006.

MIELNICZUK, J. Matéria orgânica e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas In: **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre, Metropole, p. 01-05, 2008.

MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; VEZZANI, F.M.; LOVATO, T.; FERNANDES, F.F. & DEBARBA, L. Manejo de solos e culturas e sua relação com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In: CURTI, N.; MARQUES, J.J.; GUILHERME, L.R.G.; LIMA, J.M.; LOPES, A.S. & ALVAREZ V., V.H. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.3. p. 209-248, 2003.

MIKOLA, J. & SETÁ LÃ , H. Productivity and trophic-level biomasses in a microbial-based soil food web. **Oikos**, v. 82, p. 158–168, 1998.

MIRANDA, C. D. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura**. 2005. 264f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MORAES DE SÁ, J. C.; LAL, R. Stratification ratio of soil organic matter pools as na indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 46-56, 2009.

MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do solo. Lavras: UFLA, 2006. 729 p.

NELSON, E.W. & SOMMERS, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. P. 539-579. In: Page, A.L. (ed.) **Methods of soil analysis**. Part 2. 2nd ed. ASA/SSSA, 1982.

NEVES, M. C. P. Como os microrganismos do solo obtêm energia e nutrientes. In: CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. **Microbiologia do solo**. Campinas: Sociedade Brasileira do Solo, Cap. 02, p. 17-31, 1992.

NEVES, C. M. N.; SILVA, M. L. N.; NILTON CURI, N.; MACEDO, R. L. G.; TOKURA, A. M. **Estoque de carbono em sistemas agrossilvopastoril, pastagem e eucalipto sob cultivo convencional na região noroeste do Estado de Minas Gerais**. Ciênc. agrotec., Lavras, v. 28, n. 5, p. 1038-1046, set.out., 2004.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 1988. 434p.

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 Science and Plant Nutrition**, v. 51, p. 801-808, 2005.

OLIVEIRA, L C.; STANGARLIN, J. R.; LANA, M. C., SIMON, D.; ZIMMERMANN, A. Biomassa Microbiana em Cultivo de Alface sob Diferentes Adubações Orgânicas e Manejo da Adubação Verde. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4 n. 2, 2009.

OLIVEIRA, P. A. V. **A escolha do sistema para o manejo dos dejetos de suínos uma difícil decisão**. Embrapa Suínos e Aves, Concórdia (SC), 2000. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br/sgc/sgc_artigos/artigos_t763q2u.pdf. Acessado em: 4 de março de 2010.

OLIVEIRA, P. A. V. Uso racional da água na suinocultura. In: **Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: treinamento 2002**. EMBRAPA Suínos e Aves, p.63-71, 2002.

OLIVEIRA, P. A. V.; COSTA, R. H. R.; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercental. In: *III IAWQ international specialist conference and workshop: Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications*, 3., 1995. João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: IAWQ, 1995.

PANDEY, C. B.; SRIVASTAVA, R. C.; SINGH, R. K. Soil Nitrogen Mineralization and Microbial Biomass Relation, and Nitrogen Conservation in Humid-Tropics. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 1142-1149, 2009.

PARRON, L. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PRADO, C. L. C. **Mineralização do nitrogênio e biomassa microbiana em solos de mata de galeria: efeito do gradiente topográfico**. EMBRAPA, Boletim de desenvolvimento 88, Planaltina, DF, p. 25, 2003.

PASCHOLD, J. S.; WIENHOLD, B. J.; MCCALLISTER, D. L.; FERGUSON, R. B. Crop Nitrogen and Phosphorus Utilization following Application of Slurry from Swine Fed Traditional or Low Phytate Corn Diets. **Agronomy journal**, v. 100, n. 4, p. 997-1004, 2008.

PAULI, L.; GATIBONI, L. C.; TODERO, C.; DIAS, A.; WILDNER, L. P. Modificações no Conteúdo de Carbono da Biomassa Microbiana Durante a Decomposição de Resíduos de Plantas de Cobertura em Sistema Plantio Direto In: Congresso brasileiro de ciência do solo. 2007, Gramado. **Anais...** CBSC/SBCS/UFRGS, 2007. CD-ROM.

PENG, S.; PIAO, S.; WANG, T.; SUN, J.; SHEN, Z. Temperature sensitivity of soil respiration in different ecosystems in China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 41, p. 1008-1014 2009.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; MCMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.6, p.567-573, jun. 2004.

PERDOMO, C. C.; LIMA, G. J. M. M.; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. In: Seminario nacional de desenvolvimento da suinocultura, 9., 2001, Gramado, RS. **Anais...** Concórdia, SC: EMBRAPA-CNPSA, 2001. p.28-24.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A.; KUNZ, A. **Sistemas de tratamento de dejetos de suínos: inventário tecnológico**. Concórdia: EMBRAPA-CNPISA, 2003. 83 p. (Documentos, 85).

PETIT, J.; WERF, V. D.; HAYO M. G. Perception of the environmental impacts of current and alternative modes of pig production by stakeholder groups. **Journal of Environmental Management** v. 68 n. 4, p. 377-86, 2003.

PICCININI, A. La lettiera promette bene per i suini. **Revista di Suinicultura**, v. 6, n. 1, p. 31-44, 1994.

PLAZA, C.; HERNÁNDEZ, D.; GARCÍA-GIL, J.C.; POLO, A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 36, p. 1577-1585, 2004.

PNMA. **Programa Nacional de Meio Ambiente**. 2004. Disponível em: <<http://www.cnpisa.embrapa.br/pnma>>. Acesso em: 21/08/09.

POIRIER, V.; ANGERS, D. A.; ROCHETTE, P.; CHANTIGNY, M. H.; ZIADI, N.; TREMBLAY, G.; FORTIN, J. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. **Soil Science Society of America Journal**, v. 73, p. 255-261, 2009.

POWLSON, D. S.; JENKINSON D. S. A comparison of the organic matter, adenosine triphosphate, and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. **Agricultural Science Journal**, v. 21, p. 759-765, 1981.

POWLSON, D. S.; BROOKES, P. C.; CHRISTENSEN, B. J. Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 159-164, 1987.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.5, p.1487-1492, 2004.

RANZI, TIAGO JURUA; ANDRADE, M. A. N. Estudo de viabilidade de transformação de esterqueiras em bioesterqueiras para dejetos de suínos em biodigestores rurais visando ao aproveitamento do biofertilizante e do biogás. In: AGRENER 2004 - Encontro de Energia no Meio Rural e Geração Distribuída, 2004, Campinas. **Anais...V Encontro de Energia no Meio Rural e Geração Distribuída**. Campinas, 2004.

REINERTSEN, S.A.; ELLIOTT, L.F.; COCHRAN, V.L. & CAMPBELL, G.S. The role of available C and N indetermining the rate of wheat straw decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 16, p. 459-464, 1984.

ROESLER, M. R. V. B e CESCNETO, E. A. **A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo no Paraná**. 19 p., 2004.

ROS, M., GARCÍA, C.; HERNANDEZ, M. T. Evaluation of different pig slurry composts as fertilizer of horticultural crops: Effects on selected chemical and microbial properties. **Renewable Agriculture and Food Systems**, v 22, p. 307–315, 2007.

ROSCOE, R.; BODDEY, R. M.; SALTON, J. C. Sistemas de manejo e matéria orgânica do solo. In: **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas**. Dourados: Embrapa/Agropecuária Oeste, Cap. 1, p. 17-42, 2006a.

ROSCOE, R.; MERCANTE, F. M.; MENDES, L. C.; JUNIOR, F. B. R.; SANTOS, J. C. F.; HUNGRIA, M.; Biomassa Microbiana do Solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: **Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas**. Dourados: Embrapa/Agropecuária Oeste, Cap. 7, p. 163-198, 2006b.

SALA, V.M.R. **Atividade microbiana do solo e interação de diazotróficos endofíticos e fungos micorrízicos arbusculares na cultura do trigo**. Piracicaba, 2002. 124f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo.

SAMPAIO, E. V. B. S. E.; SALCEDO, I. H.; MAIA, L. C. Limitações no cálculo da biomassa microbiana determinada pelo método da fumação em solos com adição recente de substrato orgânico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 10, p.31-35, 1986.

SANTOS, V.B.; CASTILHOS, D.D.; CASTILHOS, R.M.V.; PAULETTO, E.A.; GOMES, A.S.; SILVA, D.G. Biomassa, atividade microbiana e teores de carbono e nitrogênio totais de um planossolo sob diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Agrociência**, Pelotas, v.10, n.3, p. 333-338, 2004.

SARAIVA, O. F. & TORRES E. **Degradação de restos de culturas de soja, milho, trigo e aveia preta, sob cultivo convencional e plantio direto**. Documento N° 20, , EMBRAPA-CNPSO, dezembro/1998.

SAVIOZZI, A.; LEVI-MINZI, R.; RIFFALDI, R.; VANNI, G. Role of chemical constituents of wheat straw and pig slurry on their decomposition in soil. **Biology and Fertility of Soils**, v.25, p.401- 406, 1997.

SCHERER, E.E. **Aproveitamento do esterco de suínos como fertilizante**. Chapecó: Epagri-Cepaf, p. 91-101, 2000.

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante**. Florianópolis: EPAGRI, (Boletim técnico), 1996. 46 p.

SCHERER, E.E.; BALDISSERA, I.T.; DIAS, L.F.X. Caracterização e avaliação do potencial fertilizante do esterco líquido de suínos da região Oeste catarinense. **Agropecuária Catarinense**, v.8, p.35-39, 1995.

SCHMIDT, J. P.; LAMB, J. A.; SCHMITT, M. A.; RANDALL, G. W.; ORF J. H.; GOLLANY, H. T. Soybean Varietal Response to Liquid Swine Manure Application. **Agronomy Journal**, V.93, p.358-363, 2001.

SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura **Engenharia Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 005-023, 2007.

SCHULTEN, H.R.; LEINWEBER, P. Influence of long-term fertilization with farmyard manure on soil organic matter: characteristics of particle-size fractions. **Biol Fertil Soils** 12:81–88, 1991.

SEGANFREDO, M. A. **Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente do solo?**. Cadernos de Ciência e Tecnologia (EMBRAPA), Brasília, v. 16, n. 3, p. 129-141, 1999.

SEGANFREDO, M. A. & JÚNIOR, V. P. **Dejetos suínos: adubo ou poluente?** Concórdia, 2005. Disponível em: <<http://www.cnpa.embrapa.br>>. Acessado em: 28 de agosto de 2009.

SEGANFREDO, M. A.; SOARES, I. J.; KLEIN, C. S. **Potencial Fertilizante e Poluente dos Dejetos de Suínos no Contexto das Pequenas Propriedades do Oeste de SC.** EMBRAPA, Comunicado Técnico 342, 4 p., 2003.

SHARPLEY, A.N., SMITH, S.J. Nitrogen and phosphorus forms in soils receiving manure. **Soil Science**, v. 159, p. 253–258, 1995.

SHI, Z. H.; CHEN, L. D.; CAI, C. F.; LI, Z. X.; LIU, G. H.; Effects of long-term fertilization and mulch on soil fertility in contour hedgerow systems: A case study on steeplands from the Three Gorges Area, China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 84, p. 39–48, 2009.

SHIBU, M. E.; LEFFELAAR, P. A.; VAN KEULEN, H.; AGGARWAL, P. K. Quantitative description of soil organic matter dynamics—A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. **Geoderma**, v. 137, p. 1-18, 2006.

SILVA, A. C.; TORRADO, P. V.; ABREU JR, J. S.; Métodos de quantificação da matéria orgânica do solo. **Revista da Universidade de Alfenas**, V.5, p. 21-26 1999.

SILVA FILHO, A. V. & SILVA, M. I. V. Importância das Substâncias Húmicas para a Agricultura. In: Inhame: II Simpósio Nacional sobre as Culturas do Inhame e do Taro, 2002. João Pessoa, PB. **Anais...** João Pessoa, PB: EMEPA-PB, 2002. v. 2, 234 p.

SILVA, E.E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação do carbono da biomassa microbiana (BMS-C)**. EMBRAPA, Comunicado Técnico 98, 6 p., 2001.

SIMIONI, J. **Suinocultura, dejetos e riscos ambientais – avaliação do risco de acumulação de Cu e Zn nos solos fertilizados com dejetos de suínos**. Florianópolis, SC, 2001. 143 f. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

SIMON, T.; JAVUREK, M.; MIKANOVA, O.; VACH M. The influence of tillage systems on soil organic matter and soil hydrophobicity. **Soil & Tillage Research**, V. 105, p. 44–48, 2009.

SINOTTI, A. P. S. **Avaliação do volume de dejetos e da carga de poluentes produzidos por suíno nas diferentes fases do ciclo criatório**. Florianópolis, 2005. 100p. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

SIQUEIRA, J.O. MOREIRA, F.M.S.; GRISI, B.M. HUNGRIA, M.; ARAÚJO, R.S. **Microrganismos e processos biológicos dos solos: perspectiva ambiental**. EMBRAPA-CNPAP, (Documentos 45), 142 p. 1994.

SØRENSEN, P. & J. A. FERNÁNDEZ, J. A. Dietary effects on the composition of pig slurry and on the plant utilization of pig slurry nitrogen. **Journal of Agricultural Science**, V. 140, p. 343–355, 2003.

SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B.; SILVA, C. A.; BUZETTI, S. **Frações do carbono orgânico, biomassa e atividade microbiana em um Latossolo Vermelho sob cerrado submetido a diferentes sistemas de manejos e usos do solo**. Acta Sci. Agron. Maringá, v. 28, n. 3, p. 323-329, 2006a.

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**, v. 12, n. 4, p. 429-434, 2006b.

SPARLING, G.P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Australian Journal of Soil Research**, v. 30, p.195-207, 1992.

SPARLING, G.P. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. In: PANKHURST, C.; DOUBE, B.M.; GUPTA, V.V.S.R. **Biological indicators of soil health**. Wallingford: CAB International, p.97-119, 1997.

SPIES, A. Avaliação de Impactos Ambientais da Suinocultura através da Análise do Ciclo de vida. In: **Suinocultura e Meio Ambiente em Santa Catarina: Indicadores de desempenho e avaliação sócio-econômica**. Embrapa Suínos e Aves. 2009. v.1, p- 15-43.

SUGIHARA, S.; FUNAKAWA, S.; KILASARA, M.; KOSAKI, T. Effect of land management and soil texture on seasonal variations in soil microbial biomass in dry tropical agroecosystems in Tanzania Applied. **Soil Ecology**, v. 44, p. 80–88, 2010.

SUI, Y. & THOMPSON, M. L. Phosphorus sorption, desorption, and buffering capacity in a biosolids-amended mollisol. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, p. 164-169, 2000.

TATE, K.R., ROSS, D.J. & FELTHAM, C.W. A direct extraction method to estimate soil microbial C: Effects of experimental variables and some different calibration procedures. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 20, p. 329-335, 1988.

TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S. J. Análises de solo, plantas e outros materiais. 2. ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p. (Boletim técnico, 5).

TEDESCO, M.J.; SELBACH, P.A; GIANELLO, C.; CAMARGO, F.A.O. Resíduos orgânicos no solo e os impactos no ambiente. In: SANTOS, G.A.; CAMARGO, F.A.O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo, ecossistemas Tropicais e Subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, v. 2, 2008. cap. 9. p.113-135.

TIQUIA, S. M. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. **Journal of Applied Microbiology**, v.99, n.4, p. 816-828, 2005.

TONG, L.; LI, P.; WANG, Y.; ZHU, K. Analysis of veterinary antibiotic residues in swine wastewater and environmental water samples using optimized SPE-LC/MS/MS. **Chemosphere**, v. 74, p. 1090–1097, 2009.

TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. In: **Tópicos em Ciência do Solo**, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa-MG, v.2, p.195-276, 2002.

TSAI, S. M.; BARAIBAR, A. V. L.; ROMANI, V. L. M. Efeito de fatores do solo. In: CARDOSO, E. J. N. B.; TSAI, S. M.; NEVES, M. C. P. (Eds.). **Microbiologia do solo**. SBCS. Campinas, 59-72, 1992.

VAN HEES, P.A.W., JONES, D.L., FINLAY, R., GODBOLD, D.L., LUNDSTROM, U.S. The carbon we do not see—the impact of low molecular weight compounds on carbon dynamics and respiration in forest soils: a review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 37, p. 1–13, 2005.

VANCE, E.D.; BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S. An extraction method for measuring soil microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19, p. 703-707, 1987.

VENZKE FILHO, S. P.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; M. S., CERRI, C. C. Biomassa microbiana do solo em sistema de plantio direto na região de Campos Gerais - Tibagi, PR. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, 2008.

VU, V. T. K.; PRAPASONGSA, T.; POULSEN, D. H.; JØRGENSEN, H. Prediction of manure nitrogen and carbon output from grower-finisher pigs. **Animal Feed Science and Technology**, v. 151, p. 97–110, 2009.

YANG, S. M.; MALHI, S. S.; SONG, J. R.; XIONG, Y. C.; YUE, W. Y.; LU, L. L.; WANG, J. G.; GUO, T. W. Crop yield, nitrogen uptake and nitrate-nitrogen accumulation in soil as affected by 23 annual applications of fertilizer and manure in the rainfed region of Northwestern China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 76, p. 81, 2006.

YANG, Y.; GUO, J.; CHEN, G.; YIN, Y.; GAO, R.; LIN, C. **Effects of forest conversion on soil labile organic carbon fractions and aggregate stability in subtropical China**. *Plant Soil* v. 323, p.153–162, 2009.

WISNIEWSKI, C.; HOLTZ, G. P. Decomposição da palhada e liberação de nitrogênio e fósforo numa rotação aveia-soja sob plantio direto. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Brasília, v. 32, n. 11, p. 1191-1197, 1997.

WANG, P.; CHANGA, C. M.; WASTON, M. E.; DICK. Maturity indices for composted dairy and pig manures. **Soil Biology & Biochemistry**, v.36, n.4, p.767-776, 2004.

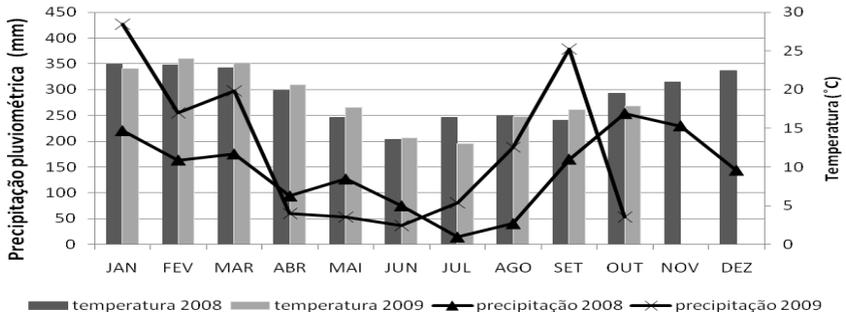
WARDLE, D.A. & HUNGRIA, M.A. **Biomassa microbiana do solo e sua importância nos ecossistemas terrestres**. in: microrganismos de importância agrícola. EMBRAPA. Brasília-DF. 1994. 226p.

ZEBARTH, B. J.; PAUL, J. W.; KLEECK, R. V. The effect of nitrogen management in agricultural production on water and air quality: evaluation on a regional scale. **Agricultural Ecosystems Environmental**, v. 72, p.35-52, 1999.

ZHANG, W.; XU, M.; WANG, B.; WANG, X. Soil organic carbon, total nitrogen and grain yields under long term fertilizations in the upland red soil of southern China. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 84, p. 59–69, 2009.

Anexos

Anexo a: Precipitação pluviométrica e temperatura média mensal no período de janeiro de 2008 a outubro de 2009.



Anexo a. Precipitação pluviométrica e temperatura média mensal no período de janeiro de 2008 a outubro de 2009.

Fonte: EPAGRI-CIRAM (2010).

Anexo b: Tabela ANOVA para o carbono orgânico total (COT).

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	51,75025	1	51,75025	3326,750	0,000000
tratamento	0,21953	6	0,03659	2,352	0,097734
bloco	0,00698	2	0,00349	0,224	0,802352
Erro	0,18667	12	0,01556		

Anexo c: Tabela ANOVA para o carbono da biomassa microbiana do solo (CBS) em out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009 e out/2009.

carbono da biomassa microbiana (CBM) out/2008					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	56350,11	1	56350,11	414,7343	0,000000
tratamento	1272,27	6	212,04	1,5606	0,240699
bloco	80,03	2	40,02	0,2945	0,750128
Erro	1630,44	12	135,87		

carbono da biomassa microbiana (CBM) fev/2009					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	68174,58	1	68174,58	1296,424	0,000000
tratamento	811,02	6	135,17	2,570	0,077355
bloco	112,88	2	56,44	1,073	0,372560
Erro	631,04	12	52,59		

carbono da biomassa microbiana (CBM) mar/2009					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	76197,57	1	76197,57	308,5331	0,000000
tratamento	917,01	6	152,84	0,6188	0,712312
bloco	273,28	2	136,64	0,5533	0,589061
Erro	2963,61	12	246,97		

carbono da biomassa microbiana (CBM) ago/2009					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	45557,10	1	45557,10	674,0097	0,000000
tratamento	928,87	6	154,81	2,2904	0,104536
bloco	33,80	2	16,90	0,2501	0,782718
Erro	811,09	12	67,59		

carbono da biomassa microbiana (CBM) out/2009					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	72839,80	1	72839,80	400,5987	0,000000
tratamento	2465,43	6	410,91	2,2599	0,108101
bloco	206,22	2	103,11	0,5671	0,581667
Erro	2181,93	12	181,83		

Anexo d: Tabela ANOVA para a relação Cmic/Corg (qMIC) em out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009 e out/2009.

out/2008 (qMIC)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	0,910684	1	0,910684	403,8103	0,000000
tratamento	0,037826	6	0,006304	2,7954	0,061226
bloco	0,001102	2	0,000551	0,2443	0,787084
Erro	0,027063	12	0,002255		

fev/2009 (qMIC)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	2,923875	1	2,923875	1394,953	0,000000
tratamento	0,015474	6	0,002579	1,230	0,356590
bloco	0,007188	2	0,003594	1,715	0,221297
Erro	0,025152	12	0,002096		

mar/2009 (qMIC)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	3,027524	1	3,027524	312,9508	0,000000
tratamento	0,029093	6	0,004849	0,5012	0,796066
bloco	0,012696	2	0,006348	0,6562	0,536494
Erro	0,116089	12	0,009674		

ago/2009 (qMIC)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	1,743454	1	1,743454	686,3055	0,000000
tratamento	0,042797	6	0,007133	2,8078	0,060456
bloco	0,000912	2	0,000456	0,1795	0,837897
Erro	0,030484	12	0,002540		

out/2009 (qMIC)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	1,827411	1	1,827411	430,0512	0,000000
tratamento	0,044195	6	0,007366	1,7334	0,196466
bloco	0,006692	2	0,003346	0,7875	0,477151
Erro	0,050991	12	0,004249		

Anexo e: Tabela ANOVA para a respiração basal do solo (RBS) em out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009 e out/2009.

out/2008 (RBS)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	12,75260	1	12,75260	490,2002	0,000000
tratamento	0,07800	6	0,01300	0,4997	0,797100
bloco	0,13785	2	0,06892	2,6494	0,111429
Erro	0,31218	12	0,02602		

fev/2009 (RBS)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	30,61599	1	30,61599	756,7179	0,000000
tratamento	2,66488	6	0,44415	10,9777	0,000283
bloco	0,12445	2	0,06222	1,5380	0,254322
Erro	0,48551	12	0,04046		

mar/2009 (RBS)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	19,13364	1	19,13364	672,8850	0,000000
tratamento	0,28365	6	0,04727	1,6625	0,213466
bloco	0,04379	2	0,02189	0,7699	0,484628
Erro	0,34122	12	0,02844		

ago/2009 (RBS)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	21,77545	1	21,77545	467,5341	0,000000
tratamento	0,19295	6	0,03216	0,6905	0,661948
bloco	0,00354	2	0,00177	0,0380	0,962817
Erro	0,55890	12	0,04658		

out/2009 (RBS)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	14,25869	1	14,25869	193,5805	0,000000
tratamento	1,57742	6	0,26290	3,5693	0,028893
bloco	0,00875	2	0,00437	0,0594	0,942615
Erro	0,88389	12	0,07366		

out/2009 (RBS)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	14,25869	1	14,25869	193,5805	0,000000
tratamento	1,57742	6	0,26290	3,5693	0,028893
bloco	0,00875	2	0,00437	0,0594	0,942615
Erro	0,88389	12	0,07366		

Anexo f: Tabela ANOVA para o quociente metabólico (qCO_2), média de cinco datas de coleta (out/2008, fev/2009, mar/2009, ago/2009 e out/2009).

qCO2 (media de cinco datas de coleta)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	11665,99	1	11665,99	436,5109	0,000000
tratamento	18,36	6	3,06	0,1145	0,993766
bloco	41,12	4	10,28	0,3847	0,817410
Erro	641,41	24	26,73		

Anexo g: Tabela ANOVA para a taxa de decomposição da aveia aos 0, 5, 18, 48 e 100 dias.

0 dias (decomposição aveia 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	2740,115	1	2740,115	371,1853	0,000000
tratamento	29,938	6	4,990	0,6759	0,672065
bloco	34,446	2	17,223	2,3331	0,139342
Erro	88,585	12	7,382		

5 dias (decomposição aveia 2008)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	2185,870	1	2185,870	406,3422	0,000000
tratamento	25,959	6	4,327	0,8043	0,585382
bloco	25,409	2	12,705	2,3617	0,136499
Erro	64,553	12	5,379		

18 dias (decomposição aveia 2008)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	1805,556	1	1805,556	327,4541	0,000000
tratamento	24,897	6	4,149	0,7525	0,619536
bloco	13,645	2	6,822	1,2373	0,324673
Erro	66,167	12	5,514		

48 dias (decomposição aveia 2008)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	1506,384	1	1506,384	380,1240	0,000000
tratamento	23,528	6	3,921	0,9895	0,473977
bloco	16,990	2	8,495	2,1437	0,159952
Erro	47,554	12	3,963		

100 dias (decomposição aveia 2008)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	1000,404	1	1000,404	359,0539	0,000000
tratamento	9,639	6	1,607	0,5766	0,742433
bloco	13,968	2	6,984	2,5065	0,123138
Erro	33,435	12	2,786		

Anexo h: Tabela ANOVA para o rendimento de massa seca (MS) de aveia na safra 2008.

MS AVEIA 2008					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	2740,115	1	2740,115	371,1853	0,000000
tratamento	29,938	6	4,990	0,6759	0,672065
bloco	34,446	2	17,223	2,3331	0,139342
Erro	88,585	12	7,382		

Anexo i: Tabela ANOVA para o rendimento de massa seca (MS) de aveia na safra 2009.

MS AVEIA 2009					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	3060,868	1	3060,868	511,0861	0,000000
tratamento	47,026	6	7,838	1,3087	0,324804
bloco	10,013	2	5,007	0,8360	0,457195
Erro	71,867	12	5,989		

Anexo j: Tabela ANOVA para o rendimento de grãos de milho na safra 2010.

Rendimento Milho					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	556,5699	1	556,5699	273,7890	0,000000
tratamento	23,5450	6	3,9242	1,9304	0,156465
bloco	0,9806	2	0,4903	0,2412	0,789404
Erro	24,3941	12	2,0328		

Anexo k: Tabela ANOVA para argila, pH, P, K, Al, Ca e Mg em outubro de 2008, abril de 2009 e outubro de 2010.

argila (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	20429,76	1	20429,76	3791,090	0,000000
Trat	33,90	6	5,65	1,049	0,442317
Bloco	10,67	2	5,33	0,990	0,400092
Erro	64,67	12	5,39		

pH (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	648,5186	1	648,5186	3437,667	0,000000
Trat	2,3448	6	0,3908	2,072	0,133306
Bloco	0,1029	2	0,0514	0,273	0,765979
Erro	2,2638	12	0,1887		

P (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	13701,19	1	13701,19	68,32596	0,000003
Tratamento	12568,36	6	2094,73	10,44612	0,000359
Bloco	135,31	2	67,66	0,33739	0,720186
Erro	2406,32	12	200,53		

K (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	870675,0	1	870675,0	128,5343	0,000000
Tratamento	168157,0	6	28026,2	4,1374	0,017469
Bloco	3337,5	2	1668,8	0,2464	0,785504
Erro	81286,5	12	6773,9		

Al (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	0,373333	1	0,373333	7,550562	0,017673
Tratamento	0,266667	6	0,044444	0,898876	0,526240
Bloco	0,006667	2	0,003333	0,067416	0,935158
Erro	0,593333	12	0,049444		

Ca (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	469,5471	1	469,5471	585,3660	0,000000
Tratamento	17,7429	6	2,9571	3,6866	0,025960
Bloco	0,9343	2	0,4671	0,5824	0,573607
Erro	9,6257	12	0,8021		

Mg (outubro 2008)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	70,21714	1	70,21714	475,1536	0,000000
Tratamento	5,06952	6	0,84492	5,7175	0,005141
Bloco	0,14000	2	0,07000	0,4737	0,633867
Erro	1,77333	12	0,14778		

pH (dados abril 2009)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	648,5186	1	648,5186	2406,873	0,000000
Tratamento	0,8381	6	0,1397	0,518	0,783903
Bloco	0,2400	2	0,1200	0,445	0,650765
Erro	3,2333	12	0,2694		

argila (dados abril 2009)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	19322,33	1	19322,33	6390,063	0,000000
Tratamento	10,00	6	1,67	0,551	0,760580
Bloco	6,38	2	3,19	1,055	0,378340
Erro	36,29	12	3,02		

P (dados abril 2009)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	51267,32	1	51267,32	32,35048	0,000101
Tratamento	20153,09	6	3358,85	2,11949	0,126319
Bloco	1631,09	2	815,54	0,51462	0,610341
Erro	19016,96	12	1584,75		

K (dados abril 2009)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	1019482	1	1019482	96,15382	0,000000
Tratamento	101622	6	16937	1,59744	0,230461
Bloco	2121	2	1061	0,10003	0,905553
Erro	127231	12	10603		

Al (dados abril 2009)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	0,297619	1	0,297619	9,351621	0,009935
Tratamento	0,232381	6	0,038730	1,216958	0,362345
Bloco	0,018095	2	0,009048	0,284289	0,757479
Erro	0,381905	12	0,031825		

Ca (dados abril 2009)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	286,0119	1	286,0119	143,8049	0,000000
Tratamento	7,5848	6	1,2641	0,6356	0,700434
Bloco	1,4867	2	0,7433	0,3737	0,695889
Erro	23,8667	12	1,9889		

Mg (dados abril 2009)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	55,69714	1	55,69714	132,7628	0,000000
Tratamento	0,82286	6	0,13714	0,3269	0,910166
Bloco	0,22571	2	0,11286	0,2690	0,768622
Erro	5,03429	12	0,41952		

argila (dados abril 2010)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	16129,71	1	16129,71	2858,430	0,000000
Tratamento	28,29	6	4,71	0,835	0,565403
Bloco	0,29	2	0,14	0,025	0,975053
Erro	67,71	12	5,64		

pH (dados abril 2010)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	701,8076	1	701,8076	4088,200	0,000000
Tratamento	3,6457	6	0,6076	3,540	0,029695
Bloco	0,2067	2	0,1033	0,602	0,563479
Erro	2,0600	12	0,1717		

P (dados abril 2010)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	92362,54	1	92362,54	48,83866	0,000015
Tratamento	48609,51	6	8101,58	4,28389	0,015436
Bloco	3325,85	2	1662,92	0,87931	0,440189
Erro	22694,12	12	1891,18		

K (dados abril 2010)

	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	829234,7	1	829234,7	171,2615	0,000000
Tratamento	142887,0	6	23814,5	4,9184	0,009268
Bloco	3850,3	2	1925,1	0,3976	0,680464
Erro	58103,0	12	4841,9		

Al (dados abril 2010)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	0,137619	1	0,137619	4,661290	0,051804
Tratamento	0,245714	6	0,040952	1,387097	0,295808
Bloco	0,012381	2	0,006190	0,209677	0,813754
Erro	0,354286	12	0,029524		

Ca (dados abril 2010)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	270,0043	1	270,0043	795,4300	0,000000
Tratamento	21,6724	6	3,6121	10,6411	0,000328
Bloco	0,2600	2	0,1300	0,3830	0,689870
Erro	4,0733	12	0,3394		

Mg (dados abril 2010)					
	SS	Degr. of	MS	F	p
Intercept	54,72429	1	54,72429	506,6319	0,000000
Tratamento	3,37238	6	0,56206	5,2035	0,007462
Bloco	0,03714	2	0,01857	0,1719	0,844074
Erro	1,29619	12	0,10802		